



Universidade de Brasília – UnB
Faculdade de Economia, Administração e
Contabilidade – FACE
Departamento de Economia
Programa de Pós-Graduação em Economia

MESTRADO EM ECONOMIA
GESTÃO ECONÔMICA DO MEIO AMBIENTE

**Abordagem Social e Espacial na Construção de
Indicadores de Biodiversidade**

MARIA LUIZA ALMEIDA LUZ

BRASÍLIA – DF

2017

MARIA LUIZA ALMEIDA LUZ

Abordagem Social e Espacial na Construção de Indicadores de Biodiversidade

Dissertação apresentada como requisito para a obtenção do título de Mestre em Economia - Gestão Econômica do Meio Ambiente, da Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade, Departamento de Economia, Centro de Estudos em Economia, Meio Ambiente e Agricultura (CEEMA), Universidade de Brasília (UnB).

Orientadora: Profa. Dra. Denise Imbroisi

BRASÍLIA – DF

2017

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente ao universo, por ter colocado em minha vida pessoas tão especiais que me acompanharam ao longo dessa jornada.

À Denise Imbroisi, minha orientadora, por todas as reuniões, trabalho e tempo despendidos para que essa dissertação ficasse excelente. Não tenho palavras para descrever a gratidão imensa por ser sua orientada desde a graduação, e por todo o conhecimento e oportunidades proporcionadas ao longo desses anos.

À minha família, pelo suporte incondicional de sempre.

Ao Thiago, por me acompanhar na jornada com muito amor e paciência.

Às minhas amigas Ariane e Maria, pelo apoio em todas as horas boas e ruins.

Ao meu amigo Eniomar, por escutar sempre.

À equipe de professores do CEEMA, pelas aulas brilhantes e, comprometimento e incentivo.

Às professoras Maria Vitória Ferrari, pela amizade em todos esses anos e por acreditar, e Raquel Blumenschein, pela sabedoria e apoio compartilhados nesse ano.

A todos que porventura lerem essa dissertação, que ela tenha sido útil de alguma forma, e que possibilite novos horizontes.

O espírito sem limites é o maior tesouro do homem – Ravenclaw

One must care about a world one will never see. — Bertrand Russel

RESUMO

Este trabalho propõe que a construção de indicadores de diversidade biológica incorpore os aspectos social e espacial. Para isso, a metodologia denominada Análise Social e Espacial - ASE foi, primeiramente, aplicada na análise de metas e indicadores brasileiros de biodiversidade apresentados nos relatórios nacionais para a Convenção sobre Diversidade Biológica referentes aos anos 2011 e 2015, além do conjunto nacional de indicadores do PainelBio apresentado em 2016. Em seguida, a ASE foi aplicada para investigar como o Brasil está em relação a países considerados avançados em suas políticas de conservação da biodiversidade, em termos de incorporação dos aspectos social e espacial em seus indicadores. Os resultados apontam que o Brasil avançou em seu processo metodológico, mas esse avanço ainda é frágil, principalmente em relação à rastreabilidade de informações apresentadas nos documentos oficiais. Os países, além de incorporar indicadores de biodiversidade em suas estratégias, devem assegurar que tais indicadores e metas sejam metodologicamente robustos, que as necessidades dos diferentes grupos sociais estejam representadas e que os indicadores sejam instrumentos adequados para avaliar a política à qual estão atrelados.

Palavras-chave: biodiversidade, teoria de indicadores, indicadores de diversidade biológica

ABSTRACT

This work proposes that the construction of indicators of biological diversity incorporate the social and spatial aspects. For this, the methodology called Social and Spatial Analysis - ASE was first applied in the analysis of Brazilian biodiversity targets and indicators presented in the national reports for the Convention on Biological Diversity for the years 2011 and 2015, in addition to the national set of indicators of biodiversity of PainelBio presented in 2016. The ASE was then applied to investigate how Brazil is in relation to countries considered advanced in their biodiversity conservation policies, in terms of incorporating the social and spatial aspects into their indicators. The results indicate that Brazil has advanced in its methodological process, but this progress is still fragile, especially in relation to the traceability of information presented in official documents. Countries, in addition to incorporating biodiversity indicators into their strategies, should ensure that such indicators, index and targets are methodologically robust, that the needs of different social groups are represented, and that indicators are appropriate instruments for assessing the policy to which they relate to.

Key words: biodiversity, indicators theory, indicators of biological diversity

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA – Agência Nacional de Águas

ASE – Abordagem Social e Espacial

BIP - Biodiversity Indicators Partnership

CDB - Convenção sobre Diversidade Biológica

CGEN – Conselho de Gestão do Patrimônio Genético

CNPO – Cadastro Nacional de Produtores Orgânicos

Coagre – Coordenação de Agroecologia

CONABIO - Comissão Nacional de Biodiversidade

CONEPE – Conselho nacional de Pesca e Aquicultura

DAP – Diretoria de Águas Protegidas

DCBio – Departamento de Conservação da Biodiversidade

DEX – Departamento de Extrativismo

DGE – Departamento de Gestão Estratégica

EF- Pegada Ecológica, do inglês *Ecological Footprint*

EMPIs - Indicadores de Desempenho Emergético, do inglês *Emergy Performance Index*

EPANB - Estratégia e Plano Nacional para a Biodiversidade

ESI - Índice de Sustentabilidade Ambiental, do inglês *Environmental Sustainability Index*

EU - União Europeia, do inglês *European Union*

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

ICMS – Imposto Sobre Circulação de Mercadorias e Serviços

ILAC - Iniciativa da América Latina e Caribe para o Desenvolvimento Sustentável

IPEA – Instituto de Pesquisas Econômica Aplicada

IUCN – International Union for Conservation of Nature and Natural Resources

LPI - Índice Planeta Vivo, do inglês *Living Planet Index*

MAPA – Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento

MCTI – Ministério de Ciência, Tecnologia e Inovação

MMA - Ministério do Meio Ambiente

OECD – Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico, do inglês *Organization for Economic Co-operation and Development*

ONU - Organização das Nações Unidas

PainelBio - Painel Brasileiro de Biodiversidade

PAN-Bio - Diretrizes e Prioridades do Plano de Ação para a Implementação da PNB

PGTA - Plano de Gestão Territorial e Ambiental

PIB - Produto Interno Bruto

PNB - Política Nacional de Biodiversidade

SBF – Secretaria de Biodiversidade de Florestas

SDC – Secretaria de Desenvolvimento Agropecuário e Cooperativismo

SE - serviços ecossistêmicos

SECEX – Secretaria Executiva

SEDR – Secretaria de Extrativismo e Desenvolvimento Rural e Sustentável

SINIMA - Sistema Nacional de Informação Ambiental

SRHU – Secretaria de Recursos Hídricos e Ambiente Urbano, MMA

TNC Brasil - The Nature Conservancy Brasil

UC – Unidade de Conservação

UNEP – Programa de Meio Ambiente das Nações Unidas, do inglês *United Nations Environment Programme*

