

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

VALORAÇÃO ECONÔMICA DE DANOS AMBIENTAIS

MAURO MENDONÇA MAGLIANO

ORIENTADOR: Prof. Dr. HUMBERTO ANGELO

BRASÍLIA

2019

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

VALORAÇÃO ECONÔMICA DE DANOS AMBIENTAIS

MAURO MENDONÇA MAGLIANO

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação do Departamento de Engenharia Florestal da Universidade de Brasília, como requisito para obtenção do título de Doutor em Ciências Florestais.

Orientador: Prof. Dr. Humberto Angelo

APROVADA POR:

Prof. Dr. Humberto Angelo (Departamento de Engenharia Florestal –
Universidade de Brasília – UnB)
(Orientador)

Prof. Dr. Álvaro Nogueira de Souza (Departamento de Engenharia Florestal
– Universidade de Brasília – UnB)
(Examinador Interno)

Prof. Dr. Alexandre Nascimento de Almeida (Faculdade UnB Planaltina –
Universidade de Brasília – UnB)
(Examinador Externo)

Prof. Dr. Rodrigo Studart Correa (Universidade Católica de Brasília)
(Examinador Externo - Suplente)

BRASÍLIA/DF, 12 DE JULHO DE 2019

FICHA CATALOGRÁFICA

MM195v	Magliano, Mauro Mendonça Valoração Econômica de Danos Ambientais / Mauro Mendonça Magliano; orientador Humberto Angelo. -- Brasília, 2019. 183 p.
	Tese (Doutorado - Doutorado em Ciências Florestais) -- Universidade de Brasília, 2019.
	1. Valoração Econômica do Meio Ambiente. 2. Valoração Econômica de Danos Ambientais. 3. Métodos de Valoração Econômica do Meio Ambiente. 4. Análise de Equivalência de Habitat (HEA). 5. Índice de Vegetação por Diferença Normalizada - NDVI aplicado à HEA. I. Angelo, Humberto, orient. II. Título.

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

MAGLIANO, M. M. (2019). Valoração Econômica de Danos Ambientais. Tese de Doutorado em Ciências Florestais. Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2019, 183 p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Mauro Mendonça Magliano.

TÍTULO: Valoração Econômica de Danos Ambientais.

GRAU: Doutor

ANO: 2019

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta tese de doutorado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta tese de doutorado pode ser reproduzida sem autorização por escrito do autor.

Mauro Mendonça Magliano

AGRADECIMENTOS

A gratidão é um prazeroso dever, pois decorre de um benefício recebido.

A conclusão desta Tese significa que muita energia convergiu para que o benefício tenha se materializado e, assim, pudéssemos agora agradecer.

Agradeço ao bom Deus, inteligência suprema e causa primeira de todas as coisas.

A meus pais Pedro e Anete, suporte indispensável em todos os nossos passos.

Aos irmãos Fábio e Márcia, parceiros de todas as horas.

A minha esposa Luciana, grande incentivadora de nossos projetos.

Aos meus filhos Bruno, Isabela, Gabriel e Daniel, e ao meu neto Pedro Henrique, inspirações para que jamais nos detenhamos na marcha.

A todos os professores, desde a primeira infância, com quem aprendemos quase tudo que sabemos.

Ao Professor Dr. Humberto Angelo, orientador e amigo que nos conduziu mais de perto nessa etapa, iluminando o desenvolvimento deste trabalho.

Ao Professor Dr. Jorge Madeira Nogueira, inspiração de longa data, para que nós nos enveredássemos no campo da Economia Ambiental.

Aos membros das bancas de qualificação, Prof. Dr. Eraldo Matricardi e Prof. Dr. Jorge Nogueira, e aos membros da banca de doutoramento, Prof. Dr. Humberto Ângelo, Prof. Dr. Álvaro Nogueira, Prof. Dr. Rodrigo Corrêa, Prof. Dr. Alexandre Almeida, que com suas sugestões contribuíram decisivamente no aperfeiçoamento deste trabalho.

Aos colegas de turma do doutorado em Economia (Cadu, Carol, Claudiano, Cristina, Débora, Elke Joana, Lucas, Virgínia, Zenaide), com quem mais convivi que os colegas da Engenharia Florestal (Natalia, Fernando, Maísa, Lucas, Fátima, Wanderlei) e muitos outros a quem devo nossa gratidão, amizade e escusas por não citá-los todos.

Aos amigos de toda uma vida e aos colegas de trabalho, sempre entusiasmados com as possibilidades desta pesquisa. Menção especial ao amigo Dr. David Pavanelli, pela parceria constante nesse projeto.

À Polícia Federal, e principalmente à Diretoria Técnico-Científica, que acredita, incentiva e dá suporte para que a pesquisa e o conhecimento científico sejam o norte da nossa instituição.

À Universidade de Brasília, e particularmente ao Departamento de Engenharia Florestal, que apesar de todas as dificuldades, oferece ensino e suporte de qualidade à pesquisa para o desenvolvimento da sociedade.

E, por fim, aos anônimos contribuintes brasileiros, que patrocinaram este projeto com parte de seus esforços pessoais, transformados em recursos públicos.

A todos, nossa profunda gratidão.

RESUMO

Converter danos ambientais em montantes financeiros, conforme determinado pela legislação brasileira, é um desafio enfrentado pelas ciências econômicas e ambientais em todo o mundo. A falta de métricas claras para dimensionamento ecológico e econômico do dano e de suas repercussões dificulta a responsabilização pela via judicial. A valoração econômica de danos ambientais contribui para mensurar as externalidades negativas de empreendimentos, dimensionando os custos de reparação. Este estudo buscou identificar métodos apropriados para a valoração econômica de danos ao meio ambiente para aplicação forense, com base nos atributos de operacionalidade, rigor científico e abrangência dos métodos, além da experiência internacional sobre o tema. A avaliação crítica dos métodos identificou a Análise de Equivalência de Habitats (HEA) como uma abordagem mais próxima das necessidades da aplicação da lei brasileira. Este estudo propôs o uso do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada - NDVI para redução da subjetividade de parâmetros da HEA, em casos de danos à vegetação. A existência e a aplicabilidade de métodos de valoração econômica já permitem a sua inclusão na perícia de constatação do dano ambiental exigida na lei penal, ainda que nenhum dos métodos satisfaça integralmente os atributos desejados. As potencialidades e os limites da aplicação da HEA no Brasil foram discutidos neste estudo reconhecendo-se a oportunidade e conveniência da avaliação empírica dos aspectos de operacionalidade, base científica e abrangência pelas agências brasileiras de aplicação da lei ambiental. No entanto, é imprescindível o conhecimento de suas bases teóricas e seus limites de aplicação, bem como a necessidade de rigor metodológico para a obtenção de resultados válidos.

ABSTRACT

Converting environmental damage into financial amounts, as determined by Brazilian law, is a challenge faced by economic and environmental sciences around the world. The lack of clear metrics for ecological and economic scaling of the damage and its repercussions hampers the justice to assign accountability. The economic valuation of environmental damage contributes to measuring the negative externalities of projects, scaling the repair costs. This study aimed to identify appropriate methods for the economic valuation of environmental damage for forensic application, based on the attributes of operability, scientific basis, and comprehensiveness of the methods, as well as international experience on the subject. A critical assessment of the methods identified Habitat Equivalency Analysis (HEA) as a closer approach to the needs of Brazilian law enforcement. This study proposed to use the Normalized Difference Vegetation Index - NDVI to reduce the subjectivity of HEA parameters in cases of vegetation damage. The existence and applicability of economic valuation methods already allow their inclusion in the environmental damage valuation required by criminal law, even though none of the methods fully satisfies the desired attributes. The potentialities and limits of the application of HEA in Brazil were discussed in this study recognizing the opportunity and convenience of empirical evaluation of aspects of operability, scientific basis, and comprehensiveness by Brazilian environmental law enforcement agencies. However, it is essential to know the theoretical basis and the limits of its application, as well as the need for methodological rigor to obtain valid results.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Estrutura para avaliação e valoração integradas de funções, bens e serviços do ecossistema.

Figura 2: Abordagem ampliada da trilha de impacto para o cálculo dos custos ambientais.

Figura 3: Variação das funções ecossistêmicas ao longo do processo de compensação ambiental de danos em áreas úmidas.

Figura 4: Representação gráfica das perdas e recuperação natural e induzida.

Figura 5: Serviços de linha de base e com lesão ao longo do tempo. Exemplo estilizado de como as perdas de serviço diferem dependendo da alteração das condições da linha de base.

Figura 6: Aspecto da área durante a mineração e após a recomposição florestal

Figura 7: Representações da Floresta A1 com imagens multiespectrais, imagem NDVI e máscara reamostrada do NDVI.

Figura 8: Variação do NDVI nas imagens de satélite da Floresta A1.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Taxonomia geral do valor econômico do recurso ambiental.

Tabela 2: Descrição, vantagens e desvantagens de métodos mais comuns de valoração econômica do meio ambiente.

Tabela 3: Imagens de satélites utilizadas no cálculo do NDVI.

Tabela 4: Débitos acumulados de serviços ecossistêmicos suprimidos de área de mata atlântica.

Tabela 5: Créditos acumulados de serviços ecossistêmicos produzidos por 1 hectare de projeto de reparação compensatória.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO.....	1
Natureza e implicação do problema.....	1
Antecedentes e Justificativas	2
Panorama da valoração de danos ambientais no Brasil	4
Métodos e procedimentos de pesquisa.....	5
Hipótese	6
Objetivos.....	7
Estrutura da tese e conteúdos dos capítulos	7
CAPÍTULO 1	10
Danos a ecossistemas florestais: Interpretações, mensuração, valoração	10
1.1 Considerações iniciais.....	10
1.2 Conceitos de dano ao meio ambiente.....	11
1.3 Conceitos de valor	14
1.4 Funções e benefícios dos ecossistemas florestais	15
1.4.1 Como medir as funções e valores ecossistêmicos?	17
1.5 Mensuração de danos a ecossistemas florestais.....	20
1.5.1 Variação de serviços ecossistêmicos medida por sensoriamento remoto.....	22
1.6 Valoração econômica do meio ambiente – Princípios e Métodos	27
1.6.1 Princípios da valoração econômica do meio ambiente.....	27
1.6.2 Métodos para valoração econômica do meio ambiente.....	29
1.7 Valoração econômica de danos ambientais – Métodos aplicáveis	35
1.8 Efeitos decorrentes dos danos a florestas	42
1.9 Considerações finais sobre danos a ecossistemas florestais	43
CAPÍTULO 2	45
Valoração econômica como instrumento de responsabilização de danos ambientais.....	45
2.1. Considerações Iniciais	45
2.2. Direitos de Propriedade e Responsabilização.....	47
2.3. A mensuração da responsabilização: a importância da valoração de danos ambientais.....	50
2.4. Considerações finais sobre valoração como instrumento de responsabilização.....	54
CAPÍTULO 3	56

Análise Crítica da Valoração de Danos Ambientais no Brasil	56
O caso do rompimento da barragem de Fundão	56
3.1. O Desastre da barragem de Fundão	56
3.2. O desastre e as primeiras respostas institucionais de responsabilização	57
3.3. A apuração da responsabilidade pelo desastre	59
3.4. As bases utilizadas para a definição de valores para a responsabilização	63
3.4.1. Relatórios de instituições públicas	63
3.4.2. A comparação com o desastre da plataforma de petróleo <i>Deepwater Horizon</i>	66
3.5. Os acordos celebrados para a recuperação ambiental	67
3.5.1. O Termo de Transação e Ajustamento de Conduta – TTAC liderado pela AGU 71	
3.5.2. O Termo de Ajustamento de Conduta – TAC Governança,	76
3.6. A (in)experiência institucional na valoração econômica de danos ambientais.	80
3.7. Considerações finais sobre o desastre da barragem de Fundão	83
CAPÍTULO 4	85
Experiência internacional comparada na valoração de danos ambientais	85
4.1. Considerações iniciais	85
4.2. Estados Unidos	86
4.2.1. NOAA	87
4.2.2. DOI	87
4.2.3. Abordagem múltipla	89
4.3. Comunidade Europeia	89
4.4. China.....	91
4.5. Alemanha.....	93
4.6. Outros países	96
4.7. Considerações finais sobre a experiência internacional em valoração.....	98
CAPÍTULO 5	99
Análise de Habitat Equivalente	99
Proposta de metodologia para valoração econômica de danos ambientais	99
5.1. Definição e considerações iniciais	99
5.2. Fundamentação teórica	102
5.2.1. Princípios do método.....	102
5.2.2. Escolha da métrica	106
5.2.3. Definição da linha de base de serviços ecossistêmicos.....	108
5.2.4. A taxa social de preferência temporal - o efeito do desconto	110
5.2.5. Incertezas.....	112

5.3.	Modelo matemático para dimensionamento da compensação.....	115
5.4.	Vantagens da Análise de Equivalência de Habitat - HEA.....	118
5.5.	Desvantagens, críticas ou limitações da HEA	120
5.6.	Aplicações.....	122
5.7.	Aplicabilidade à realidade brasileira.....	126
5.8.	Considerações finais sobre a HEA.....	130
Capítulo 6		131
Redução de incertezas da HEA utilizando-se o NDVI.....		131
6.1.	Princípio da utilização do NDVI	131
6.2.	Proposta de aplicação empírica do NDVI como apoio à HEA.....	134
Considerações Finais		139
Referências		142
APÊNDICES:		152
Apêndice A: Roteiro para utilização do método de análise de equivalência de habitat – HEA		152
Apêndice B: Histórico do desenvolvimento e aplicação da HEA		160
Apêndice C: Desenvolvimento de modelos matemáticos da HEA		165
Apêndice D: O desastre da plataforma de petróleo <i>Deepwater Horizon</i> como paradigma para a valoração econômica dos danos do rompimento da barragem de Fundão.....		169

INTRODUÇÃO

Natureza e implicação do problema.

Esta tese busca enfrentar o problema surgido na legislação brasileira ao determinar no art. 19 da Lei de Crimes Ambientais (Lei Federal 9.605, de 12 de fevereiro de 1998) que a perícia de constatação do dano ambiental, sempre que possível, fixará o montante do prejuízo causado para efeitos de prestação de fiança e cálculo de multa.

A conversão de dano ambiental em montante financeiro é um desafio enfrentado pelas ciências econômicas e ambientais em todo o mundo, particularmente nos últimos trinta anos após o acidente com o petroleiro Exxon Valdez, no Alaska em 1989. A mensuração de danos se enquadra nas aplicações da valoração econômica do meio ambiente, descritas por Pearce e Seccombe-Hett (2000), como ferramenta de apoio à tomada de decisões, juntamente com a análise de custo benefício de projetos e de políticas, precificação de serviços de recreação, definição de tributos ambientais, incorporação de danos nas contas nacionais, ferramenta de gestão na priorização de bens de maior valor e participação pública em decisões, a partir das técnicas de eliciação de preferências.

Os recentes desastres da indústria da mineração nos municípios mineiros de Mariana (em 2015) e Brumadinho (em 2019) se juntam a outros problemas crônicos de causa antrópica, como desmatamento, incêndios florestais, escassez hídrica, poluição e redução de biodiversidade, sem que se alcance a responsabilização e a recomposição adequadas dos danos ao patrimônio ambiental brasileiro. A falta de métricas claras para dimensionamento do dano e de suas repercussões dificulta o acionamento da Justiça para exigir a responsabilização privada e estatal na reparação das perdas.

A valoração econômica de danos ambientais é uma ferramenta útil para mensurar as externalidades negativas de empreendimentos, bem como para aperfeiçoar os mecanismos de responsabilização e pagamento de custos de reparação de danos. Segundo Castro (2015), uma das principais razões para se pesquisar a valoração econômica do meio ambiente no Brasil é sua utilização como instrumento complementar às decisões judiciais sobre avaliação de danos dos recursos naturais. Mota e Bursztyrn (2013) identificaram que a valoração de recursos ambientais tem servido de suporte para

estipular o valor do dano ambiental em decorrência de processos impetrados na justiça em outros países.

A ausência da valoração econômica no processo de responsabilização reforça a advertência de Motta (1997), que afirmou que quando os custos da degradação ecológica não são pagos por aqueles que a geram, esses custos são externalidades para o sistema econômico. Ou seja, custos que afetam terceiros sem a devida compensação. O resultado, segundo o autor, é um padrão de apropriação do capital natural em que os benefícios são providos para alguns usuários de recursos ambientais sem que estes compensem os custos incorridos por usuários excluídos. Além disso, ressalta que as gerações futuras serão deixadas com um estoque de capital natural resultante das decisões das gerações atuais, arcando com os custos que estas decisões podem implicar.

A Lei de Crimes Ambientais estabeleceu o desafio para que, “quando possível”, a perícia de constatação apresentasse a valoração econômica dos danos ambientais. A experiência nacional com desastres ecológicos revela que o problema posto pela Lei de Crimes Ambientais ainda não foi equacionado, como se verá no Capítulo 3 deste estudo. A experiência internacional demonstra que já há métodos que possibilitam a valoração dos danos, embora não haja uma fórmula única para conversão de perdas ecossistêmicas em montantes financeiros. A análise dos métodos de valoração disponíveis e a sua contextualização para o panorama institucional e ambiental brasileiro é a providência necessária, parcialmente suprida por esta tese.

Antecedentes e Justificativas

Segundo Solow (1993), se sustentabilidade for mais que um *slogan*, deve determinar-se a preservar indefinidamente a capacidade produtiva para o futuro. Isso só é compatível com a utilização de recursos não-renováveis se a sociedade repuser tais recursos por algum outro equivalente. Portanto, os índices que medem sustentabilidade devem refletir as oscilações de estoque de capital natural, e devem ainda orientar os ajustes de contas nacionais considerando que as flutuações do capital natural são igualmente importantes para construir estratégias da almejada sustentabilidade.

Visando conservar o estoque de capital natural para as futuras gerações, a Constituição brasileira e a lei da Política Nacional do Meio Ambiente¹ determinam

¹ CF. Art. 225 §2º; Lei 6.938/1981, art. 14, § 1º.

expressamente a obrigação de recuperar e/ou indenizar os danos causados pelas externalidades da atividade econômica. Como regra geral, deve-se buscar prioritariamente a reparação integral do meio ambiente e, na sua impossibilidade, os danos deverão ser compensados. Portanto, para além das ações de reparação direta, há a necessidade de se avaliar quais danos não podem ser diretamente reparados e como adotar uma métrica biofísica ou econômica de compensação.

O uso de instrumentos econômicos possibilita a reavaliação do custo-benefício de determinados empreendimentos para a sociedade. Se as externalidades negativas causadas pela atividade econômica não forem devidamente compensadas ou reduzidas, os custos sociais serão maiores que os benefícios socioeconômicos da atividade desenvolvida. A importância da valoração econômica para comparar custos e benefícios ambientais, destacada por Goulder e Kennedy (2011), mostra que muitos dos serviços ecossistêmicos críticos gerados pelo capital natural, como serviços de polinização, controle de enchentes, filtração de água e provisão de habitat para a biodiversidade, são externalidades - elas não recebem um preço nos mercados. Como resultado, mercados irrestritos podem levar ao comprometimento ou colapso dos ecossistemas, em detrimento do bem-estar humano. Muitas vezes a sociedade se beneficiaria mais da proteção dos ecossistemas e de seus serviços do que dos resultados econômicos de mercados não regulamentados.

O *National Research Council* dos Estados Unidos- NRC (2012) afirma que do ponto de vista dos economistas, o valor de um ativo ambiental é medido pela sua contribuição para o bem-estar humano. Uma medida do valor de um bem ou serviço para um indivíduo pode ser obtida observando-se o que o indivíduo está disposto a desistir em troca de um aumento no bem ou serviço. Os economistas tipicamente tentam medir os benefícios em termos monetários, vendo o quanto um indivíduo estaria disposto a pagar para obter mais de um serviço ecossistêmico ou, alternativamente, o que um indivíduo estaria disposto a aceitar por um declínio em um serviço ecossistêmico. Métodos de valoração, baseados ou não em preços de mercados, podem ser usados para estimar a disposição a pagar por ganhos ou a disposição para aceitar perdas em seu bem-estar (NRC, 2012), em decorrência de externalidades negativas.

Do ponto de vista da política, uma das fraquezas das últimas décadas de estudos de valoração econômica é que eles se concentraram fortemente em avaliações de benefícios ou de danos isoladamente, em vez de comparações dessas medidas com os

custos de melhoria ambiental, ou com os benefícios da atividade prejudicial (PEARCE, 2007). Reflexões nesse sentido são importantes para se avaliar de forma mais abrangente as externalidades e a viabilidade econômica a longo prazo de atividades poluidoras.

Enquanto a percepção social sobre o meio ambiente não incorporar a noção de dano, como uma perda do capital natural que assegura o bem-estar e prosperidade para a presente ou futuras gerações, dificilmente o interesse para discussão de valoração de danos crescerá. Nesse sentido o presente estudo oferece definições sobre valor, responsabilidade e danos relativos aos serviços naturais, a fim de auxiliar a formação de tal percepção social.

A aplicação do princípio do poluidor-pagador requer estimar uma ordem de grandeza de pagamento em face da reparação da poluição perpetrada. Após a delimitação das medidas e dos custos de recuperação, a recomposição pode se dar de forma consensual (mediante acordo entre as partes, referendado pela Justiça) ou por determinação do Poder Judiciário. Sem as estimativas de custos, é impraticável a aplicação do princípio, uma vez que não há parâmetros de avaliação, tanto para o poluidor quanto para o Poder Judiciário, quanto a sua capacidade financeira de suportar os custos de recuperação.

Por outro lado, é necessário identificar o poluidor quando há danos difusos ou de autoria incerta, identificando-se a esfera de responsabilidade de cada agente. Nesse sentido, a responsabilização por danos ambientais depende da delimitação dos direitos de propriedade sobre bens e serviços ecossistêmicos. A valoração do dano ambiental mostra-se como medida indispensável para que a responsabilização ganhe mensuração econômica e possa ser aplicada de maneira mais objetiva, para dissuadir os detentores de direitos de propriedade de causar danos ambientais.

Panorama da valoração de danos ambientais no Brasil

A importância da valoração econômica para a responsabilização por danos ambientais contrasta com a baixa experiência, a falta de definição de competências legais e a ausência de uma estrutura de mensuração econômica de danos ambientais no Brasil. A literatura científica brasileira não reflete a existência de protagonismo institucional ou de debate sobre a melhor maneira de valorar, responsabilizar e compensar os danos ambientais.

Tal cenário resulta em frágil responsabilização aos poluidores e às autoridades públicas encarregadas de garantir a integridade do patrimônio ambiental.

Hupffer *et al.* (2012) argumentam que, em caso de responsabilidade do Estado por danos ambientais, por ação ou omissão em face de princípios de precaução e prevenção, a sociedade não deve ser duplamente penalizada com os efeitos dos danos ambientais e com um possível dispêndio de tributos gastos na reparação, cujos custos deveriam recair sobre o agente que lhes deu causa.

No Brasil, ainda não há discussão institucional sobre qual abordagem de valoração ambiental (serviço-a-serviço, recurso-a-recurso ou valor-a-valor) deve ser implementada e em que circunstâncias, provavelmente devido ao ineditismo de valoração econômica de danos em casos de relevância nacional. As instituições brasileiras que atuam no nível federal para a proteção do meio ambiente ainda não padronizaram procedimentos para avaliação econômica de danos. O uso dos métodos de valoração é ainda incipiente, experimental ou específico para alguns tipos de danos.

A inexperiência institucional brasileira na valoração econômica de danos ambientais é exemplificada no processo de responsabilização por danos decorrentes da ruptura da barragem de Fundão, em Mariana - MG. Mesmo nesse caso de desastre ambiental sem precedentes, sequer há definição clara sobre qual instituição é responsável pela elaboração do diagnóstico detalhado que sustente um procedimento de valoração econômica e de recomposição dos danos ambientais.

A construção de uma estrutura mais apropriada para avaliação e valoração de danos ambientais pode se inspirar na prática internacional sobre o tema. Para tanto, exigem-se ainda grandes esforços para a transposição dessa experiência às características ímpares do capital natural e da estrutura institucional brasileira.

Métodos e procedimentos de pesquisa

O presente estudo caracteriza-se como uma pesquisa exploratória e descritiva, cuja contribuição será a de apresentar uma visão comparativa da valoração econômica de danos ambientais, sob diferentes abordagens metodológicas. Pretende ainda sondar as experiências estrangeiras de países que já têm procedimentos estabelecidos, a fim de avaliar sua aplicabilidade para a utilização nos casos de danos ambientais que são levados à esfera judicial.

A base procedimental desta pesquisa é a revisão crítica de literaturas científica, técnica, legal e institucional relacionadas com métodos de valoração econômica do meio ambiente. As pesquisas foram realizadas de forma direcionada aos

temas dos capítulos, e diante da escassez de informações de cunho científico em língua portuguesa, as buscas foram primordialmente realizadas na língua inglesa, utilizada pelos principais autores e instituições relacionadas ao tema da valoração econômica do meio ambiente.

Na elaboração do Capítulo 3 - *Análise Crítica da Valoração de Danos Ambientais no Brasil – O caso do rompimento da barragem de Fundão*, analisaram-se os documentos produzidos ou utilizados pelas instituições que trataram da responsabilização e valoração do desastre, disponíveis nos respectivos sítios eletrônicos, à luz do conhecimento científico sobre o tema. Presumiu-se, nessa análise, o princípio da transparência, pelo qual as instituições teriam publicado em suas páginas na internet todos os documentos relevantes juntados às ações judiciais que tratam da responsabilização e valoração dos danos ambientais. A consulta on-line da íntegra das ações judiciais não foi disponibilizada pelos tribunais em que tramitam.

Para a produção do Capítulo 6 - *Redução de incertezas da HEA utilizando-se o NDVI*, foram também realizados testes de viabilidade do emprego de imagens de sensores orbitais para obtenção de índice de vegetação, conforme metodologia tradicional de busca no Catálogo de Imagens do Instituto de Pesquisas Espaciais – INPE, processamentos básicos da imagens e procedimentos específicos para a produção dos índices de vegetação no software livre QGis, versão 3.6.

As principais ferramentas de busca utilizadas foram SciELO, Google Acadêmico e Portal Capes (Periódicos). As buscas mais intensas ocorreram entre março de 2018 e março de 2019. Além dessas fontes, foram utilizados livros especializados e o banco de teses e dissertações da CAPES. Para a revisão da legislação foram consultados os bancos de legislações brasileiros, dos Estados Unidos e da União Europeia, em páginas governamentais dos países.

Hipótese

A hipótese considerada neste estudo é a de que a aplicação de métodos apropriados para a valoração econômica de danos ao meio ambiente contribuirá para decisões judiciais assertivas, abrangentes e proporcionais aos danos causados. Identificar métodos acessíveis de valoração econômica de danos pode facilitar a aplicação da lei, promovendo a reparação do dano e dissuadindo a prática de crimes ambientais.

Objetivos

. Este estudo visa destacar a importância da valoração econômica de danos ambientais e selecionar abordagens metodológicas que contribuam para sua aplicação na responsabilização criminal e cível de danos ambientais.

Para tanto, destacam-se os seguintes objetivos específicos do presente trabalho:

I. analisar os fundamentos e comparar os métodos aplicáveis à valoração econômica de danos ambientais;

II. avaliar a importância da valoração econômica para a responsabilização judicial por danos ambientais;

III. realizar estudo de caso sobre os procedimentos de valoração econômica de danos ambientais adotados no maior desastre ambiental do Brasil, o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana – MG;

IV. investigar a experiência internacional na adoção de métodos de valoração econômica de danos ambientais;

V. examinar a abordagem de Avaliação de Habitat Equivalente e avaliar sua aplicabilidade para utilização na valoração econômica de danos ambientais no contexto brasileiro; e

VI. propor aperfeiçoamento à abordagem de Avaliação de Habitat Equivalente para maior objetividade do método.

Estrutura da tese e conteúdos dos capítulos

Esta tese é dividida em 6 capítulos numerados, 4 Apêndices além das Considerações Iniciais e das Considerações Finais.

O Capítulo 1 – **Danos a ecossistemas florestais: interpretações, mensuração, valoração**, apresenta fundamentos da discussão, com conceitos econômicos e jurídicos de “dano ambiental” e “valor”, e descreve sucintamente as funções e benefícios dos ecossistemas florestais. A seguir analisa mecanismos de mensuração de danos ambientais e apresenta os princípios e métodos da valoração econômica do *meio ambiente*. Por fim, destaca os métodos aplicáveis à valoração de *danos ambientais* e os efeitos decorrentes dos danos às florestas.

O Capítulo 2 – **Valoração econômica como instrumento de responsabilização de danos ambientais**, esclarece como os direitos de propriedade sobre ativos ambientais se vinculam à responsabilização por danos, e como a responsabilização pode ser mensurada por meio da valoração econômica de danos ambientais.

O Capítulo 3 – **Análise Crítica da Valoração de Danos Ambientais no Brasil – O caso do rompimento da barragem de Fundão**, apresenta um retrato de como foi conduzida, até abril de 2019, as experiências de valoração econômica do maior desastre tecnológico e ambiental do Brasil, no complexo minerário do Fundão, da empresa SAMARCO Mineração, no município de Mariana-MG. O capítulo descreve as características do desastre, as primeiras respostas para responsabilização, a necessidade da valoração para a responsabilização pelo desastre, as bases utilizadas para o dimensionamento da responsabilização, as medidas adotadas em ações e acordos judiciais, e retrata a inexperiência institucional brasileira para valoração econômica de desastres ambientais.

O Capítulo 4 – **Experiência internacional comparada na valoração de danos ambientais**, explora a estrutura ou as experiências institucionais de países que já utilizam a valoração econômica de danos ambientais, destacando-se os Estados Unidos, União Europeia, Alemanha, China e outros países (incluindo Suécia, África do Sul e Indonésia). Neste capítulo obtém-se uma visão panorâmica das experiências internacionais que podem ser empregadas, com adaptações, à realidade institucional e ambiental brasileira.

O Capítulo 5 - **A Análise de Habitat Equivalente (HEA) - Proposta de metodologia para valoração econômica de danos**, detalha a definição, a fundamentação teórica, o modelo matemático, as vantagens, as desvantagens, as aplicações e a aplicabilidade do método para a realidade brasileira. Neste capítulo defende-se, de forma fundamentada, a utilização da HEA como metodologia de valoração de danos ambientais, recomendando-se sua utilização de forma experimental nos casos de menor complexidade pelas agências responsáveis pela aplicação da lei ambiental.

O Capítulo 6 – **Redução de incertezas da HEA utilizando-se o NDVI**, apresenta a fundamentação teórica e uma avaliação empírica da viabilidade do emprego de imagens de sensores orbitais para obtenção de índice de vegetação NDVI, como

indicador objetivo para redução de incertezas associadas ao parâmetro linha de base e cronologia do dano.

As **Considerações Finais** reúnem as conclusões deste estudo, indicando novas pesquisas e providências necessárias para a adoção experimental da HEA como abordagem de valoração econômica de danos ambientais por agências brasileiras.

O **Apêndice A** apresenta um roteiro passo-a-passo para aplicação da HEA.

O **Apêndice B** apresenta o histórico do desenvolvimento e primeiras aplicações da HEA.

O **Apêndice C** apresenta o desenvolvimento de modelos matemáticos da HEA.

O **Apêndice D** apresenta comparação paradigmática para a valoração econômica dos danos do rompimento da barragem de Fundão.

CAPÍTULO 1

Danos a ecossistemas florestais: interpretações, mensuração, valoração

1.1 Considerações iniciais

A Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente Humano, em Estocolmo, proclamou que (UN, 1972):

“o homem deve fazer constante avaliação de sua experiência e continuar descobrindo, inventando, criando e progredindo. Hoje em dia, a capacidade do homem de transformar o que o cerca, utilizada com discernimento, pode levar a todos os povos os benefícios do desenvolvimento e oferecer-lhes a oportunidade de enobrecer sua existência. Aplicado errônea e imprudentemente, o mesmo poder pode causar danos incalculáveis ao ser humano e a seu meio ambiente. Em nosso redor vemos multiplicar-se as provas do dano causado pelo homem em muitas regiões da terra: níveis perigosos de poluição da água, do ar, da terra e nos seres vivos; grandes e indesejáveis perturbações no equilíbrio ecológico da biosfera; destruição e esgotamento de recursos insubstituíveis e deficiências grosseiras, nocivas para a saúde física, mental e social do homem, no meio ambiente por ele criado, especialmente naquele em que vive e trabalha.”

A constatação de que os danos ambientais poderiam comprometer o bem-estar e o desenvolvimento humano para a presente e futuras gerações motivou diversas ações adotadas em nível nacional e internacional para a redução e a reversão dos danos ambientais.

No Brasil, os princípios previstos na Política Nacional do Meio Ambiente, contida na Lei 6.938/81 (BRASIL, 1981), preveem a fiscalização do uso dos recursos naturais e a recuperação de áreas degradadas, subsidiando o princípio do poluidor-pagador (Art. 4º, VII da referida Lei) que impõe ao poluidor e ao predador, da obrigação de recuperar e/ou indenizar os danos causados.

A fixação do montante do prejuízo causado é uma questão de ordem técnica que remonta à discussão científica da Economia Ambiental, ao tratar da valoração econômica dos recursos naturais, e por via reflexa, da valoração econômica dos danos ambientais. Para tratar da questão científica julga-se necessário, neste capítulo, delimitar os conceitos sobre dano e valor, bem como analisar os métodos para suas mensurações.

1.2 Conceitos de dano ao meio ambiente

Danos ambientais são relacionados à perda de biodiversidade e às alterações de ciclos biogeofísicos que impliquem supressão de componentes e/ou degradação da qualidade de atributos e de serviços ecossistêmicos.

Com a rápida progressão do uso de recursos naturais, particularmente na fase pós-industrial, a preocupação com os danos ambientais vincula-se inicialmente à necessidade de se garantir níveis aceitáveis de sustentabilidade e conforto ambiental e, numa percepção mais recente, a manutenção e crescimento da atividade econômica. A percepção de dano ao meio ambiente é, portanto, uma perspectiva antropocêntrica, uma vez que os elementos bióticos e abióticos de um ecossistema buscam adaptar-se, com ou sem sucesso, às contínuas alterações do ambiente de que fazem parte, sejam elas de origem natural ou antrópica (danos).

A legislação brasileira (Lei 6.938/81 - BRASIL, 1981) define meio ambiente como o conjunto de condições, leis, influências e interações de ordem física, química e biológica, que permite, abriga e rege a vida em todas as suas formas. A definição não inclui explicitamente os recursos ambientais sobre os quais diretamente ocorrem os danos, como usualmente se registra nas ocorrências de corte de uma árvore, do abate de um animal, da contaminação de um curso d'água, do solo ou do ar.

French (2004) afirma que frequentemente é fácil confundir ou aplicar mal a terminologia ambiental. Se for feita uma seleção aleatória de termos, em que todos se refiram a fenômenos muito similares, tais como dano, lesão, poluição, prejuízo, contaminação, efeitos deletérios, interferência, fica claro que a interface entre o pensamento científico e jurídico é muitas vezes difícil de se conciliar. Segundo o autor, é possível distinguir, tanto científica quanto juridicamente, alguns desses termos, embora a análise comparada, de fato, sugere que a comunidade internacional em geral é menos preocupada com pequenas variações de significado. No entanto, muitos dos conceitos básicos no direito ambiental internacional são baseados mais nas interpretações funcionais que nas literais. Para além da incerteza conceitual inerente ao dano ambiental, a questão que emerge da discussão internacional, segundo French(2004) é quais são as vítimas do dano. O que alguns podem definir como dano ambiental e o que outros incluem no conceito de dano são questões difíceis de separar. Conceitos de dano em geral não se

referem a danos ao meio ambiente em si, mas danos a pessoas, propriedades e interesses econômicos, decorrentes de alterações no meio ambiente.

Na legislação norte-americana, o termo “dano” é abordado no *The Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act - CERCLA* (USA, 1980)² e no *Oil Pollution Act- OPA* (USA, 1990)³. No âmbito da CERCLA [§101(6)] “dano” é definido como lesão, destruição ou perda de recursos naturais, incluindo os custos razoáveis de sua avaliação.

No contexto específico da poluição por petróleo contido na OPA, há detalhamentos na abordagem sobre o dano. Acrescenta aos termos da definição da CERCLA (*lesão, destruição, perda*), a *inutilização* de recursos naturais, mantendo os custos razoáveis de sua avaliação. A responsabilidade por reparação [§1002(b)(2)] recai sobre danos que afetem: os recursos naturais; a propriedade de bens móveis e imóveis (e seus agregados); o uso de subsistência; as receitas (impostos, royalties, aluguéis, taxas ou participação nos lucros líquidos); os lucros e capacidade de ganho; e os serviços públicos (custos líquidos de prestação de serviços públicos). Esta definição não restringe o alcance dos danos ao sítio efetivamente lesionado, mas considera a repercussão social e econômica direta e indireta decorrente dos danos aos recursos naturais. No entanto, não faz referência direta à saúde ou a vida de pessoas vítimas dos danos ambientais.

Em 1993, a Convenção de Lugano sobre Responsabilidade Civil por Danos Resultantes de Atividades Perigosas para o Meio Ambiente, do Conselho da Europa (EUROPE, 1993) conceituou “dano” da seguinte forma:” *a*) a morte ou lesões corporais; *b*) qualquer perda ou qualquer prejuízo causado a bens outros que a instalação ela mesma ou os bens que se achem no local da atividade perigosa e situados sob o controle de quem a explora; *c*) qualquer perda ou prejuízo resultante da alteração do meio ambiente, na medida em que não seja considerada como dano no sentido das alíneas *a* ou *b* acima mencionadas, desde que a reparação a título de alteração do meio ambiente, excetuada a perda de ganhos por esta alteração, seja limitada ao custo das medidas de recomposição que tenham sido efetivamente realizadas ou que serão realizadas; *d*) o custo das medidas preventivas, assim como qualquer perda ou qualquer prejuízo causado por essas medidas; na medida em que a perda ou o dano previsto nas alíneas *a* até *c* do presente parágrafo

²US Code, Title 42, Chapter 103, Subchapter I,
<http://uscode.house.gov/browse/prelim@title42/chapter103/subchapter1&edition=prelim>

³US Code, Title 33, Chapter 40, Subchapter I
<http://uscode.house.gov/browse/prelim@title33/chapter40/subchapter1&edition=prelim>

originem-se ou resultem das propriedades de substâncias perigosas, de organismos geneticamente modificados ou de microorganismos, ou origemem-se ou resultem de rejeitos".

Após o advento da Diretiva 2004/35/CE (EU, 2004) relativa à responsabilidade ambiental em termos de prevenção e reparação de danos ambientais, o termo “danos” é conceituado na Comunidade Europeia como uma alteração adversa mensurável de um recurso natural ou uma redução mensurável de um serviço de recursos naturais que possa ocorrer direta ou indiretamente (Art. 2º, 2). O termo “danos ambientais” é detalhado separadamente em termos de lesões a espécies protegidas e habitats naturais; danos à água (inclusive marinha) e danos ao solo (Art. 2º, 1, a,b, c). Esta definição não inclui a repercussão social e econômica direta e indireta decorrente dos danos aos recursos naturais.

No âmbito do Reino Unido, conforme a Lei de Proteção Ambiental (UK, 1990), “dano” significa dano à saúde dos organismos vivos ou outra interferência nos sistemas ecológicos dos quais eles fazem parte e, no caso do homem, inclui ofensa causada a qualquer um dos seus sentidos ou dano à sua propriedade; e "inofensivo" tem um significado correspondente.

Para além dos conceitos no âmbito normativo, Bartz; Heink; Kowarik (2009) discutem abordagens integradas e propõem que danos ambientais podem ser definidos como um efeito adverso significativo sobre um recurso biótico de conservação (animal, fungos vegetais, microorganismos) ou um recurso de conservação abiótico (solo, água, clima) que tem impacto sobre (1) o valor do recurso de conservação no todo ou parte, (2) sobre o recurso de conservação como um componente do ecossistema, ou (3) sobre o uso sustentável do recurso de conservação ou do ecossistema com o qual o recurso está associado. No trabalho de Smith *et al.* (2006), encontram-se outras abordagens sobre a definição de dano ambiental, baseada na tipologia das espécies ou ecossistemas receptores dos efeitos adversos.

O Brasil não possui legislação que defina dano ambiental. Os conceitos para aplicação técnico-científica são discutidos em âmbito jurídico. Dentre diversas outras definições por autores da área jurídica, Milaré (2011) define dano ambiental como “(...) a lesão aos recursos ambientais, com conseqüente degradação – alteração adversa ou i [que piora] – do equilíbrio ecológico e da qualidade de vida”. As dificuldades de delimitação do conceito no Brasil, amplamente discutidas por Silva (2006), agregaram ao

termo “dano ambiental” um conteúdo ambivalente, servindo para designar tanto as lesões e alterações nocivas ao meio, como os efeitos que tais alterações podem provocar na saúde das pessoas, em seus bens e em seus interesses (STEIGLEDER, 2011).

As diversas interpretações de dano ambiental não distinguem, no âmbito da literatura especializada, os danos autorizados, ou licenciados, daqueles não autorizados. Embora os procedimentos de licenciamento ambiental busquem mensurar e estimulem a mitigação dos danos ambientais dos empreendimentos sob análise, a perda do patrimônio ambiental é assimilada em troca do potencial ganho sócio-econômico do empreendimento, pressupondo-se a sustentabilidade do uso dos recursos naturais. Não se adotam, nessa hipótese, os princípios da mensuração, responsabilização e reposição dos danos ambientais, tampouco se utilizam as métricas de valoração para a análise comparativa de perdas e ganhos socioambientais.

À luz das discussões ora apresentadas, o conceito de dano utilizado neste estudo é relacionado à piora do bem-estar das pessoas e demais seres vivos, e à redução da quantidade ou qualidade de recursos e de serviços do meio ambiente. A mensuração da variação de bem-estar, da quantidade ou da qualidade dos recursos e serviços ecossistêmicos é o objeto da valoração econômica do meio ambiente.

1.3 Conceitos de valor

A importância ou valor dos ecossistemas é vista e expressa de maneira distinta por diferentes disciplinas, concepções culturais, visões filosóficas e escolas de pensamento (MEA, 2005).

Segundo Freeman; Herriges; Kling, (2014) economistas e ecologistas costumam usar o termo "valor" de duas maneiras distintas nas discussões sobre serviços ambientais e ecossistemas. Uma definição comum entre os ecologistas é “aquilo que é desejável ou digno de estima por si mesmo; coisa ou qualidade com mérito intrínseco”. Em contraste, os economistas usam o termo com um sentido diferente para defini-lo como “um equivalente justo ou apropriado em dinheiro, commodities, etc.”, em que “equivalente em dinheiro” representa a soma de dinheiro que teria um efeito equivalente sobre o bem-estar ou utilidades para os indivíduos. Segundo os autores, esses dois usos diferentes da palavra correspondem a uma distinção feita pelos filósofos entre valor intrínseco (se é valioso em si e para si – se seu valor não deriva de sua utilidade, mas é independente de qualquer uso ou função que possa ter em relação a alguma coisa ou a

outra pessoa) e valor instrumental (se for valorizado como um meio para algum outro fim ou propósito).

O conceito econômico de valor empregado por Freeman e colaboradores (2014) tem sua base na economia neoclássica do bem-estar. O valor econômico reside nas contribuições que a variedade de funções e serviços ecossistêmicos trazem para o bem-estar humano. No entanto, os autores referem-se a numerosos estudos que sugerem que as pessoas também valorizam significativamente o bem-estar de outras espécies e a preservação dos ecossistemas por si sós. Sob essa visão de bem-estar, o valor econômico de algo é uma medida de sua contribuição para o bem-estar humano. Assim, as mudanças nas alocações de recursos ambientais somente devem ser feitas se o que é ganho pela mudança valer mais em termos de bem-estar dos indivíduos do que o que é sacrificado pela destinação de recursos e insumos para outros usos (FREEMAN; HERRIGES; KLING, 2014).

Para avaliar o valor instrumental da natureza, é necessário definir um objetivo e identificar as contribuições que os componentes específicos da natureza fazem para o alcance desse objetivo. Embora o conceito de valor intrínseco aplicado ao meio ambiente seja atraente em muitos aspectos, ele não fornece uma base para lidar com os tipos de decisões de gestão ambiental que permeiam a importância da valoração econômica do meio ambiente. Em contraste, o conceito de valor instrumental, e em particular a forma econômica de valor instrumental, é bem adequado para ajudar a responder a essas questões (FREEMAN; HERRIGES; KLING, 2014).

A reposição dos bens e serviços ecossistêmicos lesados por atividades danosas ao meio ambiente é um objetivo claro que reafirma a utilização do conceito de valor instrumental da natureza. Independentemente de discriminá-los de forma individual, o conjunto de serviços de provisão, regulação, suporte e cultural fornece bem-estar e promove o desenvolvimento humano. Repor tais serviços em caso de danos, quantificando-os e estimando-se-lhes valor monetário em caso de impossibilidade de reposição imediata, é a aplicação prática da valoração econômica de danos ambientais.

1.4 Funções e benefícios dos ecossistemas florestais

A vegetação recobre a maior parte dos ambientes terrestres e sua diversidade e abundância expressam a capacidade produtiva do ecossistema. A vegetação é resultado do clima e da qualidade do sítio (fertilidade do solo, disponibilidade de água); abriga e se

beneficia da fauna e é co-responsável pelos ciclos biogeoquímicos. Segundo Ise *et al.* (2010), os ecossistemas dominados pela vegetação lenhosa são responsáveis por 69% a 76% da produção primária líquida mundial e por 77% a 82% do armazenamento de carbono na biomassa vegetal.

Ao longo da história, a função dominante das florestas (nativas ou plantadas) tem sido fornecer recursos naturais, incluindo produtos madeireiros e não-madeireiros. As florestas também fornecem proteção contra tipos muito diferentes de catástrofes, tais como enchentes e avalanches, erosão do solo por água e vento, contaminação de água subterrânea e de nascente, desertificação, dentre outras. As florestas são cada vez mais usadas pelas populações urbanas para fins recreativos e representam o habitat de uma parte considerável de nossa flora e fauna, que deve ser sustentada para a conservação da biodiversidade (FÜHRER, 2000).

Além das citadas funções, Miura *et al.* (2015) acrescentam os valores culturais e espirituais atribuídos às florestas e ressaltam o reconhecimento de sua importância, revelada pela destinação de 25,1 % das florestas à proteção, do total de aproximadamente 4 bilhões de hectares de áreas florestais no mundo, conforme dados da Avaliação Global de Recursos Florestais (*Forest Resources Assessment – FRA*, (FAO, 2015) um abrangente banco de dados florestais de longo prazo, com aspectos socioeconômicos e ambientais. Defendem os autores que a ligação entre a silvicultura e as ciências sociais, como a economia ambiental ou a economia comportamental, seria fundamental para a avaliação integrada das funções da floresta e permitiria desenvolver um esquema de manejo sofisticado para múltiplos usos.

A Avaliação Ecosistêmica do Milênio (MEA, 2005) define os serviços ecossistêmicos como “benefícios que os ecossistemas fornecem para dar suporte ao bem-estar humano” e os agrupa em quatro categorias: os **serviços de provisão** incluem alimentos, água, matérias-primas e recursos genéticos, medicinais e ornamentais; **Serviços regulatórios** incluem a regulação da qualidade do ar, clima, erosão, qualidade da água, fertilidade do solo, eventos extremos, fluxos de água, polinização e controle biológico; **Serviços de suporte** ou de habitat incluem a formação de solos, a fotossíntese, a ciclagem de nutrientes, a manutenção de ciclos reprodutivos de espécies e a manutenção da diversidade genética. Por fim, os **serviços culturais** e de deleite reúnem informações estéticas, oportunidades de recreação e turismo, inspiração para cultura, arte e design, experiência espiritual e fornecimento de informações para o desenvolvimento cognitivo.

Esses serviços são vistos como fluxos, e como tal, muitas vezes são desconhecidos e difíceis de medir. Para algumas categorias de fluxo de serviço, como a contribuição marginal de um local para a abundância de uma espécie ameaçada, as relações físicas e biológicas podem não ser bem compreendidas. Em alguns casos, o custo de estimar o valor dos serviços será substancial, e mesmo que tal esforço seja empreendido, a incerteza sobre as estimativas resultantes pode ser inaceitável para fins de litígio (UNSWORTH; BISHOP, 1994).

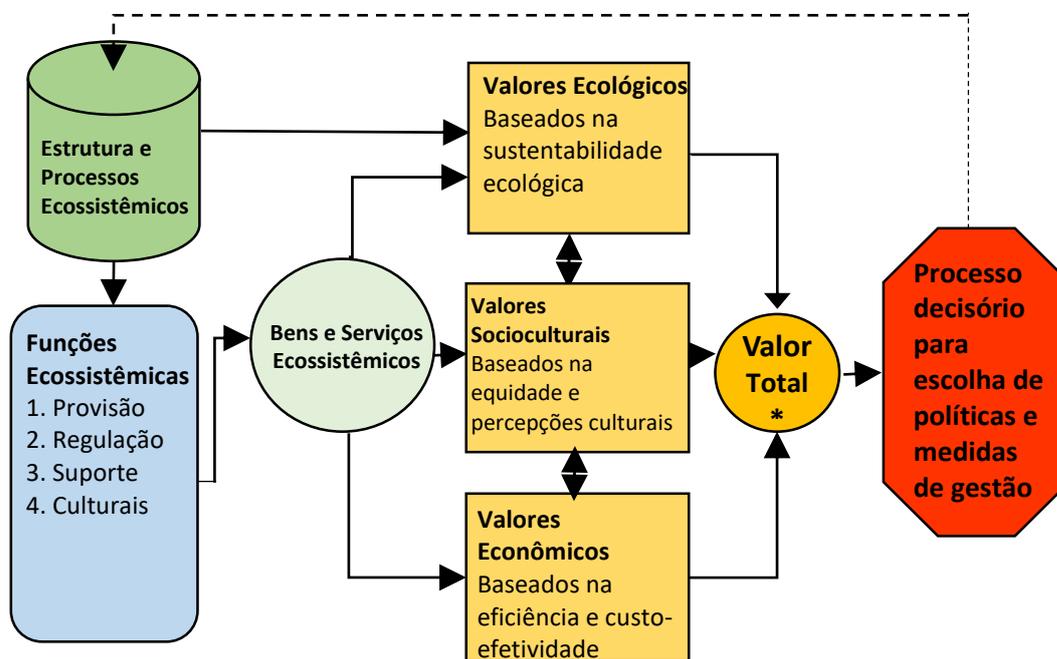
Por exemplo, FENG *et al.* (2010) descrevem da seguinte forma como serviços ecossistêmicos de regulação no ciclo do carbono são produzidos. A fixação de carbono pela vegetação, a conversão fotossintética do dióxido de carbono em biomassa, fornece a base para a produção agrícola e florestal. Cria a base energética de quase todas as comunidades do planeta e também a base de todos os outros serviços ecossistêmicos. A fixação de carbono pela vegetação pode ser representada como a produtividade do ecossistema. A produtividade primária bruta (GPP) é a quantidade total de carbono fixada pela fotossíntese. A troca líquida do ecossistema (NEE) é obtida subtraindo a respiração do ecossistema (ER) da GPP. A NEE fornece a quantidade líquida de carbono não consumida ou liberada. A importante questão da produtividade do ecossistema constitui uma grande parte da pesquisa do ciclo do carbono, com base em tecnologias de sensoriamento remoto.