UNEP-WCMC – Centro de Monitoramento para Conservação Mundial, do inglês *UNEP World Conservation Monitoring Centre*

WWF – Fundo Mundial para a Natureza, do inglês *World Wildlife Fund*

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1. Linha do tempo de substitutos a indicadores até 1992 (marco da Agenda 21).	31
Figura 5.1. Linha do tempo do cenário brasileiro na implementação das metas de biodiversidade.....	60
Figura 5.2. Composição da EPANB.	62
Figura 5.3. Análise das metas nacionais de biodiversidade para 2010.....	64
Figura 5.4. Análise das metas nacionais de biodiversidade para 2020.....	66
Figura 5.5. Aplicação da ASE para as 20 metas para 2020 de Brasil, Costa Rica e Alemanha.....	82

LISTA DE QUADROS

Quadro 3.1. Evolução do conceito de indicador/índice de 2001 a 2016.	34
Quadro 3.2. Dimensões relevantes para a escolha ou construção de indicadores.	37
Quadro 4.1. Vantagens e limitações dos índices de sustentabilidade.	55
Quadro 4.2. Abordagem Social e Espacial (ASE) para a construção de indicadores robustos.	57
Quadro 5.1. Indicadores Nacionais para Biodiversidade e Instituição Responsável.	69
Quadro 5.2. Conjuntos de metas/indicadores brasileiros aplicados à ASE e respectivos documentos analisados.....	70
Quadro 5.3. Abordagem social e espacial aplicada ao cenário brasileiro.	75
Quadro 5.4. Conjuntos de Metas para 2020 de Brasil, Costa Rica e Alemanha aplicados à ASE.....	78
Quadro 5.5. ASE aplicada às metas para 2020 de Brasil, Costa Rica e Alemanha.	81

SUMÁRIO

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	7
LISTA DE FIGURAS.....	9
LISTA DE QUADROS	10
1 INTRODUÇÃO	13
2 CAPÍTULO 1. A biodiversidade como um bem em si mesma e a importância da multidisciplinaridade para sua conservação apropriada	15
2.1 Importância da conservação da biodiversidade	15
2.2 Utilizando teorias ecológicas para abordar a conservação e algumas limitações da valoração econômica	18
2.3 Abordagens ecológicas e econômicas: uma aproximação necessária	21
2.4 A complexidade de se mensurar a biodiversidade.....	25
3 CAPÍTULO 2. Teoria de Indicadores aplicada à Biodiversidade	28
3.1 Indicadores para biodiversidade: evolução, objetivos e características	28
3.2 Dimensões relevantes para construção de indicadores	36
3.3 Construção social de indicadores de biodiversidade: limitações e desafios	40
4 CAPÍTULO 3. Construindo indicadores orientados às escalas social e espacial.....	46
4.1 A escala social: engajando <i>stakeholders</i> na construção de indicadores de biodiversidade	46
4.2 A escala espacial: composição natural e política dos indicadores	49
4.3 Da teoria à prática: como os indicadores têm sido incorporados em cenários reais.....	50
4.4 Abordagem Social e Espacial para construção de indicadores e metas de biodiversidade: uma proposta.....	57

5	CAPÍTULO 4. Análise das dimensões social e espacial em indicadores brasileiros de biodiversidade.....	59
5.1	Breve histórico do 4º e 5º relatórios nacionais para a CDB e da avaliação de suas metas	61
5.2	Aplicação da ASE para indicadores e metas de biodiversidade brasileiros	68
5.3	Aplicação da ASE para metas de biodiversidade da Costa Rica e Alemanha e comparação com o Brasil.....	76
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	84
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	89
8	ANEXOS	95
8.1	Anexo 1 – Metas Nacionais de Biodiversidade para 2010.....	95
8.2	Anexo 2 – Metas Nacionais de Biodiversidade para 2020.....	105

1 INTRODUÇÃO

A Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB) identificou cinco principais ameaças diretas à biodiversidade em nível global: perda e degradação de habitats; espécies exóticas invasoras; poluição e sobrecarga de nutrientes; superexploração e uso insustentável de recursos; e as alterações climáticas (UNEP, 2010). Spash e Aslaksen (2015) atribuem essas ameaças aos sistemas políticos e suas falhas, aos aumentos populacionais e econômicos, ao crescimento da demanda por extração cada vez maior de recursos e de uso de energia.

Além dos imperativos morais para sua conservação, a biodiversidade é essencial na estabilidade e funcionamento dos ecossistemas (PETROU *et al.*, 2015) e desempenha um papel fundamental em todos os níveis da hierarquia dos serviços ecossistêmicos (SE) (MACE *et al.*, 2012). Dessa maneira, fornece diversos benefícios econômicos diretos e indiretos para a humanidade e por isso a conservação da biodiversidade em todos os aspectos necessita aumentar, segundo Gao *et al.* (2014), nos níveis local, nacional e global. Eppink e Van der Bergh (2007) apontam que isso deve ser feito sem, no entanto, prejudicar a economia e o seu crescimento e poderá ser realizado pelos economistas se eles incorporarem em seus modelos indicadores de biodiversidade apropriados e teorias ecológicas. Além de incorporar indicadores de biodiversidade em suas estratégias, os países devem assegurar que tais indicadores sejam metodologicamente robustos, que as necessidades dos diferentes grupos sociais estejam representadas e que os indicadores são os instrumentos ideais para avaliar a política à qual estão atrelados.

Este trabalho propõe que a construção de indicadores de diversidade biológica incorpore os aspectos social e espacial. Para isso, a metodologia denominada Abordagem Social e Espacial (ASE) foi, primeiramente, aplicada na análise de metas e indicadores brasileiros de biodiversidade apresentados nos relatórios nacionais para a Convenção sobre Diversidade Biológica referentes aos anos 2011 e 2015, além do conjunto nacional de indicadores do Painel Brasileiro de Biodiversidade (PainelBio) apresentado em 2016. Em seguida, a ASE foi aplicada para investigar como o Brasil está em relação à Costa Rica e Alemanha, países considerados avançados em suas políticas de conservação da biodiversidade, em termos de incorporação dos aspectos social e espacial em seus indicadores. Os

resultados apontam que o Brasil avançou em seu processo metodológico, mas esse avanço ainda é frágil, principalmente em relação à rastreabilidade de informações apresentadas nos documentos oficiais.