Além dessas funções e benefícios, o setor florestal contribui anualmente com aproximadamente US\$600 bilhões para o PIB global (ou 0,9%) e fornece empregos para mais de 50 milhões de pessoas no mundo (FAO, 2015). No âmbito nacional em 2017, somente o setor de florestas plantadas produziu receitas da ordem de US\$ 18,5 bilhões (R\$ 73,8 bilhões) e é responsável por 1,1% do Produto Interno Bruto ou 6,1 % do PIB Industrial, gerando cerca de 3,7 milhões de empregos (diretos+indiretos+efeito renda) (IBA, 2018).

1.4.1 Como medir as funções e valores ecossistêmicos?

Os fluxos de serviços ecossistêmicos podem ser medidos por diferentes abordagens, conforme a categoria a que pertençam (provisão, regulação, habitat/suporte ou culturais). Muitas vezes o aproveitamento privado de determinado serviço pode afetar a disponibilidade de outro, requerendo a intervenção do gestor ambiental para a solução de conflitos. Nesse processo de arbitragem, a atribuição de valores aos serviços ecossistêmicos pode auxiliar na tomada de decisão e na compreensão das razões de

decidir. Groot; Wilson; Boumans (2002) propõem uma estrutura para avaliação e valoração integradas de funções, bens e serviços ecossistêmicos, conforme apresentado na Figura 1.



* A agregação e ponderação dos valores é um ponto sensível nesta análise

Figura 1: Estrutura para avaliação e valoração integradas de funções, bens e serviços do ecossistema. Adaptada de Groot; Wilson; Boumans, (2002)

Conforme Groot; Wilson; Boumans (2002) demonstram por meio da Figura 1, o primeiro passo para uma avaliação abrangente dos bens e serviços ecossistêmicos envolve a tradução da complexidade ecológica (estruturas e processos) para um número mais limitado de funções ecossistêmicas. Essas funções, por sua vez, fornecem os bens e serviços que são valorados pelos seres humanos. Assim como ocorre com o conceito de dano ambiental (FRENCH, 2004; STEIGLEDER, 2011), na literatura ecológica, o termo “função ecossistêmica” tem sido sujeito a várias interpretações, às vezes contraditórias. Groot; Wilson; Boumans, (2002) relatam que algumas vezes, o conceito é usado para descrever o funcionamento interno do ecossistema (por exemplo, manutenção de fluxos de energia, reciclagem de nutrientes, interações da cadeia alimentar) e outras vezes se relaciona com os benefícios derivados das propriedades e processos dos ecossistemas (por exemplo, produção de alimentos e tratamento de resíduos).

Groot; Wilson; Boumans, (2002) utilizam a definição de funções ecossistêmicas como “a capacidade dos processos e componentes naturais de fornecer bens e serviços que satisfaçam as necessidades humanas, direta ou indiretamente”.

Usando essa definição, as funções do ecossistema são mais bem concebidas como um subconjunto de processos ecológicos e estruturas de ecossistemas (Figura 1). Nessa visão, cada função é o resultado dos processos naturais do subsistema ecológico total do qual faz parte. Os processos naturais, segundo os autores, são o resultado de interações complexas entre os componentes bióticos (organismos vivos) e abióticos (químicos e físicos) dos ecossistemas, por meio das forças indutoras universais da matéria e da energia. Embora uma ampla gama de funções do ecossistema e seus bens e serviços associados tenham sido referidos na literatura, a experiência de Groot; Wilson; Boumans, (2002) sugere que é conveniente agrupar as funções do ecossistema em quatro categorias principais: regulação, habitat, produção e informação (Figura 1), que a Avaliação Ecosistêmica do Milênio (MEA, 2005) veio a denominar, respectivamente, de serviços regulatórios, serviços de suporte ou de habitat, serviços de provisão e serviços culturais ou de deleite.

Brown *et al.*, (2014) propõem estratégias de mensuração de serviços ecossistêmicos e enumeram exemplos de indicadores de serviços por categoria. Dentre os serviços de provisão, citam a disponibilidade de biomassa em toneladas (para fins de alimentação ou de indicação de abundância de espécies importantes). Em relação aos serviços de regulação, a quantidade em toneladas de carbono sequestrado; massa de nutrientes, matéria orgânica, sedimentos, organismos ou componentes tóxicos removidos de corpos hídricos; abundância de polinizadores ou índices de polinização. Já quanto aos serviços culturais, citam quantidade de áreas de contemplação, áreas para ecoturismo e abundância de plantas utilizadas para rituais culturais.

Goulder; Kennedy (2011) defendem que os benefícios do controle de enchentes, os serviços de filtragem de água e os serviços de manutenção de espécies oferecidos pelos ecossistemas geralmente são externalidades positivas de sua conservação (ou não uso) e, portanto, não são o objeto principal de análise das partes envolvidas na decisão de mercado quanto a se e a que preço um determinado habitat será substituído por outros usos. Consequentemente, por não terem sido estudados e avaliados, e pelas dificuldades de se medir tais externalidades positivas, os ecossistemas estão ameaçados em decorrência da alteração do uso do solo, nem sempre vantajosa do ponto de vista econômico e social.

A partir da escolha de um ou mais indicadores mensuráveis de serviços ecossistêmicos, pode-se avaliar a variação na disponibilidade de tais serviços, cujos

decréscimos representam uma *proxy* do dano ambiental. É fundamental a mensuração da linha de base do fornecimento dos serviços ecossistêmicos para se conhecer qual o tamanho da depleção dos serviços por ocasião de um dano ambiental. A atribuição de valores econômicos a essa variação oferece um instrumento de política ambiental compreensível e mais objetivo à sociedade.

1.5 Mensuração de danos a ecossistemas florestais

Em geral duas abordagens são utilizadas para calcular o montante da reparação aos danos ambientais: determinar o valor monetário dos danos ou calcular a quantidade de recursos naturais necessária para a remediação ou recomposição dos danos. Quando uma abordagem de avaliação monetária é usada, o valor do dano é usado para definir a abrangência da correção necessária para compensar a degradação. Quando uma abordagem de equivalência de recursos é usada, os benefícios dos projetos de remediação são dimensionados para equivaler ao dano (CHAPMAN; LEJEUNE, 2007a).

A complexidade de se identificar e medir serviços ecossistêmicos se intensifica na mensuração dos danos a esses ativos. Danos ambientais podem ser parciais, temporários, aparentes (não confirmados), ocultos, sinérgicos, com efeito retardado. Essas e outras fontes de incertezas podem dificultar seu real dimensionamento, comprometendo a precisão necessária para fins da devida reparação.

Um problema que ocorre na mensuração de danos ambientais, segundo Freeman; Herriges; Kling (2014), é que os valores para alguns parâmetros físicos, técnicos ou econômicos do modelo podem não ser precisamente conhecidos e a capacidade de medição não está suficientemente avançada para produzir medidas exatas de valor para muitos tipos de mudanças ambientais. Segundo os autores, não se pode esperar que o estado da arte avance ao ponto de produzir valores exatos para todos os tipos de mudança ambiental, para só então se tomarem decisões de política ambiental.

Dentre as medidas de gestão ambiental apontadas na Figura 1, como fonte e destinatária do processo de avaliação e valoração econômica integradas, o controle e redução de danos ambientais é um objeto da política ambiental no Brasil (BRASIL, 1981). A aplicação de sanções visando à recuperação de danos deve fundamentar-se em princípios de equivalência e justa valoração, visando à reposição com base no Valor Econômico Total – VET, que considere a contribuição mais abrangente possível das externalidades negativas da atividade que causou os danos.

Em geral, nos procedimentos de avaliação de danos há um foco determinado conforme o principal componente sacrificado (recursos hídricos, solos, atmosfera, fauna, flora). A identificação dos compartimentos ambientais principais fica sujeita às incertezas da caracterização do dano e podem não se revelarem prioritárias em caso de sinergia ou retardamento de efeitos em relação a outros compartimentos.

Por exemplo, pode haver subavaliação dos danos aos ecossistemas aquáticos em uma avaliação de danos causados por herbicidas à vegetação nativa em Área de Preservação Permanente – APP. Nesses casos, para estudos de avaliação de impacto ambiental ou risco ambiental de agrotóxicos, é necessário o desenvolvimento de experimentos de campo ou mesmo em condições de laboratório para entender o comportamento e/ou o destino ambiental das moléculas, preferencialmente em condições locais (PLESE; SILVA; FOLONI, 2009). Desvousges *et al.* (2018) ressaltam que é necessário estabelecer uma relação de causa e efeito conclusiva entre uma liberação ambiental e uma suspeita de perda nos serviços ecossistêmicos resultante desse lançamento.

Como os danos são estimados a partir da redução da qualidade ou da quantidade dos ativos ambientais, é necessário adotar-se métricas equivalentes às utilizadas na mensuração dos bens e serviços. Diversas são as abordagens para se mensurar os serviços ecossistêmicos, porém em qualquer delas se priorizará um ou alguns parâmetros em detrimento de outros. Logo, a priorização de determinado componente do ecossistema na avaliação de danos ambientais (solo, água, vegetação, fauna) combinada com a principal função ecossistêmica considerada (provisão, regulação, suporte, cultural) são vieses a serem analisados na mensuração de danos ambientais.

Por exemplo, ao se mensurar o valor do serviço de regulação prestado pela vegetação florestal na contenção de encostas, deixa-se de considerar a possibilidade de prestação do serviço de provisão de madeira e energia, que decorreriam da exploração florestal. Em outra circunstância, na medição do serviço de provisão de produtos não madeireiros (frutos, cipós, sementes, palmitos) revela-se o custo de oportunidade de outras finalidades agropecuárias também voltadas à provisão e subsistência humanas, porém dependentes de supressão florestal. A busca pela equivalência em bem-estar, em recursos e serviços ecossistêmicos ou em valor econômico pode nortear princípios distributivos intra e intergeracionais a serem seguidos na gestão ambiental.

Diante de um caso real de dano ambiental em florestas, a mensuração dos serviços ecossistêmicos deverá ser o mais ampla possível, limitada pela disponibilidade de dados e orientada pela importância relativa no contexto analisado. As funções da floresta lesionada podem se concentrar em uma ou mais perspectivas de uso ou não uso. Florestas destinadas à preservação contínua (Áreas de Preservação Permanente, Unidades de Conservação de Proteção Integral, Terras Indígenas) devem ter os serviços medidos em termos de biodiversidade sacrificada (número e distribuição taxonômica de indivíduos). Florestas com função de contenção de encostas, estabilidade do solo e proteção de corpos hídricos podem ter os serviços medidos a partir de riscos de desmoronamentos, índices de erosão, ou taxas de assoreamento. Florestas destinadas aos serviços de provisão por exploração sustentável de produtos madeireiros ou não madeireiros devem ser avaliadas quanto à perda de produtividade devida ao dano. Florestas aproveitadas para uso recreacional ou turístico devem ter os serviços medidos em termos de redução de visitação, quando, por exemplo, da ocorrência de incêndio ou poluição de seus mananciais.

Todas as mensurações de serviços sacrificados devem ser feitas de forma marginal e considerando-se as múltiplas funções da floresta, podendo-se somar serviços prestados simultaneamente, adotando-se os cuidados para evitar dupla contagem (por exemplo, perda de produtividade de solos erodidos e perda de solos por lixiviação). Nos casos dos exemplos anteriores, todas as florestas prestam serviços de regulação do ciclo de carbono atmosférico, que podem ser medidos em termos e quantidades de carbono que deixam de ser fixados pelo dano ambiental. Tal função regulatória pode ser somada às funções de provisão, suporte e cultural.

1.5.1 Variação de serviços ecossistêmicos medida por sensoriamento remoto.

Define-se o sensoriamento remoto como a arte e a ciência de adquirir informações sobre um objeto sem estar em contato físico direto com esse objeto (JENSEN, 2007). Assim, a informação de sensoriamento remoto é geralmente uma medida fisicamente mais ou menos direta das propriedades de um objeto por meio de sua interferência, ou seja, espalhamento, reflexão e absorção/emissão com radiação eletromagnética, com o principal sinal portador da informação (AYANU *et al.*, 2012). Porém, segundo os autores, a quantificação de serviços ecossistêmicos é um

procedimento indireto duplo. A informação de sensoriamento remoto é usada como uma *proxy* para algum tipo de variável (por exemplo, biomassa) que por sua vez é usada como um *proxy* para o serviço ecossistêmico real (por exemplo, armazenamento de carbono).

O sensoriamento remoto tem vantagens na estimação de serviços ecossistêmicos, na medida em que permite o mapeamento em larga escala com custo relativamente baixo. Com base na disponibilidade de um número suficiente de publicações nas últimas décadas que comprovaram a adequação do sensoriamento remoto para quantificação e mapeamento de serviços ecossistêmicos, já são usuais as técnicas de sensoriamento remoto para avaliar os serviços de provisão (produção de madeira e alimentos) e de regulação como qualidade do ar, clima, eventos extremos, resíduos tratamento, erosão e fertilidade do solo (AYANU *et al.*, 2012).

Praticamente toda mudança de uso do solo em ambientes terrestres afeta a dinâmica, a composição e a produtividade do ecossistema⁴. A medição precisa de danos ambientais exige a realização de inventários e levantamentos *in situ*, imediatamente antes e após a ocorrência do dano. Nos casos em que a intervenção está sob análise prévia em um procedimento de licenciamento ambiental, o diagnóstico da qualidade ambiental é geralmente realizado em estudo prévio de impacto ambiental, que também apresenta um prognóstico estimativo dos danos a serem autorizados. No entanto, como em geral os danos ambientais decorrem de atividades ilícitas, e não previamente analisadas pelo Estado, não se pode aferir a quantidade e qualidade dos recursos lesionados sem o conhecimento de qual era o estado de conservação anterior. Não havendo inventários anteriores recentes e equivalentes à área degradada, a técnica mais disponível para análises progressas é o uso de acervos de produtos de sensoriamento remoto.

Huete *et al.* (2010) reforçam que as avaliações de uso do solo em relação às alterações da vegetação são componentes importantes dos programas de pesquisa de mudança global e são tópicos de considerável relevância social. Acrescentam ainda que, para o acompanhamento da conservação, os índices espectrais de vegetação estão entre os produtos de dados de satélite mais utilizados, que fornecem medições importantes para estudos climáticos, hidrológicos e biogeoquímicos; fenologia, cobertura do solo e detecção de mudanças na cobertura da terra; gestão de recursos naturais e desenvolvimento sustentável.

⁴ Produtividade primária do ecossistema é entendida como a quantidade de energia química armazenada na forma de biomassa e criada por organismos produtores primários em um dado intervalo de tempo.

Embora múltiplos serviços ecossistêmicos possam ser quantificados e mapeados usando modelos biofísicos (AYANU *et al.*, 2012), isso é limitado pela complexidade e precisão dos modelos, bem como pela escassez de dados, que só seriam úteis para explicar os serviços ecossistêmicos no nível macro/sistêmico (PANDEYA *et al.*, 2016).

Pandeya *et al.* (2016) relatam que, atualmente, dados *in situ* podem ser complementados com dados de sensoriamento remoto para criar inventários regionais ou globais e produtos derivados, como os dados meteorológicos mensais, cobertura da terra, vegetação e banco de dados de áreas protegidas. Embora esses tipos de conjuntos de dados contenham informações sobre a distribuição das principais propriedades ambientais, a maioria deles tende a ter menor nível de precisão e/ou altas incertezas em escala local, que precisam ser levadas em consideração quando usadas para a tomada de decisões.

As imagens de satélites não são capazes de substituir os inventários e levantamentos *in situ*. Porém, para o caso de ecossistemas florestais, a caracterização da cobertura vegetal por meio de sensoriamento remoto (tipo, integridade, sanidade, extensão, vizinhança) pode auxiliar na avaliação geral do estado do ecossistema e de sua produtividade. Os índices de vegetação são produtos do sensoriamento remoto que buscam maximizar a sensibilidade para detecção das características da vegetação e ao mesmo tempo reduzir os fatores de mistura tais como reflectância do solo, efeitos direcionais da reflectância e efeitos atmosféricos.

Ayanu *et al.* (2012) explicam que nesse tipo de abordagem, a quantificação de serviços ecossistêmicos é obtida por meio do relacionamento de informações de sensoriamento remoto a um número limitado de observações *in situ* usando modelos de regressão linear ou não-linear semi-empírica. Por exemplo, os índices de vegetação derivados da proporção entre a reflectância das faixas do infravermelho próximo e do vermelho do espectro eletromagnético pode ser relacionada a medições de biomassa *in situ* para derivar uma *proxy* para a produção de madeira.

O desenvolvimento de uma estrutura padronizada para fazer mensurações abrangentes das funções, bens e serviços ecossistêmicos é um dos desafios descritos por Groot; Wilson; Boumans (2002) e Konarska; Sutton; Castellon (2002). Nesse sentido, Konarska; Sutton; Castellon (2002) consideraram que o padrão de cobertura do solo é uma medida substituta da oferta de serviços ecossistêmicos. Consideram que, pela alta

disponibilidade e precisão, as imagens de satélite são uma importante fonte de informações para avaliar e monitorar os serviços ecossistêmicos.

As propriedades dos sistemas de sensoriamento remoto variam significativamente entre si, fazendo a seleção do sistema de sensores e a otimização da metodologia pré-requisitos para um delineamento preciso das *proxies* para serviços ecossistêmicos. Por exemplo, muitos indicadores podem ser delineados para áreas extensas dentro de um intervalo claramente definido de incerteza, com base em dados operacionalmente disponíveis e métodos bem estabelecidos. Outros indicadores úteis para a quantificação exata de serviços ecossistêmicos só podem ser obtidos experimentalmente em escala local (AYANU *et al.*, 2012).

Ayanu *et al.* (2012) descrevem algumas aplicações de sensoriamento remoto para quantificação e mapeamento de serviços ecossistêmicos. Dentre os serviços de provisão, citam a estimativa de biomassa vegetal (madeira e culturas agrícolas) e a disponibilidade de água doce (por meio do volume de água armazenada e fluindo em rios, lagos e zonas úmidas). Dentre os serviços regulatórios, referem-se ao armazenamento e sequestro de carbono e à capacidade dos ecossistemas de fornecer proteção contra eventos extremos como tempestades, inundações e deslizamentos, perdas de solo e desertificação, bem como para detectar as alterações e estimar os impactos dos eventos. A purificação da água é outro exemplo dos serviços regulatórios fornecidos pelos ecossistemas, por meio da detecção de parâmetros como concentração de clorofila-a, matéria orgânica colorida dissolvida, salinidade, turbidez e carga de nitrogênio e fósforo, com auxílio de sensores hiperespectrais.

Apesar do potencial de uso do sensoriamento remoto na estimativa de serviços ecossistêmicos, em estudo conduzido sobre locais na Inglaterra, Eigenbrod *et al.* (2010) verificaram que as *proxies* de distribuição espacial de serviços ecossistêmicos baseadas em uso/cobertura do solo fornecem um frágil ajuste aos dados primários de biodiversidade, recreação e estoque de carbono, e que as correlações entre serviços ecossistêmicos mudam dependendo se dados primários ou *proxies* foram utilizados nas análises. Os autores concluem que as *proxies* podem ser úteis para identificar em larga escala tendências de serviços ecossistêmicos mas mesmo *proxies* relativamente boas se mostram inadequadas para identificar *hotspots* ou áreas prioritárias para múltiplos serviços ecossistêmicos.

Sutton e Costanza (2002) relatam uma forte correlação entre o valor total dos serviços ecossistêmicos e a produtividade primária líquida – PPL, que pode ser mais fácil e frequentemente utilizada do que o mapeamento do uso da terra, sugerindo que a PPL pode ser uma *proxy* mais apropriada para o valor dos serviços ecossistêmicos. Konarska; Sutton e Castellon (2002) alertam, no entanto, para a importância da escala espacial de obtenção dos dados, uma vez que o valor total do serviço ecossistêmico pode alcançar grande diferença a depender da precisão da estimativa da área ocupada pelo ecossistema. Em geral, o valor total do serviço ecossistêmico para os EUA aumentou de US \$ 258 bilhões (resolução de 1 km², dados IGBP) para US \$ 773 bilhões (resolução de 30 m, dados NLCD) (um aumento de 198%), com valores monetários baseados no polêmico artigo de valoração global dos serviços ecossistêmicos e do capital natural de Costanza *et al.* (1997).

Mesmo que o sensoriamento remoto forneça uma excelente alternativa para quantificar e mapear os serviços ecossistêmicos, as incertezas devem ser consideradas. As principais fontes intrínsecas de erros são influências atmosféricas, distorção geométrica e desvios nos coeficientes de calibração dos sensores. Embora estas influências possam ser corrigidas a um grau suficiente, erros relacionados com o modelo de relacionamento, por exemplo relações estatísticas entre índices de vegetação e parâmetros do ecossistema, como produção de biomassa, são muito mais difíceis de quantificar, e a propagação de erros dentro da abordagem de relacionamento tem que ser investigada (SHAO; WU, 2008).

A própria classificação de imagem também é uma fonte de erro potencial, porque a variabilidade espaço-temporal de medidas biofísicas não pode ser totalmente refletida nas classes e isso afeta a precisão das abordagens baseadas no uso da terra para quantificar os serviços ecossistêmicos. Embora os dados de entrada para modelos biofísicos possam ser derivados de imagens de sensoriamento remoto, a estimativa de serviços ecossistêmicos é afetada pela precisão dos dados, além das incertezas do modelo e da magnitude dos erros durante a parametrização e a calibração (AYANU *et al.*, 2012).

Por fim, os modelos de transferência radiativa, utilizados na interpretação de imagens de sensoriamento remoto, são afetados pela incompleta compreensão da vegetação, do solo e suas interações, o que aumenta a incerteza na precisão e na robustez da quantificação dos serviços ecossistêmicos. A falta de conhecimento *a priori* da

cobertura do solo e fenologia também dificulta a recuperação de variáveis biofísicas e bioquímicas úteis para quantificar serviços ecossistêmicos (AYANU *et al.*, 2012).

Entre os satélites com acesso gratuito, as principais aplicações para medidas de serviços ecossistêmicos são NOAA-AVHRR, SPOT-VGT, Terra/Aqua-MODIS, LANDSAT-TM e ETM, CBERS-WFI e MUX, que possibilitam monitorar variações de parâmetros estimadores de serviços, embora tais fontes de dados possuam resolução espacial nem sempre apropriadas para análises em nível local. No entanto, os índices de vegetação mais comuns que podem ser utilizados para a mensuração de variações em serviços ecossistêmicos, poderão ser calculados a partir de qualquer sensor de radiação eletromagnética com comprimento de onda entre 0,63-0,69 μ m (vermelho) e entre 0,77-0,89 μ m (infravermelho próximo) com resolução e correções apropriadas.

Portanto, toda medida confiável que possa revelar a alteração na disponibilidade ou qualidade dos serviços ecossistêmicos, seja em escala local ou regional, por medição direta ou remota, pode contribuir na estimação de danos ambientais e de sua valoração.

1.6 Valoração econômica do meio ambiente – Princípios e Métodos

1.6.1 Princípios da valoração econômica do meio ambiente

O processo de valoração visa atribuir importância a bens e serviços oferecidos pelo ecossistema, medida a partir da preferência dos indivíduos (ou da coletividade) acerca da disponibilidade atual ou futura de tais ativos, tanto para o bem estar humano como das demais formas de vida. A expressão do valor é normalmente apresentada em bases monetárias, como sendo um parâmetro de ampla compreensão e de fácil comparação.

Turner, Bateman e Adger (2001) afirmam que o caminho para avaliar uma mudança em uma função do ecossistema é estabelecer o vínculo entre essa função e algum fluxo de serviço valorizado pelas pessoas. Se essa correlação puder ser estabelecida, o conceito de demanda derivada pode ser aplicado. Assim, o valor de uma mudança em uma função do ecossistema pode ser derivado da mudança no valor do fluxo de serviço do ecossistema que ele suporta.

Turner *et al.* (2003) reforçam que o contexto apropriado da valoração econômica é condicionado, entre outros fatores, pela escala das alterações ambientais. A

valorização monetária faz mais sentido quando se consideram alterações discretas ou marginais nas condições dos ativos ambientais, sendo, por exemplo, mais sensata a determinação de uma alteração biogeofísica de uma floresta em escala local que a tentativa de determinar o valor global de todas as florestas.

A partir dessa abordagem teórica, Turner, Bateman e Adger (2001) apresentam algumas premissas da valorização econômica ambiental:

- considera que o funcionamento dos ecossistemas fornece à sociedade um vasto número de bens e serviços ecossistêmicos que são de valor instrumental, na medida em que algum indivíduo está disposto a pagar pela satisfação de uma preferência;

- pressupõe que os indivíduos quase sempre fazem escolhas (expressam suas preferências), sujeitos a uma restrição orçamentária de renda, que se beneficiam (direta ou indiretamente) ou melhoram seu bem-estar;

- relaciona a disposição privada a pagar dos indivíduos (sua valorização) com os preços, a renda e o comportamento doméstico (incluindo atitudes ambientais), juntamente com variáveis condicionantes, como o tamanho do domicílio;

- define o valor social de determinado recurso ambiental a partir da agregação de sua valorização privada pelos indivíduos. Destarte, os benefícios do ganho ambiental (ou os danos causados pela perda ambiental) são medidos pelo custo de oportunidade social (ou seja, custo das opções perdidas) ou a soma dos valores atribuídos ao recurso (valor econômico total);

- indica que os benefícios da conservação da natureza devem ser avaliados e comparados com os custos associados. Medidas de conservação só devem ser adotadas se for possível demonstrar que elas geram benefícios econômicos líquidos.

Esses princípios e correlações podem ser empregados de diversas formas, com base na importância que o capital natural representa sobre o bem estar. Freeman; Herriges e Kling (2014) enumeram os benefícios em categorias relacionadas à i) longevidade e saúde humanas; ii) qualidade ambiental como insumo de produção; iii) demandas por recreação; iv) atribuição de valor à propriedade; v) diferenciais compensatórios (hedônicos) de salário e vi) a importância não utilitarista da natureza, medida a partir de preferências declaradas de conservação ambiental.

Groot, Wilson e Boumans (2002) classificam e descrevem a importância (ou "valor") dos ecossistemas em três tipos: valor ecológico, sociocultural e econômico

(Figura 1). O valor ecológico reconhece a importância da disponibilidade contínua das funções do ecossistema, respeitando-se limites ecológicos de integridade e resiliência, com base na complexidade, diversidade e raridade de um dado ecossistema. O valor sociocultural reconhece que os sistemas naturais são uma fonte crucial de bem-estar não material e indispensável para uma sociedade sustentável, baseada em equidade, liberdade, diversidade identidade cultural, saúde física e mental, educação e valores espirituais.

Turner *et al.* (2003) indicam que as principais dificuldades da valoração da biodiversidade são em relação aos aspectos da marginalidade (já discutida anteriormente); da dupla contagem (quando um mesmo recurso oferece de forma integrada benefícios complementares ou concorrentes que são mensurados individualmente); da tipologia da valoração (de estoque ou de fluxo de bens e serviços ecossistêmicos, conforme seja a valoração *ex-ante* – valor do capital natural ameaçado, ou *ex-post* – valor da recuperação de ambiente degradado); do aproveitamento de dados de diferentes épocas e locais para subsidiar a valoração (com as dificuldades de adaptação de estudos equivalentes de boa qualidade para se alcançar conclusões válidas) e da distribuição de benefícios e custos, como por exemplo na valoração da renda obtida e benefícios gerados por comunidades locais extrativistas e mecanismos de compensação devidos pelos demais usuários em decorrência do uso sustentável dessas comunidades.

Segundo Turner *et al.* (2003) a valoração pode ser considerada inviável por causa da complexidade e incerteza científica e consequente ignorância sobre as consequências ao bem-estar, em caso de grave degradação ou colapso dos ecossistemas. Limitações cognitivas humanas também podem restringir a adequação da valoração monetária (particularmente a estimação de não-uso) em contextos onde, apesar do avançado estado da arte dos questionários de pesquisa, entrevistados individuais são incapazes de dimensionar o problema. Condições-limite para a sobrevivência humana ou valores morais-espirituais de determinadas sociedades não comportam a previsão de substitutos ou de compensação monetária.

1.6.2 Métodos para valoração econômica do meio ambiente

A avaliação econômica busca atribuir valor monetário aos ativos ambientais a partir de quatro tipos básicos de abordagens:

- avaliação direta de mercado - especialmente aplicável aos bens;

- avaliação indireta de mercado - técnicas de preferências reveladas que estimam Custos Evitados, Custo de Reposição, Fator de Renda, Custo de Viagem, que dão nome aos métodos;
- avaliação contingente - técnicas de preferências declaradas que estimam a Disposição a Pagar (DAP) ou a Disposição para Aceitar a Compensação (DAC) pela disponibilidade ou perda desses serviços e;
- avaliação de grupo - baseada em novos princípios de democracia deliberativa em que a tomada de decisão se daria a partir do debate público aberto e não da agregação de preferências individuais medidas separadamente.

Há diversas variações na categorização dos métodos, bem como em suas nomenclaturas, de acordo com os pilares teóricos em que se apoiam (excedente do consumidor, curvas de demanda, fatores de produção, etc). Maiores detalhes sobre os métodos estão disponíveis em Turner; Pearce e Bateman (1993); Sinden (1994), Motta (1997) Groot, Wilson e Boumans (2002) ou Freeman; Herriges e Kling (2014)

Motta (1997) explica que os métodos baseados na função demanda assumem que a variação da disponibilidade do recurso ambiental altera a disposição a pagar ou aceitar dos agentes econômicos em relação aquele recurso ou seu bem privado complementar. O reconhecimento da existência da demanda por serviços e recursos ambientais permite estimar preços-sombra relacionados a valores de bens ou serviços complementares ao recurso ambiental ou a partir da criação de mercados hipotéticos para o bem ou serviço ambiental sob exame. Esses mercados hipotéticos são capazes de captar, por meio de curvas de demanda, a disposição a pagar (por benefícios) ou a receber (por decréscimo da qualidade ambiental) das pessoas consultadas, relativas às variações de oferta dos bens ou serviços ecossistêmicos.

Já os métodos que utilizam a função de produção, segundo Motta (1997), têm seu emprego fundamentado no aproveitamento do recurso ambiental como insumo ou substituto da produção de um bem ou serviço com finalidade privada. Comparando-se o valor desse insumo ou de seu substituto com os preços de mercado desses bens ou serviços, pode-se estimar parcelas do valor econômico do recurso ambiental. Partindo-se deste princípio, as alterações na disponibilidade dos bens e serviços ecossistêmicos, decorrentes de benefícios ou custos ambientais para a sociedade, relativas a uma intervenção no meio ambiente, podem ser estimadas (MOTTA, 1997).

Há outras formas de categorização dos métodos de valoração, além da divisão entre métodos baseados em função demanda ou função produção. Sinden (1994) propõe a separação entre os métodos que consideram o excedente do consumidor e do produtor daqueles que calculam o benefício total ou custo total, ou estimativas de benefício e custo máximo ou mínimo (valores parciais). Nogueira (2011) apresenta compilação de outras categorizações, a saber: a utilização ou não das curvas de demanda hicksiana ou marshalliana, proposta por Bateman e Turner em 1992; a utilização de precificação oriunda de mercados reais, substitutos ou hipotéticos, apresentada por Hufschmidt em 1983; e a utilização de técnicas de abordagens de mercado convencional, de funções de produção doméstica (ou familiar), de métodos de preços hedônicos ou métodos experimentais, defendida por Pearce em 1993.

Os métodos baseados em função demanda, especialmente os elaborados a partir de mercados hipotéticos, são os mais utilizados e citados na literatura especializada por serem os únicos que estimam os valores de não uso. No entanto são alvo de robusto criticismo desde o início de sua utilização (Desvousges *et al.* (1993), Diamond e Hausman, (1994), Pearce (2007) devido à baixa acurácia das medidas obtidas, por não representarem uma demanda real, mas hipotética, tampouco a verdadeira disposição a pagar dos indivíduos por amenidades ambientais.

Freeman; Herriges e Kling (2014) esclarecem que em muitos casos, o serviço ecossistêmico não possui um preço de mercado que possa ser estimado diretamente pelas preferências reveladas ou declaradas (função demanda). Algumas vezes a disponibilidade dos serviços afeta as escolhas que as pessoas fazem sobre outras coisas, como quantidades de bens de mercado. Nesses casos, o valor do serviço ambiental pode ser inferido por meio da aplicação de algum modelo de relacionamento (função produção) entre os bens de mercado e o serviço ambiental. A maioria desses modelos se baseia no pressuposto de algum tipo de relação substitutiva ou complementar entre o serviço ambiental e os bens e serviços comercializados.

Cada um desses métodos tem seus pontos fortes e fracos e Groot, Wilson e Boumans (2002) apresentam uma visão geral da ligação entre esses métodos de avaliação e 23 funções ecossistêmicas avaliadas (nas categorias de regulação, de provisão, de suporte e culturais), alertando para a possível dupla contagem e para as dificuldades de comparação de resultados alcançados por métodos diferentes, sugerindo para tanto, uma hierarquização na aplicação dos métodos .

Algumas fontes de incerteza foram identificadas por Boithias *et al.* (2016) ao realizar a avaliação monetária dos serviços ecossistêmicos: (1) o número de serviços considerados, (2) o número de benefícios considerados para cada serviço, (3) as métricas de avaliação (ou seja, métodos de valoração) usados para avaliar os benefícios e (4) a incerteza dos parâmetros utilizados nos métodos de valoração. Os autores concluíram que a maior incerteza foi causada pelo número de serviços considerados, bem como pelo número de benefícios considerados para cada serviço. Sugerem que, de acordo com o contexto, a escolha de metodologias mais simples (com menos parâmetros) leva a uma incerteza menor que a aquela oriunda das variáveis utilizadas nos métodos de valoração estruturalmente mais complexos (BOITHIAS *et al.*, 2016).

Turner *et al.* (2003) sustentam que os economistas geralmente convergem para uma taxonomia de valor ambiental, em que os componentes se somam para um valor econômico total (VET). A principal distinção feita nessa taxonomia é entre os valores de uso e um remanescente chamado valor de não-uso. Esse componente reflete o valor que surge para além da utilização dos bens e serviços ecossistêmicos. Assim, os indivíduos podem ter pouco ou nenhum uso para um determinado ativo ou atributo ambiental, mas que, no entanto, revelam uma "perda" se tais coisas tendem a desaparecer. No entanto, os limites da categoria de valor de não-uso não são claros e algumas motivações humanas que podem fundamentar a posição de que a natureza deve ser conservada "em seu próprio direito", e ter rotulado um valor de existência, são, indiscutivelmente, fora do âmbito do pensamento econômico convencional. Na prática, o que Turner *et al.* (2003) discutem é se é significativo dizer que os indivíduos podem atribuir um valor quantificado para a natureza ou as suas partes componentes, refletindo o que eles consideram ser um valor intrínseco. A sociedade também pode considerar a natureza ou alguns dos seus atributos como valiosos em termos socioculturais, históricos ou simbólicos; e para algumas pessoas, não faz sentido expressar esse valor em termos monetários.

Motta (1997) argumenta que o valor econômico dos recursos ambientais é derivado de todos os seus atributos, os quais podem estar ou não associados a um uso. Ou seja, o consumo de um recurso ambiental se realiza pelo uso (bens, serviços, recreação) e não-uso (atitudes de origem política, cultural e ambiental), que podem ser resumidos na Tabela 1 e expressos na Equação 1:

Tabela 1: Taxonomia geral do valor econômico do recurso ambiental. Adaptado de Motta (1997)

VALOR ECONÔMICO DO RECURSO AMBIENTAL VERA			
VALORES DE USO			VALOR DE NÃO-USO
Valor de Uso Direto VUD	Valor de Uso Indireto VUI	Valor de Opção VO	Valor de Existência VE
Bens e serviços ecossistêmicos apropriados diretamente da exploração do recurso e consumidos hoje. (provisão de alimentos, medicamentos, produtos florestais, recursos genéticos e recreação)	Bens e serviços ecossistêmicos que são gerados de funções ecossistêmicas e apropriados e consumidos indiretamente hoje. (regulação de ciclos climáticos e biogeoquímicos, controle biológico de pragas e proteção do solo e de corpos d'água.	Bens e serviços ecossistêmicos de usos diretos e indiretos a serem apropriados e consumidos no futuro. (serviços de provisão e regulação a serem aproveitados no futuro)	Valor não associado ao uso atual ou futuro e que reflete questões morais, culturais, éticas ou altruísticas.

$$VERA = VUD + VUI + VO + VE \quad [1]$$

A simplicidade da expressão matemática da Equação 1, que reúne as parcelas de valor econômico do recurso natural, ou Valor Econômico Total (VET), não é representativa dos desafios metodológicos para alcançar cada um desses componentes. Diferentes métodos são apresentados na Tabela 2, conforme a abordagem para capturar valores de uso (direto, indireto e de opção) e de não uso.

A equivalência ecológica entre perdas e ganhos é avaliada com métodos que levam em conta uma série de considerações fundamentais que Bezombes *et al.* (2017) resumem como ecológicas (biodiversidade e abundância), espaciais (integração à paisagem e conectividade de fragmentos), temporais (lapso entre dano e recuperação) e incerteza (relativa à efetividade da equivalência).

Bezombes *et al.* (2017) analisaram treze métodos de análise de equivalência ecológica – (*Equivalence Assessment Methods* – EAMs) desenvolvidos em diversas políticas públicas de compensações ambientais⁵. Todos os EAMs estudados

⁵ *Habitat Evaluation Procedure, Resource, and Habitat Equivalency Analysis, Canadian method Fish Habitat, Habitat Hectare, Uniform Mitigation Assessment Method, Landscape Equivalency Analysis, BBOP pilot method, Land Clearing*

compartilham uma estrutura geral para avaliar a equivalência ecológica, em que as considerações-chave de equivalência (ecológicas, espaciais, temporais e incertezas) são levadas em consideração de diferentes maneiras, influenciando os aspectos ou os “desafios” de operacionalidade, base científica e abrangência (completude) dos EAMs.

Na avaliação sistemática de Bezombes *et al.* (2017), os EAMs são considerados operacionais quando têm indicadores pré-definidos (“Configuração de indicadores”), são rápidos de implementar (“Rapidez de implementação”), quando os dados necessários são facilmente disponíveis (“Disponibilidade de dados”) e quando os projetos de compensação são flexíveis quanto ao recurso ou serviço compensado (permutabilidade entre a biodiversidade impactada e compensada). Os EAMs são considerados cientificamente embasados quando todos os indicadores utilizados para avaliar a biodiversidade são baseados em documentação científica, quando as métricas utilizadas são quantitativas e apropriadas ao componente de biodiversidade avaliado (“indicadores de biodiversidade”), quando considerações territoriais são levadas em conta com indicadores espacializados, e quando a incerteza é levada em consideração com base em *feedbacks* de projetos anteriores. Finalmente, os EAMs são considerados abrangentes quando incluem todas as principais considerações-chave de equivalência, quando se destinam a espécies, habitats e funções ecossistêmicas (“componentes da biodiversidade”), quando requerem vários tipos de dados (da literatura, Sistemas de Informação Geográfica, dados de campo, etc.) e quando avaliam a biodiversidade com um conjunto relevante de indicadores (“Número de indicadores”) (BEZOMBES *et al.*, 2017).

Não há um *trade-off* claro entre os aspectos de operacionalidade, base científica e abrangência. Mas alguns critérios dentro ou entre os desafios são negativamente correlacionados. Nenhum EAM atendeu perfeitamente a todos os três aspectos e grupos de EAMs foram identificados de acordo com os critérios ou desafios que eles melhor alcançaram. O foco na biodiversidade, que caracteriza a “qualidade” da equivalência, com base nas espécies, nos habitats e nas funcionalidades (conectividade, funções ecossistêmicas) é a principal recomendação da comunidade científica (BEZOMBES *et al.*, 2017).

A análise desses três “desafios” revelou que a operacionalidade tende a ser favorecida no desenvolvimento de EAMs, enquanto há heterogeneidade na integração de bases científicas em EAMs. Nenhum EAM é totalmente satisfatório, pois nenhum combina todos os desafios perfeitamente.

Nenhum método é de espectro amplo para ser utilizado em qualquer circunstância de valoração. Cada procedimento se restringe a condições particulares, e seu uso em condições diversas pode ser inconsistente ou insatisfatório. Ademais, alguns valores são excludentes entre si (p.ex. o uso atual elimina ou reduz o valor de opção; o valor de uso direto para uso agrícola elimina ou reduz o valor de uso indireto de sequestro de carbono, etc.), exigindo parcimônia com a soma indiscriminada de valores.

Alguns métodos desenvolvidos para a valoração de serviços ecossistêmicos ou sítios naturais podem ser utilizados para a valoração dos danos a esses recursos, com base no decréscimo do seu valor. No entanto, tais adaptações nem sempre são apropriadas, pois os danos podem apresentar características de duração, reversibilidade e propagação que precisam ser considerados, diante de características ecológicas de resiliência, assimilação, sensibilidade e suas interações.

A busca de estimativas de valor para os bens e serviços ecossistêmicos, na responsabilização cível e criminal de danos ambientais, exige a definição de métodos cientificamente lastreados e juridicamente aceitáveis, em termos de custos, prazo e capacidade de persuasão no meio jurídico (MAGLIANO, 2013).

1.7 Valoração econômica de danos ambientais – Métodos aplicáveis

Em estudo específico sobre a aplicabilidade dos métodos de valoração econômica em perícias criminais de danos ambientais, Magliano (2013) registra que os métodos baseados na função de produção são capazes de estimar de forma mais objetiva e persuasiva, no âmbito jurídico-criminal, o valor de componentes direta ou indiretamente afetados por determinada intervenção ambiental. Ressalta ainda que a perícia criminal ainda não se utiliza das técnicas de construção de mercados hipotéticos, de pesquisas baseadas em questionários ou baseadas em preços hedônicos como os apresentados nos métodos em função da demanda. A obtenção de informações por meio de tais técnicas seria, segundo o referido estudo, uma quebra de paradigma no trabalho de perícia criminal, que tem por princípio examinar vestígios de fatos e não resultados de pesquisas. A complexidade metodológica e os vieses esperados para aplicação de entrevistas ou

avaliações em um ambiente marcado por apurações policiais ou da justiça criminal não recomendariam a aplicação generalizada de métodos de função demanda pela perícia criminal.

A partir da caracterização dos métodos de valoração apresentados por Motta (1997), MacAlister e Consultancy (2001) e Desvousges *et al.* (2018) elaborou-se, com adaptações, a Tabela 2, contendo sumariamente as vantagens e desvantagens de cada método em situações de apuração de danos ambientais.

Tabela 2: Descrição, vantagens e desvantagens de métodos mais comuns de valoração econômica do meio ambiente. (Elaborada pelo autor)

	Método de Valoração	Descrição	Vantagens	Limitações
Função Demanda	Abordagem de Preços de Mercado	Utilização de preços atualizados praticados no mercado, de bens ou serviços ecossistêmicos, ou seus substitutos próximos.	Rapidez e objetividade na precificação de bens com valor de uso direto (madeira, minérios, pescados) cuja exploração representa dano ambiental.	Não estima os demais valores de uso (indireto, opção) e de existência sacrificados.
	Valoração Contingente	Formulação de curvas de demanda em um mercado hipotético, a partir das respostas a questionários sobre disposição a pagar por benefícios ou a receber compensação por sacrifícios, que venham ocorrer em uma dada contingência ambiental.	Capacidade de estimar valor de serviços não transacionados em mercados reais, sendo considerado o único capaz de estimar valores de uso e não-uso, nessa categoria; Pode ser utilizado para danos já ocorridos ou por ocorrer.	Sujeito a diversos vieses na aplicação dos questionários, que demandam elaboração demorada e específica para cada situação analisada, sendo necessária a aplicação imediata, intensa e de alto custo. Difícil compreensão quando aplicado a cenários com danos múltiplos e complexos. Apresenta dificuldades de aferição e baixa confiabilidade.

	Método de Valoração	Descrição	Vantagens	Limitações
Função Demanda	Preços Hedônicos	Captura de valor implícito da utilidade de atributos ambientais (p.ex. vista para praia) na preferência revelada nos preços dos imóveis, isolando-se o efeito dos demais atributos.	Captura valores de uso direto, indireto e de opção. Baseia-se em preferências reais reveladas nos preços transacionados de imóveis.	Requer significativo esforço de levantamento, acerca dos vários atributos imobiliários que devem ser isolados, para capturar somente os atributos ambientais do imóvel. Não captura previamente alterações no valor de uso por alterações ambientais. Em áreas de expansão agrícola, imóveis rurais podem ter atributos valorados diferentemente acerca da preservação ambiental.
	Custo de Viagem	Estima o valor atribuído aos serviços ecossistêmicos de um sítio natural, com base nos dispêndios de famílias em atividades recreacionais, associadas complementariamente ao uso do bem ambiental utilizado.	Captura apenas o valor de uso direto e indireto a partir do comportamento <i>in loco</i> dos indivíduos e valor de mercado atual, em lugar da disposição (futura) a pagar.	É aplicável somente para o sítio examinado. Não captura previamente alterações no valor de uso por alterações ambientais. Pode ser influenciado por outros atrativos compartilhados na mesma viagem. Sujeito à valoração do tempo e da ocupação de cada indivíduo. Esforços para ajustes econométricos não recomendam a aplicação na avaliação de danos.

	Método de Valoração	Descrição	Vantagens	Limitações
Função Demanda	Modelagem ou Experimento de Escolhas	<p>Estima valor atribuído ao bem estar por amenidades ambientais, por meio de consulta para comparação de atributos (inclusive de preço) para cada cenário apresentado, inclusive o de manutenção do status atual. Utiliza técnica de escolha de preferências declaradas, a partir de <i>trade-offs</i> entre atributos.</p>	<p>Estima valores de uso e não uso, por ser uma variação do método de valoração contingente;</p> <p>Pode ser utilizado para danos já ocorridos ou por ocorrer</p> <p>Consultas finalizadas podem oferecer um perfil completo da população alvo.</p>	<p>Ainda não foi tão escrutinado como a valoração contingente. Algumas variações do modelo de aplicação carecem de fundamentação teórica econômica. Difícil compreensão quando aplicado a cenários com danos múltiplos e complexos.</p>
Função Produção	Produtividade Marginal (Dose-Resposta)	<p>Mede variações de produtividade de atividades econômicas decorrentes de alterações de parâmetros ambientais.</p>	<p>Representa apenas os valores de uso direto e indireto;</p> <p>Útil para estabelecer relações objetivas entre impacto ambiental negativo e efeitos sobre o patrimônio ambiental (nexo causal).</p>	<p>Produz estimativas restritas aos fatores mensurados. Depende de um profundo conhecimento das interações existentes entre os atributos ambientais, as características ecológicas (resiliência e assimilação) e as funções de produção.</p>

	Método de Valoração	Descrição	Vantagens	Limitações
	Custo de Reposição	Mensura os custos para a reposição dos bens e serviços (substitutos perfeitos) prejudicados pelo dano ambiental.	<p>Refere-se apenas aos valores de uso direto e indireto;</p> <p>Flexibilidade e facilidade de aplicação, com base em preços de mercados de insumos para a reposição;</p> <p>É intuitivo em relação ao princípio do poluidor-pagador, estimando o valor da reparação.</p>	<p>A substituição ou reposição não são perfeitas. Depende de conhecimento prévio do ambiente danificado e das características do dano. Restabelece o valor de uso e não considera a perda intercorrente entre degradação e a reparação;</p> <p>Não é propriamente uma técnica de valoração;</p> <p>Pode subestimar o Valor Econômico Total, em razão de benefícios secundários não valorados, caso o método seja o único estimador do VET.</p>
	Custos Evitados (ou Custos de Controle)	Identifica investimentos que seriam necessários para a manutenção dos serviços danificados ou que seriam necessários para controlar um malefício.	<p>Considera o valor dos serviços de uso direto e indireto prestados pelo ecossistema, a partir do custos que incidiriam na ausência dos serviços ecossistêmicos;</p> <p>Fácil identificação de possíveis substitutos.</p>	<p>Presume a existência de substitutos perfeitos.</p> <p>Pode haver grande diferença de custos e quantidades entre os substitutos escolhidos; surgem problemas quando: i) os indivíduos incorrem em múltiplos custos de controle; ii) há benefícios secundários de custo de controle.</p>

	Método de Valoração	Descrição	Vantagens	Limitações
Função Produção	Custo de Oportunidade	Mensura as perdas de renda por restrições da produção e consumo de bens e serviços privados devido às ações para conservar ou preservar os recursos ambientais.	O valor de uso direto e indireto é estimado a partir das alternativas produtivas sacrificadas, conforme contexto regional.	Não considera o valor do serviço ecossistêmico, apenas o custo para conservá-lo. Valor dos recursos depende da rentabilidade da alternativa econômica sacrificada; Na análise de danos ambientais, o valor do dano alcançaria o valor da produção sacrificada.
	Análise de Habitat Equivalente (HEA)	Estima custo de reposição de serviços ecossistêmicos pela criação, recuperação ou aquisição de área com habitat equivalente ao perdido, considerando inclusive as perdas intercorrentes de serviços ecossistêmicos	Por meio da reposição dos serviços ecossistêmicos, também mede e contabiliza os serviços de não-uso; Estabelece uma relação entre unidades de serviços perdidas e unidades de serviços obtidas por meio de compensação, sendo útil em discussões de acordos de recuperação; Não exige a imediata avaliação monetária de danos mas orienta o dimensionamento da reparação; Simplicidade de operacionalização atrai o seu uso por instituições de aplicação da lei.	Fundamenta-se em princípios econômicos, mas em geral é avaliado como um comparador de medidas ecológicas e é extremamente dependente da escolha da métrica de quantificação; É considerado como de baixa capacidade para capturar valores diferentes no espaço e no tempo e refletir a complexidade dos serviços ecossistêmicos; Pode ter problemas na substituíbilidade ecológica presumida.

Todos os métodos, exceto o de Valoração Contingente e a Análise de Habitat Equivalente, tendem a subestimar o valor total do recurso ambiental, por não capturarem os valores de não uso. O valor de opção é considerado apenas no Método de Preços Hedônicos. Todos dos demais métodos capturam apenas os valores de uso direto e

indireto, à exceção da Abordagem de Preços de Mercado, que apenas mede o valor de uso direto dos bens ambientais transacionados em mercados. A maioria dos métodos também não apresenta ferramentas para computar as perdas intercorrentes entre os danos e a possível recuperação, exceto a Análise de Habitat Equivalente.

Nos métodos derivados da função demanda, a medida é tomada a partir da manifestação de preferências declaradas ou reveladas, sendo importante que a avaliação seja o mais próxima possível da ocorrência do dano. Os preços de mercado também flutuam conforme a disponibilidade (oferta regional) e a demanda (utilidade atribuída ao bem), afetando os Métodos de Uso de Preços de Mercado, Custo de Oportunidade e Produtividade Marginal. Tais fatores podem variar significativamente após décadas, lapsos não raros em casos de apuração de danos ambientais. Portanto, a simples atualização monetária pode não refletir o valor sacrificado de recursos ecossistêmicos valorados em termos de preços de mercado, não sendo apropriada para indicar as perdas intercorrentes.

A substitutibilidade presumida em alguns métodos, em razão de suas imperfeições, pode comprometer a adequada reparação ambiental e comprometer a integridade e sustentabilidade do capital natural. As dificuldades para adoção de tais métodos vão mais além, alcançando principalmente a escassez de bases de dados consistentes para a produção de resultados confiáveis. A apuração de danos ambientais, exceto no âmbito de atividades submetidas ao licenciamento ambiental, ocorre muitas vezes sobre áreas em que não se previa a ocorrência de tais lesões, não se podendo coletar dados preventivamente. As fontes de informações para a construção de linhas de base, ou marcos de referências, serão os catálogos históricos de imagens de sensoriamento remoto e possíveis inventários dos recursos naturais subtraídos ou degradados.

Os serviços de provisão são usualmente medidos na condição de fluxo de fornecimento (p.ex m^3/ano). No entanto, nos casos de danos decorrentes do extrativismo, ou em situações de destruição ou inutilização de recursos naturais com valor de mercado, além do fluxo de provimento, perde-se também o estoque dos recursos, que deve ser contabilizado como redução ou dano ao capital natural. Nesses casos, além dos resultados quantitativos dos métodos de valoração de danos, como o custo de reposição, deve-se somar o valor do estoque subtraído do capital natural, considerando as premissas de análise de preços de bens e serviços em mercados.

Embora não prevista expressamente na legislação ambiental brasileira, a recuperação de custos decorrentes das análises e perícia de danos ambientais é bastante comum na legislação internacional (vide Cap. 4 desta tese). Estes custos não se confundem com a Taxa de Controle e Fiscalização Ambiental prevista no art. 17-B da Lei 6.938/81, cujo fato gerador é o exercício regular do poder de polícia conferido ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA para controle e fiscalização das atividades potencialmente poluidoras e utilizadoras de recursos naturais. Especialmente nos danos ambientais mais complexos, a determinação de parâmetros para a correta avaliação do impacto da poluição no capital natural gera custos extraordinários para as agências de aplicação da lei ambiental que devem ser considerados nos prejuízos causados pela lesão.

Tendo como referência o princípio do poluidor-pagador e da recomposição dos danos causados, a adoção de método de valoração deverá ter por objetivo alcançar a reparação integral das perdas de serviços ecossistêmicos. Os métodos até então propostos no contexto brasileiro não vislumbram, dentre outras questões, a perda intercorrente durante o período entre o dano e a recomposição.

Dessa forma, no contexto da apuração de danos na esfera judicial, o método de Análise de Habitat Equivalente, objeto de estudo do Capítulo 5 desta tese, apresenta características que auxiliam no atendimento do aparato legal de proteção ambiental. O cálculo das perdas intercorrentes de serviços ecossistêmicos e o alcance dos valores de uso direto e indireto são aspectos que se alinham às necessidades da reparação cível ambiental, *stricto sensu*. A versatilidade e simplicidade apontadas da HEA favorecem também seu uso no âmbito criminal, em que a valoração é utilizada como ordem de grandeza para estipulação de sanções penais. Por essas razões a HEA foi pormenorizadamente estudada no Capítulo 5 desta tese, a fim de avaliar sua adequação para a valoração econômica de danos ambientais.

1.8 Efeitos decorrentes dos danos a florestas

Até este ponto, discutiram-se possíveis abordagens sobre a mensuração e a valoração de serviços ecossistêmicos e de danos a esses ativos. Retomando a observação de Steigleder, (2011) acerca da ambivalência do termo “dano ambiental”, há que se considerar que o termo refere-se tanto às lesões e alterações nocivas ao meio, como aos

efeitos que tais alterações podem provocar na saúde das pessoas, em seus bens e em seus interesses.

No entanto em situações de danos graves e complexos, os serviços ecossistêmicos podem ter valor monetário instrumental bastante expressivo, refletindo a importância do uso e o aproveitamento dos serviços de provisão, regulação, suporte e culturais têm para os indivíduos, empresas e sociedade.

No capítulo 3 desta Tese, apresenta-se a análise crítica da valoração econômica de danos ambientais do maior desastre tecnológico e ambiental do Brasil, decorrente do rompimento da barragem de rejeitos do complexo minerário do Fundão, no município de Mariana, em Minas Gerais, em 05 de novembro de 2015.

Nesse episódio, que afetou 500 mil pessoas em 40 municípios de 2 estados brasileiros, além dos danos aos ecossistemas afetados, diversos usos dos recursos naturais foram sacrificados, tais como o abastecimento público, a geração de energia elétrica, atividades industriais, agrícolas e pesqueira e turismo (região oceânica), em diferentes intensidades e horizontes temporais. Como consequência, ocorreu a redução da atividade econômica, perda de renda e arrecadação de impostos, além dos prejuízos decorrentes da destruição de infra-estrutura como vilas, pontes, estradas e patrimônio histórico.

Todos esses efeitos do dano ambiental devem ser considerados na valoração econômica de danos ambientais, para que a sociedade seja parcialmente ressarcida e compensada pelos prejuízos sofridos, uma vez que não será possível reparar as perdas humanas e vínculos afetivos das pessoas que habitavam a região atingida.

1.9 Considerações finais sobre danos a ecossistemas florestais

O Poder Judiciário e a sociedade brasileira ainda não têm a sua disposição informações precisas sobre os prejuízos econômicos causados por lesões ao meio ambiente, por ausência de discussões elementares sobre conceitos de dano e valor ambiental.

Tal falha compromete a equidade intra e intergeracionais sobre a disponibilidade de serviços ecossistêmicos. As externalidades negativas de atividades econômicas são transferidas entre grupos sem a devida compensação e não se pode garantir a sustentabilidade da prestação de serviços para as próximas gerações.

As florestas são responsáveis pela prestação de diversos serviços ecossistêmicos, nas categorias de provisão de recursos e insumos, regulação de ciclos

biogeoquímicos, suporte à manutenção de processos de fotossíntese, reprodução e conservação da biodiversidade e serviços de deleite como recreação e turismo. Os danos causados aos fluxos desses serviços causam redução de bem estar atual ou futuro, sem considerar o devido respeito às demais formas de vida que dependem das florestas.

A mensuração dos danos depende da métrica utilizada para medir os fluxos de serviços ecossistêmicos, o que pode não ser trivial. A partir das funções consideradas mais relevantes no contexto da avaliação, deve-se estabelecer um parâmetro cujas variações de disponibilidade devem ser mensuradas. Nesse sentido, as técnicas de sensoriamento remoto podem ser úteis tanto na recuperação da linha de base do ecossistema degradado no passado, como para objetivamente se medir fluxos de serviços ecossistêmicos, por meio de *proxies* como os índices de vegetação.

A valoração econômica de danos ambientais se utiliza de diversos métodos para alcançar uma importância monetária para o Valor Econômico Total dos serviços ecossistêmicos, inclusive criando curvas de demanda hipotética, quando não há mercados regulares para formação de preço. Em geral, os métodos desenvolvidos a partir de curvas de demanda não são adequados para o contexto de instrução judicial, embora sejam os mais defendidos no meio acadêmico, por sua maior abrangência em relação aos valores considerados. Já os métodos que baseados em função de produção utilizam preços de mercado para bens substitutos e tendem a refletir de modo mais compreensível e aceitável, embora incompleto, a redução da disponibilidade de serviços ecossistêmicos em decorrência de um dano ambiental.

Nenhum método é de espectro amplo para ser utilizado em qualquer circunstância de valoração, englobando inclusive os efeitos decorrentes dos danos à floresta. Dentre os métodos analisados no presente estudo, a Análise de Habitat Equivalente destaca-se por contabilizar valores de uso e não-uso; ser de aplicação simples; dimensionar adequadamente a reparação, considerando as perdas intercorrentes; e, como se verá nos capítulos seguintes, já ser adotado na legislação dos Estados Unidos e Comunidade Europeia, sob o escrutínio científico crescente.

CAPÍTULO 2

Valoração econômica como instrumento de responsabilização de danos ambientais

2.1. Considerações Iniciais

No Brasil, a tríplice responsabilização por danos ao meio ambiente prevista na Constituição Federal, estabelece que um dano pode gerar a seu causador responsabilidade criminal, civil e administrativa, sem que a punição em duas ou até mesmo nas três esferas configure *bis in idem* (BRITO; MASTRODI NETO, 2016).

Como um mesmo evento danoso é analisado sob essas três vertentes, muitas vezes as ações se complementam ou ocorrem paralela e simultaneamente. Eventos como o desastre da barragem de Fundão (vide Capítulo 3 desta Tese), provocados por empresas de capital multinacional e de porte econômico destacado no mercado em que atuam, distinguem-se pela viabilidade de simultânea e cumulativa responsabilização criminal, administrativa e cível dos seus causadores, com base no princípio do poluidor-pagador, internacionalmente adotado.

A formalização do princípio do poluidor-pagador na política ambiental brasileira passou a exigir a responsabilização civil pelos danos ao meio ambiente. De modo simplificado, a responsabilização pode ser definida como a elevada probabilidade de ser considerado causador e de ser potencialmente penalizado por um dano em uma determinada área (PALMER, 2011).

A aplicação mais elementar deste princípio indica três etapas a serem desenvolvidas: i) a apuração para identificação do poluidor; ii) a mensuração e caracterização da carga poluente, seus efeitos e meios de mitigação ou reversão; e iii) o cálculo ou estimativa do *quantum* a ser pago nas medidas de reparação e compensação.

No aspecto da responsabilização, a identificação do poluidor pressupõe a delimitação dos direitos de propriedade que uma pessoa, física ou jurídica, exerce sobre os recursos naturais ou parcela do ecossistema. Os direitos de propriedade devem considerar os efeitos do uso e das respectivas externalidades que possam afetar os direitos de terceiros, da sociedade e do meio ambiente.

Na visão de Hupffer *et al.* (2012), o instituto da responsabilidade civil é essencial à construção do Estado Democrático de Direito, na medida em que tem por finalidade precípua o restabelecimento do equilíbrio violado pelo dano. A responsabilidade objetiva poderia ser vista como o instrumento político por excelência,

nas palavras de Sterner e Coria (2012), pois induz à internalização de todos os danos e riscos ambientais. No entanto, suas principais desvantagens são que ela aumenta o número de casos de litígio nos tribunais, provavelmente dificultando todas as atividades econômicas que impliquem qualquer risco.

Além de instituir a responsabilização objetiva (*strict liability*), outros treze instrumentos de política ambiental foram estabelecidos pela Lei da Política Nacional do Meio Ambiente (BRASIL, 1981), destacando-se, para fins deste estudo sobre responsabilização, as penalidades disciplinares ou compensatórias ao não cumprimento das medidas necessárias à preservação ou correção da degradação ambiental (Art. 9º, inciso IX, Lei 6.938/1981) e a previsão de utilização de os instrumentos econômicos (Art. 9º, inciso XIII, Lei 6.938/1981).

A responsabilização nas esferas administrativa, civil e criminal previstas na Lei 6.938/81 (BRASIL, 1981) foram desdobradas em diversas legislações específicas, incluindo a Constituição Federal de 1988. A Lei de Crimes Ambientais – 9.605/98 (BRASIL, 1998) trata da responsabilização criminal e determina, dentre outras sanções de restrição à liberdade, o pagamento de multa criminal, arbitrada a partir da fixação do montante do prejuízo causado, a ser estimado pela perícia de constatação do dano ambiental.

A utilização de instrumentos econômicos é uma importante medida para comparar diferentes danos ambientais, especialmente nas instâncias superiores administrativas e judiciais. A quantificação monetária do dano reduz a morosidade na implementação de procedimentos de recuperação ambiental, evitando-se a impunidade contra perdas do patrimônio ambiental brasileiro.

No Brasil, os princípios previstos na Política Nacional do Meio Ambiente, contida na Lei 6.938/81 (BRASIL, 1981), preveem a fiscalização do uso dos recursos naturais e a recuperação de áreas degradadas, subsidiando o princípio do poluidor-pagador (Art. 4º, VII da referida Lei) que impõe ao poluidor e ao predador, da obrigação de recuperar e/ou indenizar os danos causados.

Este capítulo pretende demonstrar que a responsabilização por danos ambientais é importante medida para salvaguardar, ou pelo menos clarificar, os direitos de propriedade sobre bens e serviços ecossistêmicos. A valoração do dano ambiental, portanto, mostra-se como medida indispensável para que a responsabilização ganhe

mensuração econômica e possa ser aplicada de maneira mais objetiva, para fazer frente aos danos ambientais.

2.2. Direitos de Propriedade e Responsabilização

A ação estatal na política ambiental pode ser entendida como a regulação dos direitos de propriedade, aqui tratados em sentido econômico. Os direitos de propriedade baseiam-se na expectativa de valor (de uso e não-uso) ou de renda que os recursos possam conferir aos seus detentores. O Estado intervém por meio de normas que podem introduzir obrigações, direitos, incentivos, proteção ou sanções, que demandam a definição de um responsável ou titular para sua efetivação.

As regulamentações ambientais são uma das quatro categorias de instrumentos de política ambiental enumerados por Sterner e Coria (2012): uso de mercado, criação de mercado, regulamentação ambiental e comprometimento do público. As regulamentações abordam a padronização, banimento, permissões ou cotas de poluentes, zoneamento, licenças e multas. As regras de responsabilização são parte de um grande arcabouço de políticas e legislação, que estabelecem consequências de comportamentos a serem verificados pelo aparato de aplicação da lei.

Sterner e Coria (2012) defendem que o conjunto de regras que assegure a aplicação de outras regras é essencial para a efetividade da política ambiental. Alguns instrumentos são especificamente destinados a garantir a conformidade com regras estabelecidas. Tais instrumentos, a exemplo de sanções penais, multas, responsabilização e obrigações de desempenho, são comumente chamados instrumentos "legais". A distinção entre instrumentos legais de política e outros instrumentos tradicionais de política ambiental é muitas vezes relacionada com o grau de responsabilidade exigido de indivíduos que causam lesões ou danos a terceiros.

Os direitos de propriedade sobre os recursos naturais são necessários porque eles diminuem a avidez para a captura de rendas do recurso ambiental e induzem o empresário a concentrar-se no estoque, a observar direitos e responsabilidades sobre externalidades nas suas relações com outros atores, e a estabelecer padrões de uso e manejo, representando assim o pré-requisito para o aumento da utilidade de recursos (IRIMIE; ESSMANN, 2009).

Um direito de propriedade pode ser considerado completo quanto três elementos são legalmente garantidos: (i) exclusividade de direito de uso do recurso; (ii) exclusividade de direitos sobre os serviços prestados pelos recursos e (iii) direito de transferir o recurso (ARAÚJO *et al.*, 2009).

Quando há insegurança sobre a exclusividade dos direitos de propriedade, como descreve Araujo *et al.* (2009) no caso da Amazônia Legal brasileira, podem ocorrer conflitos agrários violentos e processos de desapropriação. São apontadas, nesse caso, as dificuldades em se formalizar os direitos de propriedade e a falta de proteção legal à propriedade contra desapropriações pelo Estado ou por esbulho de outros indivíduos.

Além disso, Araujo *et al.* (2009) apontam que o arcabouço legal brasileiro ilustra esse tipo de falha institucional, uma vez que não fornece proteção adequada aos direitos dos proprietários de terras: um grande número de proprietários de terra não tem títulos legais e a fiscalização sobre o uso desses direitos é cara, especialmente em áreas remotas. Além disso, titulares enfrentam um risco de perder os seus direitos à terra, como resultado de políticas de reforma agrária. Em um ambiente tão arriscado, o desmatamento se torna uma escolha racional. Como parte de uma estratégia de gestão de risco, os agentes convertem florestas em pasto ou terras agrícolas. Ao mesmo tempo, ainda segundo Araujo *et al.* (2009), o desmatamento também pode ser analisado como o resultado de interações estratégicas entre proprietários e posseiros que concorrem para o acesso à terra e tentativa de legitimar sua propriedade. Em ambos os casos, são esperados a insegurança sobre os direitos de propriedade que tendem a favorecer o desmatamento da floresta.

Como a expectativa da renda é o objeto de interesse, a valoração de recursos naturais é a ferramenta prática para se estimar valores que estão sendo discutidos entre interessados. Quando há redução de disponibilidade ou degradação de um dos recursos, a valoração do dano ambiental também pode ser utilizada para as compensações aos detentores dos direitos de propriedade, sejam indivíduos, o Estado ou a sociedade.

O uso de instrumentos de mercado para buscar o equilíbrio entre direitos de propriedade tem um exemplo de abrangência internacional. O mecanismo de redução de emissões por desmatamento e degradação (REDD+), aprovado pelos países signatários da Convenção do Clima da ONU, permite remunerar a manutenção de florestas em pé ou programas de manejo e conservação, como retribuição por evitar a emissão de gases de efeito estufa na atmosfera.

Os detentores de direito de propriedade, segundo o estudo de Palmer (2011) sobre mercados REDD+, poderiam ser os governos nacionais no primeiro nível, ou ser proprietários de terras individuais, agricultores, comunidades ou concessionárias no segundo nível, que podem, então, negociar esses direitos como créditos de carbono.

Em relação aos direitos de propriedade sobre florestas naturais, Sterner e Coria (2012) assinalam que o Estado é, na maioria dos casos, o maior e mais ineficiente proprietário de terras, sob o ponto de vista econômico. Ao concentrar direitos de propriedade em grandes extensões de florestas, sem ser capaz de aproveitá-las economicamente, nem de concedê-las ao ente privado, tampouco de fiscalizá-las eficientemente, leva à percepção de que os recursos naturais são de bens de livre acesso. Quando a degradação desponta como resultado da pressão pelo acesso aos recursos, alguns direitos de propriedade são compartilhados com a sociedade por meio de criação de áreas de extrativismo ou uso comunitário, gerenciadas localmente a custos mais baixos.

Qualquer sistema que fracasse na gestão dos riscos de direitos de propriedade em florestas com função de sequestro de carbono pode ser inefetivo, não apenas por desperdiçar bilhões de dólares no financiamento do mecanismo, mas porque desincentiva futuros financiamentos de mecanismos REDD+ (PALMER, 2011). Nesse aspecto, os instrumentos legais de responsabilização cível operados pelo Estado podem contribuir para que os instrumentos de mercado se mantenham em regular funcionamento.

Como exemplo da importância da responsabilização para a efetividade de políticas ambientais, Palmer (2011) relata que nos países que se responsabilizam pela implementação de mecanismo REDD+ (uma espécie de instrumento internacional de permissões negociáveis) e onde há múltiplos direitos de propriedade (domínio, posse, arrendamento, concessão florestal, direitos de indígenas) o problema de responsabilidade civil é mais acentuado para as atividades em nível de projeto. Em países em que os direitos de propriedade são frágeis, se os indivíduos, particularmente os pobres, não podem ser diretamente punidos pelo desmatamento, então pode haver maiores riscos de não permanência no mecanismo REDD+ e haver reversão do carbono à atmosfera por desmatamento. Segundo Palmer (2011), alguma inovação política, talvez na forma de uma combinação de políticas, é necessária para, de alguma forma, compartilhar implicitamente a responsabilidade entre o Estado e os indivíduos.

A providência adotada pelo Brasil para aperfeiçoar os direitos de propriedade foi a criação do Cadastro Ambiental Rural – CAR⁶, a partir do qual os ocupantes poderão confirmar a propriedade de suas terras por georreferenciamento e o Estado poderá utilizar-se dos instrumentos de regulação para a gestão ambiental. Dessa forma, em caso de danos ambientais, haverá a identificação do responsável (responsabilidade objetiva) e a possibilidade de delimitação do dano por sensoriamento remoto para posterior aplicação da valoração econômica. Com esses elementos, forma-se a condição necessária para ser aplicado o princípio do poluidor-pagador, como forma de dissuadir o desmatamento.

2.3. A mensuração da responsabilização: a importância da valoração de danos ambientais

A orientação do Manual de Referência em Evidências Científicas do *U.S. Federal Judicial Center* (ALLEN et.al. 2011) indica que o primeiro passo de um estudo de danos é a tradução da teoria jurídica do dano evento em uma análise do impacto econômico desse evento. Na maioria dos casos, a análise considera a diferença entre a avaliação econômica do bem se o evento prejudicial não tivesse ocorrido e a avaliação econômica após o dano.

Castro, (2006) defende que os legisladores têm depositado grande confiança em leis e regulamentos como mecanismos de conservação do meio ambiente. No entanto, o autor cita que economistas (p.ex. Segerson, 2000) salientam que instrumentos de comando e controle são inflexíveis e ineficientes para controlar a emissão de poluentes e a exploração acelerada de recursos naturais. Nesse aspecto, os instrumentos econômicos, se bem empregados pelo Estado e pela sociedade, podem estimular o melhor equacionamento do dilema conservação *versus* desenvolvimento, por meio do reconhecimento do valor dos bens e serviços ecossistêmicos, bem como dos direitos e responsabilidades da propriedade.

Instrumentos econômicos como a valoração econômica ambiental podem auxiliar no dimensionamento da responsabilização na esfera cível, administrativa e penal. Sob o ponto de vista econômico, a responsabilidade civil refere-se às obrigações financeiras de custear a restituição do meio ambiente ao *status quo ante* e indenizar a sociedade pelos danos irreparáveis. No caso da responsabilidade administrativa, os

⁶ <http://www.mma.gov.br/desenvolvimento-rural/cadastro-ambiental-rural.html>

instrumentos econômicos refletem-se nas condicionantes do licenciamento do empreendimento, que delimitarão o nível de atividade compatível com a sustentabilidade do negócio e do meio ambiente, bem como nas eventuais multas pecuniárias administrativas por descumprimento das licenças. Na esfera penal, os impactos econômicos da responsabilização referem-se à aplicação de multas penais, aos efeitos das penas restritivas de direitos (suspensão de atividades) e à prestação compulsória pecuniária ou em serviços à comunidade.

A responsabilização econômica por danos ambientais não prescinde da aplicação de técnicas de valoração, sob pena de se adotar o arbitramento como meio de decisão. Desta forma o Estado deixa de reconhecer o justo valor atribuído pela sociedade pelos benefícios sacrificados pelo dano ambiental. Sob a ótica econômica, os métodos de valoração ambiental são técnicas específicas para quantificar (em termos monetários) os impactos econômicos e sociais de projetos cujos resultados numéricos vão permitir uma avaliação mais abrangente para efeito de comparações (NOGUEIRA *et al.*, 2000). Turner *et al.* (2003) acrescentam que, como o mercado e as economias monetizadas são muito disseminados, a utilização de valor monetário como o critério de mensuração dos benefícios fornecidos pela natureza estabelece uma relação transparente com outros usos de seus ativos ou atributos.

Além das sanções cíveis, administrativas e penais aos indivíduos e empresas, Sterner e Coria (2012), pontuam que a noção de que o Estado é um organismo neutro e perfeito para impor o bem-estar geral da sociedade é muito ingênua. Hupffer *et al.* (2012) lembram que, além da responsabilidade civil pela ação danosa de entes estatais, o Estado deve responder pelos danos causados por sua omissão na falta de fiscalização, na incompletude de processos de licenciamento ambiental, na inércia na instalação de sistemas de disposição de lixo ou esgoto, ou por não aplicar os princípios da precaução e da prevenção.

As razões expressas por pesquisadores consagrados que se preocupam com a valoração monetária dos recursos ambientais e naturais, segundo Castro (2015), são: a) instrumento complementar às decisões judiciais sobre avaliação de danos dos recursos naturais; b) interesse público para que a sociedade possa adicionar considerações para os balanços de custos e benefícios que ajudam a moldar a formulação de políticas governamentais; e c) interesses acadêmicos advindos das instituições de ensino e pesquisa.

Freitas (2006), referindo-se à legislação ambiental brasileira, afirma que o dano ambiental deve ser prevenido, reparado, compensado e só na impossibilidade de qualquer das soluções anteriores, indenizado. Mas, é enorme a dificuldade existente na fixação do montante da indenização. Em uma ação judicial cível ou criminal visando à reparação civil pela ofensa praticada, seja ela coletiva ou individual, a perícia será, na quase totalidade dos casos, imprescindível para estimar o resultado do dano ambiental. É que só a prova técnica poderá confirmar a existência do dano, sua extensão e quantificar o pagamento, caso a sentença determine a indenização. Evidentemente, esta é a prova técnica por excelência e também a mais complexa (FREITAS, 2006)

À luz da lei brasileira de crimes e infrações administrativas ambientais, Yokaichiya (2011) destaca que não houve uma estipulação de critério específico diferenciador para o cálculo da multa às pessoas jurídicas, em razão de sua maior potencialidade lesiva e de pagamento por indenizações. No entanto, para fixar a multa prevista na lei de crimes ambientais, o magistrado deve levar em conta a gravidade do delito, o grau de reprovação da conduta, a condição econômica da empresa e o resultado do dano ambiental. Ademais, o pagamento da multa penal não exonera o infrator-poluidor da reparação e da indenização do dano ambiental.

Eisenberg (2015), citando outros artigos de sua autoria, registra que as pesquisas em ciências sociais em sentenças punitivas (ou multas penais) expandiram-se após a sentença, em 1994, de US \$ 5 bilhões contra a Exxon Corporation (agora Exxon Mobil) pelo derramamento de óleo do Exxon Valdez em 1989. Um impressionante conjunto de trabalhos produzidos por acadêmicos financiados pela Exxon criticou as multas penais, propondo reformas. Mas, segundo Eisenberg (2015) parte dos trabalhos revelou-se incoerente com as discussões teóricas anteriores sobre multas penais, parte dos trabalhos era metodologicamente frágil, e nenhum dos trabalhos procurou conciliar suas críticas sobre a incoerência de multas penais com evidência da sua coerência no mundo real. Em 2008, a Corte Suprema dos Estados Unidos reduziu a multa penal para US\$ 500 milhões, mas expressamente se recusou a confiar nas pesquisas em ciências sociais financiadas pela Exxon e observou que as alegações sobre multas penais desmedidas foram refutadas por evidência empírica (caso Exxon Shipping Co. *versus* Baker, 2008, Eisenberg (2015)).

O dilema entre a determinação de indenizações com base em ciências sociais e o uso pouco aprofundado de técnicas de valoração não difere do previsto por Motta

(1997), que separa dois grupos: os que apresentam um ceticismo que rejeita qualquer abordagem dita econômica, devido a uma percepção quase sempre insuficiente da teoria econômica que fundamenta estas abordagens; e os que adotam inadequadamente técnicas de valoração com base em procedimentos estimativos intuitivos que, quando não apropriados, aumentam ainda mais o ceticismo e a rejeição aos métodos adotados.

Os métodos de preferência declarada, destacando-se o da valoração contingente – questionados no artigo de Diamond e Hausman (1994) intitulado “*Is some number better than no number?*” – foram intensamente discutidos e aplicados após este episódio. Na análise de Kling; Phaneuf e Zhao (2012), embora não se possa afirmar que nem todos os estudos sejam igualmente confiáveis ou que a aplicação dos estudos confiáveis seja sempre apropriada, a aplicação cuidadosa de métodos de preferências declaradas é preferível à ausência de valoração econômica, em análises de custo-benefício ou de avaliação de danos, servindo ainda como um modelo para avaliação crítica de políticas ambientais.

A valoração econômica de danos ambientais é objeto de estudo e aplicação por algumas instituições no mundo, afetas à conservação da natureza, conforme apresentado no Capítulo 4 desta tese – Experiência internacional comparada na valoração econômica de danos ambientais). Nos Estados Unidos, a *Environmental Protection Agency (EPA)* e o *Department of Interior (DOI)*, avaliam e promovem a recuperação de locais degradados em conformidade com a CERCLA (*Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act*), ou Lei de Responsabilidade, Compensação e Resposta Ambiental Abrangente de 1980, também conhecida como *Superfund*.

A Diretiva da União Europeia de 2004, relativa à responsabilidade ambiental em termos de prevenção e reparação de danos ambientais ("ELD") ressalta a importância da valoração econômica de danos, tendo por princípio pedagógico que um empreendedor cuja atividade tenha causado danos ambientais ou a ameaça iminente de tais danos deve ser responsabilizado financeiramente, a fim de induzir outros empreendedores a tomarem medidas e a desenvolverem práticas para minimizar os riscos de danos ambientais de modo que sua exposição a passivos financeiros é reduzida (PERCIVAL; COOPER; GRAVENS, 2012).

O objetivo da responsabilização é identificar quem ficará incumbido de reparar ou compensar um dano ambiental. A compensação, segundo Gastineau e Taugourdeau (2014), pode ser feita via compensação ecossistêmica (por equivalência

recurso x recurso e serviço x serviço) ou por compensação monetária (valor-a-valor), quando as partes afetadas são contemplados monetariamente, sendo possível implementá-las simultaneamente. Defendem que um mínimo de compensação não-monetária deve ser imposta, pois não só implica efeitos ecológicos, mas também impacta as questões de equidade e eficiência de custos associados com a compensação.

A valoração econômica requerida na lei de crimes ambientais representa uma tradução em valores monetários da gravidade do dano. É utilizada para subsidiar o órgão julgador na fixação da multa penal, podendo ser aproveitada nos processos de reparação cível. A aceitação dos resultados de tal procedimento de valoração na esfera criminal não substitui as alternativas de recuperação serviço-a-serviço ou recurso-a-recurso que podem ser discutidas e determinadas no âmbito cível ou administrativo.

No entanto, Eisenberg (2015) ressalta que uma crítica às sentenças punitivas (em contraposição às indenizatórias) é que elas não têm relação com o valor da compensação - o castigo infligido, portanto, não é proporcional ao dano causado. Sanções punitivas ou exemplares são por vezes determinadas em acréscimo aos recursos concedidos para indenizar a vítima.

2.4. Considerações finais sobre valoração como instrumento de responsabilização

A responsabilização por danos ambientais serve a dois importantes papéis da Justiça, conforme destacado por Phelps *et al.* (2015): a dissuasão e correção. Aumenta os encargos financeiros e não financeiros do comportamento ilícito, desincentivando futuros danos ambientais, ao mesmo tempo, compensa as vítimas e assegura recursos para a recomposição ambiental.

Conforme descrito por (CASTRO, 2015), o crescimento da utilização de técnicas de valoração econômica de danos ambientais, inclusive para fins judiciais, em que pese a necessidade de aperfeiçoamento metodológico, representa valiosa oportunidade de difusão do conhecimento acerca do valor dos benefícios oferecidos por um meio ambiente equilibrado.

A despeito de críticas e ceticismo que quaisquer métodos de valoração econômica do meio ambiente possam enfrentar, fato é que eles são úteis para mensurar a responsabilização, seja por meio de sanções (administrativas, cíveis ou penais) ou por meio de mecanismos de mercado que visem o equilíbrio dos direitos de propriedade.

Ao utilizar a métrica monetária para estimar, ainda que parcial e comparativamente, o valor dos recursos ambientais, pode-se auxiliar a sociedade e os elaboradores de políticas ambientais a adotarem atitudes mais responsáveis na convivência das gerações humanas com a natureza.

O Capítulo 3, a seguir, demonstra as implicações da falta de valoração econômica, ou qualquer outra técnica de mensuração, na responsabilização e efetiva reparação do dano ambiental.

CAPÍTULO 3

Análise Crítica da Valoração de Danos Ambientais no Brasil

O caso do rompimento da barragem de Fundão

3.1. O Desastre da barragem de Fundão

O maior desastre tecnológico⁷ da história do Brasil, e o maior do gênero no mundo (CARMO *et al.*, 2017 e FERNANDES *et al.*, 2016) ocorreu em 05 de novembro de 2015, quando houve o colapso da estrutura da barragem de rejeitos de Fundão, integrante do complexo industrial de Germano da mineradora SAMARCO, no Município de Mariana, estado de Minas Gerais, Brasil.

O rompimento ocasionou a liberação de aproximadamente 43,8 milhões de metros cúbicos de rejeitos do beneficiamento de minério de ferro, ao longo de aproximadamente 680 km na bacia do Rio Doce (FUNDAÇÃO RENOVA, 2017a), atingindo ecossistemas estuarinos, costeiros e marinhos no Oceano Atlântico, no município de Linhares/ES. Neste percurso, soterrou as vilas de Bento Rodrigues e Paracatu de Baixo, em Mariana/MG, e Gesteira (Barra Longa/MG), matou 19 pessoas, causou a destruição ou a degradação de ecossistemas aquáticos e terrestres, destruiu as áreas produtivas e benfeitorias de glebas rurais, causou poluição hídrica afetando o abastecimento de aproximadamente 500 mil pessoas em 40 municípios, inutilizou estruturas como pontes, estradas e o reservatório da usina hidrelétrica Risoleta Neves (conhecida como UHE Candonga), e comprometeu importantes atividades industriais no vale do Rio Doce (GFT, 2016).

A diversidade de danos ocasionados concomitantemente pelo desastre, nos âmbitos individual, social, ambiental, econômico e institucional, é um desafio para a adequada compreensão da situação resultante, visando a adoção de medidas corretivas e preventivas, bem como o futuro aproveitamento das lições aprendidas. Friehe e Langlais (2017) reforçam que acidentes ambientais dessa magnitude têm o potencial não apenas de destruir segmentos inteiros do ecossistema, mas também de aumentar, de forma duradoura, a vulnerabilidade de outros segmentos.

⁷ São desastres tecnológicos aqueles originados de condições tecnológicas ou industriais, incluindo acidentes, procedimentos perigosos, falhas na infraestrutura ou atividades humanas específicas, que podem implicar em perdas humanas ou outros impactos à saúde, danos ao meio ambiente, à propriedade, interrupção dos serviços e distúrbios sociais e econômicos (Art. 7º § 3º - INSTRUÇÃO NORMATIVA Nº 01, DE 24 DE AGOSTO DE 2012 – MINISTÉRIO DA INTEGRAÇÃO NACIONAL)

Como não se logrou evitar ou mitigar os danos ambientais decorrentes do evento, medidas reparatórias e compensatórias estão sendo exigidas, especialmente pela via judicial ou por acordos homologados pela justiça. Diversos valores de dano foram cogitados e pleiteados judicialmente, sem que tenha sido divulgado nenhum estudo de valoração econômica de danos.

O processo de responsabilização dos poluidores desenvolveu-se fundamentado em montantes financeiros negociados em acordos para a recuperação ambiental, sem a estimativa prévia de custos de reparação ou sem um método definido de quantificação de bens e serviços a serem reparados. Tal procedimento compromete a confiabilidade e os resultados do processo que, a despeito de quaisquer esforços de avaliação, não reparará integralmente as perdas ocorridas em horizonte próximo.

O desastre da barragem do Fundão revelou a inexperiência dos órgãos brasileiros de proteção e repressão a ilícitos ambientais na valoração econômica de danos ambientais. Este capítulo visa estudar as ações adotadas no campo da valoração de bens e serviços ecossistêmicos afetados pelo desastre do rompimento da barragem de Fundão, e discutir seus possíveis efeitos para a eficácia da responsabilização e reparação dos danos ambientais. Para tanto, relata as primeiras iniciativas de responsabilização; aponta as bases utilizadas para definição dos valores de responsabilização; avalia os acordos celebrados para a recuperação ambiental e, por fim, discorre sobre a experiência institucional na valoração econômica de danos ambientais.

3.2. O desastre e as primeiras respostas institucionais de responsabilização

As respostas iniciais ao desastre do rompimento da barragem de Fundão foram marcadas por intensa atuação e persecução do poder público. Por se tratar do incidente de maior dimensão e repercussão nacional quanto aos danos ambientais, as medidas reativas de pronta resposta e de recomposição do dano ambiental por certo extrapolariam a capacidade da empresa responsável pela barragem rompida. Dessa forma, parece ter sido necessário obter garantias para as ações de pronta-resposta e para a futura responsabilização. A empresa responsável adotou prioritariamente as ações emergenciais que julgou cabíveis para apoio às vítimas, sempre sob a supervisão e intensa cobrança do aparato estatal.

Diversas instituições públicas atuaram conforme suas competências legais, a exemplo do que ocorreu em outros desastres tecnológicos como no derrame de petróleo na baía da Guanabara em 2000 (ARAÚJO, 2003), desenvolvendo uma miríade de iniciativas, nem sempre coordenadas, visando à interrupção, à responsabilização e à recuperação dos danos ambientais. Somente o Ministério Público de Minas Gerais instaurou 22 inquéritos civis e 6 procedimentos criminais para a apuração do desastre e o Ministério Público Federal, 22 procedimentos investigatórios e 13 ações judiciais⁸.

Para além das ações de pronta-reposta, diversas iniciativas foram adotadas no campo do monitoramento ambiental (Golder Associates, 2017), da pesquisa científica (Fernandes *et al.*, 2016; Miranda e Marques, 2016; Garcia *et al.*, 2017) e da responsabilização administrativa, criminal e cível das consequências do desastre pelos órgãos competentes.

Na esfera da responsabilização administrativa multas e embargos foram expedidos pelos órgãos federais e estaduais, destacando-se as multas do IBAMA, que totalizaram 291,8 milhões de reais⁹ e as 38 multas da Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável de Minas Gerais – SEMAD, que somaram mais de 200 milhões de reais¹⁰, e 19 autos de intimação e 6 multas do Instituto de Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Espírito Santo.

Ações judiciais criminais, baseadas em inquéritos da Polícia Civil de Minas Gerais e da Polícia Federal, foram propostas pelo Ministério Público Federal, denunciando 4 pessoas jurídicas e 22 pessoas físicas por condutas tipificadas como crimes, tais como homicídio, desabamento e/ou desmoronamento, inundação, além dos crimes ambientais.

A paralisação das atividades da empresa e os impactos sobre as atividades econômicas que geravam renda para a região motivaram a atuação do Ministério Público do Trabalho para assegurar proteção preliminar a cerca de 2,5 mil empregados diretos e 2,4 mil terceirizados da Samarco, além de um número estimado de 11 mil trabalhadores ribeirinhos.¹¹

⁸ <http://www.mpf.mp.br/para-o-cidadao/caso-mariana/atuacao-do-mpf/resultados>

⁹ Detalhadas no Apenso 1 deste artigo.

¹⁰ https://www.em.com.br/app/noticia/gerais/2017/08/09/interna_gerais,890448/milhares-de-aco-esobre-a-tragedia-de-mariana-se-arrastam-na-justica.shtml

¹¹ https://portal.mpt.mp.br/wps/wcm/connect/portal_mpt/35100b5a-6dbb-47ea-95ba-4983501fac93/Labor_n7_web_site.pdf?MOD=AJPERES&CONVERT_TO=url&CACHEID=ROOTWORKSPACE.Z18_395C1B00K89D40AM2L613R2000-35100b5a-6dbb-47ea-95ba-4983501fac93-llVv1tY

Em razão de Ações Civis Públicas ou de Termos de Compromisso Preliminar com o Ministério Público, ações emergenciais e diagnósticos expeditos foram realizados pela Samarco. Em 16 de novembro de 2015 (onze dias após o rompimento) celebrou-se Termo de Compromisso Preliminar com a empresa Samarco Mineração S.A, no qual fixou-se a quantia mínima (e não exaustiva) de 1 bilhão de reais, a serem gastos, exclusivamente, em medidas emergenciais decorrentes do rompimento da barragem de Fundão (MPMG, 2016).

As ações visando à reparação do dano e à indenização pelas consequências irreversíveis do desastre foram judicializadas em iniciativas conjuntas ou isoladas pelas pessoas lesadas ou por representantes das instituições de defesa do meio ambiente. Somente o Ministério Público do Estado de Minas Gerais impetrou pelo menos 19 ações judiciais contra a mineradora Samarco e suas controladoras, requerendo medidas de reparação cível pelas consequências do desastre¹². Além dessas, estima-se que foram propostas cerca de 70 (setenta) mil ações judiciais por pessoas que ficaram sem abastecimento de água na cidade de Governador Valadares nos dias subsequentes ao acidente em Mariana¹³.

Esse panorama revela que as primeiras iniciativas visando à interrupção, à responsabilização e à recuperação dos danos ambientais concentraram-se nas autuações administrativas, responsabilização penal e na busca por garantir o direito ao ressarcimento pelas perdas decorrentes do desastre, por meio da judicialização das demandas dirigidas à empresa responsável pelos danos.

3.3. A apuração da responsabilidade pelo desastre

A apuração da responsabilidade pelo desastre deve seguir as três providências básicas: *i*) identificação do poluidor; *ii*) a mensuração e caracterização da carga poluente, seus efeitos e meios de mitigação ou reversão; e *iii*) valoração econômica das medidas de reparação e compensação.

A primeira etapa de identificação do poluidor, por se tratar de empreendimento privado, bem delimitado e gerador de enorme volume de rejeitos, não parece guardar dificuldades metodológicas para o seu esclarecimento, apesar de sempre

¹² <https://rompimentodabarragemdefundaofmpmg.wordpress.com/compilacao/>

¹³ <http://www.tjmg.gov.br/portal-tjmg/noticias/tjmg-reitera-compromisso-com-acordos-relativos-a-samarco.htm#.WvS0pIgvzIU>

haver intenso debate jurídico em busca da responsabilização objetiva, ou de sua esquiva. Em relação ao desastre da barragem de Fundão, Belchior e Primo (2016) sustentam que, à luz do ordenamento jurídico brasileiro, é seguro dizer que a responsabilização civil da Samarco, pessoa jurídica que explorava a atividade geradora de riscos (mineração, represamento etc.), independe da existência de culpa (*lato sensu*) de sua parte ou do fato de a atividade por ela desenvolvida ser lícita e permitida por agentes estatais.

A segunda etapa exige um intenso trabalho tecnológico das geociências e das biociências, a fim de identificar as consequências da carga química dos rejeitos, os efeitos da dispersão de energia da onda de lama e as alterações de fluxos de matéria e energia sobre os indivíduos, espécies, ecossistemas e grupos sociais atingidos pelo desastre. Nessa etapa pode-se discutir alternativas para sua mitigação ou reversão, quando possível, visando o objetivo precípua de reparação integral dos danos.

A terceira etapa, que consiste em se apurar um valor de reparação e compensação para os danos mensurados na etapa anterior de caracterização, é objeto de discussões (PEARCE, 2007) acerca do alcance e reversibilidade dos danos e das metodologias para capturar as variações de disponibilidade dos serviços ecossistêmicos à sociedade afetada pelo desastre.

O objetivo da responsabilização é identificar quem ficará incumbido de reparar ou compensar um dano ambiental. A compensação, segundo Gastineau e Taugourdeau (2014) pode ser feita via compensação ecossistêmica (por equivalência recurso-a-recurso e serviço-a-serviço) ou por compensação monetária, quando as partes afetadas são contempladas monetariamente, sendo possível implementá-las simultaneamente.

A análise dos documentos e processos públicos relativos ao desastre da barragem do Fundão revela que, apesar das muitas iniciativas adotadas da esfera estadual em Minas Gerais, duas linhas principais de responsabilização, concorrentes e conflitantes, foram judicializadas na esfera federal: uma Ação Civil Pública, em novembro de 2015, liderada pela Advocacia Geral da União com representantes federais e estaduais; e outra Ação Civil Pública proposta pelo Ministério Público Federal, em abril de 2016. Em ambos os casos, em razão dos danos terem atingidos mais de um Estado da federação, firmou-se o entendimento da competência federal para julgamento dos danos ambientais, e os processos foram movidos junto à Justiça Federal.

Nessas duas iniciativas judicializadas, a terceira etapa de valoração parece ter sido antecipada em relação à plena mensuração do dano, provavelmente a fim de se garantir que a primeira etapa de responsabilização pudesse ser efetiva. Em face das dimensões do evento danoso, a responsabilização civil – que inclui as medidas de reparação, compensação até as ações futuras de prevenção de novos sinistros –, envolverá vultosos recursos financeiros que tendem desincentivar o pagador a cumprir integralmente a responsabilidade pelos danos.

Segundo Costanza *et al.* (2010), o problema fundamental é que, enquanto os interesses privados são, em última análise, responsáveis por danos aos bens públicos, eles são responsabilizados apenas muito tempo depois do fato e apenas parcialmente. Isso dá fortes incentivos a interesses privados para assumir grandes riscos com ativos públicos - muito maiores do que deveriam do ponto de vista da segurança da sociedade.

Na Ação Civil Pública (ACP) liderada pela AGU¹⁴, houve o requerimento de indenização no montante de R\$ 20.204.968.949,00 (vinte bilhões, duzentos e quatro milhões, novecentos e sessenta e oito mil, novecentos e quarenta e nove reais), calculado com base em documentos anexados à ACP (não disponíveis para ampla consulta pública). Essa ação culminou em um acordo inicialmente homologado pela Justiça, que vem sendo implementado pelas partes envolvidas e que sobrestou as ações judiciais movidas pelos autores para a responsabilização cível.

O acordo, denominado Termo de Transação e Ajustamento de Conduta – TTAC, firmado em 02/03/2016, por iniciativa liderada pela AGU e sem a anuência do Ministério Público Federal, buscou garantir a reparação dos danos socioambientais, mediante a implementação de 22 programas socioeconômicos e 20 programas socioambientais pela empresa ré.

Já na ação civil pública movida pelo MPF¹⁵, a antecipação da valoração econômica dos danos parece ter sido fundamentada tão somente na comparação com outro conhecido desastre ambiental, ocorrido no Golfo do México. Segundo os dados citados na Ação Civil Pública, em 20/04/2010, 4,9 milhões de barris (780.000 m³) de

¹⁴ Processo 69758-61.2015.4.01.3400 – DF, movido pela Advocacia Geral da União (representando os interesses da União Federal), pelas representações do Estado de Minas Gerais e do Espírito Santo e por diversos órgãos integrantes com atuação na área ambiental dos Poderes Executivos da União e dos referidos Estados

<https://processual.trf1.jus.br/consultaProcessual/processo.php?proc=238630720164013800&secao=MG&pg=1&enviar=Pesquisar>

¹⁵ Processo nº 0023863-07.2016.4.01.3800 – MG

petróleo foram espalhados no oceano, em razão do vazamento e explosão da plataforma de exploração petrolífera *DeepWater Horizon*, controlada pela empresa *British Petroleum* - *BP*, acarretando uma expectativa de verbas indenizatórias da ordem de 43,8 bilhões de dólares americanos, mediante acordo com as partes envolvidas somente na reparação civil.

Nas iniciativas de responsabilização cível adiante detalhadas não foram apresentados estudos de valoração econômica dos danos ambientais que pudessem subsidiar uma decisão tecnicamente embasada pela Justiça brasileira. Nos termos em que foi firmado, o TTAC já define montantes a serem investidos ao longo dos próximos 15 anos, com cláusula de quitação após a execução dos programas e projetos elaborados pelo próprio responsável pelos danos. A implementação de um acordo com base em valores não bem definidos pode comprometer a sua efetividade e perenizar, sem compensação, o dano ao patrimônio ambiental brasileiro.

Consta nessa Ação Civil Pública proposta pelo MPF, o pedido de reparação dos danos ambientais fundamentado em um tópico do documento denominado evento paradigmático¹⁶ do derramamento de petróleo da BP, que serviu de base para a valoração econômica “*prima facie*” do dano ambiental. Após essa comparação entre os dois desastres ambientais, o MPF requereu a indenização de aproximadamente 155 bilhões de reais (US\$ 43,8 bilhões, em abril/2016) considerando que “a menos que se queira supor que o milímetro do meio ambiente no Brasil valesse menos que nos Estados Unidos, é inadmissível que a valoração do dano ambiental provocado pelas empresas rés fique aquém” de tal montante, ressaltando na Ação as dificuldades em se comparar os efeitos de eventos distintos e acenando para a possibilidade de ajuste futuro do valor, após estudo independente.

Para fazer frente à iniciativa liderada pela AGU, embargos de declaração¹⁷ interpostos pelo Ministério Público Federal questionaram a legitimidade do acordo homologado com base na ação movida pela AGU, por diversas razões. Dentre elas, destacam-se: 1) a pretensão de o acordo ser exaustivo em relação ao evento e seus efeitos, a despeito de questões controversas sobre competência para homologação do acordo; 2) a falta de apresentação satisfatória de metodologia de cálculo da indenização; 3) a

¹⁶ Parcialmente transcrito no Apêndice D.

¹⁷

<https://contas.tcu.gov.br/etcu/ObterDocumentoSisdoc?seAbrirDocNoBrowser=true&codArqCatalogado=11272042>

ausência de diagnóstico sócio-ambiental dos danos que justifique o estabelecimento de orçamento de R\$ 20,2 bilhões para o acordo, que somente pactuou, de fato, R\$ 4,1 bilhões para o triênio seguinte ao desastre, descontados os custos das ações emergenciais já executadas; 4) a falta de dados técnicos que justifiquem a decisão de prostrar a reparação ao longo de 15 anos de vigência do acordo, limitando a eficácia dos programas e a velocidade das ações aos aportes anuais não previamente definidos; 5) a falta de participação de representantes dos atingidos, cujos direitos foram transacionados por terceiros. O Acordo TTAC teve sua homologação cancelada por decisão do Tribunal Regional Federal, em 18/08/2016.

Essa dupla tentativa de responsabilização cível pela via judicial revela a falta de procedimentos padronizados no Brasil, bem como a superposição de atribuições. O acordo liderado pela AGU, envolvendo as empresas responsáveis pelo desastre e os órgãos e entidades responsáveis pela fiscalização, foi chamado de “acordo entre os culpados” por Souza (2018), uma vez que congrega os que agiram (iniciativa privada) e os que se omitiram (poder público) para que o desastre ocorresse. A falta de participação do Ministério Público e o acanhado protagonismo da Defensoria Pública fez o referido acordo perder a vigência¹⁸, em decorrência da pouca representatividade da comunidade atingida, principal destinatária das ações de recuperação socioambiental.

A disparidade entre os valores pleiteados pelo Ministério Público Federal e pelas instituições lideradas pela AGU revela que as pessoas e o meio ambiente atingidos não têm importância ou valor equivalentes nas duas ações, ou que as instituições não sabem converter a variação do bem-estar presente e futuro em estimativas monetárias.

3.4. As bases utilizadas para a definição de valores para a responsabilização

3.4.1. Relatórios de instituições públicas

A Ação Civil Pública liderada pela AGU baseou-se em laudos técnicos [não divulgados] elaborados por órgãos como Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) e Agência Nacional de Águas (ANA)¹⁹ para apresentar o valor

¹⁸ O acordo original foi modificado pelo TAC Governança, conforme detalhado mais adiante.

¹⁹ http://www.agu.gov.br/page/content/detail/id_conteudo/371174

pecuniário estimado (R\$ 20,2 bilhões) para custear as ações de médio e longo prazo necessárias à reparação dos inúmeros danos ambientais causados em razão do evento.

Para estimar as dimensões de um desastre das proporções do rompimento da barragem de Fundão, é imprescindível coletar os dados ambientais e socioeconômicos para estabelecer as condições de referência (ou linha de base) - o estado mais próximo do ecossistema antes do rompimento da barragem –, antes que os efeitos se manifestem ou se confundam com outras circunstâncias pós-desastre. Esta é uma providência sugerida pelo NRC (2012) e já apontada para o caso brasileiro por Araujo (2003).

A atuação dos diferentes órgãos de fiscalização e persecução resultou na produção de diversos laudos e relatórios, com diferentes níveis de informações, sobre os efeitos da onda de rejeitos nos ecossistemas terrestres e aquáticos atingidos, bem como sobre impactos sociais. Quanto mais próximo da barragem colapsada, menor o nível de detalhamento da informação das condições imediatamente pré-existentes ao desastre, em razão da completa destruição. Para além das constatações pontuais sobre o rejeito no ecossistema e nas comunidades, os serviços de provisão, regulação, suporte e culturais prestados pelo ecossistema foram sacrificados em diferentes medidas em função do desastre da barragem de Fundão.

No âmbito da responsabilização cível e administrativa, dois principais relatórios contendo os danos ambientais foram produzidos pelo IBAMA (2015) e pelo Grupo da Força Tarefa criado pelo governo do Estado de Minas Gerais (GFT, 2016). Ambos os documentos buscam descrever os danos ocasionados ao meio natural, às pessoas e coletividades atingidas e à economia. Analisou-se nesse estudo tão somente a abordagem econômica contida nos documentos, a fim de avaliar sua adequação à necessidade de se dimensionar economicamente a responsabilização pelos danos causados pelo desastre.