Além de propor a Abordagem Social e Espacial para avaliar como o Brasil está construindo suas metas e indicadores de biodiversidade, os objetivos deste trabalho também são avaliar:

- como o Brasil vem construindo suas metas e indicadores de biodiversidade para apresentar à CDB,
- se há evolução entre os diferentes conjuntos de metas e indicadores brasileiros analisados,
- se a metodologia usada pelo Brasil atende aos requisitos da ASE, e;
- como o país está em relação a dois outros países cujas políticas são consideradas robustas, Costa Rica e Alemanha.

Para atingir os objetivos, este trabalho está estruturado da seguinte maneira: no Capítulo 1 é feito um levantamento bibliográfico da importância da conservação da biodiversidade, os pontos fortes das teorias ecológicas e os pontos fracos das teorias econômicas no que diz respeito à biodiversidade e porque uma aproximação entre essas duas escolas é necessária, finalizando com comentários sobre a complexidade de se mensurar a biodiversidade.

O Capítulo 2 traz uma bibliografia sobre a Teoria de Indicadores aplicada à biodiversidade, levantando os principais desafios e limitações na construção social de indicadores.

O Capítulo 3 apresenta a Abordagem Social e Espacial para a construção de indicadores robustos, demonstrando como as dimensões social e espacial são essenciais no processo e como indicadores têm sido aplicados em cenários reais.

O quarto e último capítulo aplica a Abordagem Social e Espacial para as metas nacionais de biodiversidade para 2010, 2020 e para o quadro de 28 indicadores do PainelBio e também para a Costa Rica e Alemanha, para comparar como tem sido a evolução do Brasil e seu estado em relação aos dois outros países.

Por fim apresentamos as considerações finais, referências bibliográficas e anexos.

2 CAPÍTULO 1. A biodiversidade como um bem em si mesma e a importância da multidisciplinaridade para sua conservação apropriada

2.1 Importância da conservação da biodiversidade

A diversidade biológica, ou biodiversidade, é um conceito multidimensional, cobrindo genes, espécies, ecossistemas e funções do ecossistema, com algumas abordagens ainda incluindo fatores abióticos em sua composição (EPPINK; VAN DER BERGH, 2007) e por isso é considerada complexa e difícil de mensurar de forma explícita (PETROU *et al.*, 2015). Em aplicações específicas, como na economia, a definição de biodiversidade deve ser feita de maneira cuidadosa. É preciso considerar se o conceito será sobre o número total de espécies, sobre a sua abundância ou em relação à sua representatividade. Depois, é preciso escolher se a estratégia de conservação enfatizará a preservação de espécies individuais, de paisagens ou de uma espécie que atua como indicadora da presença de outras (EPPINK; VAN DER BERGH, 2007).

Martinez-Lopez e Montes (2014), por sua vez, afirmam que as abordagens de conservação ocidentais tradicionais, ou seja, a legislação sobre espécies ameaçadas de extinção e áreas protegidas, embora necessárias, não são suficientes para diminuir as atuais taxas de perda de biodiversidade. Folke *et al.* (2011) ainda acrescentam que essas abordagens de conservação tradicionais podem desconectar a sociedade dos ecossistemas.

Palomo *et al.* (2014) citam três principais causas dessa desconexão. Em primeiro lugar, muitas áreas protegidas foram promovidas por ambientalistas e estudiosos de ciências naturais, mantendo a crença de que espécies, ecossistemas e paisagens devem ser protegidos contra impactos humanos. Este processo implicou na separação das pessoas de seu meio ambiente e, como resultado, limitou o acesso humano a serviços específicos de provisão (por exemplo, recursos florestais não-madeireiros, pesca, caça) e culturais (por exemplo, estética de paisagens, atividades recreativas e manutenção da identidade local).

Em segundo lugar, as áreas protegidas e sua legislação na sua maioria incidiram sobre os efeitos da ação humana (isto é, perda de habitat, mudanças climáticas, espécies exóticas invasoras, poluição, superexploração de recursos naturais) ao invés de incidir sobre as causas do problema (ou seja, os motores

políticos, econômicos e culturais). Por exemplo, mesmo com 17% dos ecossistemas terrestres e de áreas alagadas sob áreas protegidas, esses ecossistemas continuam a ser fragmentados e degradados e as causas reais dos problemas permanecem negligenciadas (SANTOS-MARTÍN *et al.*, 2013).

Por último, tais estratégias de conservação não integram suficientemente outros sistemas de conhecimento (indígenas e locais) e essa limitação contribui para corroer conhecimentos ecológicos locais, o que seria uma das causas de perda de biodiversidade e do fornecimento de seus múltiplos serviços ecossistêmicos (MARTIN-LOPEZ e MONTES, 2014).

No entanto, mesmo com a perda de resiliência e biodiversidade, em algumas situações o funcionamento do ecossistema pode permanecer praticamente inalterado. Isso se dá porque a prestação de serviços do ecossistema é afetada tanto pela diversidade de espécies *per se*, mas também pela diversidade funcional (ADMIRAAL *et al.*, 2013). Como formulado por McCann (2000), a biodiversidade por si só não é o motor de estabilidade do ecossistema, mas a estabilidade do ecossistema depende da diversidade funcional capaz de garantir respostas diferenciais a distúrbios ao meio ambiente. Espécies com características diferentes reagem de forma diferente a mudanças ambientais. No caso em que uma espécie é perdida, outra será capaz de se adaptar sob a mudança de condições e assim contribuir para a continuidade do ecossistema como um todo.

Assim, a diversidade funcional tem impactos na resiliência dos ecossistemas ecológicos. A maior variedade de grupos funcionais garante mais recursos para o fluxo de energia e ciclagem de nutrientes em um ecossistema (CADOTTE *et al.*, 2011), o que diminui a susceptibilidade dos ecossistemas às perturbações ambientais e a espécies invasoras e assim leva a uma maior resiliência ecológica.

Admiraal *et al.* (2013) afirmam que uma vez que a biodiversidade é reconhecida por seu papel na preservação de estruturas ecológicas em escalas locais, regionais e globais; e que a diversidade funcional é distribuída através dessas escalas, também é esperado que a resiliência ecológica funcione de maneira semelhante.