O Laudo Técnico Preliminar do IBAMA, concluído três semanas após o desastre, teve por objetivo “subsidiar a proposição de Ação Civil Pública (ACP) de responsabilidade por danos causados ao meio ambiente em desfavor da empresa Samarco Mineração S.A”, apresentando impactos às áreas de preservação permanente, à ictiofauna, à fauna, à qualidade da água e os socioeconômicos. Nesse último tópico, cita a interrupção do abastecimento de água rural e urbano, os danos às edificações, às atividades agrícolas de subsistência, à atividade pesqueira, a bens e valores culturais e enumera diversos serviços públicos, principalmente urbanos, prejudicados pelo desastre.

Na apresentação dos impactos socioeconômicos, não há quantificações, físicas ou monetárias, que pudessem atender ao objetivo de subsidiar a responsabilização pelos danos causados.

O governo do Estado criou o Grupo Força-Tarefa (GFT) multi-institucional que teve por objetivo “o levantamento de dados, a emissão de relatórios, a apresentação de conclusões e a proposição de medidas corretivas e restauradoras acerca dos danos humanos, ambientais e materiais decorrentes do desastre.” Os resultados dos trabalhos do Grupo constam no Relatório de Avaliação dos Efeitos e Desdobramentos do Rompimento da Barragem de Fundão em Mariana-MG (GFT, 2016).

Nesse Relatório, apresentado três meses após o desastre, os danos foram apresentados separadamente na escala microregional (comunidades atingidas nos municípios de Mariana, Barra Longa, Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado) e macroregional (outros 31 municípios mineiros atingidos), subdivididos em danos ambientais, danos materiais e danos humanos. O Relatório foi compilado a partir de relatórios independentes de 15 órgãos e entidades públicas e privadas de distintos setores, profissionais independentes, acadêmicos, dentre outros, bem como a partir de formulários elaborados e encaminhados pelo próprio GFT aos municípios afetados.

No aspecto da valoração econômica dos danos, não há no Relatório abordagens com estimativas monetárias dos danos ambientais e dos danos humanos. No entanto, o documento retrata um esforço tempestivo de mensuração dos danos materiais.

A fim de mensurar o impacto socioeconômico, o GFT encaminhou a cada um dos municípios diretamente atingidos pelo desastre um formulário para o levantamento de danos materiais, em que são solicitadas informações sobre as áreas afetadas, danos humanos diretos e indiretos, danos materiais à infraestrutura, prejuízos econômicos públicos, prejuízos econômicos privados, situação municipal. Fez-se o registro de que os dados que exigiam cálculos de valor monetário dos danos necessitariam de revisão e apoio de equipe especializada para alguns dos municípios levantados.

Em relação aos danos materiais no Estado de Minas Gerais, os resultados relatados pelo GFT (2016) estimam em aproximadamente R\$ 146 milhões os prejuízos econômicos públicos, R\$ 540 milhões os prejuízos econômicos privados, R\$ 514 milhões os danos materiais à infraestrutura, relativos a um total de 321.626 pessoas afetadas. No entanto, por ser uma iniciativa estadual de Minas Gerais, esse relatório não capturou os

efeitos do desastre na porção final de destinação de parte dos rejeitos, ocorrida em municípios e na região costeira do Estado do Espírito Santo.

Não se encontram, entre os documentos públicos disponíveis, estudos de valoração econômica de danos, ou orçamentos de projetos de reparação e/ou compensação, compatíveis com os valores pactuados no Acordo da ACP liderada pela AGU (R\$ 20,2 bilhões), tampouco com aqueles propostos na ACP do Ministério Público Federal (R\$ 155 bilhões). A única menção a valores monetários dos impactos do desastre encontra-se no já citado Relatório de Avaliação dos Efeitos e Desdobramentos do Rompimento da Barragem de Fundão em Mariana-MG, elaborado pelo Grupo Força-Tarefa (GFT, 2016). O Laudo Técnico Preliminar do IBAMA (2015), embora tivesse por objetivo “subsidiar a proposição de Ação Civil Pública (ACP) de responsabilidade por danos causados ao meio ambiente” não apresentou quaisquer valores monetários para subsidiar a quantificação do dano e o pedido de indenização.

A falta de valoração econômica do dano ambiental e de suas consequências sociais, até o presente, não permite avaliar com segurança se os valores acordados ou pleiteados são suficientes, superiores ou inferiores à correspondente depleção do bem-estar das pessoas, das condições de vida para os ecossistemas e dos serviços ecossistêmicos prestados à economia regional.

Providenciar o adequado e suficiente diagnóstico para avaliação dos impactos nos serviços ecossistêmicos deveria estar entre as obrigações primeiras a buscarem respaldo em determinações judiciais, antes de se discutir valores de possíveis indenizações. A omissão, falha ou inexperiência neste procedimento pode impedir o adequado cálculo das variações de disponibilidade e qualidade dos serviços ecossistêmicos sacrificados pelo desastre.

3.4.2.A comparação com o desastre da plataforma de petróleo *Deepwater Horizon*

A experiência “paradigmática” da plataforma *Deepwater Horizon* foi utilizada especialmente para estabelecer um valor “*prima facie*” para o dano, embora o MPF reconheça a necessidade de contratação de um corpo pericial multidisciplinar independente para o diagnóstico e valoração do dano ambiental (MPF, 2016). A utilização de um valor preliminar e ancorado em um outro desastre ambiental inteiramente diverso

do rompimento da barragem, talvez esteja mais vinculado ao requisito legal de apresentação de um valor da causa do que à inexperiência institucional na atribuição de valores econômicos do dano ambiental. Um breve relato dos procedimentos de responsabilização e valoração do caso *Deepwater Horizon*, encontra-se no Apêndice D.

A comparação inicialmente feita dos desastres da barragem de Fundão e da *Deepwater Horizon* poderia ter sido utilizada no sentido de extrair lições sobre os procedimentos já amadurecidos da NOAA para valoração e recomposição de danos ambientais. Outro aprendizado útil seria a identificação da(s) instituição(ões) brasileira(s) que pudesse(m) atuar à semelhança dos *trustees* para a elaboração de um documento de avaliação dos impactos ambientais e definição de requisitos mínimos de recomposição dos danos ambientais e sociais. A forma de governança do acordo norte-americano, em que a empresa poluidora não tem ingerência sobre as decisões sobre investimentos na recuperação, é mais uma reflexão cabível no processo de responsabilização e recomposição dos danos do rompimento da barragem de Fundão.

3.5. Os acordos celebrados para a recuperação ambiental

As duas principais ações civis públicas que buscaram de forma abrangente a reparação socioambiental ensejaram a discussão e celebração de acordos entre o poder público e as empresas responsáveis pelo desastre. As instituições de Estado foram representadas pelas respectivas Advocacias-Gerais estaduais (MG e ES) e da União, enquanto o Ministério Público das esferas estaduais e Federal assumiram o protagonismo na representação dos interesses da sociedade. Os entes estatais, no entanto, figuram no polo passivo da ação proposta pelo Ministério Público por possível falha nas atribuições de fiscalização e licenciamento.

A efetividade da responsabilização pelos danos em casos de grande impacto ambiental exige criar mecanismos que garantam o financiamento a longo prazo das ações de recuperação, que podem consumir recursos financeiros num horizonte de algumas décadas. O planejamento de tal mecanismo de financiamento deve considerar a sustentabilidade financeira do ente responsável pela recomposição ambiental, razão por que acordos entre o Estado e o poluidor são mais factíveis que uma imposição legal sem a aquiescência do pagador e sem a segurança do devido ressarcimento.

A linha do tempo elaborada pelo Ministério Público Federal²⁰ contém referências às respostas institucionais ao desastre da barragem do Fundão, descritas a seguir. Nela se identificam termos de compromisso e acordos firmados entre as empresas responsáveis pelo desastre e os órgãos que tutelam o patrimônio ambiental brasileiro. De forma emergencial, foram assinados acordos para a garantia de assistência e preservação dos direitos dos atingidos; preservação de provas para definição das medidas de reparação e minimização dos impactos ambientais.

Inicialmente, após 11 dias do desastre, em 16/11/2015 no Espírito Santo, os Ministérios Públicos Federal, do Trabalho e Estadual assinaram Termo de Compromisso Socioambiental (TCSA) preliminar e emergencial com a empresa Samarco Mineração S/A, sem especificar quaisquer valores econômicos para mensurar os danos ambientais. Na mesma data, em Minas Gerais, o MPF e o MP Estadual firmam Termo de Compromisso Preliminar com a empresa Samarco Mineração S/A, estabelecendo caução socioambiental de R\$ 1 bilhão para garantir custeio de medidas preventivas emergenciais, mitigatórias, reparadoras ou compensatórias mínimas, reconhecendo que tal valor não consiste na quantificação monetária dos danos ambientais.

Em 02/03/2016 foi assinado o acordo que assumiu papel central na discussão e implementação da reparação dos danos, tendo como partícipes representantes governamentais federais e estaduais²¹ e de outro lado as pessoas jurídicas da Samarco Mineração S.A., e de suas controladoras, Vale S.A e a BHP Billiton Brasil LTDA. Neste acordo, discutido com mais detalhes adiante, as partes visam a reparação dos danos socioambientais, por meio da execução de 22 programas socioeconômicos e 20 programas socioambientais, cujo valor pecuniário estimado para custear as ações de médio e longo prazo necessárias à reparação dos danos ambientais causados pelo desastre foram inicialmente estimado em R\$ 20,2 bilhões de reais, ainda no âmbito da Ação Civil Pública que deu origem ao acordo.

²⁰ <http://www.mpf.mp.br/para-o-cidadao/caso-mariana/atuacao-do-mpf/linha-do-tempo>

²¹ Participam do acordo liderado pela AGU, o Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA, o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBIO, a Agência Nacional de Águas – ANA, o Departamento Nacional de Produção Mineral - DNPM, a Fundação Nacional do Índio – FUNAI, todos representados pelo Advocacia Geral da União - AGU; o Estado de Minas Gerais, o Instituto Estadual de Florestas - IEF, o Instituto Mineiro de Gestão de Águas - IGAM, a Fundação Estadual de Meio Ambiente - FEAM, todos representados pela Advocacia-Geral do Estado de Minas Gerais; o Estado do Espírito Santo, o Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – IEMA, o Instituto de Defesa Agropecuária e Florestal do Espírito Santo – IDAF e a Agência Estadual De Recursos Hídricos – AGERH, todos representados pela Procuradoria-Geral do Estado do Espírito Santo.

Em 18/01/2017, em iniciativa concorrente com o acordo liderado pela AGU, o MPF firma Termo de Acordo Preliminar (TAP) com as empresas responsáveis pelos danos, tendo como principal objetivo a obrigação das compromissárias de contratar corpo técnico pericial para subsidiar MPF no diagnóstico dos danos socioambientais e socioeconômicos acarretados pelo rompimento da barragem de Fundão, a fim de instruir a elaboração do Termo de Ajustamento de Conduta Final. O acordo prevê que a fase de diagnóstico ocorra até pelo menos junho/2019 e ainda estipula a obrigação de dar garantias de R\$ 2,2 bilhões para reparação dos danos. Não há menção expressa neste documento sobre a valoração econômica dos danos a serem diagnosticados.

Em 16/11/2017 o Termo de Ajustamento Preliminar foi alterado por meio de um aditivo no qual a Fundação Getúlio Vargas ficou responsável por realizar análise sobre metodologias para avaliação e valoração de impacto, dentre outras atividades que fogem ao escopo do presente estudo. A partir do documento aditivo do TAP, firmado em 16/11/2017, o MPMG passa a integrar ao lado do MPF o polo demandante com vistas à celebração do Termo de Ajustamento de Conduta Final – TACF.

Depois de 2 anos e 3 meses da vigência do acordo da AGU e da implementação das ações programadas pela Fundação Renova, após negociações entre os Ministérios Públicos Federal e Estaduais (MG e ES), Advocacias-Gerais e Defensorias Públicas da União e dos Estados (MG e ES), e as empresas responsáveis pelo rompimento e a Fundação Renova, em 25/06/2018 foi firmado outro Termo de Ajustamento de Conduta, complementando os termos do acordo inicialmente liderado pela AGU em 02/03/2016 (TTAC), alterando a governança, fortalecendo os canais de participação dos atingidos e possibilitando a repactuação dos termos do TTAC, porém mantendo os programas e linhas de ação do acordo anterior.

O novo acordo, designado TAC Governança, ainda não definitivo e preliminar ao TAC Final, reforça o princípio de reparação integral dos danos causados pelo rompimento da barragem de Fundão conforme exigido pela legislação brasileira, sem, no entanto, discutir a valoração econômica da reparação dos danos estimada em 20,2 bilhões, que balizou as ações previstas no TTAC. De fato, conforme se discutirá nos tópicos seguintes, o Acordo TAC Governança não contesta a redução dos montantes financeiros inicialmente pleiteados na ACP liderada pela AGU e reduzidos por ocasião do TTAC.

Souza (2018) defende que a celebração de acordos para a reparação de danos materiais sofridos pelas vítimas do desastre era o caminho natural, embora certamente demorado, diante da dificuldade de se identificar os atingidos e mensurar os danos. Para abordar, contudo, a reparação dos danos ambientais em si, naturalmente, existe a necessidade de realização de estudos técnicos complexos. Quem conhece o sistema judicial brasileiro e, mais ainda, que lida com ações coletivas sabe que um caso como esse poderia facilmente levar décadas apenas nessa fase de esclarecimentos fáticos e técnicos (a instrução processual). Assim, conclui a autora, a instauração de uma negociação, em si, é um fato positivo, e não negativo, como se quer fazer crer.

Na construção de acordos, a parte que está negociando para receber a compensação deseja maximizar seus “ganhos” (na verdade, reduzir sua perda), e a parte que deverá pagar a compensação dos danos busca minimizar seu custo, até que encontrem um valor consensualmente negociado.

Valores negociados em acordos judiciais definitivamente não se equivalem a mercados formais, embora guardem similaridades, desde que superados os possíveis vieses da chance de impunidade pela parte acusada e do não-compromisso com o meio ambiente, pelos representantes da defesa ambiental. A parte acusada pelo dano vê no acordo a alternativa de assumir responsabilidades em troca de reduzir as penalidades administrativas, cíveis, criminais e os prejuízos à sua própria imagem que, ao final, representam custos a serem minimizados. Por outro lado, pelo caráter público dos bens e serviços produzidos pelo meio ambiente, um ou mais representantes do Estado ou da sociedade (Ministério Público ou representantes legais dos entes federados) defendem que as compensações negociadas no acordo sejam suficientes para restabelecer a qualidade dos ecossistemas afetados.

Para que o acordo atenda a legislação é preciso que seu resultado seja de fato a reparação dos danos às pessoas e ao meio ambiente, inclusive no período intercorrente entre o dano e a sua completa reparação. A principal questão, segundo NRC (2012) reside em se medir o impacto dos eventos danosos sobre o valor dos serviços ecossistêmicos. Para tanto, é necessário avaliar como o evento levou à mudança nos ecossistemas e como essas mudanças levaram a mudanças na provisão e no valor dos serviços ecossistêmicos. Medir tais mudanças requer estimar a diferença na provisão e valor dos serviços ecossistêmicos nos cenários com e sem o impacto ambiental.²²

²² <https://www.nap.edu/read/13141/chapter/5#56>

Fato é que o acordo assinado e repactuado estipula, ordinariamente, limites financeiros para os programas e ações, sem que se tenha claramente definidos os prejuízos ambientais e sociais do desastre da Barragem de Fundão. Ora, se não há levantamento preciso sobre os danos causados, tampouco sobre as medidas necessárias para efetiva reparação, como se pode estabelecer limites de valores para os programas e ações? Ou se adota uma métrica recurso-a-recurso ou serviço-a-serviço para a efetiva reparação e compensação, ou se adota a valoração econômica dos danos para a estimativa de montantes financeiros a serem despendidos na reparação.

Este processo revela que a preferência das autoridades e decisores foi no sentido de se buscar a reparação das condições sócio-ambientais anteriores ao desastre, avançar na melhoria das condições em iniciativas de compensação, sem, no entanto, providenciar estimativas de valoração econômica dos danos ambientais reversíveis e dos irreversíveis.

As compensações, que em tese deveriam se referir aos danos considerados irreparáveis, após os devidos inventários das consequências do desastre, não têm um parâmetro quantitativo que possa ser comparado com o valor perdido em danos irreversíveis.

No caso da valoração econômica do dano, seus efeitos repercutem diretamente na responsabilidade civil, embora a Lei de Crimes Ambientais permita o aproveitamento de tal valoração para imputação de sanções penais (art. 19, parágrafo único, da Lei Federal 9.605/98). As multas administrativas do IBAMA e dos órgãos ambientais estaduais, bem como a eventual multa decorrente dos processos criminais, não estão contempladas no referido acordo.

3.5.1. O Termo de Transação e Ajustamento de Conduta – TTAC liderado pela AGU

A reparação dos danos do rompimento da barragem de Fundão está em curso por meio de 42 programas socioambientais a serem executados pela Fundação Renova no período de 2016 a 2030, em cumprimento ao Termo de Transação e Ajustamento de Conduta - TTAC, proposto pela AGU e coautores, como alternativa ao prosseguimento da Ação Civil Pública – ACP liderada pela AGU.

Dos R\$ 20,2 bilhões anunciados como valor das ações de recomposição ambiental pleiteados na ACP, o acordo TTAC pactuou montantes entre R\$10,4 e R\$12,8 bilhões, dos quais podem ser deduzidas diversas rubricas relativas a valores discutidos em outros processos judiciais, não alcançados diretamente pelo acordo. Outra ação compensatória, não incluída no montante do acordo, destinará R\$500 milhões ao financiamento do programa de coleta e tratamento de esgoto e de destinação de resíduos sólidos nos municípios ao longo do Rio Doce.

As cláusulas do acordo firmado (p.ex. cláusula 226)²³ não definem precisamente o valor total pactuado, mas as distingue entre medidas compensatórias e reparatórias, para a recomposição dos danos socioambientais decorrentes do desastre. Embora os recursos para as medidas compensatórias tenham valores indicados nas demonstrações financeiras da SAMARCO²⁴, as ações reparatórias não estão expressamente orçadas, por falta de projetos suficientemente detalhados quando da assinatura do acordo.

O Relatório de Administração da Fundação Renova (FUNDAÇÃO RENOVA, 2017b) apresenta montantes incertos nas etapas a serem realizadas a partir de 2019, que não totalizam o montante estimado para a reparação dos danos. Consta no Relatório que o TTAC define, de forma preliminar e após as deduções, valores entre R\$ 9,46 bilhões e R\$ 11,86 bilhões, sendo que os recursos compensatórios têm valor determinado em R\$ 3,6 bilhões, além de uma parcela complementar de R\$ 500 milhões. Depreende-se dos termos do TTAC e da visão da Fundação Renova, que as ações reparatórias ficariam, a princípio, contidas no intervalo entre R\$ 5,86 bilhões e R\$ 8,26 bilhões.

Segundo relatório da Fundação Renova (2017), os recursos reparatórios não têm limite máximo de valor, ou seja, deverão ser implementadas as ações reparatórias necessárias e não deverão ficar limitadas aos aportes anuais estabelecidos de forma preliminar no TTAC. Compreendem medidas e ações de cunho reparatório que têm por objetivo mitigar, remediar e/ou reparar impactos socioambientais e socioeconômicos. No

²³ CLÁUSULA 226: A SAMARCO deverá realizar aportes anuais no curso dos exercícios de 2016, 2017 e 2018, nos montantes definidos abaixo, sempre em observância aos termos estabelecidos nos parágrafos desta cláusula e cláusulas seguintes:

I. Exercício de 2016: aporte de R\$ 2.000.000.000,00 (dois bilhões de reais);

II. Exercício de 2017: aporte de R\$ 1.200.000.000,00 (um bilhão e duzentos milhões de reais);

III. Exercício de 2018: aporte de R\$ 1.200.000.000,00 (um bilhão e duzentos milhões de reais).

²⁴ http://www.fundacaorenova.org/wp-content/uploads/2018/05/demonstracoes-financeiras_-2017_renova.pdf

entanto, o texto do acordo firmado (Cláusula 231) afirma que, a partir do exercício de 2019, o montante dos aportes anuais será definido em valor suficiente e compatível com a previsão de execução dos projetos para o referido exercício, respeitado o limite de R\$ 3,6 bilhões (Cláusula 232), excetuando-se as compensações decorrentes da inviabilidade técnica ou ambiental da reparação no programa de manejo de rejeitos do desastre.

Como o efeito imediato do desastre consiste na dispersão de milhões de metros cúbicos de rejeito, não havendo solução técnica e ambientalmente viável para o retorno do meio ambiente ao estado que se encontrava na situação anterior, as compensações podem extrapolar os limites inicialmente previstos no acordo, especialmente se consideradas as perdas intercorrentes que se acumulam até a plena recuperação ambiental.

Considerando as características dos rejeitos depositados ao longo da bacia do Rio Doce, especialmente no trecho em que houve extravasamento da calha dos cursos d'água, segundo a EMBRAPA (2015), é de se prever fortes limitações para o reaproveitamento agrícola e mesmo para a recuperação ambiental das áreas atingidas, tanto por deficiência de fertilidade, quanto por problemas de ordem física, cuja solução requer estudos mais aprofundados para desenvolvimento de estratégias de manejo adequadas.

Em se confirmando tais limitações no cenário de permanência do rejeito sobre as áreas afetadas, deve-se considerar sua remoção para local ambientalmente adequado ou, sendo inviável, classificar a deposição de rejeitos como um dano não passível de reparação, encaminhando-se para a compensação ambiental.

O acordo estabelece que sempre que a execução de medidas reparatórias causar impactos ambientais que superem os benefícios ambientais projetados, será analisada a substituição de tais medidas reparatórias por medidas compensatórias economicamente equivalentes adicionais àquelas previstas neste Acordo.

A compensação ambiental é entendida como o instrumento a ser utilizado diante da impossibilidade de adotar medidas mitigadoras capazes de eliminar ou reduzir suficientemente os impactos ambientais negativos (LOPES; RIBEIRO, 2016). Segundo os autores, a compensação ambiental ainda é objeto de controvérsias e polêmicas pela ausência de critérios objetivos para sua aplicação em alguns casos, permitindo interpretações oportunistas e até mesmo abusivas, que se traduzem muitas vezes em

barganhas políticas sem nexo causal com os impactos significativos identificados e de duvidosa efetividade para a proteção ambiental.

A definição de valores destinados à compensação, sem a prévia delimitação dos danos considerados de impossível reversão ou mitigação, é medida que põe em risco a efetividade das medidas de reparação ambiental. As compensações podem ser mais convenientes e menos (ou mais?) dispendiosas para os partícipes do acordo, e menos efetivas que a devida reparação e restabelecimento dos serviços ecossistêmicos interrompidos. A individualização de medidas específicas, como o financiamento do programa de saneamento ambiental para diversos municípios (coleta e tratamento de esgoto e destinação de resíduos sólidos) parece bastante conveniente para o poder público que articulou o acordo, já que os investimentos para a prestação destes serviços ficam transferidos para a iniciativa privada, em decorrência do desastre e suas consequências.

A esse respeito, a publicação do Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social - BNDES (ALBUQUERQUE, 2011) aponta uma constatação que tem incomodado especialistas do setor, órgãos de controle, formuladores de política e os meios de apoio ao setor de saneamento: a negligência sistemática dos municípios para formular seus planos de saneamento básico. Em razão disso, considera-se que o financiamento aos municípios deveria ter como vertente prioritária o apoio aos dispêndios necessários ao planejamento e à organização dos serviços de saneamento, independentemente da modalidade escolhida, à luz das obrigações dos governos municipais determinadas pela Lei Federal 11.445/2007. No entanto, o modelo de aplicação dos recursos a ser adotado, oriundos do Acordo TTAC e contido no Edital do Banco de Desenvolvimento do Estado de Minas Gerais (BDMG, 2018), não prevê o apoio à elaboração de planos de saneamento básico.

A elaboração dos projetos e o encaminhamento de propostas de conversão de medidas reparatórias em compensatórias, no modelo de governança inicialmente adotado no acordo, compete à Fundação Renova, criada e mantida pelos infratores. Naturalmente, a Fundação deve buscar a adoção de ações cujos custos enquadrem-se nos limites previstos no acordo firmado, sob pena de ter de repactuar as obrigações, com claro conflito de interesses com seus mantenedores e respectivos acionistas.

De acordo com Dornelas *et al.* (2016), o TTAC prevê pontos determinantes que causam preocupação quanto à reparação efetiva do dano, uma vez que a proposta parecia não tutelar de forma integral, adequada e suficiente os direitos coletivos afetados.

A fundação privada prevista no acordo (Fundação Renova) teria o poder de gerenciar os valores dos aportes anuais para a execução das medidas reparatórias, indenizatórias, de mitigação e recuperação socioambiental. A Fundação detém o controle dos atos decisórios, do estabelecimento de requisitos e critérios de avaliação das áreas e pessoas atingidas, bem como os parâmetros das indenizações a serem pagas. A criação do Comitê Interfederativo, composto inicialmente por representantes do poder público, visa fiscalizar os resultados obtidos pela Fundação Renova. Dornelas *et al.* (2016) registram que o orçamento total de R\$ 20 bilhões, previsto no acordo, não teve nenhum estudo pericial como base para o estabelecimento da dimensão dos danos e dos montantes necessários à sua reparação, compensação e mitigação, de forma a violar o princípio da reparação integral.

Dentre os programas socioeconômicos criados pela Fundação Renova, como resultado do TTAC, a GESTA/UFMG (2016) estudou a adequação metodológica do Programa de Levantamento e Cadastro dos Impactados (PLCI), de responsabilidade da empresa Samarco Mineração S/A e executado pela empresa Synergia Consultoria Ambiental. Esse Cadastro Integrado, que objetiva complementar o conjunto de estudos já realizados pela Samarco, sobretudo o Cadastro Emergencial, foi realizado por meio de um questionário extenso e complexo que constitui o instrumento único para o levantamento das perdas e danos das populações atingidas, servindo como referência de dimensionamento e quantificação de todos os Programas Socioeconômicos, segundo a empresa executora.

O Parecer da GESTA/UFMG (2016) registrou a dificuldade na valoração da reconstrução social, considerando que as perdas superam, em muito, as privações de caráter econômico e não são apreensíveis pela metodologia adotada no cadastro dos impactados. Primeiramente porque as vítimas dificilmente podem mensurar ou dimensionar, com a prontidão que um questionário exige, aquilo que foi perdido. Adicionalmente, citando Morrissey e Oliver-Smith (2013), GESTA/UFMG (2016), registra que as perdas em desastres envolvem bens não transacionáveis no mercado ou bens cujo valor não pode ser dele apartado/alienado, o que compromete os mecanismos de comensurabilidade convencionais.

Como detalhado neste tópico, o TTAC apresenta diversas falhas desde sua concepção até à execução de levantamentos contratados pela Fundação Renova, o que ensejou a revisão da governança do acordo, conforme tratado no tópico a seguir.

3.5.2. O Termo de Ajustamento de Conduta – TAC Governança,

A reparação integral dos danos é um objetivo da política ambiental brasileira, que impõe ao poluidor e ao predador a obrigação de recuperar e/ou indenizar os danos causados²⁵. Este objetivo foi inicialmente argumentado pelas autoridades públicas encarregadas de responsabilizar a empresa poluidora nas ações judiciais impetradas. Porém, nos acordos propostos e em execução, não há garantias que a reparação integral seja alcançada.

A ACP proposta pelo poder público, liderada pela AGU, alinha-se a esse objetivo quando afirma que “a efetiva tutela ambiental pressupõe a recuperação integral do ambiente atingido, observando-se a necessidade de que se indenize também a perda ambiental havida entre o período em que perpetrada a conduta lesiva e aquele a partir do qual é promovida a sua restituição. Além disso, ressalta-se a necessidade de que se indenize o dano residual (aquele que não é passível de recuperação), canalizando tais recursos para a execução de ações reparatórias indiretas que representem um ganho ambiental para a região impactada pelo dano irreversível.” Para tanto, a ACP estima em R\$ 20,2 bilhões a ordem de grandeza da reparação integral, com base em levantamentos de órgãos públicos não disponíveis para o escrutínio público. A ACP liderada pela AGU foi suspensa após firmado o TTAC.

Por sua vez, a ACP proposta pelo Ministério Público Federal também dedica uma seção específica para defender o objetivo da reparação integral, defendendo que “primeiramente deve ser buscada a restauração do bem atingido, cessando a atividade lesiva e retornando o meio ambiente à situação o mais próximo possível do status anterior ao dano. Para tanto deve se socorrer de inventários ambientais e estudos anteriores, que demonstrem a situação do meio ambiente no local do dano antes da ocorrência do evento danoso. Se for possível e alcançada a restauração ou recuperação ambiental, cabe ainda a imposição de indenização ou compensação pelo dano ocorrido e pelo período compreendido entre o dano e a recuperação. As medidas compensatórias devem promover a melhoria ambiental como forma de compensar o dano causado.”

²⁵ Tal objetivo da Política Nacional de Meio Ambiente está assentado na Lei Federal 6.938/81, art. 4º, inciso VII.

Após questionamentos pelo MPF, dentre outras razões, pela inexpressiva participação dos atingidos, O TTAC veio a ser repactuado pelo Termo de Ajustamento de Conduta – TAC proposto pelo MPF e MPMG e assinado pelas partes em 25 de junho de 2018. Este novo acordo, designado TAC Governança, incluiu novas instâncias na governança da recuperação. Visou fortalecer os canais de participação dos atingidos e possibilitar a repactuação dos termos do TTAC, porém mantendo os programas e linhas de ação do acordo anterior.

O novo TAC detalha minuciosamente a governança, mas não aprofunda a discussão de mérito, quanto à recuperação ou à valoração do dano. Após mais de 2 anos do desastre, cria novas instâncias para discussão do mérito, com prazo de 2 a 4 anos para a repactuação de cláusulas do acordo TTAC até então em execução.

Apesar da grande distância entre os valores estimados para os danos nas ações judiciais propostas pela AGU e MPF, que representariam diferentes dimensões dos danos, o novo TAC Governança não alterou as cláusulas que tratavam dos valores das ações reparatórias e compensatórias. O balizamento da responsabilização em valores monetários, tanto nas ações judiciais como nos compromissos assinalados nos acordos, talvez seja o principal critério para a tomada de decisão entre a assinatura do acordo ou enfrentamento das ações judiciais pelos acionistas das empresas responsáveis.

Ao promover o processo de repactuação, a transcorrer em um período de 24 meses, o TAC Governança estabelece que as partes signatárias do TTAC, em respeito ao princípio da boa-fé, comprometem-se a respeitar os princípios e *limites* estabelecidos naquele instrumento.²⁶ No entanto, é esperado que a busca pela reparação integral, amplamente destacada no TAC Governança, seja confrontada com a possível limitação orçamentária prevista nos *limites* do TTAC.

Analisando as relações humanas na composição de conhecidos acordos ambientais de longo prazo nos Estados Unidos, Rodgers Junior (1995) discorre sobre a decepção e o auto-engano (*self-deception*) que podem fazer com que alguns acordos ambientais amplamente divulgados percam seu brilho. No processo de construção e implementação dos acordos, eles sofrem de *deficiências de representação*, que significam que alguns interesses serão deixados de fora; *deficiências de previsão*, que ao longo do tempo podem distorcer necessidades sociais e ambientais; *lapses de validação*, que imunizam as boas expectativas ao teste do tempo; e dificuldades de direcionamento, que

²⁶ O respeito aos limites estabelecidos no TTAC está previsto na cláusula 95ª do TAC Governança.

podem orientar eventos futuros ao longo de trajetórias não desejáveis e de difícil reversão. Mas a boa notícia destacada por Rodgers Junior (1995) é que todos esses fenômenos são gerenciáveis, o que significa que os acordos ambientais de longo prazo não precisam necessariamente fundar-se em interesses setoriais, prognósticos ruins, deficiências de monitoramento e imperfeições direcionais.

Acerca das vantagens de se celebrar um acordo, em lugar de estabelecer um litígio judicial de duração imprevisível, Souza (2018) destaca a especial relevância do TAC Governança em relação aos anteriores por aglutinar iniciativas que corriam em paralelo para buscar uma solução para a tragédia. No entanto ressalva que após passados pelo menos dois anos de discussões, seria de se esperar que já houvesse alguns consensos em relação a pontos fáticos como o levantamento dos danos causados aos atingidos, e alternativas técnicas para mitigação e compensação dos danos ambientais.

Mas, ainda segundo Souza (2018), o aspecto mais preocupante contido no TAC Governança são os efeitos da criação de duas instâncias potencialmente conflitantes, os Experts do Ministério Público e os Experts das Empresas, que estão encarregados de elaborar, cada uma, diagnósticos e estudos que poderão servir de base para propostas de repactuação nas Câmaras Temáticas. Segundo a autora, quando se tem um processo de resolução consensual de conflito coletivo em curso, não convém estimular um “duelo de especialistas”, que não tem cabimento como estratégia de resolução consensual de um conflito. A autora sugere a revisão dessa estratégia, visando escolhas consensuais sobre que instituições farão os estudos técnicos, o escopo, as metodologias e o emprego dos resultados, a fim de se concluir a avaliação no prazo previsto de 2 a 4 anos.

Há previsão, nos documentos preliminares elaborados com a participação do Ministério Público, da proposição de um Termo de Ajustamento de Conduta Final – TACF, que deve enfim registrar as obrigações definitivas dos responsáveis pelo desastre para a reparação do dano ambiental.

O TAC Governança contém o compromisso de extinguir a ação civil pública que deu origem ao TTAC liderado pela AGU (0069758-61.2015.4.01.3400) e extinguir parcialmente a ACP movida pelo MPF (0023863-07.2016.4.01.3800) contra os poluidores e os órgãos públicos incumbidos da fiscalização e autorização do empreendimento. Em relação à ACP da AGU, a discussão sobre a valoração econômica do dano parece superada, a despeito de não haver estudos nesse sentido e de haver a previsão no TAC Governança da “boa-fé” de respeitar os limites tratados no TTAC.

Quanto à ACP do MPF, as responsabilidades dos entes públicos arrolados como réus na ação ainda não foram objeto de discussão pública, a fim de aproveitar a experiência do desastre para o aperfeiçoamento da política e dos procedimentos públicos de proteção ambiental face à atividade de mineração.

Analisando-se o rol de pedidos e argumentos contidos nas ações civis públicas e os termos dos acordos celebrados, reporta-se novamente à visão de Rodgers Junior (1995) que trata os vieses da representatividade, predição e direção na negociação de acordos ambientais. Segundo o autor, a decisão de "entrar em acordo" exige que o tomador de decisão reduza a expectativa de ganhos reais tangíveis, arriscando-se acerca de perspectivas indeterminadas e otimistas para a biodiversidade, que podem não se confirmar. Nesse passo, a reparação integral ecológica e socioeconômica, que suscitou cifras pouco fundamentadas de dezenas de bilhões de reais nas ACPs, mas constrangida a um orçamento aparentemente já limitado ao transacionado no TTAC, está sujeita à decepção e ao auto-engano (*self-deception*), de que trata o autor.

Rodgers Junior (1995) conclui que para construir qualquer acordo ambiental de longo prazo bem-sucedido deve-se considerar o desafio de administrar com sucesso sistemas caóticos. Qualquer intervenção séria em sistemas não-lineares, como o ambiente social e ecológico [...], pode mudar a trajetória dos eventos, para melhor ou para pior. Devido a sua capacidade de orientar ou redirecionar medidas de forma significativa, esses acordos devem, na medida do possível, respeitar a primeira regra de Hipócrates - não causar dano. Há uma perspectiva não trivial de que os poucos atores da negociação possam encontrar pontos de equilíbrio em um acordo que não alcançará a reversão do dano ambiental.

A celebração e a homologação de acordos devem contar com lastro técnico e científico, de forma a reparar e compensar, sem prejuízo, o meio ambiente e a sociedade afetados. Para tanto, devem se basear em métricas de reparação ou compensação serviço-a-serviço, recurso-a-recurso ou valor-a-valor, de forma a tornar transparente e confiável os termos do acordo para reparar os prejuízos à sociedade. As premissas dos acordos assinados não explicitam qual abordagem foi ou será utilizada para efetivação dessa comparação entre os danos e a reparação.

3.6. A (in)experiência institucional na valoração econômica de danos ambientais.

A tríplex responsabilização por danos ambientais atribuí, na esfera federal, competências administrativas, cíveis e criminais respectiva e ordinariamente para o IBAMA, MPF e Polícia Federal, embora outros órgãos federais também atuem de forma complementar e especializada em suas missões institucionais (ICMBIO, DNPM, ANA) bem como os órgãos congêneres na esfera estadual.

As instituições brasileiras que atuam em âmbito federal na proteção do meio ambiente ainda não têm padronizados procedimentos de valoração econômica de danos ao meio ambiente. As iniciativas regulamentação de valoração econômica existentes são ainda incipientes, experimentais ou particulares para determinados tipos de danos.

A Associação Brasileira de Normas Técnica (ABNT), no documento NBR 14653-6 de 2008, fixa diretrizes e apresenta conceitos, métodos e procedimentos gerais para os serviços técnicos de avaliação e valoração de recursos naturais e ambientais. Esta norma apresenta brevemente os fundamentos científicos da valoração de bens e serviços (e não de danos) ambientais disponíveis quando de sua elaboração. Embora citada em alguns trabalhos empíricos de valoração como referência normativa, a NBR 14653-6 pode ser aplicada pelas instituições competentes pela proteção ambiental, mas convém destacar que não cabe à própria ABNT a realização de procedimentos de valoração, já que se trata de uma instituição privada destinada à discussão e elaboração de normas técnicas.

Dentre os documentos publicados pelas instituições federais, o IBAMA elaborou modelo de valoração econômica dos impactos ambientais em unidades de conservação (IBAMA, 2002) para estimar compensações devidas por empreendimentos lineares e pontuais em Unidades de Conservação. Tais compensações não são estimadas após a ocorrência de um dano ambiental específico e delimitado, mas decorrem de dispositivo da Lei do Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC²⁷, que estabelece a obrigatoriedade de compensação financeira para empreendimentos com significativo impacto ambiental, por meio do financiamento dirigido a unidades de conservação. Esta proposta utiliza uma parcela de Valor de Funções Ambientais (VFA), baseado no conhecido e polêmico artigo de Costanza *et al.* (1997) de valoração dos serviços ambientais do ecossistema mundial. O Manual do IBAMA utiliza os valores de função ambiental proporcionalmente a cada função ambiental e a cada tipo de ecossistema da Unidade de Conservação objeto da compensação. Não se trata, rigorosamente, de uma

²⁷ Lei Federal 9.985/2000

orientação para valoração de danos ambientais, mas de um parâmetro de compensação genérico para uma necessidade específica da instituição.

Em 2014, o MPF publicou o Manual de Valoração de Danos em Matéria de Meio Ambiente e Patrimônio Cultural (MPF, 2014). Apesar do nome sugestivo, essa publicação apresenta roteiros de coleta de informações socioambientais para vistorias expeditas e perícias judiciais de 12 tipos de eventos danosos ao meio ambiente, inclusive rompimento de barragens, visando instruir futuros procedimentos de valoração econômica de danos.

A Polícia Federal, segundo estudo elaborado por Magliano (2013), não possuía orientação padronizada para a análise, embora venha realizando de forma crescente a valoração econômica de centenas de crimes ambientais por ano. O levantamento aponta que 25% das solicitações não são atendidas por razões de impedimentos operacionais, dificuldades na elaboração de inventários, necessidade de acompanhamento continuado, falta de procedimentos práticos ou consensuais para a valoração, insignificância do tamanho das áreas e falta de definição de uso futuro das áreas degradadas. Ademais, as valorações realizadas, embora em sua maioria se baseiem em métodos de valoração reconhecidos no meio científico, ainda não são efetivas em calcular todas as parcelas de uso e não-uso do valor econômico do recurso ambiental.

Outros métodos publicados por instituições de âmbito estadual ou regional são utilizados geralmente para fins peculiares das organizações que os produziram, a exemplo das procedimentos descritos como VERD (CARDOSO, 2003), Cetesb (MARCELINO *et al.*, 1992); MPSP (CONCAUMA, 2012); CATE (RIBAS, 1996), dentre outros.

Nos Estados Unidos, país pioneiro da valoração econômica de danos ambientais, há um debate sobre a escolha pela valoração econômica ou pela mensuração e reposição dos recursos degradados. No Brasil, ainda não há discussão sobre qual das alternativas deve ser implementada, e em que circunstâncias, provavelmente em razão da ausência da realização da valoração econômica em danos ambientais de repercussão nacional.

A inexperiência ou imaturidade institucional brasileira na avaliação e valoração econômica dos danos ambientais revela-se no próprio processo de responsabilização no caso do rompimento da barragem de Fundão. A opção de criar uma empresa controlada pelo poluidor para se elaborar o diagnóstico com vistas à valoração

ou a reposição dos recursos degradados demonstra que há muito que se avançar no desenvolvimento da responsabilização por danos ambientais no Brasil.

A estrutura prevista no acordo de responsabilização (TTAC) para a recomposição dos danos do maior desastre tecnológico do Brasil previu instâncias criadas especificamente para o caso da barragem de Fundão, ante a falta de estrutura formal para gerenciar os efeitos do evento. Dentre as várias instâncias e papéis criados pelo acordo e seus complementos, enumera-se a criação de uma fundação privada com objetivo de elaborar e executar todas as medidas de recuperação; a instituição de Comitê Interfederativo, formado exclusivamente por representantes do Poder Público, com vistas a acompanhar, monitorar e fiscalizar os seus resultados da fundação; a constituição do Painel Consultivo de Especialistas, com o objetivo de fornecer opiniões técnicas não-vinculantes para as partes; a contratação de Experts pela Fundação, para gestão, avaliação, elaboração e/ou implantação dos programas e projetos e; a contratação, pela fundação, de auditoria externa independente, com funções diversas tanto de natureza contábil e financeira quanto finalística e de *compliance*. Todas essas instâncias foram estabelecidas sem discussão pública e sem a participação do Ministério Público, instituição que tem, em última análise, a missão de buscar a responsabilização e reparação cível por danos ao meio ambiente.

No novo Termo de Ajustamento de Conduta que trata da modificação da estrutura de gerenciamento – TAC Governança, foram ainda criados ou designados as Assessorias Técnicas, o Fórum de Observadores, Comissões Locais, Câmaras Técnicas, Câmara Regional, Articulação das Câmaras Regionais, a Câmara de Repactuação, os experts do Ministério Público; gerenciadores de recursos financeiros (Atingidos e CIF). Em todas as instâncias reforçou-se a participação de representantes dos atingidos nas instâncias originalmente criadas no TTAC ou naquelas criadas pelo TAC Governança.

A importância da valoração econômica para a quantificação da reponsabilidade por danos ambientais contrasta com a falta de experiência, a indefinição de competências e ausência de estrutura definida para o processo de mensuração econômica de danos no Brasil. A literatura científica tampouco reflete a existência de protagonismo institucional ou de debate acerca da melhor maneira de responsabilizar, valorar e recompor os danos ambientais.

As falhas tecnológicas e a insuficiência da ação estatal na fiscalização e licenciamento de atividades poluidoras favorecem o cenário para ocorrência de novos

desastres, como de fato ocorreu nas barragem de rejeitos da mina Córrego do Feijão, da mesma empresa Vale, em Brumadinho - MG, em 25 de janeiro de 2019. No caso provável e indesejado de mais outros sinistros, o modelo de governança da responsabilização deverá seguir a experiência, ainda em construção, do caso do rompimento da barragem de Fundão? As instituições públicas de proteção ambiental, cujas responsabilidades foram cobradas na ACP do Ministério Público, poderão utilizar lições aprendidas do desastre de Fundão para aperfeiçoar sua atuação?

3.7. Considerações finais sobre o desastre da barragem de Fundão

O maior desastre tecnológico do Brasil acarretou diretamente a morte 19 pessoas, impactos ambientais e socioeconômicos ainda não precisamente mensurados e um legado de experiências para as instituições que lidaram com seus efeitos. A correta mensuração das consequências do desastre é importante para se compreender melhor a abrangência e gravidade das lesões a bens e direitos sacrificados ou prejudicados pelo rompimento da barragem de Fundão. A partir deste diagnóstico seria possível definir medidas de reparação ou, na sua impossibilidade, de compensação a serem adotadas pelas empresas e pessoas responsabilizadas pelo desastre.

A valoração econômica dos danos ambientais, apesar de ser uma ferramenta capaz de auxiliar na quantificação da reparação ou compensação ambiental, ainda não foi adequadamente utilizada nas iniciativas de responsabilização em grandes desastres ambientais. Valores monetários, que não traduzem os efeitos descritos nos relatórios das instituições que atuaram no caso, foram utilizados como parâmetros para pedidos judiciais de responsabilização e foram reduzidos por ocasião da celebração e repactuação de acordo entre as partes.

Por falta de clara definição de competência para a realização de valoração econômica de danos ambientais, as instituições brasileiras de proteção ao meio ambiente não têm procedimentos padronizados para este fim, a não ser de forma incipiente, experimental ou particular para determinados tipos de danos. Essa circunstância, no caso do rompimento da barragem de Fundão, levou à adoção de duas ações judiciais distintas, uma liderada pela AGU e outra pelo MPF, que atualmente convergiram para um só acordo provisório que visa responsabilizar e efetuar a recuperação e compensação dos danos ambientais.

Embora o processo de responsabilização ainda esteja em fase de repactuação, fato é que até o presente não houve a fixação do montante do prejuízo causado, a partir da perícia de constatação do dano ambiental, conforme determina a legislação ambiental brasileira.

Dentre os caminhos alternativos à valoração monetária dos danos, numa abordagem serviço-a-serviço, poder-se-ia considerar a compensação do montante dos serviços ecossistêmicos que deixaram de ser oferecidos a partir do colapso da barragem até a plena recomposição das medidas de reparação ambiental previstas no acordo em execução. A mera implementação das medidas de recuperação, *e.g.* revegetação ou descontaminação, não compensa o déficit equivalente em serviços ecossistêmicos que deixaram de ser prestados, sacrificando seus usuários. A correta compensação demanda o entendimento do montante de serviços perdidos para a sua reposição.

Não foram disponibilizados estudos que demonstrem que os serviços ecossistêmicos a serem substituídos pelas compensações pactuadas (*e.g.* estações de tratamento de efluentes) sejam equivalentes aos serviços naturalmente oferecidos pelo ecossistema sacrificado pelo desastre. Outra discussão ausente no processo é sobre se as compensações avençadas, como os sistemas de saneamento, não seriam obrigações do próprio poder público, que arrecada recursos com finalidades específicas de implantação e manutenção de infraestruturas destruídas ou ausentes por ocasião do rompimento da barragem. O infrator poderia estar custeando obrigações do Estado e, em troca, se desonerando de compensar a degradação por ele causada.

O amadurecimento dos acordos celebrados levou ao fortalecimento da participação dos atingidos e dos grupos de “experts” das empresas e do Ministério Público. Caso esta nova estrutura de governança consiga melhor orientar a reparação dos impactos socioambientais do desastre, sem os limites de orçamentos já pactuados, pode-se aproveitar a experiência do trágico evento para o aperfeiçoamento da responsabilização por danos ambientais no Brasil.

CAPÍTULO 4

Experiência internacional comparada na valoração de danos ambientais

4.1. Considerações iniciais

A visão panorâmica internacional sobre o uso de métodos de valoração econômica ambiental é fundamental para considerar a experiência acumulada nos países, a fim de se avaliar metodologias para o atendimento da exigência legal brasileira de valoração de danos.

O Inventário de Referência da Valoração Ambiental – EVRI é uma iniciativa do Ministério do Meio Ambiente e Mudanças Climáticas do Canadá em parceria com a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos. Reúne mais de 5 mil publicações acerca de valoração relativas à saúde e ao meio ambiente, com resumos que fornecem informações detalhadas sobre o local do estudo, os ativos ambientais específicos que estão sendo avaliados, as abordagens metodológicas e os valores monetários estimados com contextualização adequada, disponíveis em <https://evri.ca/>.

Conforme os dados contidos no EVRI, em consulta realizada em 30/05/2019, em relação às regiões avaliadas, 41% dos estudos de valoração foram realizados na América do Norte (75% destes nos EUA) e 30% na Europa (~30% destes no Reino Unido). Quanto às técnicas de valoração empregadas, 61% utilizaram técnicas preferências declaradas (ou preços de mercado simulados), 22% utilizaram técnicas de preferências reveladas e 17% empregaram métodos de preços de mercados reais.

Esses dados demonstram que a América do Norte e da Comunidade Europeia reúnem mais de 70% da experiência mundial acumulada e documentada em artigos científicos, relatórios governamentais e não governamentais, teses, documentos oficiais, livros e anais de conferências. Os dados apontam ainda que os métodos de preferências declaradas e reveladas têm aplicação majoritária entre os estudos de valoração, pela sua melhor fundamentação teórica econômica e demais características que são apresentadas no Capítulo 1 desta tese.

No entanto, conforme comunicação pessoal de um dos consultores do EVRI, Dr. William Harold Desvousges (2019) alguns dos métodos de preços de mercados reais, como a Análise de Habitat Equivalente, parecem ser muito mais utilizados do que se reflete nas bases de dados científicas sobre o tema, pois são empregadas regularmente em atividades administrativas e judiciais de instituições de fiscalização e proteção ambiental

nos Estados Unidos, por exemplo, sem que se tornem disponíveis para consulta pública ou em bases de dados científicas.

A partir deste panorama internacional, serão abordados neste capítulo considerações gerais sobre a aplicação da valoração econômica de danos ambientais nos Estados Unidos, União Europeia, Alemanha, China, e outros países (Suécia, África do Sul, Indonésia). Buscou-se localizar dados sobre mais países relevantes nas discussões sobre meio ambiente, porém não foram encontradas informações relevantes no escopo da presente pesquisa.

4.2. Estados Unidos

A avaliação de danos aos recursos naturais (NRDA) surgiu nos Estados Unidos como um conjunto de processos previstos em leis federais, como a Lei de Resposta Abrangente, Compensação e Responsabilidade Ambiental – CERCLA (1980), a Lei de Águas Limpas – CWA (1972) e a Lei da Poluição por Óleo – OPA (1990), que buscou uniformizar em âmbito federal a avaliação de certos impactos ambientais, incluindo perdas econômicas. Nessas duas leis prevalece o princípio compensatório em lugar do punitivo, conforme a legislação geral sobre danos (OFIARA, 2002). Nessa estrutura de avaliação de danos, agências governamentais federais e estaduais, tribos indígenas ou autoridades acreditadas (*trustees*), representando o público, poderiam exigir a reparação das pessoas físicas ou jurídicas responsáveis por lançamentos de substâncias perigosas e derramamentos de óleo, que resultassem em perda de benefícios públicos oriundos dos recursos naturais danificados (DESVOUSGES *et al.*, 2018).

A CERCLA, sob a supervisão da Agência de Proteção Ambiental – EPA (*Environmental Protection Agency – Department of Interior - DOI*), é também conhecida como *Superfund*, pois arrecada parte da tributação sobre a indústria química, petrolífera e de descarte de resíduos para custear medidas de resposta aos incidentes. Tais ações incluem a limpeza e descontaminação, despesas administrativas da EPA para acompanhamento das ações, responsabilização e recuperação de custos, em casos de sítios contaminados pela indústria e de vazamentos de produtos perigosos que possam afetar as pessoas e o meio ambiente. A lei garante o poder para determinadas instituições ou autoridades (*trustees*) selecionarem e financiarem medidas preventivas ou projetos de

reparação e compensação para os casos de lançamento de poluentes. A atribuição de condução da investigação e reparação depende do tipo de poluente.

4.2.1.NOAA

Em casos de vazamentos de derivados de petróleo, os procedimentos de reparação serão conduzido sob as regras da OPA pelo Departamento de Comércio – DOC, por intermédio da Administração Nacional de Oceano e Atmosfera – NOAA. Por essas regras, os danos serão primariamente baseados nos custos de restauração, reabilitação, reposição e/ou aquisição de recursos naturais equivalentes aos danificados, sendo o menor custo dentre essas 4 categorias o projeto preferencial a ser executado. Adicionalmente, os *trustees* têm a discricionariedade de incluir as perdas intercorrentes entre o dano e a total recuperação. Outra parcela é o “valor compensável” definido como todos os valores econômicos de uso e não uso sacrificados pelo dano. Além desses, são incluídos os custos razoáveis de avaliação do dano. A utilização do *Superfund* será, portanto, para cobrir custos de recomposição (uma das 4 categorias) , mais o valor compensável mais os custos razoáveis de avaliação do dano (OFIARA, 2002).

Os procedimentos aplicados pela NOAA visam prioritariamente a restauração do ambiente danificado, dando menos ênfase às iniciativas de compensação. Por esta razão, os procedimentos visam prioritariamente dimensionar projetos de recomposição adequados e/ou aquisição de recursos e serviços equivalentes de modo a ressarcir completamente o público e os ecossistemas. Para tanto, são utilizados procedimentos de valoração tradicionais como método do custo de viagem, avaliação contingente, produtividade marginal, método de preço hedônico, transposição de benefícios, análise conjunta de atributos e análise de equivalência de habitat - HEA. (OFIARA, 2002).

4.2.2.DOI

Nos demais casos de contaminação previstos pela CERCLA, os procedimentos serão regulados pelo Departamento do Interior – DOI, por intermédio da Agência de Proteção Ambiental – EPA, sob as regras da CWA ou da CERCLA, prevalecendo esta última em caso de conflito. A CERCLA nomeou o DOI para estabelecer regras de reparação, que foram inicialmente estabelecidas como tipo A (pequenos lançamentos de poluentes) ou tipo B (grandes lançamentos de poluentes). Segundo tais regras, em casos de pequenos lançamentos, aplica-se a regra tipo A, presumindo-se valor do dano até US\$ 100.000. Nos danos de maior monta, aplica-se a

regra tipo B, com um teto de US\$ 50.000.000, mais os custos de primeira resposta. Este teto não se aplicará em casos de negligência intencional, má conduta intencional ou causada por violação das normas relevantes de segurança, construção ou operação.

Após utilizar os recursos do *Superfund* para os procedimentos de descontaminação de uma área, incluindo custos indiretos e administrativos, a EPA inicia um procedimento de recuperação de custos e solicita o ressarcimento corrigido do fundo pelas partes responsáveis, antes de entrar com uma ação judicial de recuperação de custos. Após eventual negociação dos valores entre os responsáveis e a EPA, a solução resultante poderá ser documentada em um decreto de homologação judicial ou em uma decisão administrativa (EPA, 2017).

A aplicação da regra tipo A baseia-se em um modelo computacional que determina uma estimativa de danos aos recursos naturais, dependendo das várias características do derramamento, condições climáticas e da água, ecossistema costeiro e localização. Ele foi desenvolvido para produzir um procedimento de avaliação relativamente simples que qualquer um poderia usar. A estimativa de danos econômicos no modelo é baseada em valores de uso dos estudos econômicos relevantes mais atuais da literatura publicada e ajustados aos dólares correntes (OFIARA, 2002).

Para ambas as regras (tipos A e B), o DOI dos EUA reconheceu que a disposição em aceitar (*willingness to accept* - WTA) é o conceito de bem-estar teoricamente correto para medir o valor monetário de danos aos recursos naturais. No entanto, devido a diferenças notadas na literatura entre a WTA e a disposição a pagar por aumento de bem-estar social (*willingness to pay* - WTP), e o fato de que poucos estudos empíricos mediram a WTA, os procedimentos para a avaliação de danos são baseados em medidas de bem-estar da WTP. Os procedimentos iniciais desenvolvidos para as regras do tipo B incluem valores sacrificados de não-uso (ou seja, valores de existência) como parte de danos recuperáveis aos recursos naturais, mas não para regras do tipo A (OFIARA, 2002).

Portanto, para os danos que se enquadram na regra tipo B, a legislação norte-americana²⁸ permite o uso de métodos de valoração de danos ambientais que atendam aos seguintes critérios: sejam factíveis e confiáveis para o contexto específico do incidente e do tipo de dano; tenham custo razoável; evitem dupla contagem e sejam custo-efetivos. A factibilidade e confiabilidade poderão ser aferidas por meio da capacidade do método

²⁸ 43 CFR, subtitle A, part 11, subpart E, section 11.83 - <https://www.law.cornell.edu/cfr/text/43/11.83>

para prover informações sobre o custo de recuperação ou valor de compensação; pela abordagem caso-específica do dano e da respectiva perda de serviços em face da natureza, grau e extensão espacial e temporal da lesão; pela submissão à revisão por pares em publicações ou outro meios; pela ampla aceitação entre especialistas no assunto; pela adequação a padrões aplicáveis ao caso; pela coerência lógica entre os *inputs* e pressupostos metodológicos; pelo suficiente nível de testes e análises a que foi submetido o método para ser considerado confiável sob as circunstâncias.

4.2.3. Abordagem múltipla

A estrutura de avaliação de danos ambientais nos Estados Unidos, país de maior atuação na pesquisa e aplicação dessa abordagem, reconhece a multiplicidade de técnicas para valoração econômica e, principalmente, a necessidade da escolha e aplicação caso-específica para o dano ambiental e suas circunstâncias de avaliação. Não há fórmula ou panaceia para valoração de danos ambientais, sob o ponto de vista da Economia Ambiental, exatamente porque este ramo da ciência investiga e mensura a preferência dos indivíduos pela disponibilidade atual ou futura de serviços que contribuam para bem estar humano ou de outras formas de vida.

Nos Estados Unidos, com o passar do tempo, o processo de avaliação de danos aos recursos naturais mudou de uma ênfase primária na recuperação monetária de danos para uma que enfatiza o uso de projetos de recomposição para compensar as perdas do serviço de recursos naturais. Sob esta abordagem, as atividades de recomposição são realizadas para criar ou aprimorar serviços de recursos em um montante equivalente à perda intercorrente de serviços entre o momento de um derramamento ou liberação e o retorno à linha de base. Os danos são baseados no custo da alternativa de recomposição selecionada, como pagamento direto ou pelo custo de realizar a recuperação necessária (DESVOUSGES *et al.*, 2018). A abordagem da Análise de Habitat Equivalente é um dos métodos de valoração empregados na avaliação de danos que, sob certas circunstâncias e rigor metodológico, atende os pressupostos da legislação norte-americana.

4.3. Comunidade Europeia

Na Comunidade Europeia o desenvolvimento de um regime específico de responsabilidade e reparação por danos ambientais foi o resultado de um processo longo e notoriamente difícil que durou quase 10 anos para adoção de regras supranacionais. A

influência do sistema dos EUA é particularmente evidente nas disposições da Diretiva relativas à recuperação dos danos causados aos recursos naturais e à avaliação e valoração dos danos (ORLANDO, 2015).

O Parlamento Europeu promulgou em 21/04/2004 a Diretiva de Responsabilidade Ambiental (*Environmental Liability Directive* – ELD) para implementar o princípio do “poluidor-pagador” e responsabilizar financeiramente os operadores pelos danos ambientais, a fim de induzi-los a adotar medidas e desenvolver práticas para minimizar os riscos de danos ambientais por atividades ocupacionais específicas, conforme listado na ELD. O objetivo geral da ELD é estabelecer um quadro comum para a prevenção e reparação de danos ambientais a um custo razoável para a sociedade. Os Estados-Membros foram obrigados a transpor a Diretiva para as suas próprias legislações nacionais. (DESVOUSGES *et al.*, 2018).

A ELD previu expressamente, em seu Anexo II, a utilização dos conceitos de remediação primária, remediação complementar, remediação compensatória, perdas intercorrentes e linha de base, que remetem à utilização do método de Análise de Habitat Equivalente, que deve ser empregado em casos de dimensionamento da recuperação de danos ambientais por todos os países membros, sem prejuízo da aplicação de medidas mais estritas.

O cálculo de perdas e dimensionamento de recomposição de danos ambientais na Comunidade Europeia geralmente era qualitativo, com a única exigência de a reparação compensatória substituir as áreas perdidas com habitat equivalente em proporções superiores a 1:1 (European Commission, 2007). No entanto, a promulgação da Diretiva de Responsabilidade Ambiental (ELD) em 2004 trouxe a necessidade de uma quantificação mais rigorosa na aplicação de HEA ou REA – *Resource Equivalency Analysis* (DESVOUSGES *et al.*, 2018). Em 2007, a Comissão da UE patrocinou o projeto REMEDE (Métodos de Equivalência de Recursos para Avaliar o Meio Ambiente (CHAPMAN; LEJEUNE, 2007b)), que produziu um conjunto de ferramentas e métodos para avaliar os danos aos recursos e a reparação necessária sob a ELD por meio do uso de HEA e REA . O uso de HEA sob a ELD ainda requer que os princípios e suposições subjacentes do HEA sejam mantidos para fornecer uma análise de equivalência defensável (DESVOUSGES *et al.*, 2018).

A ELD prescreve o uso de abordagens de equivalência serviço-a-serviço, e quando não for possível, recomenda a utilização de técnicas alternativas de avaliação,

como a valoração monetária. Martin-Ortega; Brouwer e Aiking, (2011) argumentam que a utilização de métodos baseados em valores tem um papel mais importante a desempenhar na ELD do que apenas quando os outros métodos não são aplicáveis. Esta afirmação baseia-se no fato de os serviços de recursos naturais terem também uma dimensão social. Para tanto, reportam-se à definição de serviços ecossistêmicos proposta pela MEA (2005), que resume-se em “benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas”. Dada esta definição, os autores defendem que, no contexto da ELD, é necessário medir o valor socioeconômico dos serviços ecossistêmicos envolvidos com o uso de técnicas de avaliação econômica, tendo em vista que os métodos de equivalência de habitat e recursos não incluem o bem-estar humano.

No entanto, a análise crítica contida no Relatório sobre a Aplicação da ELD realizado 13 anos após o início da sua vigência (PARLIAMENT, 2017) assinala que a aplicação do regime de responsabilidade objetiva previsto na ELD é muito limitado uma vez que só se aplica a tipos específicos de danos causados ao meio ambiente (água, solo, biodiversidade) e apenas no âmbito de algumas atividades consideradas perigosas e constantes de uma lista restrita (Anexo III). As consequências da norma, considerada extremamente vaga e incompleta pelos autores do Relatório, foram analisadas em vários estudos efetuados pela Comissão, concluindo que a Diretiva foi transposta em toda a União Europeia de forma fragmentada e desequilibrada, muitas vezes com regras que, na prática, se revelaram ineficazes.

O Relatório sugere o aperfeiçoamento da Diretiva, no sentido ser normatizado procedimento administrativo para obrigar, operacionalizar e padronizar a aplicação da ELD entre os países membros; recomenda a previsão de garantias financeiras para cobrir custos de vulto; sugere que os operadores reparem danos mesmo de atividades autorizadas; propõe a previsão expressa de novas atividades poluidoras (mineração, espécies invasoras, transporte de substâncias perigosas), sugere incluir “ecossistemas” como objeto de dano (não só recursos naturais), dentre diversas outras melhorias. No entanto não tece nenhuma crítica à aplicação da metodologia de valoração do dano proposta na ELD desde 2004.

4.4. China

Dentre as diversas normas e agências responsáveis pela proteção ambiental, a Administração Oceânica do Estado (SOA) da China desempenha um papel essencial na promulgação de Legislação relativa à proteção ambiental marinha. Estabeleceu, por

exemplo, as Diretrizes Técnicas para Avaliação de Danos Ecológicos de lançamento de óleo no mar, e os padrões nacionais de qualidade mínima ou de cargas máximas de poluentes propostos pelo Ministério da Proteção Ambiental. A SOA também é a reclamante por danos em nome do Estado, e também é a responsável por organizar a avaliação desses danos (LIU; ZHU, 2014).

Além da SOA, várias províncias promulgaram legislação sobre indenização por danos ecológicos marinhos e tomaram medidas inovadoras para prover sua compensação, mas os regulamentos locais ainda terão que enfrentar o problema de sua validade legal inferior para a utilização em certos casos. Portanto, embora haja boas iniciativas dispersas em nas leis e regulamentos para proteção ambiental marinha dos níveis nacional e provincial, é duvidoso que uma estrutura legal sistematizada sobre a compensação por danos ecológicos marinhos tenha sido estabelecida na China (LIU; ZHU, 2014).

As leis Marítima, Processual Marítima e da Pesca, no que diz respeito aos critérios de avaliação para danos ecológicos na China, não preveem a quantificação das despesas de reparação e restauração. Além disso, é difícil para aqueles que buscam compensação por danos ecológicos marinhos provar qualquer conexão entre suas perdas e a poluição causada pelo derramamento de óleo. As “Diretrizes Técnicas” da SOA estipulam claramente que “os sujeitos dos danos” incluem “danos à qualidade da água do mar, danos ambientais aos sedimentos marinhos, danos ambientais às planícies de maré, danos aos organismos marinhos e danos aos ecossistemas marinhos”. Além disso, os “custos de avaliação de danos ecológicos” são divididos em quatro seções, a saber, “o custo de avaliar danos diretos ao ecossistema marinho, custo de recomposição do habitat, custo de recuperação da população de organismos lesados e custo de investigação e avaliação” (LIU; ZHU, 2014).

No entanto, os tribunais chineses tendem a compensar as perdas “diretas, reais e quantificáveis” na forma de despesas incorridas enquanto restauram e recuperam os recursos naturais; Os danos compensatórios por derrogações ambientais medidas por "cálculo teórico abstrato ou modelo matemático" não são normalmente apoiados pela prática judicial. As medidas de avaliação de danos ecológicos marinhos podem não ser reconhecidas pelo sistema tradicional de avaliação de danos compensatórios. Como resultado, mesmo que o escopo da compensação tenha sido bem resolvido pelo atual arcabouço legal da lei de proteção ambiental marinha na China, a indenização por danos

ecológicos marinhos ainda não pode ser garantida sem o uso de um processo e método de avaliação robustos (LIU; ZHU, 2014).

4.5. Alemanha

O Relatório da Agência Federal de Meio Ambiente da Alemanha (SCHWERMER, 2012) atualizou a Convenção Metodológica de 2007 para a estimativa de custos ambientais no país. A Convenção destina-se a desenvolver um padrão para avaliação especializada de custos ambientais e para melhorar a transparência das estimativas, apresentando recomendações a serem adotadas pelas partes usuárias do documento. A padronização oferece a grupos externos de pesquisa um meio de assegurar que seus estudos sejam comparáveis e possam ser vinculados a outros.

O Manual apresenta três abordagens principais para a estimação de custos de danos ambientais: abordagem da cadeia do impacto; a abordagem do preço-padrão e a abordagem top-down, adiante descritas.

4.5.1. Abordagem da cadeia do impacto

A abordagem da cadeia do impacto (abordagem da base para o topo) permite a estimação dos custos marginais da poluição ambiental, desde que haja dados e informações suficientes par sua estimativa. Esta abordagem se baseia nos seguintes princípios da valoração de custos ambientais:

- a cadeia de impacto é determinada a partir dos processos físico-químicos da atividade que afetam o meio ambiente, com efeitos quantificados (p.ex. danos à saúde ou riscos de acidente) em diferentes receptores (por exemplo, humanos, plantas) – , antes da avaliação em termos monetários;
- a medida de valoração é representada pelas preferências individuais reveladas ou declaradas dos indivíduos afetados;

Desta forma, os valores monetários estimados refletem os efeitos negativos sobre o bem-estar e a saúde e as restrições ao uso do meio ambiente, que correspondem à perda de benefícios para os indivíduos afetados. Essa abordagem permite identificar custos marginais ou quase-marginais de danos causados por uma carga adicional de poluição ambiental mensurável, relacionada a 1 unidade de benefício oferecido (p.ex. “x” toneladas de Gases de Efeito Estufa - GEE emitido para cada 1 MWh de energia produzido por uma usina). A disposição a pagar por

alternativas que reduzam os efeitos do aumento dos GEE indicarão o valor do dano ambiental.

4.5.2. Abordagem do preço-padrão

Esta abordagem serve para calcular o custo de redução do impacto ambiental para alcançar um nível/padrão alvo definido. Esses custos de atingir a meta podem ser interpretados como a disposição da sociedade em pagar pela redução de danos. No entanto, é importante salientar que estes não são custos de danos no sentido estrito, mas são pelo menos adequados para dar uma ideia da magnitude do dano presumido, mas não mensurável.

Atualmente, na Alemanha, os campos de aplicação da abordagem de preço padrão incluem a valoração das consequências da mudança climática devido às emissões de gases de efeito estufa (acima de todas as estimativas sobre o cumprimento dos objetivos de proteção climática a longo prazo) e os efeitos das emissões de substâncias que resultam em acidificação e eutrofização dos ecossistemas.

Um modelo híbrido das duas abordagens (abordagem estendida da cadeia de impacto) é utilizado em diversos casos, conforme ilustra a Figura 2.

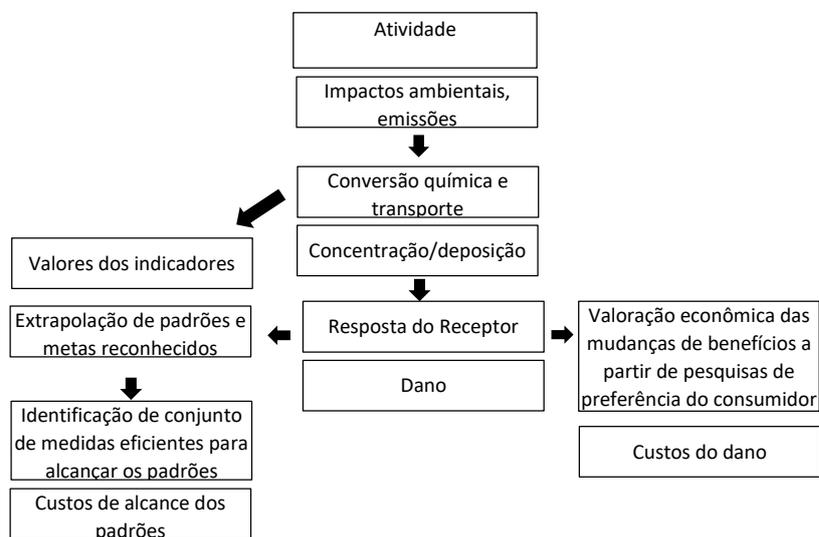


Figura 2: Abordagem ampliada da trilha de impacto para o cálculo dos custos ambientais. Adaptada de Schwermer (2012).

4.5.3. Abordagem top-down (topo para base, ou descendente)

Estimativas monetárias de danos ambientais baseadas na abordagem top-down se referem à modelagem de relações macroeconômicas entre atividade

econômica e poluição ambiental, a partir de quatro etapas: i) inventário de emissões; ii) identificação da parcela de responsabilidade; iii) identificação de lesividade da emissão nos diferentes componentes ambientais; iv) estimação de valoração monetária do dano e cálculo do custo marginal do dano.

Esta abordagem é recomendada quando a análise se concentra na estimação dos custos ambientais de um grande setor da economia (transporte, agricultura, energia).

Recomenda o Manual dar preferência à abordagem da cadeia do impacto para estimar os custos marginais de uso do meio ambiente, contanto que dados suficientes estejam disponíveis ou possam ser obtidos com esforço razoável. O Relatório faz ainda recomendações sobre as distintas abordagens e métodos de valoração econômica de danos (ou custos) ambientais, como estrutura para avaliação, adiante descritas.

Disposição a pagar individual - A avaliação dos custos ambientais se propõe a descrever as consequências econômicas do dano ambiental e da resultante desutilidade (perda de benefícios). É por isso que o princípio da avaliação do mercado individual é escolhido como base geral. Isso significa que a disposição individual de pagar é aplicada como um parâmetro para estimativas de custos ambientais. A disposição a pagar é um critério apropriado para a avaliação, particularmente se o dano a ser avaliado significar um prejuízo factual, espacial e temporal dos benefícios para os indivíduos entrevistados. Existem, no entanto, casos em que é necessário desviar-se deste critério por certas razões. Um caso de grande importância para a avaliação ambiental é a avaliação de danos entre gerações que devem referir-se a certos juízos de valor ético.

Avaliações da sociedade e julgamentos de especialistas – Esta abordagem deve ser usada em casos em que é impossível ou inadequado fazer uma avaliação com base nas preferências individuais. Razões para recorrer a juízos de especialistas e avaliações da sociedade podem incluir, por exemplo, efeitos intergeracionais ou um alto grau de incerteza ou valoração de danos não diretamente perceptíveis pelos indivíduos leigos. Tais avaliações, como regra, não representam a disposição de pagar por reduções no dano ambiental, mas consistem em recomendações (ou também, dependendo de quão vinculantes elas são, valores-limite) que devem ser cumpridas a fim de evitar dano intolerável.

Metas de proteção ambiental – Valores-limite servem como uma estrutura para avaliação, desde que os custos de atingir as metas possam ser interpretados como disposição da sociedade a pagar (ou como custos de oportunidade). A seleção de alvos relevantes deve ser apresentada de forma transparente, quanto à descrição do parâmetro, obrigatoriedade e horizonte temporal).

Avaliação do dano irreversível - Nos casos de danos irreversíveis em que a perda de função possa ser tolerada e/ou possa ser substituída por produtos produzidos, a avaliação deve ser baseada nos custos de reposição. Se as consequências de danos irreversíveis não puderem ser determinadas com exatidão, as estimativas do intervalo de variação de dano possível devem ser apresentadas, se disponíveis. Caso contrário recomenda-se a descrição qualitativa dos riscos.

Avaliação de mortes e doenças - A avaliação de mortes e doenças é frequentemente rejeitada por razões éticas. A esse respeito, deve-se ressaltar que não é o “valor” de uma vida humana, mas a mudança (marginal) nas taxas de mortalidade esperadas, que é determinada nas análises econômicas. As estimativas de custos ambientais devem, portanto, incluir a disposição a pagar relacionada a modificações nas taxas de mortalidade ou morbidade.

Taxa social de preferência temporal - A taxa de desconto padrão a ser aplicada para horizontes temporais de até 20 anos é de 3%aa, e para períodos mais longos (aspectos intergeracionais) é de 1,5%aa.

Avaliação em casos de incerteza e risco - Em princípio, o valor esperado do dano deve ser usado para a avaliação dos custos ambientais. Na presença de aversão ao risco, o valor esperado do dano representa o limite inferior de custos. O risco e os argumentos a favor da aversão ao risco por parte da população devem ser descritos em termos qualitativos, e cálculos de sensibilidade devem ser realizados, levando-se em conta um fator de aversão ao risco (em situações de catástrofes ou de incerteza profunda).

4.6. Outros países

A literatura científica da Suécia reporta-se à valoração de danos ambientais relativamente ao ciclo de vida de produtos industrializados e seus impactos ambientais (TEKIE; LINDBLAD, 2013). Compara 14 métodos mais comuns para cálculo de externalidades, sendo 2 suecos, 11 outros europeus e 1 japonês, desenvolvidos para

avaliação de impactos do descarte de produtos industrializados nos processos de acidificação, eutrofização, aquecimento global, toxicidade para humanos e efeitos à camada de ozônio e seus efeitos sobre o meio ambiente e a saúde humana.

A África do Sul possui um conjunto de legislações que estimulam a valoração econômica na análise prévia de atividades que geram impactos ambientais. No entanto, esses normativos não estipulam como a integração entre a valoração econômica, impactos sociais e ambientais deve ocorrer, e a ponderação relativa entre tais fatores é relegada à decisão de autoridades nacionais, regionais ou locais responsáveis pelo licenciamento ambiental (CROOKES; DE WIT, 2002). Portanto a abordagem da valoração econômica na África do Sul está no âmbito da dos estudos de impacto ambiental, utilizando técnicas de preferências declaradas (p.ex. sistema de tratamento de efluentes de fábrica de celulose), custo de reposição no tratamento de solos afetados por acidificação (p.ex. implantação de geração de energia com carvão ou gás natural), função de transposição de benefícios e resultados (p.ex. análise da emissão de poluentes para indústria de alumínio), custo de reposição de fornecimento de água por fonte alternativa (p.ex. indústria de ferrocromo), dentre outros enumerados por Crookes; De Wit (2002).

Na Indonésia, há um interesse crescente no uso da valoração para instruir os processos judiciais, no entanto, a falta de clareza em relação ao papel preciso da valoração nos tribunais indonésios gerou alguma incerteza sobre se a avaliação ambiental pode ser aplicada em diferentes contextos, particularmente no contexto de acusações criminais por corrupção e consequentes perdas do Estado. A revisão da legislação é necessária para aumentar a clareza sobre o escopo, os objetivos e os estatutos legais para o uso da valoração nos tribunais indonésios (PHELPS *et al.*, 2014). Os autores destacam que a valoração é um processo intensamente político. Decisões sobre por que os recursos são valorados, quais recursos são valorados e a que preços, são influenciadas por asserções assimétricas de interesses, engajamento, poder e voz das partes interessadas. Os debates são particularmente intensos nas circunstâncias em que a valoração pode aumentar as penalidades, informar a alocação de recursos e terras e / ou desafiar interesses poderosos (PHELPS *et al.*, 2014).

No contexto da Indonésia, a valoração ambiental tem implicações de longo alcance para o manejo florestal e de recursos. Por exemplo, um preço de referência de madeira que também considera valores ecológicos pode afetar não apenas as avaliações de danos ambientais, mas também as taxas de tributação para a indústria madeireira. A

valoração também poderia mudar as análises de custo-benefício de maneiras que podem afetar a tomada de decisões sobre questões como o planejamento espacial. Criticamente, a avaliação também pode gerar consequências negativas. Em termos financeiros estritos, as análises de custo-benefício poderiam favorecer a extração de recursos em detrimento da conservação ou do manejo sustentável. Em termos ambientais, a valoração pode, em alguns contextos, fazer acreditar que os danos ambientais são compensados pela criação de ecossistemas ou serviços "comparáveis" em outros lugares, o que pode não ser uma estratégia desejável para ecossistemas tropicais (PHELPS *et al.*, 2014).

4.7. Considerações finais sobre a experiência internacional em valoração

A visão internacional sobre a utilização de valoração econômica de danos ambientais revela a pouca difusão dos métodos entre os países e a grande concentração entre as nações desenvolvidas, notadamente Estados Unidos e na Comunidade Europeia.

Nestes dois grupos, há normativos que responsabilizam o infrator que comete dano ambiental, orientando na busca de métodos para dimensionar a reparação, de forma que a sociedade seja integralmente reparada pelos danos ocorridos e suas consequências.

A Análise de Equivalência de Habitat, abordagem que será detalhada no Capítulo 5, é um dos métodos de valoração empregados na avaliação de danos que, sob certas circunstâncias e rigor metodológico, atende os pressupostos normativos da CERCLA e da ELD.

Há crescente interesse de outros países em utilizar a valoração de danos ambientais, mas não se identificaram metodologias inéditas em normativos em âmbito nacional, que contribuíssem para a discussão e comparação das experiências.

CAPÍTULO 5

Análise de Habitat Equivalente

Proposta de metodologia para valoração econômica de danos ambientais

5.1. Definição e considerações iniciais

O documento intitulado *Scientifically Defensible Compensation Ratios for Wetland Mitigation* (KING; ADLER, 1991), produzido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos – U.S. EPA, descreveu pela primeira vez a equivalência de habitat como uma metodologia para dimensionar a mitigação compensatória de áreas úmidas (*wetlands*).

A denominada abordagem serviço-a-serviço remonta pelo menos a King e Adler (1991), que tentaram estimar os índices de compensação apropriados para a mitigação de danos em zonas úmidas. Unsworth e Bishop (1994) foram os primeiros a apresentar os princípios econômicos teóricos do método então denominado *Habitat Equivalency Analysis* - HEA, ou Análise de Habitat Equivalente - AHE. Um histórico mais detalhado do desenvolvimento da metodologia é apresentado no Apêndice B desta tese.

A Análise de Equivalência de Habitat (HEA - *Habitat Equivalency Analysis*) é um meio para determinar a quantidade de reparação compensatória necessária para fornecer serviços que sejam equivalentes às lesões passadas, atuais e futuras e para estimar os ganhos de serviço no futuro a serem obtidos com a compensação proposta após uma lesão (ALLEN; CHAPMAN; LANE, 2005; KOHLER; DODGE, 2006).

A reparação compensatória objeto da HEA não se confunde com a recuperação primária do ambiente danificado. Após a identificação do dano, um projeto de recuperação ambiental primária deve ser executado para recuperar, sempre que possível, a própria área degradada. As perdas de serviços ecossistêmicos ocorridas entre a data de início dos danos e data da completa recuperação da área degradada serão ressarcidas por meio de um projeto de recuperação compensatória, que buscará repor a somatória de serviços sacrificados no período intercorrente (ALLEN; CHAPMAN; LANE, 2005). No caso de impossibilidade de recuperação do sítio degradado, a HEA poderá incorporar tanto a recuperação compensatória como a área de recuperação primária devida.

A HEA baseia-se na ideia de que os recursos naturais podem ser considerados como um ativo que fornece um fluxo de serviços (ALLEN; CHAPMAN; LANE, 2005), que pode ser reduzido ou interrompido na ocorrência de um impacto ambiental. O principal conceito subjacente ao método é que o público pode ser compensado por perdas passadas de recursos de habitat por meio de projetos de substituição de habitat, fornecendo recursos adicionais do mesmo tipo no futuro (NOAA, 1995).

Uma abordagem de serviços ecossistêmicos não se concentra apenas na restauração de recursos naturais danificados, mas também em manter a utilidade desses recursos para o público. Por outro lado, uma abordagem de serviços ecossistêmicos que restaura os serviços, mas o faz por meio de substitutos da engenharia humana (por exemplo, construção de um dique ou usina de filtração de água), não recupera a integralidade do ambiente. Algumas partes do público podem não ver tais ações como recomposição adequada, embora o valor dos serviços seja equivalente. Há também o perigo de que uma abordagem de serviços ecossistêmicos incida sobre um pequeno subconjunto de serviços e poderá não restaurar o conjunto completo de serviços ecossistêmicos valorizados pelo público, dada a dificuldade de valorar o conjunto completo de serviços ecossistêmicos (NRC, 2012).

A Análise de Equivalência de Habitat (HEA) mede os danos em termos da quantidade de serviços sacrificados em uma área em um determinado período de tempo. Diferencia-se da Análise de Equivalência de Recursos (REA), que se concentra principalmente na avaliação de lesões em organismos específicos (número de indivíduos) e não na quantidade de serviços do habitat. Essas abordagens de equivalência também se concentram mais no valor implícito do habitat ou do organismo em um sentido ecológico, que no valor final do recurso para os seres humanos, embora não necessariamente ressarcam integralmente o público em termos de serviços ecossistêmicos (NRC, 2012). A recomposição, nesses casos, poderia ser em termos dos hectares de habitat que precisam ser recuperados, do número de animais selvagens que precisam ser reintroduzidos ou de outros projetos adequados e permitidos pela legislação.

As análises realizadas na equivalência de habitat, por não visarem diretamente à avaliação monetária da reparação, utilizam princípios que mais se alinham àqueles da economia ecológica. Adotam, por exemplo, a avaliação por múltiplas unidades de medida, os métodos de avaliação multicritério, as avaliações biofísicas e as avaliações qualitativas (SAES; ROMEIRO, 2018). Uma unidade comum nas análises de habitat

equivalente é Serviços Ecológicos Descontados por hectare por ano (SE.ha.ano) (em inglês, *Discounted Service Acre-Year- DSAY*).

No entanto, por avaliarem o mais detalhadamente possível os habitats e seus recursos, os métodos de dimensionamento utilizados pela HEA preenchem uma lacuna potencial no processo de avaliação de danos aos serviços ecológicos que muitas vezes não são identificados (NRC, 2012).

Embora possa não ser considerado um método *stricto sensu* de valoração econômica de recursos naturais ou de valoração econômica de danos ambientais, a HEA considera os valores de uso e de não-uso. Os valores de uso são o principal objeto da reparação compensatória, que é reposição dos serviços ecossistêmicos que podem ser prestados durante o período intermediário entre o início de uma lesão ou perda de serviço e o tempo que os serviços retornaram aos seus níveis de linha de base.

A HEA é uma tendência e, segundo Shaw e Wlodarz (2013), provavelmente veio para ficar. No entanto, os autores não sustentam a tese de que a avaliação econômica por métodos tradicionais como o Método de Valoração Contingente- MVC ou o Método do Custo de Viagem - MCV não mais desempenham papel na determinação da compensação para casos de danos ambientais. Os quatro grupos de diretivas da União Europeia²⁹ sobre a recuperação de danos ambientais também recomendam a aplicação de métodos de equivalência de serviços/recursos de habitat que se articulem com métodos de avaliação de bens e serviços não transacionados em mercado (SHAW; WLODARZ, 2013).

A reposição de habitat equivalente é uma abordagem de quantificação de danos ambientais que mede as perdas de serviços ecossistêmicos ao longo do tempo, permitindo a posterior valoração econômica de projetos de compensação. A abordagem é útil para dimensionar as ações de recuperação necessárias para a reposição dos serviços sacrificados, o que a vincula ao princípio legal da restauração de processos ecológicos, mediante a reposição de habitats semelhantes ou equivalentes. Seus resultados, a despeito das limitações intrínsecas a qualquer método de valoração, oferecem à Justiça e à sociedade uma noção de valor econômico para responsabilização dos causadores de degradação ambiental.

²⁹ A legislação sobre reparação compensatória na União Europeia inclui a *Environmental Liability Directive*, *Habitats and Wild Birds Directive*, *Water Framework Directives*, *Environmental Impact Assessment* e *Strategic Environment Assessment Directives*.

5.2. Fundamentação teórica

5.2.1. Princípios do método

O objetivo da HEA é assegurar “nenhuma perda líquida” de biodiversidade, após a conclusão de um projeto de compensação por dano ambiental. Uma questão importante é garantir que os ganhos de compensação sejam equivalentes às perdas relacionadas ao impacto.

Essa abordagem é particularmente atraente quando vista no contexto legislativo da CERCLA (*Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act*) e da OPA (*Oil Pollution Act*), as duas principais leis de danos aos recursos naturais dos Estados Unidos, nas quais o Congresso norte-americano explicitamente fez da restauração dos serviços ambientais a meta principal (UNSWORTH; BISHOP, 1994). A legislação ambiental brasileira também prevê a recuperação dos danos prioritariamente à indenização, com base nos princípios jurídicos do poluidor-pagador e da responsabilidade ambiental (BRASIL, 1981).

Segundo King e Adler (1991), propostas de compensação de 1 hectare degradado para 1 hectare recuperado podem não garantir que as funções ecológicas sejam plenamente repostas e por isso defenderam princípios básicos para a aplicação da HEA:

- ambientes criados e recuperados demandam tempo para restabelecer as funções e valores sacrificados em sítios naturais;
- as funções e valores fornecidos no futuro por ambientes criados ou recuperados não têm a mesma importância se comparados com o valor presente das funções e valores dos ambientes sacrificados;
- ambientes criados e recuperados nem sempre são capazes de prover a reposição integral, mesmo quando a recuperação é bem sucedida;
- ambientes criados e recuperados nem sempre funcionam como o esperado, portanto alguma margem de segurança é necessária para considerar a incerteza sobre valores de compensação (KING; ADLER, 1991).

Por outro lado, em alguns casos, os autores defendem que razões de compensação menores que 1:1 podem ser justificadas, tais como em:

- quando o ambiente criado ou recuperado produz mais funções e valores que o natural, por este se encontrar severamente degradado;

- quando o ambiente é criado e recuperado antes da degradação prevista, o valor adicional de serviços fornecidos antes da degradação reduzirá os valores e funções a serem recuperadas após a degradação (KING; ADLER, 1991).

A Figura 3, adaptada da versão original apresentada por King e Adler (1991), ilustra a perda de serviços ecossistêmicos de uma área úmida (zona hachurada) e a criação simultânea de uma área de reposição na proporção 1:1 hectare, iniciando-se no tempo zero ($t=0$). Os serviços ecossistêmicos anuais associados à área úmida natural que são perdidos (linha pontilhada) é apresentada como 100% antes do tempo zero e 0% a partir do dano ambiental ($t=0$). As funções Os serviços associados com a área úmida reposta (linha sólida) é mostrada no intervalo entre $A=0\%$ e o valor de referência antes do projeto como $B=70\%$, depois do projeto. No ano C, medido a partir do tempo zero, é quando se alcança o nível B, ou representa o período necessário (*D - During creation*) para alcançar o nível esperado de recuperação. Embora a Figura 3 apresente o crescimento das funções como uma progressão linear, a natureza raramente comporta-se como uma linha reta. A recuperação das áreas úmidas pode seguir outro padrão e pode não estabilizar no ano C, como mostrado na Figura 3. A simplificação, no entanto, é uma caracterização razoável e a forma da curva conectando A e B teria um impacto muito pequeno nos índices de compensação. Os parâmetros A, B, C e D, descritos acima são suficientes para descrever os resultados de um projeto de mitigação (KING; ADLER, 1991).

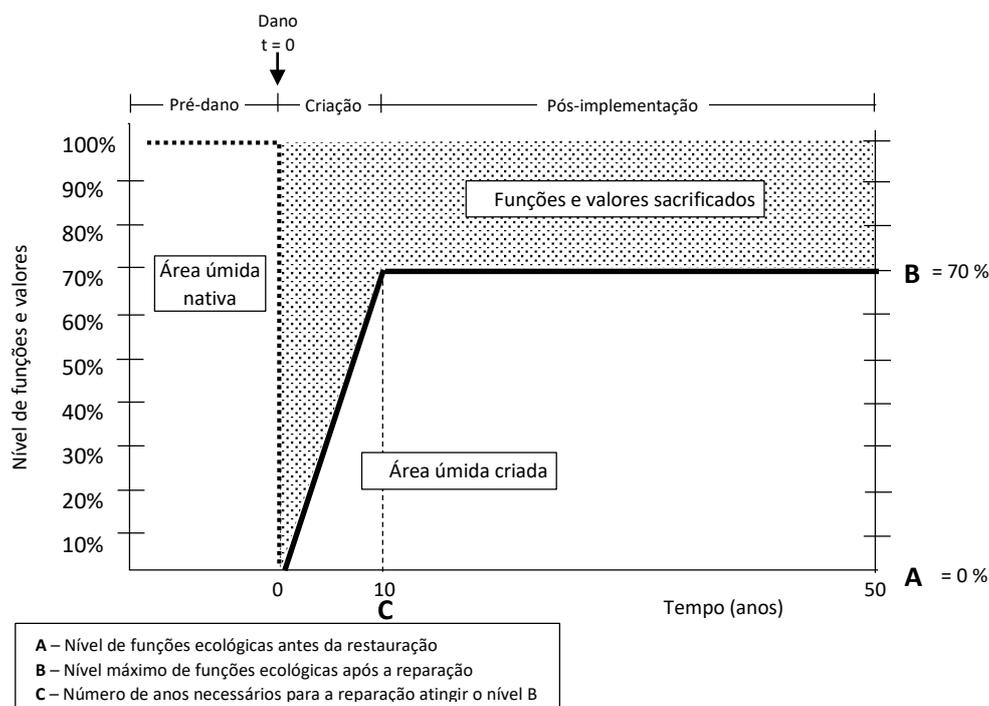


Figura 3: Variação das funções ecossistêmicas ao longo do processo de compensação ambiental de danos em áreas úmidas. Fonte: adaptada de King e Adler (1991)

King e Adler (1991) explicam que a área sombreada na Figura 3 mostra a diferença entre os serviços ecossistêmicos por hectare anuais esperados para a área úmida natural e os serviços esperados por hectare de áreas úmidas criadas. Ela representa a perda líquida das funções e valores durante e após o período de recomposição com uma compensação 1:1 hectare. A divisão da área sombreada pela área total representa a perda percentual nas funções e valores com esse projeto hipotético. Esta perda percentual, que pode ser referida como L, é determinada pelos valores A, B e C. A ilustração utilizada na Figura 3 (A=0%, B=70% e C=10 anos) gera L = 38%, o que significa que um horizonte até 50 anos, a área úmida criada apenas repõe 62% (100% -38%) das funções e valores da área úmida natural.

Pode-se, portanto, definir um Índice de Compensação (IC) = $1/(1-L)$, que resultará em perda líquida zero nas funções e valores. Se combinações entre A, B e C gerarem L=25%, 50% ou 75%, por exemplo, o número de hectares criados necessários por hectare de áreas úmidas naturais para alcançar perda líquida zero seria 1,3 , 2 e 4, respectivamente. Utilizando-se os valores de A, B e C da Figura 3, resultaria em índices de compensação de aproximadamente 1,6, o que significa 1,6 hectares de áreas úmidas criadas para cada hectare de área úmida perdido (KING; ADLER, 1991). No entanto, há um ajuste significativo que precisa ser feito antes que esses índices de compensação sejam “apropriados”. Esse ajuste é necessário para considerar o efeito do “desconto” ao longo do tempo das funções e valores anuais fornecidos pelas áreas úmidas natural e criada (KING; ADLER, 1991).

O artigo de King e Adler (1991) apresenta outros cenários de mitigação, como a antecipação da criação de áreas de compensação, compensação simultânea e antecipada e compensação por criação de áreas úmidas para compensar sítios degradados (taxas acima de 100% de compensação), demonstrando a flexibilidade do uso da técnica para compensações ambientais de intervenções previstas ou acidentais.

Para garantir a compensação integral das perdas intermediárias, as autoridades ambientais dimensionam as ações de reparação compensatória propostas, de forma que os ganhos proporcionados pelas ações compensatórias equivalham às perdas devidas à lesão. O valor monetário da reparação consiste no custo de implementar as ações de recuperação primária e compensatória selecionadas (mais os custos da avaliação do dano) ou, alternativamente, as partes responsáveis podem ser autorizadas a

implementar os projetos, sujeitos aos critérios de desempenho estabelecidos pelas autoridades ambientais (NOAA, 1995).

Os responsáveis pelo dano ambiental só podem compensar os serviços sacrificados aprimorando ou criando (“restaurando, reabilitando, substituindo ou adquirindo o equivalente a”) recursos naturais, excluindo-se, portanto, as soluções de engenharia. Essa condição restritiva do uso dos recursos para as recuperações motivou o desenvolvimento de uma medida de utilidade-teoria alternativa de danos para perdas intercorrentes - o custo de ações de "recuperação compensatória" fornecendo compensação “em espécie”, ou seja, em recursos e serviços ecossistêmicos (JONES; PEASE, 1997).

A despeito das simplificações adotadas na proposta inicial do método HEA, os fundamentos teóricos são complexos e incluem muitos pressupostos econômicos e ecológicos que são cruciais na aplicação da metodologia (DUNFORD; GINN; DESVOUSGES, 2004).

A implementação do método HEA, segundo revisão mais atual realizada por Desvousges et al (2018), requer que quatro suposições sejam atendidas para fornecer uma estimativa confiável dos danos:

- o tipo, qualidade e quantidade de serviços prestados pela compensação devem ser comparáveis aos danificados (analisados pela ótica econômica do valor presente, substituíbilidade, renda);
- os valores econômicos dos serviços lesados e compensatórios são iguais e constantes ao longo do tempo (por uma exigência algébrica do uso do modelo);
- as mudanças no nível de serviços lesados são de âmbito marginal (reflete o valor da última unidade adquirida);
- os custos de compensação são iguais ao valor dos serviços perdidos (suposição nem sempre atingida)

Para locais mais complexos, especialmente aqueles que envolvem perdas históricas de serviços de uma variedade de habitats, essas quatro suposições são menos prováveis de serem mantidas (DUNFORD; GINN; DESVOUSGES, 2004) Se essas suposições falharem, a base para um exercício de dimensionamento de compensação economicamente saudável se torna muito mais problemática. A fim de assegurar que as suposições sejam verdadeiras, os usuários da HEA devem estar cientes das implicações

das principais suposições para seus resultados. Quanto mais cuidadosamente o modelo de HEA for aplicado, maiores serão as chances de que as suposições se apliquem. Há três fatores-chave que precisam ser considerados com cuidado ao desenvolver o modelo: a escolha da métrica, a medição da linha de base e a consideração da incerteza, a seguir apresentados.

5.2.2. Escolha da métrica

Como os danos aos recursos naturais são baseados na mudança de utilidade que o público experimenta devido a uma lesão de recursos naturais, a métrica deve refletir a perda de utilidade, sob o ponto de vista antropocêntrico, que ocorre a partir da lesão e os ganhos de utilidade que ocorrerão com a reparação compensatória. Portanto, é crucial que a métrica se relacione direta ou indiretamente com serviços que forneçam utilidade ao público (DESVOUSGES *et al.*, 2018).

Segundo Desvousges *et al.*, (2018), uma das dificuldades da HEA é definir uma métrica que capture o nível de serviços fornecidos pelo habitat danificado e o recomposto. A escolha deverá selecionar um bioindicador com ampla representatividade, que revele serviços podem não ser prontamente aparentes e que observe a complexidade do sistema avaliado e do impacto ambiental. Portanto é improvável que uma única métrica atenda os objetivos da análise. Trata-se de uma escolha sensível, pois as conclusões sobre a finalização da recuperação dependem da métrica escolhida;

A escolha de uma métrica para caracterizar serviços é fundamental para determinar se a HEA é aplicável em um determinado contexto. Atributos ecológicos no local, como a densidade de troncos, a estrutura do dossel da floresta ou a densidade de peixes, são algumas vezes usados como uma *proxy* para os serviços; no entanto, eles são principalmente indicadores de capacidade. É fundamental avaliar o papel do contexto da paisagem para avaliar a oportunidade de fornecer serviços ecológicos e humanos fora do local e no local (NOAA, 1995).

Para entender melhor em que circunstâncias a suposição de serviços ecológicos equitativos pode ser válida, King (1997) desenvolveu uma série de avaliações - capacidade, oportunidade, pagamento e equidade (COPE) - como uma maneira de estruturar a comparação entre os serviços ecológicos perdidos devido a danos e aqueles ganhos de compensação.

A capacidade relaciona-se com as características biofísicas do habitat específico e avalia se o habitat criado tem a capacidade biofísica de fornecer a função ecológica fornecida pelo habitat perdido. A oportunidade avalia a paisagem ecológica do habitat, e se o habitat é oferecido em um contexto de paisagem semelhante, de modo que a capacidade funcional possa ser alcançada. O pagamento relaciona-se com a habilidade do habitat oferecido em relação à capacidade e oportunidade de efetivamente realizar a função ecológica requerida para compensação. Finalmente, a equidade compara o habitat em termos de *trade-off* da sociedade (ALLEN; CHAPMAN; LANE, 2005).

Mesmo que um determinado habitat possa ter a capacidade, oportunidade e possibilidade de pagamento para fornecer a função ecológica necessária, se for fornecido de tal maneira que não atenda à equidade social, então o habitat em questão pode não ser de valor comparável para fins de compensação. Sob condições em que o valor monetário unitário atende aos requisitos de igualdade necessários e uma avaliação de COPE está suficientemente satisfeita, então pode-se determinar que o habitat de compensação é de igual valor, e a HEA é um método apropriado para implementar a abordagem de serviço a serviço. Infelizmente, circunstâncias que satisfazem todos esses requisitos são relativamente incomuns, e os analistas devem resistir à tentação de aplicar a HEA, mesmo pela sua facilidade de uso, em que os requisitos não são atendidos (ALLEN; CHAPMAN; LANE, 2005).

A Diretiva 2004/35/CE sobre responsabilidade de danos ambientais (EUROPEAN COMMISSION, 2006) prevê que a métrica deve observar parâmetros como a diversidade, densidade e abrangência de indivíduos; raridade e função ecológica para conservação; capacidade de regeneração do habitat e propagação da espécie e; a velocidade e autonomia das espécies e habitats para alcançar e superar a linha de base.

Bezombes *et al.* (2017) lembram que métricas quantitativas (por exemplo, número de espécies de morcegos, altura da vegetação) dão mais precisão e transparência aos cálculos de perdas e ganhos enquanto métricas qualitativas são mais sujeitas a viés de interpretação e julgamento subjetivo. English; Peterson; Voss (2009) enumeram exemplos de métricas como taxas de mortalidade de organismos bentônicos, índices de diversidade de espécies, cobertura percentual vegetativa ou sucesso reprodutivo de espécies sentinelas presentes em um habitat particular.

Allen; Chapman; Lane (2005) alertam que, após escolhidas as métricas, sua quantificação pode não ser trivial e estar sujeitas a imprecisões. A maioria dos impactos

não elimina completamente o habitat, e a maioria das restaurações não cria um habitat completamente novo e funcional. Portanto, a prática comum inclui estimar a perda percentual e o ganho percentual de (a) serviço (s) específico (s) do ecossistema para permitir o escalonamento de serviço a serviço. A medição desses serviços também pode ser bastante difícil no campo, porque as funções do ecossistema são geralmente bastante complexas e mal compreendidas.

A maioria dos métodos de análise de equivalência que escolhem métricas que favorecem a melhor operacionalidade, utilizam dados rapidamente coletados e baratos (ou gratuitos) e, portanto, são rápidos de implementar. No entanto, isso pode implicar o comprometimento de alguns critérios relacionados a outros aspectos além da operacionalidade, uma vez que impede a coleta e modelagem de dados em larga escala, que são elementos que contribuem para a abrangência da análise. Além disso, o uso de dados coletados rapidamente indica que os indicadores da métrica são qualitativos, o que leva a uma mais frágil fundamentação científica (BEZOMBES *et al.*, 2017).

5.2.3. Definição da linha de base de serviços ecossistêmicos

A linha de base é definida no âmbito da União Europeia (*Environmental Liability Directive* – ELD, art. 2º - 14) como “a condição dos recursos e serviços naturais, no momento do dano, que teriam existido se o dano ambiental não tivesse ocorrido, estimado com base na melhor informação disponível” (EUROPEAN COMMISSION, 2006).

Determinar a linha de base apropriada é uma das etapas mais críticas e geralmente mais complexas em uma análise de equivalência. A linha de base é frequentemente o componente mais controverso de qualquer HEA e, na verdade, de qualquer avaliação de danos ambientais. Desacordos sobre a linha de base prevalente podem afetar significativamente a quantidade de perdas de serviço em um cálculo de equivalência (DESVOUSGES *et al.*, 2018). A Figura 4 indica como o estabelecimento da linha de base pode interferir na avaliação das perdas de serviços ecossistêmicos.