Os ecossistemas não são sistemas fechados e por isso respondem a entradas externas, tal como a migração dos indivíduos e das espécies por dispersão, e são ligados através de espécies que servem como conexões entre os sistemas. Tais forças são essenciais para manter uma grande variedade de características funcionais

dentro dos ecossistemas em uma escala local. Em escalas diferenciadas, forças regionais e globais afetam a gama de características funcionais nos ecossistemas em escalas locais. Essas forças podem ser de configuração da paisagem, a dispersão e migração das espécies, e essas características funcionais locais são mantidas ou adicionadas aos ecossistemas (ADMIRAAL *et al.*, 2013).

Uma complexidade adicional é que, enquanto a biodiversidade regional e a global apoiam a estabilidade do ecossistema local, os ecossistemas em escala local, por sua vez, apoiam a biodiversidade regional e global. Ecossistemas em escala local podem funcionar como fonte ou locais de passagem para as populações das espécies de áreas maiores. Espécies de aves e peixes muitas vezes se alimentam em uma área e caçam em outra, florestas podem favorecer a precipitação em áreas agrícolas e uma área pode fornecer polinizadores das espécies vegetais de outra área. O controle biológico e de polinização são serviços dos ecossistemas especialmente vulneráveis a mudanças em todas as escalas de biodiversidade (BENGTSSON *et al.*, 2002).

As espécies identificadas como conexões entre habitats aumentam a resiliência dos ecossistemas do qual fazem parte pela troca de material genético, troca de alimentos ou processos químicos ou físicos (LUNDBERG e MOBERG, 2003). Exemplos de conexões genéticas são insetos que contribuem para a polinização ou dispersão de sementes em geral, e assim promovem a troca genética entre plantas de diferentes áreas. Espécies com migrações de longa distância são vistas como conexões entre habitats. Em adição às espécies que possuem papéis em conexões espaciais, existem espécies que cumprem funções em escalas locais, tais como agentes de decomposição e agentes de processos físicos (ADMIRAAL *et al.*, 2013).

Quando existem espécies dispersoras de sementes, uma perda local de espécies pode ser reabastecida a partir da fonte de espécies regional. Assim, a biodiversidade regional funciona como uma memória ecológica externa que permite a reorganização da biodiversidade local quando há perturbações (BENGTSSON *et al.*, 2002; LUNDBERG e MOBERG, 2003). Como Loreau *et al.* (2003) colocaram a biodiversidade em nível regional fornece um seguro espacial e temporal em caso de perdas em biodiversidade local. Assim, enquanto a diversidade funcional suporta a adaptabilidade do ecossistema, a biodiversidade em uma escala maior apoia a diversidade funcional em escalas menores.

Por outro lado, Admiraal *et al.* (2013) reforçam que se um serviço ecossistêmico depende de uma função do ecossistema que é fornecida apenas por uma espécie, sua perda será preocupante. A perda de biodiversidade terá um pequeno efeito sobre o funcionamento do ecossistema unicamente se as espécies perdidas não contribuem de maneira singular a esse funcionamento.

No entanto, os limites para perdas de espécies ainda não foram identificados. A fronteira da biodiversidade interage com todas as outras fronteiras e pode ser enquadrada explicitamente como uma variável de resposta a mudanças em outras fronteiras, como a acidificação dos oceanos, ou como uma variável de controle, como alterações climáticas. Como a perda de biodiversidade aproxima-a de sua própria fronteira, reduz a condição das demais e move os demais limites também para mais perto de suas próprias fronteiras. Esta perturbação amplificada vai levar o sistema a um ritmo acelerado para um novo estado, que pode ser um potencial ponto de inflexão (MACE *et al.*, 2014).

Embora a perda de biodiversidade tenha um efeito fracamente agravante nas demais fronteiras, os efeitos de acidificação dos oceanos, uso da terra, mudança do clima, os nutrientes e os limites de água têm grandes impactos sobre a biodiversidade, uma vez que são suas principais causas de alteração. No entanto, com o melhor de nosso conhecimento, não conseguimos prever ainda quando esses limites serão acionados ou qual será a cadeia de eventos que poderá acelerar a perda de biodiversidade, embora haja previsões para tais cenários (BARNOSKY *et al.*, 2012).

É imprescindível trabalhar com a hipótese de que esses limites planetários possam jamais ser conhecidos. Sendo assim, a conservação da biodiversidade é pauta primordial que não deve basear-se somente em discursos políticos e/ou econômicos e, por isso, a seguir apresentamos uma revisão de como as teorias ecológicas podem otimizar os esforços de conservação da biodiversidade se trabalhadas conjuntamente com abordagens de diferentes disciplinas, e não isoladas.

2.2 Utilizando teorias ecológicas para abordar a conservação e algumas limitações da valoração econômica

As interações dos limites da biodiversidade com outros limites planetários podem ser mais significativas quando observadas em nível de biomas. Essas

interações podem sugerir limites mais urgentes e úteis para intervenções políticas do que a biodiversidade sozinha (MACE *et al.*, 2014).

O limite planetário para a biodiversidade, como proposto por Rockstrom *et al.* (2009), foi baseado em taxas de extinção de espécies globais, uma métrica de significado icônico na medição da biodiversidade tradicional, e que atua como uma causa e consequência das mudanças globais. No entanto, a falta de escalas bem estabelecidas capazes de demonstrar as relações e limites universais impede tal métrica de definir um espaço operacional seguro para a humanidade (MACE *et al.*, 2014).

Mace *et al.* (2014) afirmam que a abundância, a diversidade, a distribuição, a composição funcional e as interações de espécies em ecossistemas são os fatores que sustentam os ecossistemas e que, portanto, seriam as bases para as três métricas propostas para avaliar os limites da biodiversidade: a medida de diversidade filogenética, que representa a biblioteca genética de vida; a diversidade funcional; e a condição e extensão do bioma.

As métricas de diversidade filogenética e de diversidade funcional são propensas a indicar limites locais, possivelmente com respostas mais rasas em nível global. A métrica de bioma permite analisar limites sub-globais, mas possuem ligação fraca com o papel da biosfera na determinação de um espaço operacional seguro. Conjuntamente, tais métricas poderiam se aproximar dos limites de precaução das perturbações humanas, mas dizem pouco sobre os fatores que levam a mudanças no estado de equilíbrio geral ou como gerenciá-los. Este seria um desafio para os tomadores de decisão e vai exigir interpretação cuidadosa dos limites em diversos contextos de gestão e prática (MACE *et al.*, 2014).