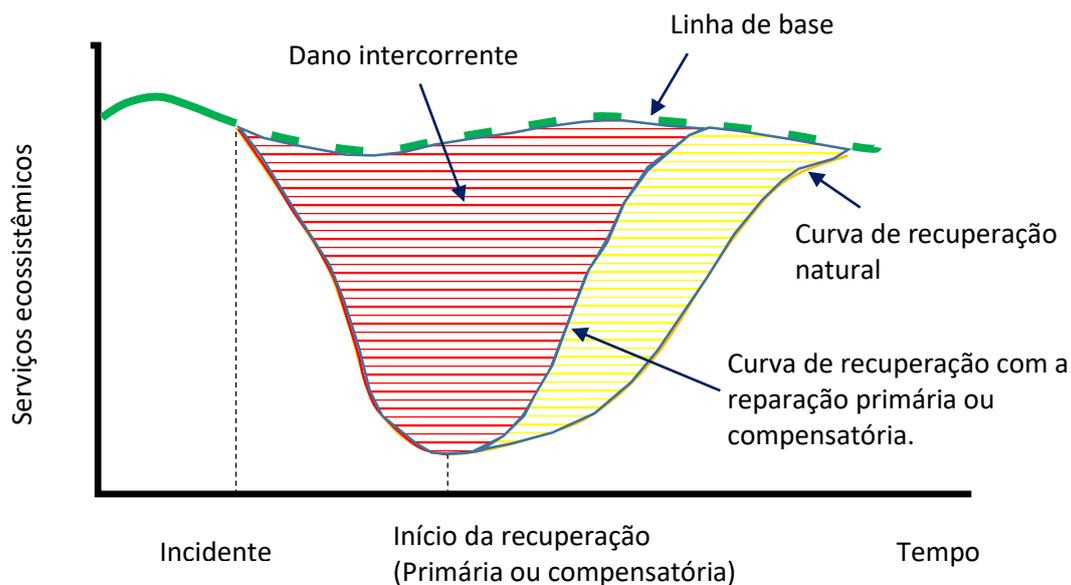


Figura 4: Representação gráfica das perdas e recuperação natural e induzida. Adaptada de European Commission (2013)

A determinação da linha de base pode ser particularmente difícil em casos de danos a longo prazo, como mineração e grandes locais de sedimentos contaminados, especialmente em áreas com atividade industrial de longo prazo e disseminada ou mudanças de desenvolvimento significativas e usos que afetaram o habitat. Muitas mudanças podem ter ocorrido na paisagem ao longo do tempo que teriam afetado o nível de serviços, e é preciso diligenciar em busca de dados históricos de evolução da ocupação da região afetada (DESVOUSGES *et al.*, 2018).

A Figura 5 ilustra cenários hipotéticos com diferentes comportamentos da linhas de base. Na hipótese da linha de base ser constante, a perda de serviços é medida a diferença entre a “linha de base constante” e a linha de “serviços após danos”, no polígono FBCD. No cenário de linha de base decrescente, causada por exemplo por degradação progressiva do habitat independente do dano sob exame, de forma análoga, as perdas são representadas pelo polígono ABCD, que é maior que o que representa a linha de base constante. Por fim, no caso de uma linha de base crescente em ambientes com melhoria progressiva das condições ambientais externas, as perdas de serviços seriam representadas pelo polígono EBCD, que possui a menor área dentre os três descritos. Desvousges *et al.* (2018) destacam que as diferenças entre a linha de base constante e crescente podem ser amplificadas durante o processo de desconto, haja vista que as maiores discrepâncias ocorrem no passado distante. Da mesma forma, benefícios futuros de uma linha de base constante seriam minorados com a aplicação do desconto.

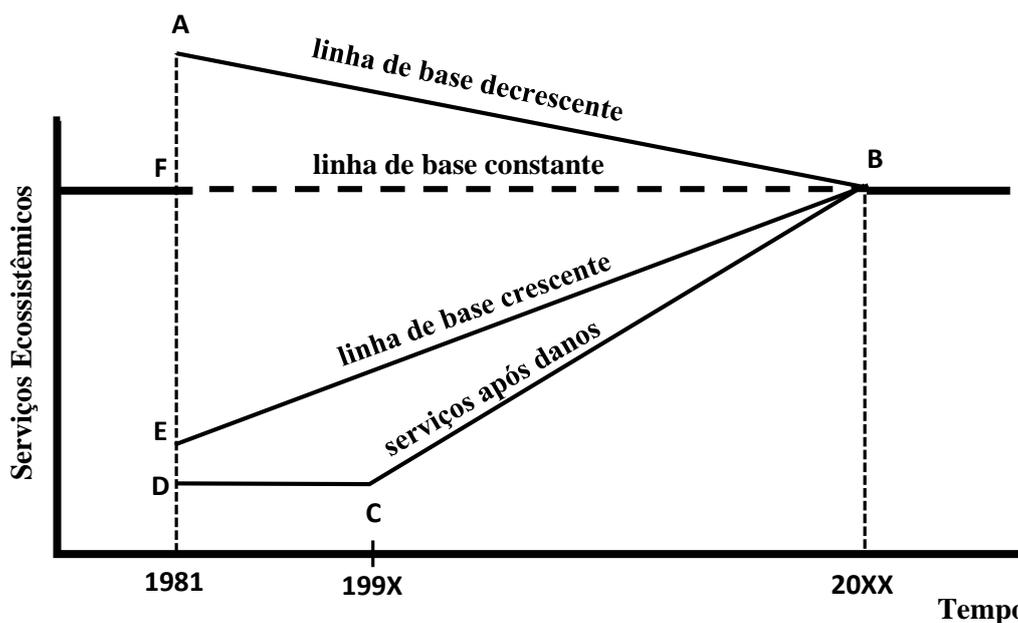


Figura 5: Serviços de linha de base e com lesão ao longo do tempo. Exemplo estilizado de como as perdas de serviço diferem dependendo da alteração das condições da linha de base. Fonte: (DESVOUSGES *et al.*, 2018)

No entanto, Kennedy e Cheong (2013) observam que quando as linhas de base ecológicas não são constantes, a meta de compensação adequadamente prescrita pode diferir das condições pré-dano. Além disso, a presença de estressores externos (p.ex. desastres naturais como furacões, enchentes, secas) pode estender os cronogramas de compensação e aumentar o custo da recomposição do ecossistema, aumentando assim a magnitude dos danos intermediários, bem como o custo da recuperação primária.

Quando dados ecológicos não estão disponíveis, o uso de local paradigma pode ser empregado. Devido à dificuldade em corresponder às características do sítio, às vezes pode ser necessário selecionar vários locais de referência e usar uma abordagem de um pacote de referência para agrupar o intervalo de variabilidade nas condições da linha de base (DESVOUSGES *et al.*, 2018).

5.2.4. A taxa social de preferência temporal - o efeito do desconto

O princípio de se compensar o público com ações reparatórias do local degradado e benefícios futuros de ações compensatórias reconhece dois pontos importantes sobre a comparação dos danos e reparações: as perdas e ganhos de serviço podem ocorrer em diferentes períodos de tempo, e o valor desses serviços pode variar. É comum ajustar essas diferenças em períodos de tempo usando o procedimento de desconto (ALLEN; CHAPMAN; LANE, 2005).

Desconto é uma técnica padrão utilizada universalmente em análise econômica para refletir o fato de que a sociedade atribui um valor maior aos benefícios que se acumulam mais cedo do que aqueles que ocorrem mais tarde, mesmo que se esteja confiante que os benefícios futuros de fato vão ocorrer (ALLEN; CHAPMAN; LANE, 2005) (KING; ADLER, 1991). Desde as primeiras aplicações da HEA, no contexto de equivalência de habitats, o desconto significa que um benefício das áreas úmidas que se acumula em anos vindouros, por exemplo, melhoria da pesca, benefícios estéticos, ou suporte para fauna silvestre, vale menos que os mesmos benefícios recebidos agora (KING; ADLER, 1991). O desconto, ou taxa social de preferência temporal, também pode ser denominado multiplicador de valor presente.

O aspecto compensatório da recuperação proposta pela HEA considera a duração de tempo em que os serviços deixam de ser prestados em sua integralidade. Por considerar o fator tempo, usa um procedimento de desconto para contabilizar a quantificação dos bens e serviços, pois o valor total do ativo é igual ao valor descontado do fluxo futuro de todos os serviços compensatórios. O desconto é usado para determinar a avaliação relativa da perda e ganho de serviços ecológicos dos recursos ao longo do tempo em relação ao tempo de análise (KOHLENER; DODGE, 2006), embora não atribua, *a priori*, um valor monetário aos serviços (DUNFORD *et al.*, *et al.* 2004).

Mesmo que não seja possível monetizar a maioria dos valores em áreas degradadas, é possível medir o efeito do desconto no fluxo anual relativo de serviços entre a área degradada e na área de compensação. King e Adler (1991) propuseram originalmente um índice de compensação “apropriado” baseado na proporção entre os valores presentes do dano e da compensação. Esse índice restabelece a equivalência entre os serviços prestados pela área de compensação e a área degradada, não havendo, portanto, perdas remanescentes.

O modelo HEA incorpora uma taxa de desconto, utilizando-se tipicamente 3% ao ano (ALLEN; CHAPMAN; LANE, 2005). No entanto, diversas outras taxas foram propostas, conforme revisão realizada por Shaw e Wlodarz (2013), revelando que antes do ano de 2003, taxas de desconto variando de 3%aa na Alemanha a 8%aa na França poderiam ser observadas. Em 2005, a Comissão Europeia publicou o documento (EC 2005) que recomendava uma taxa de desconto de 4%aa, mas pouco depois, uma revisão recomendou uma taxa de 5%aa. Outros países da Europa adotaram as taxas de desconto menores que 5%aa: o Reino Unido propõe 3,5%aa como taxa de desconto social no *The*

Green Book. A Espanha, por sua vez, utiliza uma taxa de desconto de 4%aa. Na Suécia, duas agências por unanimidade sugeriram que a taxa de desconto apropriada é de 4%aa, e uma delas recomenda a realização de uma análise de sensibilidade com a taxa de desconto social de 2%aa (Shaw e Wlodarz, 2013).

A taxa atual de desconto de 3%aa dos EUA para análise de projetos é relativamente baixa, mas obviamente ainda tem fortes implicações para o valor de recursos ambientais a longo prazo (50 anos), comparado a um valor obtido quando uma taxa de desconto social de zero é aplicada. Nessas condições, a uma taxa de desconto de 3%aa, o valor presente é apenas 23% do valor do recurso daqui a 50 anos. Na União Europeia, a taxa de desconto utilizada na avaliação de projetos de recomposição varia de 3 a 6%aa (SHAW; WLODARZ, 2013). No entanto, deve-se considerar novamente o fato de que ambos os lados da equação da HEA contêm a mesma taxa de desconto. Uma alta taxa de desconto, na verdade, implica que as perdas passadas são compostas, ou valem mais no presente, do que seriam com uma baixa taxa de desconto (SHAW; WLODARZ, 2013). Esta taxa de desconto (3%aa) é consistente com as médias históricas da taxa social de preferência temporal, que refletem a disposição da sociedade em deslocar o consumo de bens públicos (como os serviços de recursos naturais) ao longo do tempo (DUNFORD; GINN; DESVOUSGES, 2004).

Quanto mais longo for o período de tempo, menos razoável será o 3% como *proxy* para a taxa social de preferência temporal. Se as taxas de juros continuarem nos níveis baixos recentes, as agências reguladoras podem querer rever a taxa de 3% para 2% para estar mais alinhada com as condições atuais (DESVOUSGES *et al.*, 2018).

Em uma alternativa pragmática a essas divergências, Desvousges *et al.* (2018) citam a pesquisa de Weitzman (2001) com 2.160 economistas sobre a taxa de desconto social apropriada para medir os custos e benefícios a longo prazo das políticas de combate ao aquecimento global. Com base em suas respostas, ele desenvolveu uma escala decrescente de taxas de desconto social: 4% (1-5 anos), 3% (6 a 25 anos), 2% (26 a 75 anos), 1% (76 a 300 anos) e 0% (além de 300 anos) (DESVOUSGES *et al.*, 2018).

5.2.5. Incertezas

A incerteza afeta as valorações de danos porque os analistas podem não saber ou prever corretamente as perdas intercorrentes de serviços e/ou os ganhos do projeto de

compensação. Em outras palavras, a escala das ações de compensação e a eficácia da implementação da reparação são ambas incertas (NOAA, 1999).

King e Adler (1991) já advertiam que em muitos casos seria difícil estimar valores precisos dos parâmetros de entrada do modelo HEA e, em razão da incerteza, sugeriam adotar um fator de segurança, via taxa de desconto, para o índice de compensação. A abordagem proposta pelos autores pode considerar a incerteza sem sacrificar a simplicidade do modelo (KING; ADLER, 1991).

A recuperação ambiental pode envolver risco ou incerteza, e existem pelo menos duas maneiras de introduzir incerteza na HEA (NOAA, 1999). A primeira abordagem incorpora a incerteza intrinsicamente no cálculo de benefícios e custos. Isso, segundo Shaw e Wlodarz (2013), raramente é feito, embora seja a abordagem preferida pelos economistas (NOAA, 1999). A outra permite incorporar na taxa de desconto a incerteza do fluxo de benefícios e custos.

As duas abordagens citadas decorrem das alternativas oferecidas na orientação da Norma de Avaliação de Danos de Recursos Naturais da OPA sobre a contabilização da incerteza em reclamações por danos:

NOAA recommends that, where feasible, the trustees should use risk-adjusted measures of losses and gains, in conjunction with a riskless rate of discount reflecting the social rate of time preference for natural resources... Alternatively, if the streams of losses and gains cannot be adequately adjusted for risks, then NOAA recommends use of a discount rate that incorporates a suitable risk adjustment to the riskless rate (61 FR No. 4, p. 453454).³⁰

Como principal usuária e destinatária das críticas à abordagem de Análise de Equivalência de Habitat, a NOAA (1999) apresenta vários aspectos que devem ser observados quanto às incertezas inerentes a este tipo de avaliação. Para incorporar as incertezas nas próprias avaliações, elas devem ser descritas e ter a variabilidade e probabilidade incorporadas em sua estimativa. Em seguida podem ser incorporadas nos

³⁰ Tradução livre: “A NOAA recomenda que, quando viável, os administradores (*trustees*) usem medidas de perdas e ganhos ajustadas ao risco, em conjunto com uma taxa de desconto sem risco, refletindo a taxa social de preferência temporal por recursos naturais ... Alternativamente, se os fluxos de perdas e ganhos não podem ser adequadamente ajustados para riscos, então a NOAA recomenda o uso de uma taxa de desconto que incorpore um ajuste de risco adequado à taxa sem risco (61 FR No. 4, p. 453454).”

fluxos de benefícios e custos, a fim de garantir uma compensação adequada ao público. Quanto às possíveis fontes de incerteza apresentadas pela NOAA (1999), pode-se afirmar:

- a incerteza pode derivar de processos estocásticos (por exemplo, clima), imprecisão nos dados subjacentes ou suposições de modelagem.
- do ponto de vista da oferta de serviços ecossistêmicos, a incerteza pode estar associada aos resultados esperados das ações primárias de reparação, à duração das perdas intercorrentes (que pode variar de horas a décadas), e variará substancialmente de acordo com o tipo do recurso afetado, do contaminante e da lesão.
- em relação à demanda por serviços, as incertezas dizem respeito à renda individual e aos preços futuros de bens privados que afetam o valor atribuído à amenidade ambiental. Também estão relacionadas à disponibilidade de recursos substitutos, em geral de natureza pública, e que podem ser importantes, como no caso de danos a espécies em risco ou ameaçadas de extinção.

A segunda alternativa prevista na legislação norte-americana é incorporar a incerteza na taxa de desconto. Uma prática padrão, segundo Shaw e Wlodarz (2013) seria reduzir a taxa de desconto sob condições de incerteza, em comparação com situações sem risco, presumindo que a maioria dos agentes na sociedade são avessos ao risco. Tais agentes requerem um recompensa para cobrir a desutilidade associada ao risco.

Em uma perspectiva intergeracional, a incerteza sobre a eficácia da ação de recuperação primária deve ser contabilizada ao calcular as compensações futuras, caso contrário, é provável ocorrer uma perda líquida de longo prazo para a conservação (MOILANEN *et al.*, 2009). Dunford; Ginn; Desvousges (2004) identificaram 15 parâmetros necessários para implementar a abordagem HEA, dos quais pelo menos 10 requerem a quantificação *in situ* de condições passadas do local do dano ou a previsão de condições futuras do sítio de recuperação. Os autores observaram que a quantificação desses parâmetros da HEA é, com frequência, altamente incerta, devido a razões como: julgamento profissional (num amplo e complexo espectro de situações); razões de equivalência entre habitats distintos; estimativas dos fluxos de serviços ecossistêmicos; mensuração de perdas históricas de serviços em locais de danos muito antigos; estimativas de índices de recuperação e maturidade de habitats; e taxas de preferência temporal aplicadas, refletindo uma incerteza geral na previsão de mudanças temporais em comunidades biológicas. Os autores também observaram que a ausência generalizada de dados referentes às alternativas de recuperação e compensação resulta em pressuposições

arbitrárias para esses parâmetros. Apesar das citadas fontes de incerteza, a conclusão é de que a HEA é uma abordagem aproximada da recuperação requerida mas pode ser uma medida quantitativa útil nos acordos para recuperação ambiental.

Milon e Dodge (2001) já recomendavam cautela semelhante sobre o uso do método HEA por causa de sua sensibilidade a suposições feitas por analistas individuais, observando que é possível que estudos específicos da HEA conduzidos para procedimentos legais possam ser vistos como arbitrários. Naturalmente, o mesmo pode ser dito da maioria dos métodos, no sentido de que a escolha de parâmetros pode ter um efeito profundo nos resultados (DESVOUSGES *et al.*, 2018).

Dunford; Ginn; Desvousges (2004) ressaltam que os métodos tradicionais de valoração monetária de danos (como valoração contingente) também são de confiabilidade bastante suspeita e alcançam resultados divergentes entre si. Motta (1997), a esse respeito, enumera dez vieses para a valoração contingente, denominados viés estratégico, viés hipotético, problema da parte-todo, viés da informação, viés do entrevistador e do entrevistado, viés do instrumento de pagamento, viés do ponto inicial ou ancoramento, viés da obediência ou caridade, viés da subaditividade e viés da sequência de agregação, indicando, para cada um, medidas para redução da influência de tais distorções.

Com a ampla difusão do uso de métodos de análise de equivalência, com aplicações muito além da proposta original e com base na literatura ainda relativamente escassa sobre HEA, uma preocupação que surge é que os princípios da análise de equivalência podem ter sido perdidos ou ignorados na pressa de encontrar um método simples de valoração. É necessário ter cuidado quando a HEA é aplicada a danos complexos ou perdas de serviço, ou novas situações para além das quais seu uso foi originalmente planejado (DESVOUSGES *et al.*, 2018).

5.3. Modelo matemático para dimensionamento da compensação

O conceito de recuperação por equivalência de habitat pressupõe que perdas e compensações se igualem ao final dos fenômenos de degradação e recomposição ambiental. Trata-se de fluxo de perdas e recuperações que devem se igualar ao final de um período. Os benefícios gerados pelo projeto de compensação fornecerão uma “anuidade” de serviços ecossistêmicos em perpetuidade, que deverá ser suficiente em termos de valor presente para igualar o valor presente dos danos. Detalhes sobre o

desenvolvimento teórico-matemático dessa abordagem encontra-se no Apêndice C desta tese.

O modelo matemático apresentado na Equação 2 explica como a área a para a compensação pelos danos ambientais pode ser dimensionada em função da área degradada. A abordagem valor-a-valor das ações de recuperação, considera o valor dos serviços prestados (antes e após o dano), a linha de base de serviços antes do dano, o nível dos serviços prestados após a lesão, a taxa de desconto e o tamanho da área afetada. para compensar as perdas devido a lesões ou a destruição de recursos (ALLEN; CHAPMAN; LANE, 2005).

$$\left[\sum_{t=0}^B V^j * \rho_t * \left\{ \frac{(b^j - x_t^j)}{b^j} \right\} \right] * J = \left[\sum_{t=l}^L V^p * \rho_t * \left\{ \frac{(x_t^p - b^p)}{b^j} \right\} \right] * P \quad [1]$$

em que t se refere ao tempo (em anos):

t = 0; ocorrência do dano

t = B; o habitat danificado se recupera até a linha de base

t = C; momento em que a reclamação para recuperação é apresentada (Eq. 4)

t = l; projeto de substituição de habitat começa a fornecer serviços

t = L; projeto de substituição de habitat para de fornecer serviços

e onde:

V^j é o valor unitário anualizado dos serviços prestados pelo habitat danificado (se não sofresse a lesão);

V^p é o valor unitário anualizado dos serviços fornecidos pelo habitat substituto;

x_t^j é o nível de serviços por hectare fornecido pelo habitat danificado no final do ano t;

b^j é a linha de base (sem lesão) de serviços por hectare do habitat danificado;

x_t^p é o nível de serviços por hectare fornecido pelo habitat substituto no final do ano t;

b^p é o nível inicial de serviços por hectare do habitat substituto;

ρ_t é o fator de desconto, em que $\rho_t = 1/(1 + r)^{t-C}$, e r é a taxa de desconto para o período de tempo;

J é o número de hectares danificados;

P é o tamanho em hectares do projeto de substituição que iguala as perdas com os ganhos de recomposição dos serviços perdidos devidos à lesão e os ganhos das ações de compensação.

Isolando-se a área de compensação P, tem-se a área necessária para igualar as perdas derivadas do dano intercorrente, com os ganhos de um projeto de compensação.

$$P = \frac{V^j}{V^p} * \frac{\left[\sum_{t=0}^B \rho_t * \left\{ \frac{(b^j - x_t^j)}{b^j} \right\} \right]}{\left[\sum_{t=l}^L \rho_t * \left\{ \frac{(x_t^p - b^p)}{b^j} \right\} \right]} * J \quad [2]$$

Allen; Chapman e Lane (2005) afirmam que sob certas condições específicas, em que $V^j = V^p$, a abordagem de valor-a-valor pode ser reduzida à equivalência de serviço-a-serviço. A suposição de que recursos lesados e recuperados são iguais em termos de valores monetários e ecológicos por unidade não é, muitas vezes, obviamente correta. Se os valores monetários por unidade forem iguais, a equação de valor a valor será reduzida à equação de serviço-a-serviço. Sob essas condições, pode-se então comparar os valores ecológicos dos serviços perdidos e ganhos.

Outros autores apresentaram modelos matemáticos de equivalência similares, que estimam quantitativos de áreas para compensação e que igualam os serviços sacrificados e os substituídos. De forma análoga, cancelam os valores econômicos totais (danificado e compensado) de um e outro lado da equação, para simplificar a aplicação da valoração, conforme descrito na Equação 4 por Jones e Pease (1997); Dunford, Ginn e Desvousges (2004); Shaw e Wlodarz (2013) e Strange *et al.* (2002).

$$\sum_{t=0}^B L_B * (1 + r)^{C-B} = \sum_{t=l}^L R_l * (1 + r)^{C-L} \quad [4]$$

Shaw e Wlodarz (2013) sustentam que simplificação significa que a equação é essencialmente desprovida dos valores econômicos que as pessoas atribuem aos recursos passados e futuros. O *Scientific Advisory Board - SAB* da EPA (2009) adverte que, por não considerar valores econômicos, a HEA deixa de ser uma abordagem valor-a-valor (que trata de utilidade) e passa a ser serviço-a-serviço (equivalência biofísica). Segundo a EPA (2009), não há indicação nas equações de equivalência de que os serviços perdidos ou serviços de substituição foram realmente avaliados monetariamente, portanto, obviamente, seria desejável que o tipo de serviço perdido e substituído fosse idêntico para manter a equação da HEA simples.

A conversão para o modelo serviço-a-serviço, utilizando a taxa de preferência intertemporal, permite considerar a dinâmica dos processos de investigação do dano e sua recuperação. Shaw e Wlodarz (2013) destacam que na maioria das vezes, a lesão ocorre

no passado e não em processos de análise prévia de danos, como no licenciamento ambiental. Dessa forma, os danos tendem a acumular-se imediatamente, enquanto os ganhos de recuperação se acumulam apenas no futuro (geralmente no futuro distante). Na prática, as atividades de compensação são mais prováveis de serem conduzidas exclusivamente no futuro, devido a atrasos no acordo entre as partes interessadas sobre o que deve ser feito. Já a recuperação primária, segundo os autores, pode ser feita mais brevemente, evitando-se o acúmulo de débitos de serviços.

5.4. Vantagens da Análise de Equivalência de Habitat - HEA

Possibilidade da substituição dos métodos tradicionais de valoração - Um dos principais benefícios da HEA, no contexto da legislação norte-americana, é que ela permite que as autoridades ambientais (ou reguladores) e as partes potencialmente responsáveis (ou a comunidade regulamentada) não necessitem inicialmente da avaliação econômica de danos resultantes da degradação dos recursos naturais e prossigam diretamente para o dimensionamento e planejamento da compensação. O uso da HEA pode reduzir o custo e o tempo necessários para uma avaliação monetária e pode concentrar os esforços diretamente na recuperação (JONES; PEASE, 1997); (ALLEN; CHAPMAN; LANE, 2005). Jones e Pease (1997) acrescentam que a HEA contorna algumas das controvérsias conhecidas sobre métodos de valoração econômica, tornando os métodos de valoração menos imprescindíveis, dispensando em alguns casos os estudos de valoração para determinar a escala apropriada de reparação compensatória.

Provisão de recursos para a compensação ambiental - Outra vantagem apontada por Jones e Pease (1997) é que, na estrutura normativa dos Estados Unidos, a HEA, ao recuperar os custos das ações de reparação compensatória suportados pelo *Superfund*, em vez de discutir o valor monetário calculado por procedimentos de valoração, assegura que dinheiro suficiente seja destinado a implementar o projeto de compensação, a fim de reparar a sociedade lesada. Nos casos em que estudos de valoração tradicionais são realizados, o dimensionamento adequado de ações de reparação compensatória geralmente requer precisão apenas até se alcançar o valor relativo das perdas por danos em relação aos ganhos esperados dos projetos de compensação, em vez dos valores absolutos em dólares do valor perdido, conforme exigido para o cálculo da compensação monetária (JONES; PEASE, 1997).

Clareza na métrica de compensação - Outro benefício da HEA é que ele cria explicitamente uma conexão entre unidades de serviços perdidas devido a lesões e unidades de serviços obtidas por meio de compensação, sendo frequentemente usada como uma ferramenta nas discussões de acordos de recuperação. A conexão fornece uma demonstração clara que as autoridades ambientais cumpriram a missão de compensar o público por perdas de recursos e serviços ecossistêmicos, por meio da equivalência serviço-a-serviço, quando as ações de compensação propostas são de tipo, qualidade e valor semelhantes aos serviços perdidos devido a lesões (ALLEN; CHAPMAN; LANE, 2005). Dunford; Ginn e Desvousges (2004) argumentam que a HEA mostra-se adequada para negociar as perdas de serviços ecossistêmicos porque ela fornece uma linguagem compreensível e um conjunto de pressupostos para avaliar tais perdas. Assim, as negociações podem se concentrar em diferenças nos valores dos parâmetros de entrada estimados ou em outras premissas-chave sobre a natureza e extensão da recuperação ou o momento e o escopo dos projetos e serviços de reparação compensatória (DESVOUSGES *et al.*, 2018).

Incorporação dos valores de uso e não-uso - a HEA é mais frequentemente utilizada em situações em que o recurso danificado continua existindo e já está sendo recuperado por outros meios, incluindo a regeneração natural. Nesse cenário, a possibilidade de perda do valor de existência, que está associado à preservação do recurso apenas por saber que ele existe, não é relevante para as questões em debate. O recurso afetado subsiste e está sendo devolvido ao estado em que se encontrava anteriormente à poluição que o atingiu (DESVOUSGES *et al.*, 2018). Sustentam os autores que a HEA vem sendo usada para dimensionar a recuperação ecológica que substitui os serviços de recursos naturais perdidos durante o período da lesão. A HEA, ao promover a reposição dos serviços ecossistêmicos, considera os serviços relacionados ao uso e ao não-uso (NOAA, 1995), apesar da afirmação categórica da literatura científica sobre a exclusividade do método de valoração contingente para a estimativa dos valores de não-uso. A controvérsia sobre a realidade ou existência objetiva dos valores de não-uso, ou sobre a possibilidade de se mensurá-los foi que estimulou a utilização de abordagens comparativas como a HEA, em alternativa às abordagens valoração direta nos Estados Unidos e na Europa (Desvousges *et al.*, 2018).

Padronização na avaliação de danos - A expansão da HEA e REA para a União Europeia, e potencialmente para outros países, oferece uma oportunidade valiosa

para padronizar métodos de valoração e de compensação de danos a serviços e recursos naturais. No entanto, o benefício da padronização tem de ser acompanhada da fidelidade aos fundamentos básicos dessa abordagem, que exige que os conceitos econômicos relativos a serviços, benefícios humanos, marginalidade, equivalência e eficiência sejam respeitados para que os resultados das análises de equivalência tenham sentido (DESVOUSGES *et al.*, 2018).

5.5. Desvantagens, críticas ou limitações da HEA

Necessidade de estrito rigor metodológico - A HEA é considerada uma ferramenta apropriada para escalonamento da reparação compensatória somente quando: (1) uma métrica comum pode ser definida para serviços de recursos naturais que capturam o nível de serviços fornecidos por habitats danificados e de compensação; (2) o contexto da paisagem dos habitats danificados e de compensação proporcionam oportunidades similares de suprir os serviços ecológicos relevantes; e (3) existem dados suficientes sobre os parâmetros de entrada da HEA ou são custo-efetivos para se coletar (ALLEN; CHAPMAN; LANE, 2005). Quando essas condições não são atendidas, é provável que o processo não resulte na quantidade "certa" de compensação. Como em todos os modelos, a falta de entradas apropriadas necessariamente limita a validade dos resultados. A HEA seria difícil de ser aplicada em uma situação em que uma mudança nos serviços poderia ter um efeito muito positivo na função ecológica de um habitat ou ecossistema, mas um efeito neutro ou negativo na maneira como os seres humanos valorizam esses serviços (ALLEN; CHAPMAN; LANE, 2005). Embora a HEA tenha se tornado uma ferramenta popular na avaliação de danos ambientais, devido a sua facilidade de uso, a literatura não aborda a sensibilidade do método à escolha de parâmetros de entradas (p.ex. mensuração de serviços) e à adequação de sua aplicação às várias possíveis configurações de danos (DESVOUSGES *et al.*, 2018).

Sensibilidade às incertezas - Adamowicz *et al.* (2007) avaliaram a HEA em relação a outros métodos de valoração disponíveis e ressaltaram que a HEA tem seus fundamentos em princípios econômicos, mas em geral é avaliada como um comparador de medidas ecológicas para apresentar o resultado quantitativo de reparação a ser feita. Portanto é extremamente dependente da escolha das métricas de quantificação. Com base nessa comparação com outros métodos, a HEA recebeu a pontuação mais baixa em duas das seis categorias de avaliação. Especificamente, os autores classificaram como baixa a

capacidade da HEA de capturar valores diferentes no espaço e no tempo (presunção de linearidade e constância da linha de base e demanda por serviços) e refletir a complexidade dos serviços ecossistêmicos. A HEA também recebeu uma classificação ruim por sua incapacidade de descrever a incerteza, a ambigüidade e de lidar com falta de conhecimento na tomada de decisão, bem como teve uma classificação mediana por sua capacidade limitada de sensibilidade ao contexto socioambiental.

Fragilidades no embasamento teórico - A eliminação do valor monetário nas equações do modelo HEA tem sido sujeita ao criticismo econômico (ZAFONTE; HAMPTON, 2007). Os autores citam possíveis problemas na substituíbilidade ecológica presumida, interferindo na escala de compensação a ser empregada entre o local danificado e o a ser recuperado. Há ainda fragilidade na suposição de constância dos valores dos recursos danificados e recuperados ao longo do tempo. Por fim, é destacada a imprecisão da suposição de que todos os indivíduos ou grupos na sociedade compartilhassem o mesmo valor para o recurso natural em questão. Mesmo no caso de perfeita substituíbilidade, é provável que os indivíduos atribuam valores variáveis aos recursos, o que pode levar à heterogeneidade no nível de recomposição necessário para fornecer compensação para cada pessoa (ZAFONTE; HAMPTON, 2007). Dunford; Ginn e Desvousges (2004) demonstraram que os resultados da HEA são bastante sensíveis a uma variedade de fatores, incluindo cenários de mudança de preços. Desvousges *et al.* (2018) destacam que a HEA geralmente não inclui nenhum tipo de análise estatística, nem inclui qualquer tipo de teste de hipóteses, que é rotineiramente encontrado em métodos econômicos convencionais. A HEA não foi submetida ao mesmo nível de escrutínio acadêmico e judicial de outros métodos de valoração ou de dimensionamento de compensação. Por exemplo, o método do custo de viagem e sua variante mais atual, o modelo de utilidade aleatória, foram objeto de centenas de artigos de pesquisa durante um período de tempo que abrange 70 anos desde que a sugestão original para a abordagem foi feita por Harold Hotelling (1947) (DESVOUSGES *et al.*, 2018).

Limitação de uso em casos complexos - A HEA requer cautela ao aplicá-la em locais com danos complexos (DESVOUSGES *et al.*, 2018). Custos elevados de projetos de recuperação propostos, falta de compromisso social, julgamentos errôneos e falhas de avaliação, além de outras circunstâncias ecológicas, estão entre os mais sérios obstáculos encontrados pelos autores, e estes devem desempenhar um papel importante na aplicação da HEA. Segundo o Comitê de Aconselhamento Científico da EPA,

SAB/EPA (2009), e Unsworth e Bishop (1994) as análises de custos não devem ser interpretadas como medidas de benefícios, a menos que essas condições (proporções fixas entre serviços e valores, com valores unitários constantes ao longo do tempo e do espaço) sejam atendidas. O SAB/EPA ressalva que, quando apropriadamente aplicados, métodos como custo de reposição como a HEA podem ser úteis para a EPA em contextos em que existem várias maneiras de fornecer um serviço ecossistêmico.

Limitações de uso em horizontes temporais dilatados - Quanto maior o período de tempo considerado na quantificação dos danos na HEA, menos provável que a suposição de inalterabilidade de valores de uso e de não-uso seja válida. Em algumas avaliações de danos nos EUA e, especialmente, em locais de mineração, os alegados períodos de lesão podem se estender por mais de cem anos. Nesses casos, é preciso se considerar que as alterações da paisagem que provavelmente teriam afetado a área de estudo, que modificariam a linha de base ao longo dos anos. Nessas situações, não há explicação econômica ou racional plausível que permita que essa suposição de valor constante ao longo do tempo seja verdadeira. Além disso, a literatura econômica mostra claramente que o oposto é mais provável de ser verdade - os valores dos serviços de recursos naturais estão aumentando com o tempo em decorrência de mudanças tecnológicas e aumento da renda que afetam a demanda. Assim, os projetos de reparação compensatória podem superar ou subestimar o nível apropriado de perda de serviços (*et al.* DESVOUSGES *et al.*, 2018).

Subjetividade na adoção de parâmetros - A HEA, às vezes, se baseia em variáveis estabelecidas por julgamentos profissionais, e não em medições objetivas, o que limita a validação externa (DESVOUSGES *et al.*, 2018). O uso de métricas qualitativas, parametrizadas por opinião de especialistas, é mais sujeita aos vieses de interpretação e julgamento (BEZOMBES *et al.*, 2017). As principais incertezas inerentes à HEA decorrem dos julgamentos profissionais sobre a linha de base e sobre a avaliação subjetiva dos resultados dos projetos de recuperação e compensação (DUNFORD; GINN; DESVOUSGES, 2004; MILON; DODGE, 2001).

5.6. Aplicações

Autoridades ambientais nos EUA empregaram inicialmente a HEA para aterros, derramamentos de óleo e locais de resíduos perigosos, em eventos de poluição relativamente pequenos e/ou de curta duração. Habitats envolvidos nestas análises

incluem berços de algas marinhas, recifes de coral, manguezais, locais passagens de salmões e danos a ecossistemas bentônicos estuarinos (NOAA, 2000; DESVOUSGES *et al.*, 2018).

Embora originalmente concebida para aplicação em habitats relativamente pequenos e/ou em danos de curta duração, a HEA é agora amplamente utilizada na quantificação de serviços sacrificados e dimensionamento de compensação em grandes e complexos locais de danos ambientais nos Estados Unidos. Várias agências de recursos naturais nos EUA tentaram quantificar parâmetros no processo de avaliação de impacto ambiental, usando a HEA para calcular os requisitos de mitigação para projetos de grande escala (DESVOUSGES *et al.*, 2018). Desde o desenvolvimento conceitual da HEA em 1994, tem havido uma série de relatórios técnicos descrevendo a técnica, aplicações para derramamentos e incidentes e publicações na literatura científica. Desvousges *et al.* (2018) revisaram a literatura sobre a HEA e compilaram uma abrangente bibliografia. A pesquisa incluiu a literatura publicada em periódicos científicos, no campo das ciências naturais, biológicas e de gestão ambiental e a chamada literatura cinzenta, incluindo relatórios governamentais e documentos relacionados. Identificaram 231 publicações e apresentações, incluindo 67 em periódicos revisados por pares e 47 relatórios técnicos ou capítulos de livros, 72 submissões de projetos para valoração de incidentes ou sítios específicos e 45 apresentações ou pôsteres.

A HEA é recomendada quando as perdas de serviço são primariamente ecológicas, e não serviços diretos de uso humano, como recreação. Nos casos em que o habitat afetado e outros serviços ecológicos são facilmente identificáveis e a compensação por meio da provisão de serviços equivalentes é possível, a HEA tem muito mais probabilidade de ser eficaz na determinação da quantidade apropriada de compensação pelas perdas do serviço ecossistêmico (DESVOUSGES *et al.*, 2018). A HEA substituiu amplamente o uso exclusivo de abordagens tradicionais de avaliação econômica do meio ambiente (NOAA, 2000), especialmente no contexto da avaliação de danos a recursos naturais (ZAFONTE; HAMPTON, 2007). Essa substituição está vinculada a controvérsias que surgiram na aplicação de métodos baseados em mercados hipotéticos nas avaliações de danos, como o caso do derramamento de óleo Exxon Valdez; A HEA, quando adequadamente implementada, pode ser vista como uma alternativa simplificada para uma abordagem de serviços ecossistêmicos mais abrangente (DESVOUSGES *et al.*, 2018).

Dentre as aplicações encontradas na literatura, Desvousges e colaboradores (2018) destacaram, nos Estados Unidos: o uso em propostas prévias de compensação em licenciamento ambiental; derramamento de óleo; casos de contaminação e mineração; avaliação de danos de incêndios florestais; valoração da política relacionada a mudanças climáticas.

Nos EUA, a análise de equivalência, particularmente a HEA, tornou-se um método de avaliação popular entre os profissionais e é amplamente aplicado nas análises de danos a recursos naturais. Em virtude dessa experiência, em 2004 a União Europeia (UE) adotou a Diretiva 2004/35/CE relativa à responsabilidade ambiental em termos de prevenção e reparação de danos ambientais (*Environmental Liability Directive - ELD*). Baseada em certa medida na experiência dos EUA com as avaliações de danos a recursos naturais, a ELD incorporou explicitamente o uso de métodos de equivalência para dimensionar remediação compensatória (DESVOUSGES *et al.*, 2018).

Um estudo de Cox (2007) relata que inicialmente a abordagem HEA/REA não era a maneira mais frequente de implementar a recomposição ecológica na UE, mas ainda era recomendada como uma estrutura compensatória de mitigação, conforme as Diretivas sobre Aves, Habitats, e de Avaliação do Impacto Ambiental. De fato, houve vários casos em que a abordagem HEA/REA foi aplicada como um método de cumprimento das Diretivas da UE (SHAW; WLODARZ, 2013), incluindo um vazamento químico em Helsingborg (Suécia, 2005), medidas mitigadoras à implantação de um gasoduto nos arredores do Rio Vistula (Polônia, 2000), incêndio florestal na região de Bages-Bergiedá (Espanha, 1994). São relatados ainda pelo menos 20 casos diferentes de aplicações HEA / REA em países de toda a Europa (por exemplo, projetos na República Tcheca, Alemanha, Reino Unido, Suécia, Polônia e Espanha, entre outros), revelando que a abordagem HEA / REA é cada vez mais importante e está se tornando um método popular de recomposição ecológica, especialmente à luz das Diretrizes da União Europeia (SHAW; WLODARZ, 2013).

A fim de avaliar uso de abordagens de equivalência congêneres ao HEA, Bezombes *et al.* (2017) analisaram treze métodos de análise de equivalência ecológica – (*Equivalence Assessment Methods – EAMs*) desenvolvidos em diversas políticas públicas de compensações ambientais internacionalmente³¹. O objetivo era avaliar as

³¹ *Habitat Evaluation Procedure, Resource, and Habitat Equivalency Analysis, Canadian method Fish Habitat, Habitat Hectare, Uniform Mitigation Assessment Method, Landscape Equivalency Analysis, BBOP pilot method, Land Clearing*

considerações-chave de equivalência (ecológicas, espaciais, temporais e incertezas) em relação aos aspectos ou os “desafios” de operacionalidade, base científica e abrangência (completude) dos EAMs.

Na avaliação sistemática de Bezombes *et al.* (2017), as EAMs são consideradas operacionais quando têm indicadores pré-definidos (“Configuração de indicadores”), são rápidas de implementar (“Rapidez de implementação”), quando os dados necessários são facilmente disponíveis (“Disponibilidade de dados”) e quando os projetos de compensação são flexíveis quanto ao recurso ou serviço compensado (permutabilidade entre a biodiversidade impactada e compensada). As EAMs são consideradas cientificamente embasadas quando todos os indicadores utilizados para avaliar a biodiversidade são baseados em documentação científica, quando as métricas utilizadas são quantitativas e apropriadas ao componente de biodiversidade avaliado (“indicadores de biodiversidade”), quando considerações territoriais são levadas em conta com indicadores espacializados, e quando a incerteza é levada em consideração com base em feedbacks de projetos anteriores. E por fim, os EAMs são considerados abrangentes quando incluem todas as principais considerações-chave de equivalência, quando se destinam a espécies, habitats e funções ecossistêmicas (“componentes da biodiversidade”), quando requerem vários tipos de dados (da literatura, Sistemas de Informação Geográfica, dados de campo, etc.) e quando avaliam a biodiversidade com um conjunto relevante de indicadores (“Número de indicadores”) (BEZOMBES *et al.*, 2017).

Segundo essa análise, não há um *trade-off* claro entre os aspectos de operacionalidade, base científica e abrangência. Mas alguns critérios dentro ou entre os desafios são negativamente correlacionados. Nenhum EAM atendeu perfeitamente a todos os três aspectos e grupos de EAMs foram identificados de acordo com os critérios ou desafios que eles melhor alcançaram. Manter o foco na biodiversidade, que caracteriza a “qualidade” da equivalência, com base nas espécies, nos habitats e nas funcionalidades (conectividade, funções ecossistêmicas) é a principal recomendação da comunidade científica (BEZOMBES *et al.*, 2017). Relativamente à HEA, o referido estudo demonstra sua maior correlação com o aspecto de base científica, por utilizar uma métrica com maior acurácia e transparência quanto aos indicadores de biodiversidade.

A análise desses três “desafios” revelou que a operacionalidade tende a ser favorecida no desenvolvimento de EAMs, enquanto há heterogeneidade na integração de bases científicas em EAMs. Nenhum EAM é totalmente satisfatório, pois nenhum combina todos os desafios perfeitamente.

A aplicação da HEA para valoração de danos ambientais que se destaca para as finalidades desta Tese é apresentada por Pavanelli; Voulvoulis (2019), sendo descrita no Apêndice A como exemplo prático de aplicação da valoração econômica de danos ambientais de supressão florestal.

5.7. Aplicabilidade à realidade brasileira

Raríssimos são os trabalhos publicados demonstrando a utilização da HEA no Brasil, tendo sido encontrados apenas três exemplares. Kaskantzis (2006) apresentou a área de compensação ambiental devida, por meio da técnica da HEA, em derramamento de óleo em área de 2.638 m², a partir da análise de imagens de satélite da vegetação de áreas úmidas atingidas pelo óleo. Cotrim (2015), orientado por Kaskantzis em dissertação de mestrado, utiliza a HEA para valoração de contaminação de solo e água subsuperficial, cujos resultados foram publicados por Kaskantzis (MPMG, 2016), comparando-o com outros métodos de aplicação específica. Pavanelli; Voulvoulis (2019) demonstraram detalhadamente a aplicação forense da HEA, propondo um modelo de valoração utilizando três exemplos em casos de desflorestamento e extração mineral ilegal.

A própria valoração econômica de danos ambientais é assunto pouco discutido em âmbito científico no Brasil, e particularmente no contexto judicial, conforme discutido nesta tese, no Capítulo 3 - *Análise Crítica da Valoração de Danos Ambientais no Brasil – O caso do rompimento da barragem de Fundão*.

Na realidade brasileira, em que não há definições na legislação sobre os métodos de valoração de danos, há que se considerar as características das agências governamentais de fiscalização e proteção ambiental, para se avaliar a adequação de um método de análise de equivalência, voltado à valoração dos danos, como a HEA.

Analisando-se a vantagens, desvantagens e demais características da HEA apresentadas nesse capítulo, destacam-se a seguir as potencialidade e limites da aplicação da HEA no contexto da aplicação da lei criminal nº 9.605/98, acerca da fixação do montante do prejuízo na perícia de constatação do dano ambiental, em âmbito criminal.

O método pode atender às necessidades do âmbito criminal e civil, pois além de estabelecer uma estimativa de valor monetário para a reparação demandada pela lei penal, apresenta a quantidade de serviços ecossistêmicos a serem ressarcidos à sociedade em termos de recursos naturais a serem compensados, a serem objeto de responsabilização e reparação cível.

Uma vez que a HEA se propõe a repor os serviços ecossistêmicos em quantidade e qualidade compatíveis às perdas, aplicando a taxa social de preferência temporal, tende a restaurar as todas as funções de provisão, regulação, suporte e cultural, englobando, portanto, os valores de uso e não-uso ou o valor econômico total.

A HEA estabelece uma relação clara e objetiva entre unidades de serviços perdidas e unidades de serviços obtidas por meio de compensação, sendo útil em discussões de acordos de recuperação ou em estabelecimento unilateral de sentenças judiciais. Com maior transparência, as discussões podem se concentrar em diferenças nos valores dos parâmetros de entrada estimados (linha de base anterior ao dano, tamanho da área, data de início dos danos, espécies atingidas, taxa de desconto) ou em outras premissas-chave sobre a natureza e extensão da recuperação (tempo e área mínimos necessário para a compensação, local de implantação, equivalências das funções obtidas na recuperação, etc.) ou outras questões próprias das circunstâncias do processo, para além da quantificação oferecida pela HEA.

Ainda que se mostrem necessárias outras medidas complementares de valoração econômica, especialmente em casos mais complexos ou relativos a efeitos decorrentes dos danos ao ecossistema, a adoção da AHE não exige a imediata conclusão quanto à avaliação monetária de danos. A abordagem pode oferecer em prazo razoável o dimensionamento da reparação dos serviços sacrificados, viabilizando a elaboração de projetos de compensação e o restabelecimento dos serviços ecossistêmicos.

A relativa simplicidade de operacionalização da HEA tende a atrair o seu uso por instituições de aplicação da lei ambiental, possibilitando inclusive uma futura padronização intra e interagências, hoje inexistente. A exemplo de outros países que já utilizam a HEA, há possibilidade inclusive de se adotá-la em análise de compensações de danos futuros, em sede de procedimentos de licenciamento ambiental. Os vieses esperados nos resultados da aplicação do método mais empregado na literatura científica mundial (Método de Valoração Contingente) provavelmente não estimularam seu uso para mensuração de danos no Brasil.

Por outro lado, a aplicação da HEA no Brasil como instrumento da valoração de danos estará sujeita ao escrutínio do Poder Judiciário, que poderá ter que deliberar sobre sua validade e adequação, inclusive nos casos iniciados na esfera administrativa. Enquanto não houver no Brasil normativos específicos que estabeleçam parâmetros e exigências metodológicas para a aplicação da valoração econômica do meio ambiente, como já ocorre com os principais usuários na União Europeia e Estados Unidos, o debate na esfera judicial sobre suas bases teóricas e seus limites de confiança poderá fragilizar a aplicação da HEA. Portanto a elaboração de normativos e sua discussão prévia com órgãos do Poder Judiciário e do Ministério Público são medidas que tendem a facilitar a implementação desse instrumento de valoração econômica do meio ambiente.

Por outro lado, a relativa facilidade de aplicação do método pode induzir seu uso por técnicos e peritos sem conhecimento de suas bases teóricas e seus limites de confiança, não observando a necessidade de rigor metodológico para a obtenção de resultados válidos. A disponibilidade gratuita de ferramentas computacionais para a realização dos cálculos de áreas de compensação de serviços ecossistêmicos descontados, conforme apresentado por Kohler e Dodge (2006), Pioch (2013) e Pioch *et al.* (2017) pode levar ao uso indiscriminado do método sem o devido embasamento na teoria econômica, e possivelmente fora dos limites de aplicação da HEA. Deve-se evitar, a princípio, a utilização exclusiva da HEA em casos de grande complexidade de ecossistemas e grupos sociais afetados. Tal facilidade pode ser indutora da perda de credibilidade do método, que sempre exigirá estudos de campo e rigor metodológico por especialistas treinados.

A formação de bases de dados que agreguem informações ecológicas, dados de projetos anteriores, preços de mercado para serviços, além da coleta tempestiva de informações de campo de cada evento sob análise é uma necessidade a ser suprida para a implementação da HEA na valoração de danos ambientais. Essa carência de informações no Brasil pode dificultar a identificação e a redução das incertezas, tais como o julgamento profissional, fatores de equivalência entre habitats distintos, estimativas dos fluxos de serviços ecossistêmicos, mensuração de perdas continuadas em danos antigos, estimativas de índices de recuperação e maturidade de habitats e taxas de desconto aplicadas. A falta de bases de dados para balizar o uso do método na análise das alternativas de recuperação e compensação pode resultar em pressuposições arbitrárias

para esses parâmetros. A publicação de trabalhos revisados por pares pode auxiliar no aprimoramento e divulgação das melhores práticas na aplicação da HEA.

A subjetividade na adoção de parâmetros é um fator a ser aperfeiçoado não só para uso no Brasil, como internacionalmente. Embora outros métodos de valoração também tenham componentes subjetivos de avaliação, a HEA se propõe a utilizar parâmetros objetivos para emprego em modelos matemáticos visando resultados quantitativos. Pelo menos três fatores-chave do modelo HEA dependem do julgamento subjetivo de profissionais: i) o estabelecimento da linha de base dos serviços disponíveis antes do dano; ii) a avaliação sobre os resultados do projeto compensatório para o restabelecimento da linha de base e iii) eventuais problemas na substituíbilidade ecológica presumida. Acerca dos dois primeiros fatores, este estudo propõe no Capítulo 6 o uso de índices de vegetação como indicador auxiliar de referência para a linha de base, para os casos de danos a ecossistemas florestais.

A HEA ainda é um método que requer cautela ao usá-lo em novas aplicações, particularmente em locais com lesões multidimensionais. As bases teóricas são complexas e incluem muitos pressupostos econômicos e ecológicos que nem sempre são considerados na aplicação da metodologia. Embora o método tenha se mostrado útil nas negociações para liquidar os passivos de danos ambientais, muitas questões de validação permanecem (DESVOUSGES *et al.*, 2018).

No entanto, a responsabilização promovida pelos órgãos de fiscalização ocorre não só em áreas complexas ou de grande extensão. Por exemplo, numa amostra da atuação da Polícia Federal brasileira na repressão aos crimes ambientais no ano de 2010, detectou-se que em 22% dos casos sob apuração a área era menor que 1 (um) hectare, sendo que em 6% dos casos a área era menor que 0,1 hectare (MAGLIANO, 2013). Este cenário contendo casos relativamente mais simples é favorável para a experimentação gradual da HEA como metodologia institucional de valoração de danos ambientais.

Face às observações reunidas neste estudo, e diante do potencial da HEA para atendimento da legislação penal e cível nacional, julga-se oportuna e conveniente a avaliação empírica dos aspectos de operacionalidade, base científica e abrangência discutidos por Bezombes *et al.* (2017) pelas agências de aplicação da lei ambiental no Brasil.

5.8. Considerações finais sobre a HEA.

A Análise de Equivalência de Habitat tem sido empregada e normatizada como um método de valoração econômica de danos ambientais nos principais países que discutem o tema na União Europeia (EU, 2005) e nos Estados Unidos (NOAA, 1995) pelas características de simplicidade, transparência e equidade entre danos e compensações para a sociedade. Embora não seja uma técnica criada para valoração monetária de danos, fundamenta-se de princípios econômicos robustos, alcançando resultados confiáveis, quando apropriadamente empregada.

A habilidade de dimensionar os danos, inclusive os intercorrentes, com métrica simples e transparente é uma das virtudes da HEA. A incorporação dos valores de uso e não-uso e a possibilidade de mensurar o dano, sem exigir a pronta valoração econômica, são outras vantagens que diferenciam essa abordagem em relação aos demais métodos.

As desvantagens ou limitações de sua aplicação decorrem principalmente das exigências de rigor metodológico e do uso de base de dados consistente, sendo, portanto, mais dependentes dos esforços dos usuários em superá-las. No entanto, nem a HEA tampouco nenhum outro método é suficientemente completo e viável para descrever as inúmeras possibilidades de repercussão econômica de danos ambientais.

A fundamentação teórica, as etapas de aplicação e os cuidados no uso da metodologia estão sumariamente apresentados neste capítulo e devem servir de base para uma discussão aprofundada entre as agências de aplicação da lei ambiental no Brasil, visando quantificar e esclarecer a importância econômica dos danos ambientais no país.

Conforme discutido neste capítulo, a HEA deve ser avaliada empiricamente no Brasil, segundo os critérios de operacionalidade, base científica e abrangência. Esta análise poderá eventualmente confirmar o seu potencial para atendimento da legislação penal e cível nacional, recomendando-se sua utilização pelas agências de aplicação da lei ambiental, de forma experimental e nos casos de menor complexidade.

Capítulo 6

Redução de incertezas da HEA utilizando-se o NDVI

6.1. Princípio da utilização do NDVI

O último meio século sediou o desenvolvimento e uso de vários índices de vegetação obtidos por sensoriamento remoto. A premissa desses índices é que algumas combinações algébricas de bandas espectrais de sensoriamento remoto podem revelar informações valiosas como estrutura da vegetação, estado da cobertura vegetal, capacidade fotossintética, densidade e distribuição das folhas, conteúdo de água nas folhas, deficiências minerais e evidência de ataques de parasitas (JENSEN, 2007). A combinação algébrica de bandas espectrais deve, portanto, ser sensível a um ou mais desses fatores. Por outro lado, um bom índice de vegetação deve ser menos sensível a fatores que afetam a refletância espectral, como propriedades do solo, condições atmosféricas, iluminação solar e geometria de visualização do sensor (YENGOH *et al.*, 2015).

Uma das primeiras tentativas de separar a vegetação verde do solo usando a relação de refletância NIR / Vermelho foi realizada por Pearson e Miller em 1972. Desde então, muitos e variados índices de vegetação foram desenvolvidos, testados, modificados e usados para estudos relacionados à vegetação em todo o mundo (YENGOH *et al.*, 2015).

O índice de vegetação por diferença normalizada - NDVI (Equação 5) é a razão entre a diferença de refletância entre a banda correspondente ao infravermelho próximo (NIR) e a banda correspondente ao vermelho visível (RED), conforme sintetizado na Equação 5.

$$NDVI = (NIR - RED) / (NIR + RED) \quad [3]$$

O algoritmo NDVI aproveita o fato de que a vegetação verde reflete menos luz visível e mais NIR, enquanto a vegetação esparsa ou menos verde reflete uma porção maior do visível e menos próximo do infravermelho. O NDVI combina essas características de refletância em uma razão, sendo portanto um índice relacionado à capacidade fotossintética. O intervalo de valores obtidos é entre -1 e +1. Apenas valores positivos correspondem a zonas com vegetação. Quanto maior o índice, maior o teor de clorofila do alvo. O NDVI tem sido usado para identificar e interpretar uma série de métricas fenológicas que descrevem eventos periódicos do ciclo de vida das plantas e

como eles são influenciados por variações sazonais e interanuais no clima e no habitat (YENGOH *et al.*, 2015).

O potencial para o uso de NDVI como *proxy* para a produtividade do sítio (um dos indicadores do estado de degradação do sítio) é baseado em numerosos e rigorosos estudos que identificaram uma forte relação entre NDVI e NPP – Produção Primária Líquida *et al.* listados por Yengoh *et al.* (2015). Além das características geométricas, espaciais e espectrais do sensor e da imagem, outra consideração importante é o tempo de aquisição de tais dados (hora do dia ou estação em questão). Tais diferenças temporais podem originar alterações como sombras (dependendo da hora do dia) ou diferenças fenológicas (dependendo da época) que podem afetar a qualidade dos dados (YENGOH *et al.*, 2015).

A aplicação de índices de vegetação como indicador de degradação requer a adoção de método criterioso de análise, visando reduzir possíveis imprecisões. Meneses-Tovar (2011) enumeram recomendações para se utilizar dados de sensoriamento remoto e dados de campo, para monitoramento de degradação florestal. Como se trata de comparações de imagens, o primeiro cuidado é a utilização de imagens obtidas em uma mesma época do ano, visando a homogeneidade da qualidade da luz, geometria da observação e o comportamento sazonal da floresta. Aspectos fenológicos da vegetação e do volume de precipitação nos meses que antecedem a aquisição das imagens comparadas são fatores interferentes importantes. O uso de índice de vegetação para monitoramento requer a separação das oscilações sazonais do ecossistema das variações decorrentes de outros fatores.

Yengoh e colaboradores (2015) defendem que o NDVI, em condições particulares e apropriadas de uso, pode ser um indicador da ocorrência de espécies *et al.* e fornecer dados implícitos ou explícitos sobre a produtividade, composição, abundância e distribuição de indivíduos ou de associação de espécies. Os autores afirmam que a forte correlação do NDVI com a Produção Primária Líquida superficial o torna um indicador útil da resiliência do ecossistema. No entanto, a interpretação da recuperação da vegetação *vis-a-vis* a resiliência de tais sistemas deve ser abordada com cautela pois a estabilidade de tendências positivas na bio-produtividade (um aspecto da dinâmica dos ecossistemas que pode ser capturada pela análise de séries temporais de dados NDVI) pode não necessariamente representar a resiliência de tais sistemas, devido à perda de biodiversidade.

O sensor mais comumente utilizado na obtenção do NDVI em âmbito global é o sensor AVHRR a bordo dos satélites NOAA que, a depender da configuração, permite o monitoramento global diário (Land Long-Term Data Record -LTDR), com pixel de 5 km de resolução espacial. No entanto, para resolução espacial mais detalhadas, o sensor MODIS, a bordo dos satélites Terra e Aqua, oferece o NDVI calculado com resolução espacial de 250 metros, com intervalo de 16 dias (YENGOH *et al.*, 2015). Embora tais sensores sejam empregados para monitoramento de degradação ambiental em escala regional ou global, para as aplicações de avaliação do NDVI em locais de danos ambientais em florestas, será necessário a adoção de sensores com melhor resolução espacial, a depender das dimensões do sítio degradado.

A indisponibilidade de inventário florestais anteriores e posteriores ao dano ambiental dificulta quantificações precisas das perdas de bens, funções e serviços ecossistêmicos. A ausência de tais referências e metodologia adequada a caracterização dos danos ambientais tende a ser qualitativa, descritiva e subjetiva, prejudicando o dimensionamento de eventuais propostas de recuperação.

A literatura especializada confirma a possibilidade de uso de índices de vegetação baseados em sensoriamento remoto como estimadores da qualidade ambiental ou de serviços ecossistêmicos (AYANU *et al.*, 2012; FENG *et al.*, 2010; GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002; KONARSKA; SUTTON; CASTELLON, 2002a), muito embora Eigenbrod *et al.* (2010) alertem sobre as limitações de sua utilização, quando comparados com dados primários de biodiversidade, recreação e estoque de carbono em escala local.

As incertezas inerentes à Análise de Habitat Equivalente - HEA decorrem, dentre outros aspectos abordados no Capítulo 5, dos julgamentos profissionais sobre a linha de base, sobre a avaliação subjetiva dos resultados dos projetos de recuperação e compensação e a falta de medições objetivas que possibilitem validações externas (DESVOUSGES *et al.*, 2018). Kennedy e Cheong (2013) ressaltam que na prática, gerar valores confiáveis para bens e serviços ecossistêmicos específicos tem sido difícil e controverso. Parte disso decorre de persistentes dissidências intelectuais em relação à validade metodológica das técnicas de avaliação individual (por exemplo, pesquisas de avaliação contingente) e questões de desconto ou incerteza, bem como questões mais práticas, como a disponibilidade de dados suficientes. Ao avaliar grandes lesões, a avaliação pode ser ainda mais complicada.

O uso de índices de vegetação como *proxy* para a mensuração de serviços ecossistêmicos pode reduzir a subjetividade na análise dos danos ambientais. Os acervos de sensoriamento remoto permitem a verificação do estado do ecossistema antes da degradação, por meio do cálculo de índices de vegetação. A verificação da recuperação do ecossistema pode ser relacionada ao restabelecimento do índice de vegetação anterior ao dano, complementada por outras variáveis analisadas em campo.

Portanto, duas das importantes incertezas da abordagem de Análise de Habitat Equivalente, referentes à linha de base e à avaliação subjetiva da efetividade da compensação, podem ser atenuadas por meio do uso do NDVI (ou índices de vegetação derivados), complementadas por análise de peritos *in situ*. Essas duas variáveis são de extrema importância para se estimar o *status quo ante* (ou linha de base) e a constatação da recuperação, imprescindíveis para a aplicação da legislação ambiental.

Sensoriamento remoto é uma ferramenta comumente aplicada por especialistas em danos ambientais, potenciais usuários da HEA. O NDVI é método consolidado e em uso há mais de 40 anos, e as principais ferramentas computacionais de geoprocessamento oferecem aplicações para o cálculo automático do NDVI no processamento digital de imagens de satélite. Apesar do NDVI referir-se diretamente ao estado e exuberância da vegetação, a diversidade florística é um dos indicadores qualitativos da biodiversidade do ecossistema, que deve ser aferida em inspeções de campo. No entanto, a quantificação do dano e de sua reparação podem ser apoiadas pelo uso do NDVI na HEA.

6.2. Proposta de aplicação empírica do NDVI como apoio à HEA.

A fim de demonstrar experimentalmente o uso do índice de vegetação NDVI como parâmetro auxiliar para o estudo das linhas de base de áreas sob valoração por HEA, utilizaram-se os dados contidos no trabalho de Silva *et al.* (2017), que trata de relações ecológicas entre estratos de florestas em processo de recuperação após mineração de bauxita.

O referido estudo foi realizado em três florestas que estão em processo de recuperação após a mineração de bauxita, no município de Descoberto - MG. O processo de recuperação ocorreu por meio de plantio de mudas de espécies arbóreas em área total. Uma das florestas avaliadas, denominada “A1”, está localizada no mesmo município, nas

coordenadas geográficas (21°25'42"S e 42°56'07"W), situada na Zona da Mata de Minas Gerais. A Figura 6 ilustra a situação antes e após a revegetação, por meio de imagens de alta resolução disponíveis no aplicativo Google Earth PRO.



Figura 6: Aspecto da área durante a mineração e após a recomposição florestal

Não constam no artigo detalhes precisos sobre a cronologia da retirada da floresta para mineração e da posterior recomposição florestal. Utilizou-se para tanto, histórico de imagens em acervos do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, que disponibilizou as imagens listadas na Tabela 3, empregadas nesta demonstração.

Tabela 3: Imagens de satélites utilizadas no cálculo do NDVI.

SATÉLITE/SENSOR	DATA	RESOLUÇÃO ESPACIAL	BANDAS
LANDSAT_5_TM	06/07/2003	30 metros	3-RED: 0,63 - 0,69 μm 4-NIR: 0,76 - 0,90 μm
LANDSAT_5_TM	28/08/2005	30 metros	3-RED: 0,63 - 0,69 μm 4-NIR: 0,76 - 0,90 μm
LANDSAT_5_TM	12/07/2011	30 metros	3-RED: 0,63 - 0,69 μm 4-NIR: 0,76 - 0,90 μm
CBERS_4_MUX	25/12/2014	20 metros	7-RED: 0,63 - 0,69 μm 8-NIR: 0,77 - 0,89 μm
CBERS_4_MUX	27/05/2017	20 metros	7-RED: 0,63 - 0,69 μm 8-NIR: 0,77 - 0,89 μm

Para a Floresta A1, foram comparadas imagens dos anos de 2003, 2005, 2011, 2014 e 2017. Para todas essas cenas foram produzidas imagens com o índice de vegetação por diferença normalizada – NDVI que, após recortadas, tiveram seus dados estatísticos resumidos em arquivos exportados pelo *software* de geoprocessamento QGIS (versão 3.6.3). Os dados de NDVI máximo, mínimo e médio, além de outros parâmetros estatísticos, foram inseridos em planilha eletrônica para elaboração da Figura 8, que ilustra a variação do NDVI. Amostras dos resultados dos processamentos são

apresentados na Figura 7, para os anos de 2003 (antes do desflorestamento), 2011 (durante a mineração) e 2017 (após o reflorestamento da área).

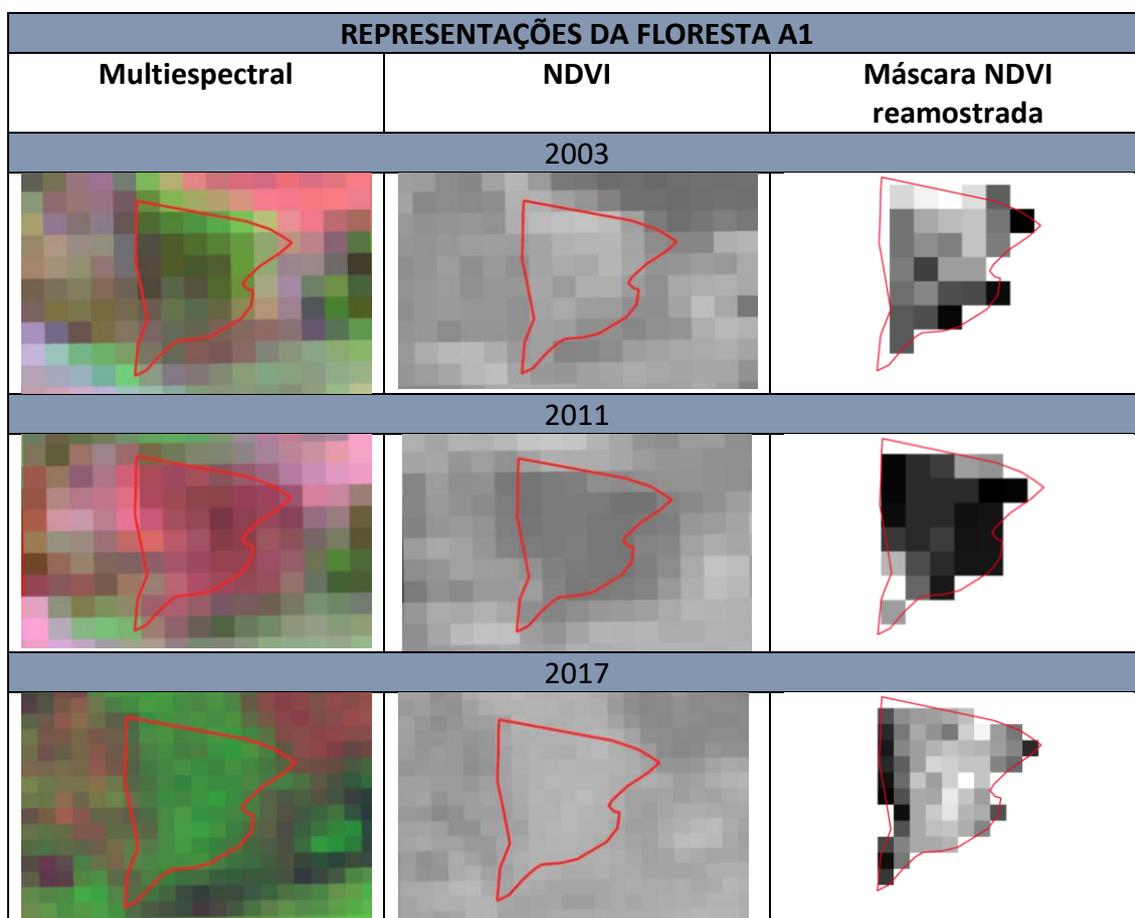


Figura 7: Representações da Floresta A1 com imagens multiespectrais, imagem NDVI e máscara reamostrada do NDVI.

Os resultados NDVI exportados pelo software QGis apresentam valores máximos, mínimos e médios do índice de vegetação. Esses resultados tiveram sua distribuição reamostrada entre os 256 níveis de cinza (sem alteração do valor do NDVI), para realçar o contraste entre os níveis de NDVI dos pixels presentes no polígono da floresta (máscara NDVI reamostrada).

A variação do NDVI na Figura 8 indica que o NDVI médio estava em torno de 0,4 em 2003, caindo para praticamente zero em 2011, durante a atividade de mineração na área. Em 2014, após o reflorestamento, o NDVI médio superou o índice de 2003, voltando a cair para tais níveis em 2017.

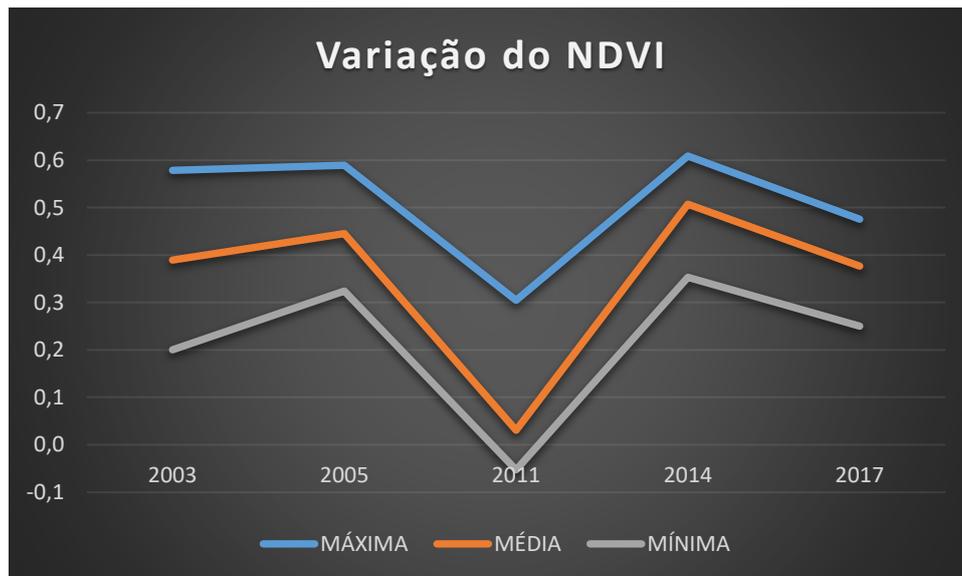


Figura 8: Variação do NDVI nas imagens de satélite da Floresta A1.

O valor médio do NDVI pode ser considerado um parâmetro quantitativo objetivo acerca da exuberância da cobertura vegetal presente na área, no momento da tomada da imagem satelital. A curva da variação do NDVI da Figura 8 se assemelha à curva contida na Figura 4 (Capítulo 5). A similaridade com a curva da linha de base da HEA é um indicador do potencial de uso do NDVI como substituto da análise subjetiva acerca da intensidade da perda de serviços ecossistêmicos. No entanto, devem ser consideradas diversas premissas antes de se adotar o NDVI como parâmetro de cálculo de perdas de serviços.

Um primeiro exemplo é apresentado na própria Figura 8 e demais informações do caso proposto. A queda do NDVI parece não estar associada a perdas de florestas, haja vista o aspecto exuberante da vegetação em 2017, apresentado na Figura 6. As datas de imageamento em 2014 e 2017 provavelmente expliquem a queda do NDVI, uma vez que em 2014, a imagem foi obtida em dezembro, período tipicamente chuvoso, enquanto a de 2017 foi capturada em junho, período de estiagem. O NDVI é bastante sensível a esse fator, conforme ressalta Yengoh *et al.* (2015). Outro fator que pode interferir na análise é a geometria do imageamento, em relação à resolução espacial, delimitação de bordas, efeito de sombras, dentre outros. Imagens de média ou baixa resolução espacial tendem a não distinguir estradas, pequenas massas d'água e outras benfeitorias que possuem contribuem para a redução do NDVI (KONARSKA; SUTTON; CASTELLON, 2002b).

É fundamental conhecer detalhadamente a cronologia dos eventos sobre a área examinada, especialmente se ocupada historicamente por atividades agrosilvopastoris, cuja dinâmica de cobertura do solo pode variar mais de uma vez por ano. Para o caso de áreas com florestas primárias submetidas a alguma forma de supressão, o procedimento deve adotar como referência o período mais recente em que a área possuía cobertura florestal nativa.

Este tipo de abordagem deve, impreterivelmente, ser acompanhada de análises em campo, a fim de identificar a diversidade de espécies, potencial de atração ou abrigo de fauna, presença de espécies agrícolas anuais consorciadas (que elevam temporariamente o NDVI), detalhamento da ocupação da área, e outras informações não perceptíveis em imagens de satélites. A utilização de sensores com maior capacidade de distinção de alvos ou de densidade e diversidade de espécies vegetais (p.ex LIDAR - *Laser Imaging Detection And Ranging*) contribuirá para o aperfeiçoamento desta abordagem.

Análises geoestatísticas sobre distribuição espacial dos diferentes níveis de NDVI ao longo da área sob exame podem auxiliar no julgamento sobre a qualidade da recuperação em pontos mais sensíveis. Tais análises, em sequências temporais da evolução do NDVI, podem indicar áreas com danos permanentes ou de improvável recuperação espontânea, que devem ser compensadas por outras alternativas.

A proposta de utilização do NDVI como fator de redução da subjetividade da análise da linha de base e da perda quantitativa de serviços ecossistêmicos deve ser objeto de mais testes e pesquisas, a fim de comprovar a viabilidade e os limites de aplicação da fusão de duas técnicas consolidadas na literatura internacional e úteis na valoração econômica de danos ambientais.

Considerações Finais

Em muitas circunstâncias, a percepção de valor surge com mais clareza com a perda irreversível da utilidade de um benefício, especialmente quando seus substitutos não são perfeitos, são de difícil aquisição, ou simplesmente não existem.

O valor do patrimônio natural tem recebido crescente atenção devido à constatação de que a busca por benefícios substitutos não será fácil, nem acessível e, em muitos casos, sequer possível. Todo o esforço mundial para a criação de regras de uso do patrimônio natural visa conservar seu valor, ainda que nem todos compreendam os riscos e os custos da perda dos seus serviços de provisão, de regulação, de suporte e culturais.

Os princípios do poluidor-pagador e do usuário-pagador referem-se respectivamente ao caráter punitivo-reparador e ao caráter indenizatório-regulador em relação ao uso do patrimônio natural. Para a aplicação do princípio do poluidor-pagador, a legislação penal brasileira determinou que as perdas de utilidade, ou os danos ao patrimônio natural fossem convertidas em valores monetários, a fim de tornar mais compreensível a dimensão comparativa do dano e a proporcionalidade da sanção penal.

Esta Tese buscou identificar métodos apropriados para a valoração econômica de danos ao meio ambiente a fim de que as decisões judiciais de indenização em questões ambientais tenham um parâmetro econômico equivalente aos danos causados, possibilitando maior efetividade na responsabilização, reparação e prevenção de danos ambientais.

A fundamentação conceitual e teórica e a experiência internacional na aplicação de valoração de danos ambientais permitiram realizar uma análise crítica sobre seus atributos de operacionalidade, rigor científico e abrangência. Nem todos os métodos desenvolvidos para valoração dos serviços ecossistêmicos são aplicáveis à valoração dos danos a esses serviços. Todos os métodos estão sujeitos a vieses e imperfeições e nenhum alcançará em sua plenitude os referidos atributos. A escolha do método dependerá da finalidade de sua aplicação, da complexidade do dano e das características de uso e de importância do serviço lesado, atribuídas pelas pessoas e pelo elementos do ecossistema.

Visando manter a integralidade do patrimônio ambiental, um atributo prioritário é a abrangência ou completude do método de valoração do dano. O Método de Valoração Contingente é reconhecido como o mais abrangente, e de melhor embasamento teórico, a despeito de sua baixa operacionalidade e de diversos vieses na interpretação

dos resultados. Recentes discussões sobre o método de Análise de Equivalência de Habitat – HEA favorecem seu atributo de abrangência por também abordar os valores de uso e não-uso. Embora careça de maior escrutínio científico, a HEA é bem avaliada no critério de operacionalidade, o que favoreceu a adoção de seus princípios na legislação norte-americana e europeia.

As potencialidades e limites da aplicação da HEA no Brasil foram discutidos neste estudo, reconhecendo-se a oportunidade e conveniência da avaliação empírica dos aspectos de operacionalidade, base científica e abrangência pelas agências brasileiras de aplicação da lei ambiental.

As implicações deste estudo à persecução penal de crimes contra o meio ambiente e à política ambiental no Brasil gravitam em torno das conclusões a seguir, relacionadas aos objetivos desta Tese:

I. a existência e aplicabilidade de métodos de valoração econômica já permitem a sua inclusão na perícia de constatação do dano ambiental exigida na lei penal. A valoração dos danos de redução, degradação ou inutilização de serviços ecossistêmicos poderá ser composta pela soma dos custos de reposição e compensação (calculados pela HEA, por exemplo), do valor monetário do estoque sacrificado e dos custos de análise e perícia do dano. Outros métodos de valoração podem ser mais adequados que a HEA em contextos específicos.

II. o aprimoramento dos procedimentos de valoração econômica trará melhor compreensão do Judiciário e da sociedade sobre o significado dos danos ambientais na redução do patrimônio natural e de seus benefícios. Sanções penais e cíveis balizadas por valores monetários, a serem convertidos posteriormente em projetos de recomposição ambiental, induzem maior responsabilidade dos potenciais poluidores e das autoridades ambientais, favorecendo a redução de danos e a sustentabilidade.

III. grandes desastres como o rompimento da Barragem de Fundão, em Mariana-Minas Gerais, em 2015, não foram suficientes para mobilizar uma discussão nacional sobre o valor das perdas de utilidade e bem-estar provido pelo capital natural. A falta de clareza na atribuição de competências e a falta de iniciativas para a valoração econômica do dano ambiental levaram à duplicidade de esforços no âmbito judicial e à composição de acordos que não demonstram segurança sobre a efetiva recomposição e compensação dos danos ambientais.

IV. o panorama internacional sobre a utilização de valoração econômica de danos ambientais revela o maior amadurecimento normativo das nações desenvolvidas, notadamente Estados Unidos e na Comunidade Europeia. As exigências legais dos países que buscam a reparação integral dos danos remetem à possibilidade de uso da HEA que, sob certas circunstâncias e rigor metodológico, podem compensar inclusive os danos intercorrentes entre o incidente e a plena recomposição. O Brasil pode se beneficiar da experiência internacional em relação aos parâmetros exigidos dos métodos de valoração.

V. a utilização da HEA em casos mais simples possibilita sua experimentação gradual como metodologia institucional de valoração econômica de danos ambientais. No entanto, é imprescindível o conhecimento de suas bases teóricas e seus limites de aplicação, bem como a necessidade de rigor metodológico para a obtenção de resultados válidos. Nos danos mais complexos, que ocorrem de forma menos frequente, outros métodos podem ser mais adequados que a HEA ou podem complementá-la.

VI. o índice do vegetação NDVI pode ser utilizado como redutor da subjetividade da análise da HEA, de forma a contribuir para a melhor definição do estado prévio da área degradada (linha de base) e da quantificação da redução de serviços ecossistêmicos, de forma complementar à inspeção de campo. A proposta metodológica sugerida nesta Tese deve ser objeto de mais testes e pesquisas, a fim de comprovar a viabilidade e os limites de aplicação. A fusão de duas técnicas consolidadas na literatura internacional, HEA e NDVI, pode ser útil na valoração econômica de danos ambientais.

Ao se quantificar economicamente o valor do capital natural, por meio da adoção de metodologia de valoração de danos ambientais, o país poderá se beneficiar da redução da incidência de danos, de melhores decisões sobre investimentos e licenciamento de atividades poluidoras e da formação de fundos de compensação monetária destinados às ações estratégicas de recuperação do patrimônio ambiental brasileiro.

Referências

- ADAMOWICZ, W. L. V. et al. Valuation Methods. In: STAHL JR., R. G. ET AL. (Ed.). . **Valuation of Ecological Resources_ Integration of Ecology and Socioeconomics in Environmental Decision Making**. 1st. ed. Pensacola: CRC Press, 2007. v. 1p. 216.
- ALBUQUERQUE, G. DA R. Estruturas de financiamento aplicáveis ao setor de saneamento básico. **BNDES Setorial**, v. 34, p. 45–94, 2011.
- ALLEN, D. P.; CHAPMAN, D. J.; LANE, D. Scaling Environmental Restoration to Offset Injury Using Habitat Equivalency Analysis. In: BRUINS, R. J. F.; HEBERLING, M. T. (Eds.). . **Economics and ecological risk assessment: applications to watershed management**. 1st. ed. Washington, D.C.: CRC Press, 2005. p. 156–175.
- ALLEN, M.; HALL, R.; LAZEAR, V. **Reference Guide on Estimation of Economic Damages**. Washington, D.C.: National Academies Council, 2011.
- ARAUJO, C. et al. Property rights and deforestation in the Brazilian Amazon. **Ecological Economics**, v. 68, n. 8–9, p. 2461–2468, 2009.
- ARAUJO, R. C. Procedimentos Prévios para Valoração Econômica do Dano Ambiental em Inquérito Civil Público. 2003.
- AYANU, Y. Z. et al. Quantifying and mapping ecosystem services supplies and demands: A review of remote sensing applications. **Environmental Science and Technology**, v. 46, n. 16, p. 8529–8541, 2012.
- BARTZ, R.; HEINK, U.; KOWARIK, I. Proposed Definition of Environmental Damage Illustrated by the Cases of Genetically Modified Crops and Invasive Species. **Conservation Biology**, v. 24, n. 3, p. 675–681, 2009.
- BDMG, B. DE D. DE M. G. **EDITAL DE HABILITAÇÃO PROGRAMA DE COLETA E TRATAMENTO DE ESGOTO E DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS**. Disponível em: <<https://www.bdmg.mg.gov.br/Negocios/Documents/EDITAL - BDMG Renova.pdf>>.
- BELCHIOR, G. P. N.; PRIMO, D. D. A. S. A responsabilidade civil por dano ambiental e o caso Samarco: desafios à luz do paradigma da sociedade de risco e da complexidade ambiental. **Revista Jurídica da Faculdade 7 de setembro**, v. 13, n. 1, p. 10–30, 2016.
- BEZOMBES, L. et al. Ecological Equivalence Assessment Methods: What Trade-Offs between Operationality, Scientific Basis and Comprehensiveness? **Environmental Management**, v. 60, n. 2, p. 216–230, 10 ago. 2017.
- BISHOP, R. C. et al. Putting a value on injuries to natural assets: The BP oil spill. **Science**, v. 356, n. 6335, p. 253–254, 2017.
- BOITHIAS, L. et al. Science of the Total Environment Analysis of the uncertainty in the monetary valuation of ecosystem services — A case study at the river basin scale. **Science of the Total Environment, The**, v. 543, p. 683–690, 2016.
- BRASIL. LEI Nº 6.938, DE 31 DE AGOSTO DE 1981. . 1981, p. 24.
- BRASIL. LEI Nº 9.605, DE 12 DE FEVEREIRO DE 1998. . 1998, p. 16.
- BROWN, C. et al. Measuring Ecosystem Services: Guidance on developing ecosystem service indicators. **Unep-Wcmc**, p. 72, 2014.
- CARDOSO, A. A degradação ambiental e seus valores econômicos associados. n. 1, 2003.

- CARMO, F. F. DO et al. Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 3, p. 145–151, 2017.
- CASTRO, J. C. DE. **A influência dos sistemas de gestão ambiental baseados na ISO 14001 no valor de mercado das empresas brasileiras com ações negociadas na Bovespa** Joaquim Camilo de Castro Brasília – DF. [s.l.] Universidade de Brasília, 2006.
- CASTRO, J. D. B. **Usos E Abusos Da Valoração Econômica Do Meio Ambiente: Ensaio Sobre Aplicações De Métodos De Função Demanda No Brasil**. [s.l.] Universidade de Brasília, 2015.
- CHAPMAN, D.; LEJEUNE, K. Review Report on Resource Equivalence Methods and Applications. p. 38, 2007a.
- CHAPMAN, D.; LEJEUNE, K. **Resource Equivalency Methods for Assessing Environmental Damage in the EU**. [s.l.: s.n.].
- CONCAUMA, C. N. DOS C. DE A. O. DAS P. DE U. E M. A. **RELATÓRIO FINAL DO GRUPO DE TRABALHO DE VALORAÇÃO DO DANO AMBIENTAL - MPSP**. São Paulo: [s.n.]. Disponível em: <http://www.mpsp.mp.br/portal/page/portal/cao_urbanismo_e_meio_ambiente/relatório_final_-_retificado_0.pdf>.
- CORRÊA, R. S.; SOUZA, A. N. Valoração de danos indiretos em perícias ambientais. **Revista Brasileira de Criminalística**, v. 2, n. 1, p. 7–15, 2013.
- COSTANZA, R. et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, n. 6630, p. 253–260, 1997.
- COSTANZA, R. et al. The Perfect Spill : Solutions for Averting the Next Deepwater Horizon. v. 1, p. 17–20, 2010.
- COTRIM, J. Modelos de Valoração Econômica de Danos Ambientais a partir de um estudo de caso. **PIBIC Mackenzie/MackPesquisa**, v. 23, 2015.
- CROOKES, D.; DE WIT, M. Environmental economic valuation and its application in environmental assessment: an evaluation of the status quo with reference to South Africa. **Impact Assessment and Project Appraisal**, v. 20, n. 2, p. 127–134, jun. 2002.
- DESVOUSGES, W. H. et al. Measuring Natural Resource Damages with Contingent Valuation: Tests of Validity and Reliability. In: HAUSMAN, J. A. (Ed.). **Contingent Valuation. A critical assessment**. Amsterdam: North Holland Press, 1993. p. 516.
- DESVOUSGES, W. H. et al. Habitat and Resource Equivalency Analysis: A Critical Assessment. **Ecological Economics**, v. 143, p. 74–89, 2018.
- DIAMOND, P. A.; HAUSMAN, J. A. Contingent Valuation: Is Some Number Better than No Number? **The Journal of Economic Perspectives**, v. 8, n. 4, p. 45–64, 1994.
- DORNELAS, R. S. et al. Ações Civis Públicas e Termos de Ajustamento de Conduta no caso do desastre ambiental da Samarco: considerações a partir do Observatório de Ações Judiciais. In: MILANEZ, B.; LOSEKAN, C. (Eds.). **Desastre no Vale do Rio Doce: antecedentes, impactos e ações sobre a destruição**. Rio de Janeiro: Folio Digital: Letra e Imagem, 2016. p. 222.
- DUNFORD, R. W.; GINN, T. C.; DESVOUSGES, W. H. The use of habitat equivalency analysis in natural resource damage assessments. **Ecological Economics**, v. 48, n. 1, p.

49–70, 2004.

EIGENBROD, F. et al. The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services. **Journal of Applied Ecology**, v. 47(2), p. 377–385, 2010.

EISENBERG, T. Remedies and Damages : Legal Aspects. In: WRIGHT, J. D. (Ed.). . **International Encyclopedia of Social & Behavioral Sciences**. Second Edi ed. Orlando, FL.: Elsevier, 2015. v. 20p. 413–418.

EMBRAPA. **Avaliação dos impactos causados ao solo pelo rompimento de barragem de rejeito de mineração em Mariana, MG: Apoio ao plano de recuperação agropecuária** Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. [s.l: s.n.].

ENGLISH, E.; PETERSON, C.; VOSS, C. Ecology and economics of compensatory restoration. **Report, NOAA Coastal Response Research Center**, p. 1–193, 2009.

EPA. **Superfund Cost Recovery**. Disponível em: <<https://www.epa.gov/enforcement/superfund-cost-recovery>>. Acesso em: 6 jun. 2019.

EU. Environmental liability directive (eld). 2005.

EU, E. U. Directiva 2004/35/CE relativa à responsabilidade ambiental em termos de prevenção e reparação de danos ambientais. . 2004, p. 15.

EUROPE, C. OF. Convention on Civil Liability for Damage Resulting from Activities Dangerous to the Environment (*). **European Treaty Series**, v. 150, n. 1, p. 16, 1993.

EUROPEAN COMMISSION. Directive 2004/35/CE of the european parliament and of the council. . 2006, p. 1–1.

EUROPEAN COMMISSION, E. **Environmental Liability Directive: Training Handbook and Accompanying Slides**. 1st. ed. London: European Commission, 2013. v. 4059

FAO. **Global Forest Resources Assessment 2015**. 2nd. ed. Rome, Italy: [s.n.]. v. 352

FENG, X. et al. Remote sensing of ecosystem services: An opportunity for spatially explicit assessment. **Chinese Geographical Science**, v. 20, n. 6, p. 522–535, 2010.

FERNANDES, G. W. et al. Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. **Natureza e Conservacao**, v. 14, n. 2, p. 35–45, 2016.

FREEMAN, A. M.; HERRIGES, J. A.; KLING, C. L. **The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods**. 3rd. ed. London: [s.n.]. v. 1

FREITAS, V. P. DE. Perícia como requisito para a execução da Justiça ambiental. **Consultor Jurídico**, p. 1–9, out. 2006.

FRENCH, D. A. **Environmental Damage in International and Comparative Law: Problems of Definition and Valuation - Review** **Journal of Environmental Law**, 2004.

FRIEHE, T.; LANGLAIS, E. Prevention and cleanup of dynamic harm under environmental liability. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 83, p. 107–120, 2017.

FÜHRER, E. Forest functions, ecosystem stability and management. **Forest Ecology and Management**, v. 132, p. 29–38, 2000.

FUNDAÇÃO RENOVA. **Atualização do Plano de Recuperação Ambiental**

Integrado. Belo Horizonte: [s.n.].

FUNDAÇÃO RENOVA. **Relatório da Administração 2017 Relatório do auditor independente sobre as demonstrações financeiras.** Belo Horizonte: [s.n.]. Disponível em: <http://www.fundacaorenova.org/wp-content/uploads/2018/05/demonstracoes-financeiras_-2017_renova.pdf>.

GARCIA, L. C. et al. Brazil's worst mining disaster: Corporations must be compelled to pay the actual environmental costs: Corporations. **Ecological Applications**, v. 27, n. 1, p. 5–9, 2017.

GASTINEAU, P.; TAUGOURDEAU, E. Compensating for environmental damages. **Ecological Economics**, v. 97, p. 150–161, 2014.

GESTA/UFMG. **Parecer sobre o Cadastro Integrado do Programa de Levantamento e Cadastro dos Impactados (PLCI) elaborado pelas empresas Samarco e Synergia Consultoria Ambiental Parecer sobre o Cadastro Integrado do Programa de Levantamento e Cadastro dos Impactados (. [s.l: s.n.]**.

GFT, G. F. T. **Avaliação dos efeitos e desdobramentos do rompimento da Barragem de Fundão em Mariana - MGSecretaria de Estado de Desenvolvimento Regional, Política Urbana e Gestão Metropolitana - Grupo da Força-Tarefa.** [s.l: s.n.]. Disponível em: <http://www.urbano.mg.gov.br/images/NOTICIAS/2016/relatorio_final.pdf>.

GOLDER ASSOCIATES. **Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo Sistema de Água e Sedimentos.** Belo Horizonte: [s.n.].

GOULDER, L.; KENNEDY, D. Interpreting and estimating the value of ecosystem services. In: KAREIVA, P. et al. (Eds.). . **Natural Capital: Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services.** 1st. ed. New York: Oxford University Press, 2011. p. 15–32.

GROOT, R. S. DE; WILSON, M. A.; BOUMANS, R. M. J. A typology for the classification , description and valuation of ecosystem functions , goods and services. **Ecological Economics**, v. 41, p. 393–408, 2002.

HUETE, A. et al. MODIS Vegetation Indices. In: RAMACHANDRAN, B.; JUSTICE, C. O.; MICHAEL J. AB (Eds.). . **Remote Sensing and Digital Image Processing, vol. 11.** New York, NT: Springer, 2010. p. 894.

HUPFFER, H. M. et al. Responsabilidade civil do Estado por omissão estatal. **Revista Direito GV**, v. 8, n. 1, p. 109–129, 2012.

IBA, I. B. DE Á. **Sumário Executivo 2018.** [s.l: s.n.].

IBAMA. **Modelo de valoração econômica dos impactos ambientais em unidades de conservação.** Rio de Janeiro: [s.n.].

IBAMA. **Laudo Técnico Preliminar.** [s.l: s.n.]. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/phocadownload/barragemdefundao/laudos/laudo_tecnico_pr_eliminar_Ibama.pdf>.

IRIMIE, D. L.; ESSMANN, H. F. Forest property rights in the frame of public policies and societal change. **Forest Policy and Economics**, v. 11, n. 2, p. 95–101, 2009.

ISE, T. et al. Comparison of modeling approaches for carbon partitioning: Impact on estimates of global net primary production and equilibrium biomass of woody vegetation from MODIS GPP. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 115, n. 4, p.

1–11, 2010.

JENSEN, J. R. **Remote Sensing of the Environment: An Earth Resource Perspective**. Upper Saddle River, NJ.: ; Prentice-Hall, Inc., 2007.

JOHNS, H.; COX, J. Resource Equivalency Methods for Assessing Environmental Damage in D6B : Use of Resource Equivalency Methods in Environmental Damage Assessment in the EU With Respect to the Habitats , Wild Birds and EIA Directives. 2007.

JONES, C. A.; PEASE, K. A. RESTORATION-BASED COMPENSATION MEASURES IN NATURAL RESOURCE LIABILITY STATUTES. v. XV, n. October, 1997.

JUHASZ, A. BP Owes \$ 192 Billion for Gulf Oil Disaster , Not \$ 15 Billion Settlement It ' s Seeking. p. 2–7, 2012.

KASKANTZIS, G. N. Análise do Habitat Equivalente Acoplada a Classificação Não Supervisionada de Imagens de Satélite de Alta Resolução para Avaliação Quantitativa de Vazamentos de Petróleo. n. May, 2006.

KENNEDY, C. J.; CHEONG, S. Lost ecosystem services as a measure of oil spill damages : A conceptual analysis of the importance of baselines. v. 128, 2013.

KING, D. M. **Comparing Ecosystem Services and Values.pdf**National Oceanic and Atmospheric Administration, Damage Assessment and Restoration Program, , 1997.

KING, D. M.; ADLER, K. J. **Scientifically Defensible Compensation Ratios for Wetland Mitigation**. Washington, D.C.: [s.n.]. Disponível em: <[https://training.fws.gov/courses/csp/csp3132/resources/EvaluationMethodologies/HabitatEquivalencyAnalysis\(HEA\)/KingandAdler1991.pdf%0A%0A](https://training.fws.gov/courses/csp/csp3132/resources/EvaluationMethodologies/HabitatEquivalencyAnalysis(HEA)/KingandAdler1991.pdf%0A%0A)>.

KLING, C. L.; PHANEUF, D. J.; ZHAO, J. From Exxon to BP: Has Some Number Become Better than No Number? **Journal of Economic Perspectives**, v. 26, n. 4, p. 3–26, 2012.

KOHLER, K. E.; DODGE, R. E. Visual HEA : Habitat Equivalency Analysis software to calculate compensatory restoration following natural resource injury. **10th Internatioonal Corel Reef Symposium**, v. 1616, p. 1611–1616, 2006.

KONARSKA, K. M.; SUTTON, P. C.; CASTELLON, M. The Dynamics and Value of Ecosystem Services: Integrating Economic and Ecological Perspectives: Evaluating scale dependence of ecosystem service valuation: a comparison of NOAA-AVHRR and Landsat TM datasets. **Ecological Economics**, v. 41, p. 491–507, 2002a.

KONARSKA, K. M.; SUTTON, P. C.; CASTELLON, M. Evaluating scale dependence of ecosystem service valuation : a comparison of NOAA-AVHRR and Landsat TM datasets. v. 41, p. 491–507, 2002b.

LEE, Y. G.; GARZA-GOMEZ, X.; LEE, R. M. Horizon Oil Spill Ultimate Costs of the Disaster : p. 69–79, 2018.

LIU, D.; ZHU, L. Assessing China ' s legislation on compensation for marine ecological damage : A case study of the Bohai oil spill \$. **Marine Policy**, v. 50, p. 18–26, 2014.

LOPES, C. P.; RIBEIRO, C. J. O PAPEL DA AVALIAÇÃO DE IMPACTO AMBIENTAL PARA ADOÇÃO DE MEDIDAS COMPENSATÓRIAS. **Revista de Direito Ambiental e Socioambientalismo**, v. 2, n. 1, p. 22, 2016.

LUBCHENCO, J. et al. BP Deepwater Horizon Oil Budget: What Happened To the Oil? *Noaa Usgs*, p. 1, 2010.

MACALISTER, E. AND P.; CONSULTANCY, E. FOR THE E. **Study on the Valuation and Restoration of Biodiversity Damage for the Purpose of Environmental Liability** European Commission Directorate-General Environmnet. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <http://ec.europa.eu/environment/legal/liability/pdf/biodiversity_annexes.pdf>.

MAGLIANO, M. M. **VALORAÇÃO ECONÔMICA EM LAUDOS PERICIAIS DE CRIMES CONTRA O MEIO AMBIENTE**. [s.l.] Universidade Federal de Santa Catarina, 2013.

MARCELINO, A. et al. **Proposta de critério para valoração monetária de danos causados por derrames de petróleo ou de seus derivados no ambiente marinho**. São Paulo: [s.n.]. Disponível em: <http://www.site.mppr.mp.br/arquivos/File/bacias_hidrograficas/3_Doutrina/Artigo_Ambiental_Valoracao_Modelo_Cetesb.pdf>.

MARTIN-ORTEGA, J.; BROUWER, R.; AIKING, H. Application of a value-based equivalency method to assess environmental damage compensation under the European Environmental Liability Directive. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 6, p. 1461–1470, 2011.

MAZZOTTA, M. J.; OPALUCH, J. J.; GRIGALUNAS, T. A. Natural Resource Damage Assessment: The Role of Resource Restoration. **Natural Resources Journal**, v. 34, n. Winter 1994, p. 153–178, 1994.

MEA, M. E. A. Concepts of ecosystem value and valuation approaches, Ecosystems and Human Well-Being. A Framework for In: **Millenium Ecosystem Assessment**. Washington, D.C.: Island Press, 2005. p. 127–147.

MENESES-TOVAR, C. L. NDVI as indicator of degradation. **Unasyuva**, v. 62, n. 238, p. 39–46, 2011.

MILARÉ, É. **Direito do ambiente: a gestão ambiental em foco**. 7a. ed. ed. São Paulo: Revista dos Tribunais, 2011.

MILON, J. W.; DODGE, R. E. Applying habitat equivalency analysis for coral reef damage assessment and restoration. **Bulletin of Marine Science**, v. 69, n. 2, p. 975–988, 2001.

MIRANDA, L. S.; MARQUES, A. C. Hidden impacts of the Samarco mining waste dam collapse to Brazilian marine fauna - an example from the staurozoans (Cnidaria). **Biota Neotropica**, v. 16, n. 2, 2016.

MIURA, S. et al. Protective functions and ecosystem services of global forests in the past quarter-century. **Forest Ecology and Management**, v. 352, p. 35–46, 2015.

MOTA, J. A.; BURSZTYN, M. O Valor da Natureza como Apoio à Decisão Pública. **Revista Paranaense de Desenvolvimento**, v. 34, n. 125, p. 39–56, 2013.

MOTTA, R. S. **Manual para Valoração Econômica de Recursos Ambientais**. 1ª ed. Rio de Janeiro: IPEA/MMA/PNUD/CNPq, 1997.

MPF, M. P. F. **Valoração de danos em matéria de meio ambiente e patrimônio cultural**. Brasília: [s.n.]. Disponível em: <<http://www.mpf.mp.br/atuacao-tematica/ccr4/dados-da-atuacao/publicacoes/roteiros-da-4a->

ccr/copy2_of_14_006_dia_mundial_do_meio_ambiente_2_Livreto_ONLINE_CCR4_101.pdf>.

MPF, M. P. F. **Ação Civil Pública da Força Tarefa Rio Doce - MPF** Belo Horizonte, 2016. Disponível em: <<http://www.mpf.mp.br/es/sala-de-imprensa/docs/acp-ft-rio-doce-mpf.pdf/view>>

MPMG. **Caso Samarco: Relatório de Atividades da Força-Tarefa do MPMG**. Belo Horizonte: [s.n.]. Disponível em: <<https://www.mpmg.mp.br/comunicacao/noticias/mpmg-apresenta-relatorio-de-atuacao-na-area-ambiental-um-ano-apos-o-desastre-de-mariana.htm#.W1DxaNJKjIU>>.

NOAA. **Habitat Equivalency Analysis: An Overview**. [s.l: s.n.].

NOAA. **Discounting and the treatment of uncertainty in natural resource damage assessment**. [s.l: s.n.].

NOAA. **National Oceanic and Atmospheric Administration - Deepwater Horizon/BP Oil Spill: Size and Percent Coverage of Fishing Area Closures Due to BP Oil Spill**. Disponível em: <http://sero.nmfs.noaa.gov/deepwater_horizon/size_percent_closure/index.html>.

NOAA. **Deepwater Horizon Oil Spill: Final Programmatic Damage Assessment and Restoration Plan and Final Programmatic Environmental Impact Statement. Chapter 4. Injury to Natural Resources**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <http://www.gulfspillrestoration.noaa.gov/sites/default/files/wp-content/uploads/Front-Matter-and-Chapter-1_Introduction-and-Executive-Summary_508.pdf>.

NOGUEIRA, J. M. et al. VALORAÇÃO ECONÔMICA DO MEIO AMBIENTE : CIÊNCIA OU INTRODUÇÃO Em seu manual sobre valoração econômica do meio ambiente , Motta (1998) destaca que “(c) ada vez mais gestores ambientais , estudantes ... e outros profissionais da área ambiental encontram-. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, v. 17, n. 2, p. 81–115, 2000.

NOGUEIRA, J. M. **Valoração Econômica – Potencialidades e Limites**. Brasília Universidade de Brasília, , 2011.

NRC, N. R. C.-. **Approaches for Ecosystem Services Valuation for the Gulf of Mexico After the Deepwater Horizon Oil Spill**. Washington, D.C.: National Academies Press, 2012.

OFIARA, D. D. Natural resource damage assessments in the United States: Rules and procedures for compensation from spills of hazardous substances and oil in waterways under US jurisdiction. **Marine Pollution Bulletin**, v. 44, n. 2, p. 96–110, 2002.