Apesar das limitações, estas três métricas oferecem informações em diferentes escalas de tempo. O limite baseado na diversidade filogenética se relaciona com as consequências a longo prazo para os seres humanos, onde as perdas são efetivamente irreversíveis. Qualquer variação genética existente pode um dia fornecer benefícios inesperados, mas prever exatamente qual elemento será essencial no futuro não é possível. Em contrapartida, os benefícios humanos relacionados com a extensão e condição dos biomas devem se propagar por milênios, mas a mudança dos sistemas globais levará ao longo do tempo a mudanças no funcionamento estável dos biomas. O limite de características funcionais é provavelmente o mais próximo e

previsível porque é definido por características significativas e conhecidas atualmente (MACE *et al.*, 2014).

Essa maneira ecológica de descrever a funcionalidade dos ecossistemas, utilizando relações causais entre partes de um sistema, coloca os ecossistemas como ativos da humanidade, como estoques de capital natural do ecossistema de onde emanam fluxos de serviços. Assim as valorações ecológicas se preocupam com a manutenção da complexidade, da estrutura e da capacidade de um ecossistema para auto regeneração e resiliência (ADMIRAAL *et al.*, 2013).

A ecologia pode, por exemplo, descrever como as árvores podem estabilizar encostas ou o valor da sobrevivência de determinados traços em organismos (FARBER *et al.*, 2002). Com isso, teorias ecológicas estão intimamente ligadas ao conceito de sustentabilidade dos ecossistemas e, portanto, têm um potencial para preencher as informações nas lacunas das valorações econômicas, uma vez que oferece uma perspectiva sobre o funcionamento dos ecossistemas, que por sua vez possuem significado econômico (ADMIRAAL *et al.*, 2013).

Eppink e Van den Bergh (2007) fornecem uma visão geral das teorias ecológicas já em uso em modelos econômicos. Algumas dessas teorias tratam sobre a dinâmica em pequena escala e, portanto, são úteis em modelos de relação custo-eficácia e de extração de recursos em pequena escala. Teorias que oferecem visões amplas de todo o sistema são então úteis para modelos econômicos aplicados em grande escala espacial. Os autores concluem que as teorias lidam predominantemente em nível de espécies e que há uma clara ausência de teorias que lidam com a resiliência dos ecossistemas, o que, no âmbito dos modelos econômicos, torna-se problemático. Admiraal *et al.* (2013) citam Isbell *et al.* (2011) e Tilman *et al.* (1996) para demonstrar que experimentos com riqueza de espécies de plantas confirmam que, para garantir a prestação de um serviço ecossistêmico ao longo do tempo, uma maior biodiversidade melhora o funcionamento e a estabilidade da produtividade do ecossistema.

Assim, o valor econômico total por si só pode não dar uma indicação da capacidade de um ecossistema de manter a futura prestação de serviços, e o colapso de um ecossistema pode aparecer como apenas uma mudança marginal futura. Dessa maneira, projetos que utilizam avaliações econômicas para informar as

decisões sobre o quanto manter e o quanto converter do meio ambiente para outros usos não salvaguardam benefícios para utilização futura (ADMIRAAL *et al.*, 2013).

2.3 Abordagens ecológicas e econômicas: uma aproximação necessária

Os pontos levantados na seção anterior não possuem o propósito de negar o papel da ciência econômica na sociedade. Servem, por conseguinte, para justificar que apenas a abordagem econômica não será suficiente para atingir objetivos globais de conservação. A linguagem econômica é persuasiva e poderosa principalmente para públicos que antes poderiam ser pouco receptivas à conservação. O que se propõe é uma multidisciplinaridade de abordagens; as teorias ecológicas podem preencher as lacunas da teoria econômica no contexto da biodiversidade, e também fornecer subsídios para sua valoração intrínseca, enquanto as teorias econômicas informam os resultados de maneira eficiente e aceita globalmente.

A abordagem de serviços ecossistêmicos é a que tem sido mais utilizada em estudos de valoração, uma vez que as funções dos ecossistemas são difíceis de traduzir em termos monetários. Os serviços ecossistêmicos foram definidos pela Avaliação Ecossistêmica do Milênio como os benefícios que os seres humanos obtêm dos ecossistemas, e classificados de acordo com quatro categorias: abastecimento, regulação, suporte e serviços culturais (CIMON-MORIN *et al.* 2013).

A ligação entre a biodiversidade e serviços ecossistêmicos é complexa, dado que a biodiversidade tem um papel fundamental em todos os níveis de produção dos serviços ecossistêmicos. A biodiversidade pode atuar como um regulador das funções do ecossistema, por exemplo, espécies polinizadoras; ela própria como um serviço ecossistêmico, por exemplo, espécies cultivadas; e como um bem, por exemplo, os valores carismático e estético diretamente consumidos por seres humanos. Devido à dependência do fornecimento intrincado de serviços ecossistêmicos sobre a biodiversidade, a perda de espécies poderia ameaçar o bem-estar (CIMON-MORIN *et al.* 2013, citando diversos autores).

Parte da estrutura proposta para serviços ecossistêmicos identificam como viável para a valoração unicamente de benefícios do ecossistema, que se referem principalmente aos recursos naturais e *commodities*, como alimentos, água potável ou matérias-primas. O argumento por trás dessa escolha é evitar a dupla contagem, separando processos, serviços intermediários, que podem impactar muitos

benefícios, dos produtos finais. Valorar funções específicas impede a dupla contagem e assegura que a informação sobre muitos serviços de regulação e de manutenção pertinentes esteja disponível para políticas de conservação (SCHRÖTER *et al.*, 2014).

Também com o intuito de reduzir o problema da dupla contagem, Wallace (2007) dividiu os serviços ecossistêmicos finais em serviços diretos e os serviços ecossistêmicos intermediários como serviços indiretos, e recomendou que delinear os serviços ecossistêmicos entre essas duas categorias reduz o risco de dupla contagem. Por exemplo, o fornecimento de alimentos é um serviço final. Considerando que o serviço de polinização de culturas alimentares é um serviço intermediário, o valor da polinização deve ser incorporado no valor da produção de alimentos.

No entanto, dada a complexidade das estratégias de conservação tradicionais e do relacionamento entre a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos, que são principalmente orientados para a biodiversidade como um bem, tais estratégias podem não ser eficazes na proteção dos serviços. Por outro lado, projetos voltados para a conservação dos serviços ecossistêmicos a fim de satisfazer as necessidades da sociedade poderiam resultar em sacrifícios de alguns elementos da biodiversidade, diluindo os esforços de conservação já débeis e os poucos recursos disponíveis (CIMON-MORIN *et al.*, 2013).