ORLANDO, E. From Domestic to Global? Recent Trends in Environmental Liability from a Multi-level and Comparative Law Perspective. **Review of European, Comparative and International Environmental Law**, v. 24, n. 3, p. 289–303, 2015.

OSC, O. S. C. **Deep Water – The Gulf Oil Disaster and the Future of Offshore Drilling**. [s.l: s.n.]. v. 30

PALMER, C. Property rights and liability for deforestation under REDD+: Implications for “permanence” in policy design. **Ecological Economics**, v. 70, n. 4, p. 571–576, 2011.

PANDEYA, B. et al. A comparative analysis of ecosystem services valuation approaches for application at the local scale and in data scarce regions. **Ecosystem Services**, v. 22, n. November 2015, p. 250–259, 2016.

PARLIAMENT, E. **REPORT on the application of Directive 2004/35/EC of the European Parliament and of the Council of 21 April 2004 on environmental liability with regard to the prevention and remedying of environmental damage (the ‘ELD’)**. [s.l: s.n.].

PAVANELLI, D. D.; VOULVOULIS, N. Habitat Equivalency Analysis, a framework for forensic cost evaluation of environmental damage. **Ecosystem Services**, v. 38, n. February, p. 100953, 2019.

PEARCE, D. W. **Environmental Valuation in Developed Countries: case studies**. Northampton: Edward Elgar, 2007.

PEARCE, D. W.; SECCOMBE-HETT, T. Economic valuation and environmental decision-making in Europe. **Environmental Science and Technology**, v. 34, n. 8, p. 1419–1425, 2000.

PERCIVAL, R. V; COOPER, K. H.; GRAVENS, M. M. CERCLA IN A GLOBAL CONTEXT. **SouthWestern Law Review**, v. 41, n. 2012, p. 727–772, 2012.

PHELPS, J. et al. Environmental Valuation in Indonesia Implication for forest policy , legal liability and state losses estimates. **Brief**, n. 31, p. 1–6, 2014.

PHELPS, J. et al. Environmental liability: A missing use for ecosystem services valuation. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 112, n. 39, p. 5379, 2015.

PIOCH, S. **The French ELD methodological guide A guide by & for the final users**. Montpellier: [s.n.].

PIOCH, S. et al. An update of the Visual_HEA software to improve the implementation of the Habitat Equivalency Analysis method. **Ecological Engineering**, v. 105, p. 276–283, 2017.

PLESE, L. P. M.; SILVA, C. L.; FOLONI, L. L. Distribution of Environmental Compartments of Herbicides Used in the Cotton, Coffee and Citrus Cultures. **Planta Daninha**, v. 27, n. 1, p. 123–132, 2009.

RIBAS, L. C. METODOLOGIA PARA AVALIAÇÃO DE DANOS AMBIENTAIS: - O CASO FLORESTAL Revisão. p. 237, 1996.

RODGERS JR, W. H. Deception , Self-Deception , and Myth : Evaluating Long-Term Environmental Settlements. **University of Richmond Law Review**, v. 29, n. 3, p. 15, 1995.

SAB - EPA, U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY SCIENCE ADVISORY BOARD, 2009. Valuing the Protection of Ecological Systems and Services Report. v. Report Num, n. May, 2009.

SAES, B. M.; ROMEIRO, A. R. O debate metodológico na economia ecológica: indefinição ou pluralismo? **Nova Economia**, v. 28, n. 1, p. 127–153, abr. 2018.

SCHWERMER, S. **Economic Valuation of Environmental Damage – Methodological Convention 2.0 for Estimates of Environmental Costs**. Dessau: [s.n.]. Disponível em: <<https://www.umweltbundesamt.de/en/publikationen/economic-valuation-of-environmental-damage-0>>.

SHAO, G.; WU, Æ. J. On the accuracy of landscape pattern analysis using remote sensing data. **Landscape Ecology**, v. 23, p. 505–511, 2008.

- SHAW, W. D.; WLODARZ, M. Ecosystems, ecological restoration, and economics: Does habitat or resource equivalency analysis mean other economic valuation methods are not needed? *Ambio*, v. 42, n. 5, p. 628–643, 2013.
- SHEPARD, A. N. et al. Economic Impact of Gulf of Mexico Ecosystem Goods and Services and Integration Into Restoration Decision-Making. v. 2013, n. 2012, p. 10–27, 2013.
- SILVA, D. M. DA. **O dano ambiental e sua reparação**. 1. ed. Curitiba: Juruá, 2006.
- SILVA, K. A. et al. **RELAÇÕES ECOLÓGICAS ENTRE ESTRATOS DE FLORESTAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO APÓS MINERAÇÃO DE BAUXITA**. XI Simpósio Nacional sobre Recuperação de Áreas Degradadas. *Anais...* Curitiba, 04 a 06 de abril de 2017: SOBRADE, 2017
- SINDEN, J. A. A review of environmental valuation in Australia 916. **Review of Marketing and Agricultural Economics**, v. 62, n. 3, p. 337–368, 1994.
- SMITH, R. et al. Assessing significant harm to terrestrial ecosystems from contaminated land. *Soil Use and Management*, n. 21, p. 527–540, 2006.
- SOLOW, R. An almost practical step toward sustainability. *Resources Policy*, v. 19, n. 3, p. 162–172, 1993.
- SOUZA, L. M. DE. Acordo entre MP e Samarco une iniciativas em busca de uma solução para a tragédia. *Revista Consultor Jurídico*, p. 1–5, 2018.
- STEIGLEDER, A. M. **Responsabilidade Civil Ambiental: as Dimensões do Dano Ambiental no Direito Brasileiro**. 2. ed. ed. Porto Alegre: Livraria do Advogado Editora, 2011.
- STERNER, T.; CORIA, J. **Policy Instruments for Environmental and Natural Resource Management**. 2. ed. New York: Future, Resource for the, 2012.
- STRANGE, E. et al. Determining ecological equivalence in service-to-service scaling of salt marsh restoration. *Environmental Management*, v. 29, n. 2, p. 290–300, 2002.
- SUTTON, P. C.; COSTANZA, R. Global estimates of market and non-market values derived from nighttime satellite imagery , land cover , and ecosystem service valuation. *Ecological Economics*, v. 41, p. 509–527, 2002.
- TEKIE, H.; LINDBLAD, M. **Methodologies for monetary valuation of environmental impacts - State of the art**. Gothenburg,: [s.n.].
- TURNER, R. K. et al. Valuing nature: Lessons learned and future research directions. *Ecological Economics*, v. 46, n. 3, p. 493–510, 2003.
- TURNER, R. K.; BATEMAN, I. J.; ADGER, W. N. **ECONOMICS OF COASTAL AND WATER RESOURCES: VALUING ENVIRONMENTAL FUNCTIONS**. Norwich, U.K.: Springer-Science+Business Media, 2001.
- TURNER, R. K.; PEARCE, D. W.; BATEMAN, I. J. **Environmental Economics - An Elementary Introduction**. Maryland: John Hopkins University Press, 1993.
- UK, U. K. Environmental Protection Act 1990. . 1990, p. 1–5.
- UN, U. N. O. **Declaration of the United Nations Conference on the Human Environment**. Conference on the Human Environment. *Anais...* Stockholm from 5 to 16 June 1972,: 1972

UNSWORTH, R. E.; BISHOP, R. C. Assessing natural resource damages using environmental annuities. **Ecological Economics**, v. 11, p. 35–41, 1994.

US COURT OF EASTERN LOUISIANA. **CONSENT DECREE AMONG DEFENDANT BP EXPLORATION & PRODUCTION INC. (“BPXP”), THE UNITED STATES OF AMERICA, AND THE STATES OF ALABAMA, FLORIDA, LOUISIANA, MISSISSIPPI, AND TEXAS**, 2015. Disponível em: <<https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-02/documents/deepwaterhorizon-cd.pdf>>

USA. Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act. . 1980, p. 106.

USA. Oil Pollution Act. . 1990, p. 30.

WOOD, R. W. BP And Tax Deductible Damages. **Los Angeles Daily Journal**, p. 1, 2016.

YENGOH, G. T. et al. **Use of the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) to Assess Land Degradation at Multiple Scales - Current Status, Future Trends, and Practical Considerations**. 1st. ed. London: [s.n.].

YOKAICHIYA, C. E. **A FINALIDADE DA PENA NOS CRIMES CONTRA O MEIO AMBIENTE**. [s.l.] Universidade de São Paulo, 2011.

ZAFONTE, M.; HAMPTON, S. Exploring welfare implications of resource equivalency analysis in natural resource damage assessments. **Ecological Economics**, v. 61, n. 1, p. 134–145, 2007.

APÊNDICES

Apêndice A - Roteiro para utilização do método de análise de equivalência de habitat – HEA

A HEA busca estimar a quantidade de serviços ecossistêmicos que seriam necessários e suficientes para compensar as perdas de serviços ocorridas entre a data de início do dano ambiental e o restabelecimento integral da linha de base de serviços, após a plena recuperação. A equivalência presumida pelo método exige que seja alocada uma nova área de compensação que produza serviços ecossistêmicos de mesmo valor e em quantidade equivalente ao somatório capitalizado dos danos intercorrentes. Além dessa área de compensação, o método prevê a remediação primária do próprio local diretamente danificado.

O procedimento pode ser executado por meio de elaboração de duas tabelas: uma contendo as perdas capitalizadas dos serviços ecossistêmicos e outra registrando os ganhos descontados oriundos de um projeto de recuperação, comparados em uma mesma data de referência. A fim de se estabelecer as dimensões do projeto de compensação, estima-se em uma das tabelas a quantidade descontada de serviços ecossistêmicos produzidos em um ano por um projeto de 1 hectare. Em seguida, divide-se o somatório obtido na tabela de perdas capitalizadas (débitos) pelo somatório dos ganhos de serviços descontados (créditos) em um projeto de 1 hectare. O resultado dessa divisão será a quantidade de hectares do projeto de recuperação compensatória. Um exemplo real da aplicação pode ser encontrado no material suplementar elaborado por (PAVANELLI; VOULVOULIS, 2019), parcialmente transcrito no final deste Apêndice.

Finalmente, para que se alcance a valoração econômica do dano, o procedimento requer a soma do custo de execução do projeto de remediação primária do local danificado, com o custo de execução do projeto de recuperação compensatória adequadamente dimensionado, conforme o resultado da divisão acima. Nos regulamentos da CERCLA, nos Estados Unidos, exige-se que o projeto de compensação escolhido seja custo-efetivo, ou seja, se houver dois projetos que gerem o mesmo nível de serviços e tenham outros recursos similares, o projeto de menor custo deve ser escolhido. Utilizando estes passos, alcança-se uma equivalência matemática entre os serviços de habitat perdidos e os serviços de habitat adquiridos por meio da compensação. (DESVOUSGES *et al.*, 2018)

1º Passo – Escolha da métrica

Cada local de dano ambiental deve ser analisado, buscando-se identificar qual ou quais indicadores poderão ser utilizado para aferir a redução potencial de serviços ou funções ecológicas de provisão, regulação, suporte e culturais. Ao escolher um ou mais indicadores para se utilizar como métrica(s), deve-se buscar aquele que melhor represente os serviços sacrificados, a perda de utilidade para as pessoas, a complexidade do ambiente e as características do agente poluente.

Portanto, em um local com funções prioritárias de conservação, pode-se utilizar uma métrica de diversidade e abundância, como índices consagrados na literatura. Em um local com funções culturais de recreação e lazer, uma das métricas pode ser as características da visitação (periodicidade, tempo de permanência, número de visitantes, despesas realizadas, etc). Um local com função de provisão de fornecimento de madeira ou outros produtos florestais, a métrica pode ser a redução da quantidade disponível para extração. Um local onde a florestas presta múltiplos serviços de forma indistinta, o índice de cobertura florestal combinado com a diversidade de espécies pode ser uma métrica adequada.

2º Passo – Definição da linha de base

Uma vez que a métrica é escolhida, a HEA a utiliza para quantificar a redução potencial de serviços ecossistêmicos, a partir da análise do comportamento da linha de base para a métrica escolhida antes, durante e após o dano. A definição da linha de base em caso de não ocorrência do dano deve ser comparada com o resultado da medição em campo após o dano e expresso em termos de redução percentual em relação à linha de base.

3º Passo – Estabelecimento da função da recuperação ao longo do tempo

Em geral, um ecossistema degradado mantém alguma resiliência e desenvolve um padrão de regeneração natural, não induzida, para recuperação. Se um projeto de recuperação for implementado, a velocidade da regeneração tende a aumentar, modelando outro formato para curva que representa a função de recuperação, ou curva de evolução. Em geral haverá um padrão de curva de regeneração antes do projeto de recuperação primária e outro após a implementação das ações de recuperação. Na

operacionalização da HEA, serão elaboradas curvas para o sítio danificado sob recuperação primária e para a área de compensação, separadamente.

Na análise do sítio danificado, como são raros os estudos que apresentem delineamento específicos para as curvas nas condições do local do dano, em geral se estima o tempo total da regeneração natural do ambiente, com base em outros estudos em áreas equivalentes. Na ausência de tais bases de dados, adota-se uma linha reta como formato da curva, representando uma função linear de incremento da recuperação. A diferença representada pelo formato da curva de evolução formato da linha de base representará a perda intercorrente de serviços ecossistêmicos a ser compensada parcialmente em outro sítio. Portanto, neste passo devem ser definidos o tempo total (em anos) para a recuperação, que estabelecerá o incremento anual (em função linear) da recuperação até o nível de serviços da linha de base.

Quanto à área de compensação, geralmente também se estima o tempo total para o alcance do nível máximo de serviços a ser prestado pelo ambiente recuperado, com base em outros projetos de recomposição em condições equivalentes, a partir do qual se obterá a taxa de incremento anual da geração de serviços. A partir deste nível máximo, a contribuição de serviços fornecidos será constante. Este nível máximo de serviços pode não alcançar a linha de base, podendo-se estipular um nível máximo alcançado em relação à linha de base, de forma fundamentada. Portanto, neste passo devem ser definidos o tempo total (em anos) para expressão máxima da recuperação, a partir do qual se terá o incremento anual (%), o nível máximo de serviços alcançado (em %) em relação à linha de base (caso não seja 100%) e o número de anos considerados para a acumulação dos benefícios (p. ex. 100 anos).

4º Passo – Aplicação do multiplicador de valor presente (taxa de desconto)

Todos os eventos (dano, data de avaliação, início e fim da recuperação) ocorrem em momentos distintos no tempo. Para comparar os níveis de serviço com base em uma data única de referência, é preciso aplicar taxas de desconto para expressar a preferência temporal da sociedade pelos benefícios. Este multiplicador de valor presente é multiplicado pelos níveis de serviços alcançados tanto pela regeneração natural do sítio danificado, quanto pelo progresso do projeto de compensação.

5º Passo – Cálculo dos débitos e créditos de serviços ecossistêmicos

A multiplicação da área do sítio danificado (ha), pelo perda percentual de serviços de cada ano (%), pelo multiplicador de valor presente (%) gerará o débito anual em Serviços Ecológicos por hectare por ano (SE.ha.ano), naquele ano, durante o número de anos estabelecidos como necessários para a regeneração natural. O somatório dos débitos acumulados a cada ano gerará a perda intercorrente total da área degradada.

Em relação à área de compensação, adota-se como padrão o cálculo dos ganhos obtidos pelo projeto de remediação compensatória de 1 hectare. Desta forma tem-se a liberdade de definir posteriormente qual o tamanho da área de compensação, com base no prazo definido para a recuperação ambiental.

Multiplicando-se 1 hectare (ha) de um projeto de compensação, pelo ganho percentual de serviços de obtidos a cada ano (%), pelo multiplicador de valor presente (%) ter-se-á o crédito anual em Serviços Ecológicos por ano (SE.ano), naquele ano, durante o número de anos estabelecidos para o acúmulo de benefícios (p.ex. 100 anos). O somatório dos créditos acumulados em todos os anos gerará crédito acumulado total de 1 ha de projeto de compensação.

6º Passo – Dimensionamento da área de compensação

A área de compensação (ha) será dimensionada a partir da divisão do total de débitos de serviços ecológicos acumulados no sítio danificado (SE.ha.ano) pelos créditos acumulados durante determinado período de estabelecimento do projeto de compensação. A área a ser compensada poderá variar para maior se o período de duração do projeto for menor que o total estabelecido para o acúmulo de benefícios (p.ex. 100 anos). Exemplificando, a partir da tabela de créditos de SE.ano pode-se escolher a duração do projeto (p.ex 20 ou 40 anos) e se obter o número de hectares dividindo-se o total de débitos pelo correspondente crédito obtido em 20 ou 40 anos.

Para orientar a elaboração de tabelas de Débito acumulado (perdas intercorrentes) e créditos gerados (reparação compensatória) uma lista de parâmetros, conforme proposto por (PAVANELLI; VOULVOULIS, 2019), pode ser organizada contendo dados da área que sofreu o dano ambiental:

- ecossistema:
- causa de dano:
- cronologia:
- área:

- linha de base:
- indicador:
- cronologia de recuperação de danos:
- curva de recuperação do ecossistema:
- multiplicador de valor presente:
- ano base:
- curva de remediação compensatória:

O roteiro básico apresentado deve ser adaptado para circunstâncias de análises específicas, caso a caso.

Esse processo de análise também deve incluir a avaliação de outros projetos, porventura considerados, para determinar qual é mais econômico e atende a outras metas de recomposição, devendo-se escolher aquele com melhor custo-efetividade.

Após a definição do prazo de implantação do projeto de compensação, deve-se estimar os custos de execução, manutenção e acompanhamento dos projeto selecionado, conforme os padrões de desempenho estipulados, a fim de se obter a valoração monetária dos danos. Os custos podem ser obtidos a partir da experiência de projetos semelhantes (mesmo tipo de ecossistema) executados por empresas ou instituições especializadas.

Exemplo prático de aplicação desenvolvido por Pavanelli & Voulvoulis (2019)

No artigo *Habitat Equivalency Analysis, a framework for forensic cost evaluation of environmental damage*, Pavanelli & Voulvoulis (2019) propõem uma abordagem para valoração de danos ambientais decorrentes da supressão de vegetação de floresta atlântica no estado de São Paulo, para três finalidades: implantação de citricultura, exploração de areia e plantio comercial de eucalipto. No exemplo abaixo apresenta-se a valoração feita para a área em que houve tentativa de implantação de citricultura entre 2011 e 2014.

Os autores fundamentam a escolha dos parâmetros utilizados com base na literatura científica, embora haja certa margem de discricionariedade sobre a adoção de alguns parâmetros. Por se tratar de cálculos matemáticos com aplicação de juros compostos, a propagação de parâmetros mal selecionados terá efeito significativo nos resultados da análise. A seguir, enumeram-se os indicadores utilizados.

Ecossistema: floresta Atlântica

Causa de dano: desflorestamento a corte raso para implantação de citricultura

Cronologia: desflorestamento (2011), tentativa de plantio (2011-2014)

Área: 5,33 ha

Linha de base: perda de 95% dos serviços ecossistêmicos (estimada pelos autores)

Indicador (métrica): serviços ecossistêmicos prestados/ano (SE.ha.ano)

Cronologia de recuperação de danos: regeneração natural estimada em 15 anos (2014-2028)

Curva de recuperação do ecossistema: linear (6,33% aa → 95%/15 anos)

Multiplicador de valor presente: 3% aa

Ano base: 2017

Curva de remediação compensatória: linear (9,5% aa → 95%/10 anos)

Conforme consta no material complementar do trabalho de Pavanelli & Voulvoulis (2019), foram calculados os débitos acumulados de serviços ecossistêmicos da área de supressão de mata atlântica de 5,33 ha, proporcionais ao período de 15 anos até a regeneração natural, em valores presentes para o ano de 2017. Conforme os parâmetros utilizados o somatório dos débitos foi de 56,41 SE.ha.ano, conforme a Tabela 4.

Tabela 4: Débitos acumulados de serviços ecossistêmicos suprimidos de área de mata atlântica. Fonte: Pavanelli & Voulvoulis (2019)

Anos após a supressão	Ano	Área de supressão (ha)	Perda percentual (comparada à linha de base)	Multiplicador de valor presente	Débito anual (SE.ha.ano)	Débito acumulado (SE.ha.ano)
		a	b	c	$d=a*b*c/100$	e
0	2011	5,33	95	1,19	6,05	6,05
1	2012	5,33	95	1,16	5,87	11,92
2	2013	5,33	95	1,13	5,7	17,62
3	2014	5,33	95	1,09	5,53	23,15
4	2015	5,33	88,67	1,06	5,01	28,17
5	2016	5,33	82,34	1,03	4,52	32,69
6	2017	5,33	76,01	1	4,05	36,74
7	2018	5,33	69,68	0,97	3,61	40,34

Anos após a supressão	Ano	Área de supressão (ha)	Perda percentual (comparada à linha de base)	Multiplicador de valor presente	Débito anual (SE.ha.ano)	Débito acumulado (SE.ha.ano)
8	2019	5,33	63,35	0,94	3,18	43,53
9	2020	5,33	57,02	0,92	2,78	46,31
10	2021	5,33	50,69	0,89	2,4	48,71
11	2022	5,33	44,36	0,86	2,04	50,75
12	2023	5,33	38,03	0,84	1,7	52,45
13	2024	5,33	31,7	0,81	1,37	53,82
14	2025	5,33	25,37	0,79	1,07	54,89
15	2026	5,33	19,04	0,77	0,78	55,66
16	2027	5,33	12,71	0,74	0,5	56,17
17	2028	5,33	6,38	0,72	0,25	56,41

Um projeto de reflorestamento criado para a reparação compensatória, conforme os parâmetros adotados no trabalho, pode fornecer serviços ecossistêmicos equivalentes ao tipo de serviços suprimidos. Os créditos estimados são acumulados conforme a Tabela 5. O dimensionamento da área de reparação compensatória é feito a partir da divisão dos débitos acumulados na área total desmatada pelo crédito gerado em 1 hectare de um projeto de reflorestamento.

Tabela 5: Créditos acumulados de serviços ecossistêmicos produzidos por 1 hectare de projeto de reparação compensatória. Fonte: Pavanelli & Voulvoulis (2019)

Duração do projeto (anos)	Ano	Unidade de área (ha)	Percentual de serviços ecossistêmicos fornecidos (comparado à linha de base definida)	Multiplicador de valor presente	Crédito anual (SE.ano)	Crédito acumulado (SE.ano)
		a	b	c	$d=a*b*c/100$	e
0	2018	1	5	1	0,05	0,05
1	2019	1	14,5	0,97	0,14	0,19
2	2020	1	24	0,94	0,23	0,42
3	2021	1	33,5	0,92	0,31	0,72
4	2022	1	43	0,89	0,38	1,11
5	2023	1	52,5	0,86	0,45	1,56

Duração do projeto (anos)	Ano	Unidade de área (ha)	Percentual de serviços ecossistêmicos fornecidos (comparado à linha de base definida)	Multiplicador de valor presente	Crédito anual (SE.ano)	Crédito acumulado (SE.ano)
...						
10	2028	1	100	0,74	0,74	4,74
...	...					
20	2038	1	100	0,55	0,55	11,08
...	...					
30	2048	1	100	0,41	0,41	15,81
...	...					
40	2058	1	100	0,31	0,31	19,32
...	...					
60	2078	1	100	0,17	0,17	23,88
...	...					
80	2098	1	100	0,09	0,09	26,41
...	...					
100	2118	1	100	0,05	0,05	27,8

A abordagem de uso da HEA oferece a flexibilidade de compensar a perda de serviços ecossistêmicos em prazos distintos. Caso a área de reparação compensatória fique alocada para este fim por 20 anos, deve-se dividir o total de débitos (56,41 SE.ha.ano) pelo crédito correspondente no período de 20 anos (11,08 SE.ha.ano), resultando em uma área de compensação de 5,09 hectares. O mesmo procedimento com um prazo de 40 anos, resultaria em 2,91 ha. Ou seja, quanto maior o prazo de fornecimento de serviços ecossistêmicos compensatórios, menor a área necessária para o projeto de reparação.

Pavanelli & Voulvoulis (2019) estimaram os custos do dano ambiental pela somatória do valor do recurso natural (lenha) subtraído da área desmatada, o custo da recuperação primária dos 5,33 ha desmatados, o custo da implantação de um projeto de reparação compensatória de 2,91 ha por 40 anos (sem considerar o custo de aquisição da terra) e os custos complementares de recuperação como o cercamento da área, com base em valores de mercado atualizados.

Apêndice B - Histórico do desenvolvimento e aplicação da HEA

Todo o desenvolvimento da valoração econômica de danos ambientais fundamentou-se em atribuir valor monetário à redução do nível de bem-estar (métodos de função demanda) ou do nível de produtividade (métodos de função produção) que deixam de ser apropriados pela sociedade após a ocorrência de uma lesão aos recursos e serviços ecossistêmicos.

A reparação de danos ambientais sempre careceu de parâmetros quantitativos para se medir os serviços ecossistêmicos degradados e, proporcionalmente, se estabelecer qual a reparação suficiente para compensá-los. Tal reparação poderia ser em valores monetários, por métodos de valoração econômica *stricto sensu*, ou por meio da reposição por serviços ecossistêmicos equivalentes.

Sob a perspectiva da equivalência funcional, a recuperação é conduzida para criar ou aprimorar serviços ecossistêmicos em um montante equivalente à perda intercorrente de serviços entre o momento de uma degradação e o retorno ao estado anterior. Os danos, então, são baseados no custo da alternativa de compensação selecionada, ou por meio do pagamento direto ou pelo custo de realizar a recuperação necessária (UNSWORTH; BISHOP, 1994).

Os autores argumentavam que, embora existissem métodos para atribuir valores econômicos nos fluxos de serviços de áreas úmidas perdidas, em muitas circunstâncias o custo de conduzir tais pesquisas excedia o valor esperado dos danos. Em alguns casos, poderia não haver tempo suficiente para realizar pesquisas primárias. Além disso, a base de pesquisa existente sobre avaliação de áreas úmidas era muitas vezes inadequada para se defender a transferência de benefícios em projetos de recuperação.

A denominada abordagem serviço-a-serviço remonta pelo menos a King & Adler (1991), que tentaram estimar os índices de compensação apropriados para a mitigação de danos em zonas úmidas. Unsworth & Bishop (1994) foram os primeiros a apresentar os princípios econômicos teóricos do método então denominado *Habitat Equivalency Analysis* - HEA, ou Análise de Habitat Equivalente - AHE.

O documento intitulado *Scientificallly Defensible Compensation Ratios for Wetland Mitigation* (KING; ADLER, 1991), produzido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos – U.S. EPA, descreveu pela primeira vez a equivalência de habitat como uma metodologia para dimensionar a mitigação compensatória de áreas úmidas.

Segundo a descrição inicial do método, o fluxo anual esperado de benefícios da área de reposição é comparado com o fluxo que seria esperado da área sacrificada, em valores nominais e presentes para gerar um índice de compensação que garanta que não haja nenhuma perda líquida de funções e valores das áreas úmidas.

Conforme a definição de King & Adler (1991), o então chamado índice de compensação é a quantidade de área (número de hectares) criada ou recuperada requerida relativa ao montante de áreas úmidas perdido. Embora à época já houvesse soluções de engenharia acerca de “como” recuperar, o “quanto” a ser recuperado era determinado com base em arbítrio de profissionais, em acordos entre governo, interesses empresariais e de ambientalistas, bem como na capacidade de pagamento do empreendedor.

Uma das primeiras aplicações da HEA foi uma avaliação dos serviços de áreas úmidas perdidos resultante do derrame de petróleo do navio Nautilus de 1990 no canal Kill Van Kull de acesso ao porto de New York /New Jersey³². Tal aplicação foi desenvolvida não como um substituto para uma avaliação completa dos danos, mas sim como um método para desenvolver uma reclamação por danos em tempo hábil e com boa relação custo-benefício, devido a processos pendentes de falência da empresa poluidora (ALLEN; CHAPMAN; LANE, 2005).

Antes do desenvolvimento do novo índice HEA, a razão de compensação para projetos com impacto ambiental era baseada na combinação dos seguintes fatores:

- 1) precedentes históricos de índices utilizados em projetos similares;
- 2) capacidade de pagamento esperada do empreendedor;
- 3) o tipo de mitigação (criação ou recuperação; recursos similares ou equivalentes);
- 4) o prazo para mitigação, se anterior ou simultâneo aos danos;
- 5) comparabilidade com índices biológicos, endossada por especialistas;
- 6) capacidade de negociação das agências envolvidas, com base nas informações ambientais disponibilizadas.

Críticas acerca dos parâmetros até então utilizados e novos estudos sobre razões de compensação aumentaram significativamente os custos por hectare mitigado.

³² Consent Decree in the Matter of the Complaint of Nautilus Motor Tanker Co. Ltd., Owner of the M/T B.T. Nautilus for Exoneration from or Limitation of Liability. 1994. Civ. No. 90 CV2419 (D.N.J. April 8).b 42 U.S.C. §9607(f)(1)

Em razão disso, os índices propostos pelas agências passaram a ser questionados e, quando não embasados cientificamente, não se sustentavam nos tribunais.

King & Adler (1991) argumentaram que como as compensações efetivadas por ambientes recuperados ou criados nunca são integrais, tampouco imediatas, era necessário um método que estimasse mitigação “apropriada” ao longo do tempo. Dessa forma, para compensar as recuperações incompletas e com retardo, os índices de compensação em termos de área recuperada devem ser superiores à 1:1.

A fim de se alcançar uma abordagem mais previsível, rápida e equitativa, e reduzir os custosos litígios, King & Adler (1991) destacaram a necessidade de um método objetivo e cientificamente embasado para determinar índices de compensação “apropriados” para projetos de mitigação de áreas úmidas.

Os pioneiros da EPA (KING; ADLER, 1991) desenvolveram o índice de compensação baseado em quatro parâmetros simples: A) a performance (nível de serviços ecossistêmicos) da área antes do dano ambiental; B) a performance esperada para o sítio a ser restaurado após o projeto de mitigação produzir todos os efeitos; C) o número de anos necessários para o projeto de mitigação produzir todos os efeitos; e, D) o número de anos até que a mitigação seja iniciada, após a ocorrência dos danos.

O método pioneiro foi anunciado como cientificamente e economicamente defensável. Ademais, focava a atenção pública de maneira direta e compreensível nos aspectos críticos de qualquer projeto de mitigação: a velocidade e o nível de reposição funcional.

A partir de então, em 1992, a Administração Nacional de Oceano e Atmosfera dos Estados Unidos (NOAA) utilizou a HEA em um caso de quantificação de compensação de vegetação bentônica no santuário marinho de Florida Keys (Julius, 1997, apud Desvousges et al., 2018)).

Em 1994, foi publicado o artigo de Unsworth & Bishop intitulado *Assessing natural resource damages using environmental annuities* (UNSWORTH; BISHOP, 1994), geralmente reconhecido como a primeira análise de equivalência de habitat para fins de avaliação de dano (DESVOUSGES *et al.*, 2018). O trabalho propôs a metodologia de comparação entre o valor dos serviços prestados anualmente por um projeto de recuperação de áreas úmidas com o valor dos serviços que seriam prestados anualmente pelas áreas danificadas. A principal suposição por trás dessa abordagem é que o público

pode ser compensado por perdas anteriores em serviços ecossistêmicos por meio da prestação de serviços adicionais do mesmo tipo no futuro.

Mazzotta *et al.* (1994) propuseram uma abordagem integrada de recuperação de danos baseada nos conceitos legais de fé pública, definições econômicas de compensação e fundamentos científicos de restauração. O objetivo da proposta de reposição era prover recursos de “equivalente valor”, explicitando os benefícios obtidos na recuperação e as perdas sofridas pelo público, escolhendo-se projetos de compensação custo-efetivos que garantissem a reparação integral.

Em 1995, a agência norte-americana de Administração Nacional de Oceano e Atmosfera (NOAA) lançou a publicação *Habitat Equivalency Analysis: An Overview*, revisada no ano 2000 (NOAA, 1995). Esta é a primeira referência encontrada com a denominação HEA para os fundamentos denominados *compensation ratios* por King & Adler (1991).

Atuando como protetora de recursos costeiros e marinhos, a NOAA delibera sobre os pedidos de indenização a serem movidos contra responsáveis por danos causados por descargas de petróleo, liberação de substâncias perigosas ou danos físicos, como afundamento de embarcações. A Análise de Equivalência de Habitat (HEA) é uma metodologia usada para determinar a compensação por tais danos de recursos.

Nos regulamentos de avaliação de danos de recursos naturais estabelecidos pela Lei de Poluição por Óleo (OPA), a Administração Nacional Oceânica e Atmosférica (NOAA) reformulou o cálculo do componente perda intercorrente da ação de reparação de danos para uma medida de compensação de recursos ecossistêmicos, em vez de uma baseada em compensação monetária. O produto final da avaliação de danos é um plano de reparação, composto de ações de recuperação primária para trazer recursos de volta aos níveis de referência e ações de reparação compensatória de escala apropriada para tornar ressarcir ao público a perda temporária de recursos (JONES; PEASE, 1997).

A regulamentação que trata da matéria nos Estados Unidos é de responsabilidade do Departamento do Interior dos EUA, que estabeleceu regulamentos em 1986 e 1987, revisados em 1994 e 1996³³ para avaliações de danos de recursos naturais

³³ O DOI-US revisou os regulamentos em 1994 para responder a questões encaminhadas à agência no caso Ohio versus EUA - Departamento do Interior em 1994, previsto no Código Federal Regulamentações – CFR 43. A NOAA promulgou os regulamentos da NRDA para a Lei de Poluição por Óleo - OPA em 5 de janeiro de 1996 (conforme consta no CFR 15, no parágrafo 990).

(NRDA) sob o CERCLA - *Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act*, ou Lei de Responsabilidade, Compensação e Resposta Ambiental Abrangente de 1980, também conhecida como *Superfund*.

As primeiras aplicações judiciais da CERCLA (*Superfund*)³⁴ foram desenvolvimentos inovadores de duas formas principais: reforçaram conceituação de Freeman³⁵ do meio ambiente como um ativo que fornece um fluxo de serviços, e mensuraram os danos conforme a dimensão dos projetos de reparação compensatória necessários para repor as perdas intercorrentes, em lugar dos métodos função demanda anteriormente utilizado para esse fim. Esse valor monetário foi então cobrado e utilizado para realizar a compensação (ALLEN; CHAPMAN; LANE, 2005).

Naquela ocasião, os réus contestaram a validade geral do método HEA, quanto aos dados detalhados utilizados na análise específica e aos dados subjacentes. Argumentaram que a HEA não atendia os fundamentos de admissibilidade jurídica, conforme os padrões utilizados pela Suprema Corte dos EUA de repetibilidade, taxa de erro conhecida, aceitação geral e revisão por pares do método (ALLEN; CHAPMAN; LANE, 2005).

Em cada um desses argumentos, as decisões do Tribunal refutaram as alegações dos réus e sustentaram a admissibilidade da HEA como um método confiável para avaliar os danos aos recursos naturais. Em relação aos testes de repetibilidade, a corte descobriu que a HEA não é um princípio científico sujeito a testes no sentido convencional, mas sim uma equação matemática sujeita às limitações dos dados de entrada. As conclusões de ambas as decisões judiciais apoiaram fortemente a admissibilidade da HEA como um método apropriado para determinar a dimensão de projetos de reparação compensatória quando a categoria principal de serviços perdidos no local se refere à função biológica e ecológica de uma área (ALLEN; CHAPMAN; LANE, 2005).

³⁴ No caso de danos a áreas úmidas resultante do derrame de petróleo navio-tanque BT Nautilus de 1990 no Kill Van Kull de New York / New Jersey Harbor - Consent Decree in the Matter of the Complaint of Nautilus Motor Tanker Co. Ltd., Owner of the M/T B.T. Nautilus for Exoneration from or Limitation of Liability. 1994. Civ. No. 90 CV2419 (D.N.J. April 8).b 42 U.S.C. §9607(f)(1).

³⁵ Freeman, A.M., *The Measurements of Environmental and Resource Values: Theory and Methods*, Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD, 2003.

Apêndice C - Desenvolvimento de modelos matemáticos da HEA

O conceito de recuperação por equivalência de habitat pressupõe que perdas e compensações se igualem ao final dos fenômenos de degradação e recomposição ambiental. A formulação de modelos matemáticos que explicitem a equivalência foi inicialmente elaborada por Unsworth & Bishop (1994), a partir de conceitos elementares dos serviços ecossistêmicos providos por ecossistemas de áreas úmidas (Equação 5):

$$N = f(S_1, S_2, S_3, \dots, S_n) \quad [5]$$

Em que N é o Valor Econômico Total e S um vetor de fluxos de serviços prestados pelo habitat.

No entanto, a estimativa de valores econômicos não é trivial. Unsworth & Bishop (1994) sustentam que para algumas categorias de fluxo de serviço, como a contribuição marginal de um sítio para a abundância de uma espécie ameaçada, as relações físicas e biológicas podem não ser bem compreendidas. Ademais, o custo de estimar o valor dos serviços fornecidos por um habitat será substancial, e mesmo que tal esforço seja empreendido, a incerteza sobre as estimativas resultantes pode ser inaceitável em disputas judiciais.

Na ocorrência de eventos que prejudiquem os serviços ecossistêmicos, Unsworth & Bishop (1994) descreveram os danos a áreas úmidas na forma da Eq. 6:

$$\begin{aligned} D &= \sum_{t=d}^R D_t \\ &= N \sum_{t=d}^R W_t (1+i)^{T-t} \\ &= N * W \end{aligned} \quad [6]$$

Onde:

D_t = valor presente no ano T de danos suportados pelo público no ano t como resultado da perda de W_t hectares de áreas úmidas;

D = o valor presente no ano T do somatório dos danos suportados pelo público como resultado da perda de W_t hectares de áreas úmidas no período t = d até R;

W_t = número de hectares de áreas úmidas perdidas no ano t;

N = valor econômico total de um hectare de área úmida, conforme definido na Equação 5;

W = valor presente no ano T de serviços de áreas úmidas perdidos, no período t = d até R, expressos em anos de áreas úmidas;

d = ano em que o dano ocorreu pela primeira vez;

T = ano atual;

R = ano em que a recuperação das áreas úmidas está concluída; e
i = taxa de juros.

O modelo contido na Equação 6 pressupõe que o dano se prolonga até o ano R, quando a recuperação ou a regeneração natural terá repostado completamente as perdas ocorridas, embora seja possível que $R = \infty$, no caso de perdas permanentes. Outra possibilidade é que somente seja possível uma recuperação parcial até o ano R, quando será então necessário estimar a extensão da recuperação ao longo do tempo.

Se o valor econômico total N for conhecido, então pode-se obter o valor monetário do dano D. No entanto, Unsworth & Bishop (1994) ocuparam-se dos casos em que N é desconhecido, propondo então o modelo contido na Equação 7, para se calcular quantos hectares de áreas úmidas (X) seria necessário criar para produzir N dólares em serviços ecossistêmicos por hectare por ano continuamente até o equivalente perdido em D.

$$N * W = \left[\frac{N * X}{i} \right] [(1 + i)^{-r}] \quad [7]$$

Na Equação 7, considerando r = número de anos até a recuperação completa, o primeiro termo do lado direito é o valor capitalizado do produto de X hectares por N dólares por ano perpetuamente, enquanto o segundo termo converte esse valor capitalizado para o valor presente.

Como N aparece nos dois lados da Eq. 7, ele é cancelado e ficamos com X, o que é interpretado como uma medida de danos, expressa como o número de hectares de áreas úmidas recém-criadas necessárias para compensar o público, ao longo de r anos de serviços sacrificados, em vez da habitual métrica monetária.

$$X = \frac{W \cdot i}{(1+i)^r} \quad [8]$$

Na Eq. 8 têm-se a aplicação da taxa de juros composta decrescente $\frac{i}{(1+i)^r}$ multiplicada pelo valor presente dos serviços sacrificados (W), conforme defendido por (CORRÊA; SOUZA, 2013). Partindo do pressuposto de que N é constante, X hectares de áreas úmidas, criados e funcionando plenamente em anos futuros, fornecerão uma “anuidade” de serviços ecossistêmicos em perpetuidade, que é suficiente em termos de valor presente para igualar o valor presente dos danos. Uma anuidade é um ativo que paga uma soma fixa a cada ano por um determinado número de anos. Na prática, a magnitude

do montante reivindicado para reparação de dano em tal caso seria igual ao custo de criação ou recuperação de X hectares de serviços de áreas úmidas. (UNSWORTH; BISHOP, 1994)

Existem duas premissas principais inerentes a essa abordagem. A primeira é que o valor dos serviços de áreas úmidas é constante ao longo do tempo. Pode-se argumentar que o valor marginal das áreas úmidas vem aumentando ao longo do tempo, uma vez que a área total de áreas úmidas diminuiu e a preocupação pública com a área úmida aumentou. Por outro lado, poder-se-ia argumentar que o valor marginal das áreas úmidas diminuirá no futuro, à medida que o custo de reprodução de novas áreas úmidas cai ou o custo de fornecer substitutos para os serviços fornecidos por zonas úmidas, como o tratamento de esgoto, diminui por meio do progresso tecnológico (UNSWORTH; BISHOP, 1994).

A segunda suposição principal é que o custo de criação de novas áreas úmidas não supera ou subestima significativamente os danos reais resultantes da perda desses habitats. Isto é, sob as determinações das normas norte-americanas CERCLA e OPA, o poluidor deve fornecer compensação monetária ao público por serviços provisoriamente (ou interinamente) perdidos. Claramente, os custos de reposição são um estimador frágil para teoricamente corrigir as medidas de dano econômico baseadas no bem-estar. Por exemplo, o valor de todos os serviços fornecidos por um hectare de áreas úmidas poderia ser significativamente menor do que o custo de criação de novas áreas úmidas. Em tais casos, o poluidor pode argumentar que essa abordagem exagera os danos reais. No entanto, mesmo nos casos em que o custo de criação de novas áreas úmidas excede o valor esperado dos serviços perdidos, os tribunais podem apoiar tais alegações. (UNSWORTH; BISHOP, 1994).

Os autores defendem que não há razão óbvia para que a aplicação dessa abordagem seja limitada a casos que envolvam a interrupção do fluxo de serviços de zonas úmidas. Tal solução também é politicamente vantajosa, na medida em que aqueles indivíduos que sofreram perdas como resultado do evento de liberação de substâncias perigosas são mais propensos a se beneficiar da indenização pelo dano. Dado o alto custo da pesquisa primária, a incerteza inerente às metodologias disponíveis, a falta de uma base de literatura suficiente para apoiar a transferência de benefícios e a necessidade de abordar a estimativa de danos rapidamente e a baixo custo, UNSWORTH; BISHOP

(1994) propuseram a abordagem ora apresentada, baseada em anuidades ambientais para avaliação de danos.

Apêndice D - O desastre da plataforma de petróleo *Deepwater Horizon* como paradigma para a valoração econômica dos danos do rompimento da barragem de Fundão

O Ministério Público Federal, visando buscar a reparação pelos danos socioambientais decorrentes do rompimento da barragem do Fundão, impetrou Ação Civil Pública em que solicitou a reparação de danos indicando valor monetário preliminar, antes da realização de procedimento de valoração econômica de danos. A antecipação da estimativa de valor econômico dos danos parece ter sido fundamentada tão somente na comparação com outro conhecido desastre ambiental, ocorrido no Golfo do México. Segundo os dados citados na Ação Civil Pública, em 20/04/2010, 4,9 milhões de barris (780.000 m³) de petróleo foram espalhados no oceano, em razão do vazamento e explosão da plataforma de exploração petrolífera DeepWater Horizon, controlada pela empresa British Petroleum - BP, acarretando uma expectativa de verbas indenizatórias da ordem de 43,8 bilhões de dólares americanos, mediante acordo com as partes envolvidas somente na reparação civil.

Consta nessa Ação Civil Pública proposta MPF, o pedido de reparação dos danos ambientais fundamentado em um tópico do documento denominado “Evento paradigmático do derramamento de petróleo da BP”, que serviu de base para a valoração econômica “*prima facie*” do dano ambiental. Após essa comparação entre os dois desastres ambientais, o MPF requereu a indenização de aproximadamente 155 bilhões de reais (US\$ 43,8 bilhões, em abril/2016) considerando que “a menos que se queira supor que o milímetro do meio ambiente no Brasil valesse menos que nos Estados Unidos, é inadmissível que a valoração do dano ambiental provocado pelas empresas rés fique aquém” de tal montante, ressaltando na Ação as dificuldades em se comparar os efeitos de eventos distintos e acenando para a possibilidade de ajuste futuro do valor, após estudo independente.

A Ação Civil Pública proposta pelo MPF dedica um capítulo à valoração do dano ambiental, requerendo à Justiça que os responsáveis arquem com custos para a contratação de equipe multidisciplinar independente para a realização da valoração dos danos, a despeito de já ter proposto um valor “*prima facie*” equivalente ao acordo realizado pela *British Petroleum* no caso do vazamento de petróleo no Golfo do México.

Segundo o relatório da Agência Norte-Americana de Administração Oceânica e Atmosférica (NOAA, 2016), em 20 de abril de 2010, a unidade de perfuração móvel *Deepwater Horizon* (DWH) explodiu, incendiou-se e afundou no Golfo do México, resultando em uma liberação maciça de petróleo e outras substâncias do poço Macondo da *British Petroleum*. Tragicamente, 11 trabalhadores foram mortos e 17 feridos pela explosão e incêndio. Os esforços iniciais para vedar o poço após a explosão não tiveram sucesso, e durante 87 dias após a explosão, o poço expeliu petróleo e gás natural continuamente e incontrolavelmente no norte do Golfo do México. Aproximadamente 3,19 milhões de barris (507 mil m³) de petróleo foram lançados no oceano³⁶, seguramente o maior derramamento de óleo em alto mar na história dos Estados Unidos. O volume de óleo descarregado durante o derramamento da *Deepwater Horizon* foi equivalente ao derramamento de óleo da Exxon Valdez ocorrendo no mesmo local todas as semanas durante 12 semanas (NOAA, 2016).

A importância econômica da região atingida pelo petróleo é descrita por (SHEPARD *et al.*, 2013) com dados de 2010, a partir das receitas do fornecimento de bens e serviços ecossistêmicos gerados pelos cinco estados norte-americanos na fronteira com o Golfo do México, que contribuíram com mais de US\$ 2 trilhões por ano para o produto interno bruto do país, incluindo US\$ 660 bilhões das receitas dos municípios costeiros e US\$ 110 bilhões das receitas oceânicas.

A NOAA e as agências estaduais de pesca responderam ao vazamento da *Deepwater Horizon*, fechando grandes porções do Golfo para a pesca comercial e recreativa (OSC, 2011). No período de maior suspensão, uma área de 229.270 km² do Golfo do México estava fechada para a pesca (NOAA, 2010) – um terço da porção norte-americana do Golfo do México.

Sete anos depois do caso *Deepwater Horizon*, foi publicado um estudo de valoração contingente por BISHOP *et al.* (2017) estimando em US\$ 17,2 bilhões a disposição a pagar da população afetada (112.647.215 famílias) para evitar novos desastres. Tal estimativa de gastos preventivos oferece uma possível ordem de grandeza das ações de reparação, ou seja, o que pode ser considerado uma *proxy* do valor do dano ambiental. Comparando-se com o acordo celebrado com o Departamento de Justiça, que alcançou US\$ 20,8 bilhões, os valores parecem próximos entre si, mas requerem estudos

³⁶ Outras estimativas citam o volume de mais de 4 milhões de barris (>635.000 m³) lançados no oceano (OSC, 2011) ou 4,9 milhões de barris (780.000 m³) dispersados de várias formas no ambiente (LUBCHENCO *et al.*, 2010)

comparativos para identificar o significado da disposição a pagar da população pela recuperação em relação aos projetos de recuperação orçados e aprovados como parte do acordo firmado com a *British Petroleum*.

O custo final do dano do desastre da BP, estimado por Lee; Garza-Gomez; Lee, (2018), é de US\$145,93 bilhões, incluindo-se os custos declarados pela empresa (43%), os valores ajustados nos acordos derivados da OPA e CWA (13%), as perdas de valor de mercado (42%), dentre outros custos menos relevantes (2%). Críticos ao acordo celebrado defendem ainda que, se somente as multas previstas na legislação norte-americana fossem estritamente aplicadas, os responsáveis deveriam US\$ 192 bilhões pelo desastre (JUHASZ, 2012).

Apesar dos altos valores do acordo celebrado entre o Departamento de Justiça e representantes da *British Petroleum* em 2016, com a relevante cifra de US\$ 20,8 bilhões, os responsáveis podem requerer que grande parte do montante seja convertido em deduções fiscais decorrentes de danos, onerando o contribuinte norte-americano em US\$ 15,3 bilhões (WOOD, 2016), embora a sentença de homologação do acordo (*Consent Decree*) inicialmente restrinja essa possibilidade (§ 14 - US COURT OF EASTERN LOUISIANA, 2015).

De acordo com a Lei de Poluição de Petróleo de 1990 (OPA) e a Lei Nacional de Política Ambiental (NEPA), os curadores de recursos naturais (*trustees*) das agências federais e estaduais de meio ambiente prepararam um Plano Final de Avaliação e Recomposição Programática e uma Declaração Final de Impacto Ambiental Programática (PDARP final/PEIS). O PDARP/PEIS final considera alternativas de programas de recomposição, para restabelecer recursos naturais, serviços ecológicos e serviços de uso recreativo danificados ou perdidos como resultado do incidente com derramamento de óleo da *Deepwater Horizon* (NOAA, 2016).

No caso norte-americano, conforme a sentença de homologação do acordo com a BP (*Consent Decree*), os valores de reparação serão depositados em uma conta administrada pelo Departamento do Interior (DOI), específica para as ações de avaliação e reparação de danos ambientais da *Deepwater Horizon*, com subcontas para financiar o trabalho de cada área de recuperação. Os desembolsos de uma subconta são feitos mediante solicitação de todos os curadores (*trustees*) do respectivo Grupo de Implementação, sem qualquer ingerência ou questionamento da BP sobre as decisões de

financiamento das ações de recuperação selecionadas pelas agências governamentais nominadas (US COURT OF EASTERN LOUISIANA, 2015).

A comparação inicialmente feita dos desastres da barragem de Fundão e da *Deepwater Horizon* poderia ter sido utilizada no sentido de extrair lições sobre os procedimentos já amadurecidos da NOAA para valoração e recomposição de danos ambientais. Outro aprendizado útil seria a identificação da(s) instituição(ões) brasileira(s) que pudesse(m) atuar à semelhança dos *trustees* para a elaboração de um documento de avaliação dos impactos ambientais e definição de requisitos mínimos de recomposição dos danos ambientais e sociais. A forma de governança do acordo norte-americano, em que a empresa poluidora não tem ingerência sobre as decisões sobre investimentos na recuperação, é mais uma reflexão cabível no processo de responsabilização e recomposição dos danos do rompimento da barragem de Fundão.

A experiência “paradigmática” do plataforma *Deepwater Horizon* foi utilizada especialmente para estabelecer um valor “*prima facie*” para o dano, embora o MPF reconheça a necessidade de contratação de um corpo pericial multidisciplinar independente para o diagnóstico e valoração do dano ambiental (MPF, 2016). A utilização de um valor preliminar e ancorado em um outro desastre ambiental inteiramente diverso do rompimento da barragem, talvez esteja mais vinculado ao requisito legal de apresentação de um valor da causa do que à inexperiência institucional na atribuição de valores econômicos do dano ambiental.