Apesar desses achados conflitantes, a análise custo-benefício constitui uma justificativa importante para a conservação da biodiversidade. Adicionalmente, dado que os custos de conservação não são sempre pagos por aqueles que derivam de seus benefícios, a inclusão de serviços ecossistêmicos na análise custo benefício faz com que seja possível identificar os verdadeiros beneficiários da conservação. Em um mundo onde a maioria dos custos são cobertos por comunidades locais, especialmente em países em desenvolvimento, a identificação de novos beneficiários pode ajudar a proteger as fontes de financiamento adicionais. Por exemplo, a conservação do fluxo global de serviços ecossistêmicos poderia ser assegurada pela comunidade internacional, e a conservação de outros serviços ecossistêmicos seria em nível nacional. Isso seria o ideal, uma vez que os níveis globais e nacionais geralmente são os que mais se beneficiam da conservação, mas ainda tendem a pagar menos por isso (CIMON-MORIN *et al.*, 2013).

Intervenções políticas, tais como investimentos na proteção ou melhoria dos ecossistemas irão tipicamente aumentar o fluxo dos serviços ecossistêmicos ao longo

do tempo, introduzindo assim um elemento dinâmico em qualquer análise econômica. Além disso, quando os ecossistemas são perturbados por algumas mudanças, seja uma mudança no uso da terra ou uma degradação, o efeito sobre o bem-estar terá similarmente uma dimensão intertemporal (ATKINSON *et al.*, 2012).

Assim, deve-se pensar em termos de ecossistemas fundamentais ou ativos da biodiversidade e, em particular, nas alterações no valor dos ativos que ocorrem como resultado de intervenções humanas positivas ou negativas, deliberadas ou não. Em termos gerais, o que precisa ser avaliado aqui é a mudança potencial em nossas perspectivas para o futuro, dado o que está acontecendo aos ecossistemas e à biodiversidade no presente. Pensar em ecossistemas como ativos em oposição à ênfase apenas nos serviços ainda é relativamente novo, mas cada vez mais proeminente. Essa perspectiva alinha o estudo da economia dos recursos naturais com outras áreas da economia e resulta em uma melhor compreensão dos ecossistemas como ativos complexos que originam serviços multidimensionais (ATKINSON *et al.*, 2012).

Admiraal *et al.* (2013) afirmam que as noções de resiliência dos ecossistemas precisam ser adicionadas ao conceito de valor econômico total para apoiar decisões que promovam o uso sustentável dos serviços ecossistêmicos. A teoria da diversidade funcional e conexões móveis podem melhorar a capacidade de adaptação dos ecossistemas e assim evitar que sofram mudanças para outros regimes de estabilidade. Essas teorias muitas vezes referem-se à biodiversidade como um mecanismo de seguro. Assim, investir na diversidade funcional asseguraria um limite maior de estabilidade do ecossistema e investir na biodiversidade em escala regional por meio das conexões móveis de espécies pode ser visto como um mecanismo de seguro da memória ecológica, que funcionaria como provedor de espécies perdidas a partir de um estoque regional.

Muitas vezes a resiliência de ecossistemas pode incluir populações de espécies que não seriam consideradas necessárias na otimização do valor econômico total, porque seu valor não seria reconhecido no exercício da valoração. O benefício para os seres humanos de um estoque de resiliência da biodiversidade seria sua capacidade de manter um ecossistema adaptável a tensões, mantendo constante o fluxo de serviços ecossistêmicos. Essa capacidade seria expressa em termos de diversidade funcional, enquanto mais diversidade é igual a uma maior resiliência. Um

dos problemas é que os limites dos ecossistemas são frequentemente desconhecidos, o que torna também desconhecido o estoque de resiliência que seria necessário. Nesse ponto depara-se com os limites da ecologia preditiva, de maneira que seria pretencioso pretender que a ecologia poderia prever os limites exatos dos ecossistemas (NORGAARD, 2010; POLASKY *et al*, 2011).

Mesmo quando quantificar a resiliência da diversidade funcional continua fora do alcance do instrumental teórico da gestão dos ecossistemas, investir na diversidade funcional garante que o regime do sistema não mude abruptamente (ADMIRAAL *et al.*, 2013).

Assim, os conceitos de valor de seguro e da resiliência são parte da perspectiva para a análise da sustentabilidade de sistemas, enquanto a avaliação econômica é um método para otimização. Esta distinção sugere que os dois se aplicam a diferentes fases de um processo e, por conseguinte, se complementam (FISHER *et al.*, 2009).

Também se questiona a capacidade dos métodos de valoração de abordar para fins práticos a relação empírica entre os estoques de ativos, o fluxo de serviços, bem como a forma como estes serviços são avaliados em diferentes níveis de estoque (PASCUAL *et al.*, 2010). Krutilla e Fisher (1974) discutiram esse ponto extensamente, mas também têm sido feitas análises recentes, e muitas vezes considerando a riqueza ecológica, no caso de ativos para os quais existem possibilidades limitadas de substituição (em termos de bem-estar que eles fornecem), ou seja, quando o valor marginal do serviço, seu preço relativo, é susceptível a aumentar ainda mais rapidamente à medida que o ativo é cada vez mais degradado ou convertido em outro ativo (ATKINSON *et al.*, 2012).

Gerlagh e van der Zwann (2002) consideram que essas possibilidades de substituição são uma função do próprio estoque de ativos. Isto é, quando um recurso tal como um ecossistema é relativamente abundante, as perdas em ativos são consideradas sem importância no sentido de que essa fonte de bem-estar poderia ser facilmente substituída por outra coisa. No entanto, depois de um limiar, as possibilidades de substituição diminuem rapidamente. Em outras palavras, a perda dos bens naturais continuou além deste ponto crítico até não poder mais ser compensado e, pelo contrário, aumenta a perspectiva de significativos impactos negativos no bem-estar futuro. Para prosseguir a um progresso empírico dessa

questão seria preciso chegar a uma decisão sobre a elasticidade de substituição entre um recurso natural e outras ações produtivas.

Essas considerações evidenciam a complexidade intrínseca de se mensurar e, por conseguinte, valorar a biodiversidade, tópico que será aprofundado na seção seguinte.

2.4 A complexidade de se mensurar a biodiversidade

Ao longo da última década, inúmeras métricas para as espécies, incluindo abundância, risco de extinção, distribuição, variabilidade genética, substituição de espécies, traço e diversidade, foram utilizadas para criar indicadores para acompanhar como a biodiversidade mudou. Estes indicadores têm mostrado que a perda de biodiversidade continua e os seres humanos devem responder a isso para garantir a prestação dos serviços naturais e prevenir catástrofes. Mas quais métricas fornecem os indicadores mais informativos e em que circunstâncias? E como pode a crescente lista de indicadores servir para melhorar as decisões políticas de conservação? (COLLEN e NICHOLSON, 2014)

Para um indicador ajudar a alcançar um determinado alvo de conservação, o indicador e o alvo devem ser estreitamente alinhados. Um indicador que é vagamente relacionado com o resultado desejado pouco serve para medir o progresso em direção a esse resultado. Além disso, fatores como governança, financiamento e elementos da biodiversidade na área do indicador não podem ser ignorados e a utilização de apenas uma métrica como um indicador pode não ser suficiente para alcançar o resultado desejado (COLLEN e NICHOLSON, 2014).

Idealmente, a cadeia entre o sistema métrico, o indicador e a política deverá começar com metas específicas. Na gestão da pesca, metas são expressas, tipicamente relacionadas com a sustentabilidade das unidades populacionais de peixes; isso ajuda a guiar as políticas de pesca e na gestão de intervenções para detectar os impactos da pesca na biodiversidade marinha (COLLEN e NICHOLSON, 2014).

As metas podem variar amplamente em escala; métricas como biomassa total e média do nível trófico são usadas para avaliar as metas de sustentabilidade para o manejo de ecossistemas, enquanto mudanças na abundância são utilizadas para construir indicadores para manejar estoques específicos de peixes. Em contraste, as metas de biodiversidade global tendem a ser menos específicas e o alinhamento entre

métrica, indicador e meta pode ser fraco. Por exemplo, uma das metas da CBD é a redução dos poluentes a nível que não degradem o funcionamento dos ecossistemas ou a biodiversidade. Essa meta louvável não detalha quais poluentes, funções do ecossistema ou aspectos particulares da biodiversidade que devem ser atingidos. Essa distinção é importante porque muitas funções intercambiam-se com outras, e o priorizar alguns aspectos da biodiversidade ocorre ao custo de não priorizar outros aspectos. Essa falta de definições dificulta a identificação de quais intervenções funcionam melhor. Uma maneira de melhorar esses esforços de conservação é melhorar a predição sobre os ecossistemas e a biodiversidade (COLLEN e NICHOLSON, 2014).

A conservação eficaz exige uma explícita compreensão das ligações entre os resultados desejados de conservação, a forma como esses resultados podem ser medidos e a proposta de ações necessárias para alcançá-los. Uma maneira de alcançar este objetivo é projetar para a frente os impactos de uma política prospectiva. Fazendo assim, tanto o impacto da política e a capacidade dos indicadores para detectar alterações na biodiversidade podem ser medidos. Ao avaliar políticas alternativas a um conjunto de métricas, uma melhor combinação de indicadores para avaliar os impactos da política pode ser identificada (COLLEN e NICHOLSON, 2014).

Debates sobre o valor intrínseco da natureza continuam a ser relevantes, demonstrando que a natureza tem significativo valor instrumental para a subsistência humana ou bem-estar humano de forma mais ampla. Não obstante, a etapa crucial seguinte seria o desenvolvimento de ações políticas que abordem as taxas atuais e projetadas de destruição de ecossistemas e perda de biodiversidade (ATKINSON *et al.*, 2012).

Apesar de todo o exposto, ainda não parece haver lugar explícito para o valor da biodiversidade como um bem em si mesma. Na verdade, uma problemática significativa sobre as valorações recentes dos ecossistemas é que a ênfase sobre os serviços ecossistêmicos pode ironicamente levar à omissão do papel vital que a biodiversidade desempenha tanto na prestação desses serviços e como fonte de valor em si mesma (ATKINSON *et al.*, 2012).

Encontrar modelos, métricas e ferramentas que avaliem as maneiras pelas quais as atividades humanas atuais são insustentáveis é uma reconhecida necessidade das sociedades humanas (SINGH *et al.*, 2012). Contudo, as

características multidimensionais e multiescalas da biodiversidade tornam uma avaliação completa difícil e com custo extremamente elevado (GAO et al., 2014). Segundo Petrou et al. (2015), campanhas *in-situ* são a forma mais precisa de medir certos aspectos da biodiversidade, tais como a distribuição e população de espécies vegetais e animais, mas seus custos também são comprovadamente elevados, exigem tempo ou são simplesmente impossíveis de realizar.

Contudo, já existem teorias que ajudam a diminuir esses desafios, traduzindo a complexidade da biodiversidade em valores qualitativos e quantitativos que podem, por sua vez, resultar em cenários mais fidedignos da biodiversidade nas diversas esferas de análise (econômica, social, política, ambiental). Essas teorias necessitam de melhoramento e atualização constantes para acompanhar os avanços da ciência, mas nem por isso podem ser desconsideradas. A teoria de indicadores de biodiversidade é uma delas, e uma revisão de seu estado da arte será apresentada no capítulo seguinte.

3 CAPÍTULO 2. Teoria de Indicadores aplicada à Biodiversidade

O ano de 2010 foi declarado pela Organização das Nações Unidas (ONU) como o Ano Internacional da Biodiversidade e a década 2010-2020 como a Década da Biodiversidade. Apesar disso, as metas de 2010 para conter a perda de biodiversidade não foram cumpridas, levando a CBD e a EU (União Europeia, do inglês European Union) a atualizarem suas estratégias para o horizonte 2020, com a aprovação pela CBD do Plano Estratégico para a Biodiversidade 2011-2020 e das chamadas Metas de Aichi da Biodiversidade (CBD em 2012), como critérios para a consecução dos objetivos definidos em 2020 (PETROU *et al.*, 2015).

Mas esses e outros esforços de conservação não estão acompanhando adequadamente o crescimento das pressões sobre a biodiversidade, provenientes das ameaças de atividades humanas como fragmentação do uso do solo, poluição, alterações climáticas (EPPINK; VAN DER BERGH, 2007), desmatamento e degradação florestal (GAO *et al.*, 2014).

Maxim (2012) lembra que, em nível regional, a decisão sobre a gestão da biodiversidade muitas vezes baseia-se em medidas ecológicas e socioeconômicas, mas questões complexas, como os aspectos sociais, econômicos e políticos das relações entre a biodiversidade e as atividades dos seres humanos não são fáceis de monitorar.

O uso de indicadores de biodiversidade é uma das formas de se estudar a biodiversidade e suas interações com os seres humanos, e será abordado a seguir.

3.1 Indicadores para biodiversidade: evolução, objetivos e características

Os que advogam pela manutenção da biodiversidade perceberam que era impraticável reconhecer diretamente todos os elementos da biodiversidade dado o vasto número de espécies, especialmente invertebrados e microrganismos, pouco conhecidos ou não descritos, ou os componentes genéticos da biodiversidade. Então, conservacionistas necessitaram de substitutos que pudessem ser prontamente manejados, assumindo que esse manejo beneficiaria uma porção maior da biodiversidade (HUNTER *et al.*, 2016).

Os primeiros usos de substitutos ecológicos surgiram no início de 1893, em atividades que utilizavam um processo ou elemento ecológico (espécies,

ecossistemas ou fator abiótico) para representar ou servir como *proxy* de um outro aspecto do sistema ecológico (HUNTER et al., 2016). Esse uso é claramente consistente com a definição de Hunter (2016) para indicadores substitutos, um tipo de substituto que provê informação sobre outro aspecto de um sistema ecológico, como por exemplo, medir a densidade populacional de uma espécie porque ela provê informação sobre a condição de um ecossistema. Essa abordagem enfatiza um olhar mecanicista e estatístico sobre os substitutos que é popular entre cientistas ambientais.

Quase um século depois do surgimento da ideia de substitutos ecológicos, em 1981, Frankel e Soule propuseram a ideia de espécie guarda-chuva, quando uma espécie é usada para representar a biodiversidade para fins de manejo. Similarmente ao nível de ecossistemas, em 1987, Noss afirmou que proteger um arranjo representativo de ecossistemas englobaria a biodiversidade em nível de espécies e até mesmo em nível genético, com relativamente poucas espécies ficando de fora do filtro de proteção (HUNTER et al., 2016).

O termo “substitutos de manejo” também é utilizado quando um tipo de substituto é considerado uma ferramenta de manejo ao representar um outro aspecto de um sistema ecológico que seria o objetivo principal do manejo. Por exemplo, manejar uma espécie porque isso facilita a manutenção da integridade de um dado ecossistema. Assim, os substitutos de manejo têm seu foco principalmente em facilitar o manejo de sistemas ecológicos enquanto indicadores substitutos têm seu foco em prover informação sobre esses sistemas (HUNTER et al., 2016).

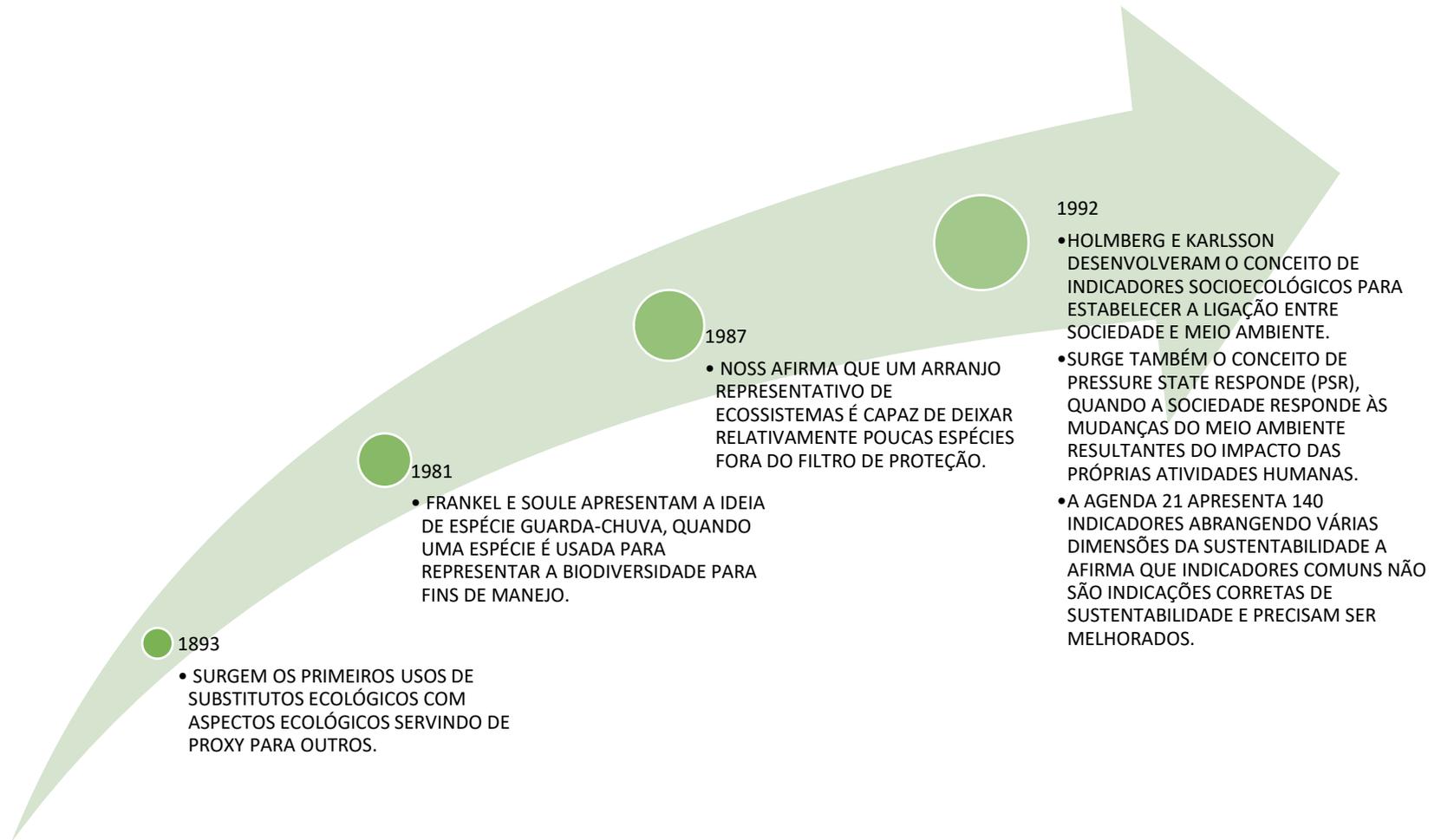
Avançando para 1992, Holmberg e Karlsson desenvolveram o conceito de indicadores socioecológicos, a fim de estabelecer a ligação entre sociedade e meio ambiente. Outro desenvolvimento importante nesta área foi o conceito de *Pressure State Response* - PSR, que define o impacto das atividades humanas que exercem 'pressões' no ambiente resultando em mudanças na qualidade e na quantidade de condições ambientais. Por conseguinte, a sociedade responde a essas mudanças para sua própria adaptação e essa resposta atua como um feedback das atividades humanas que levam às pressões originais. Em 1997, a Agência Europeia do Ambiente e o Gabinete Europeu de Estatística adotaram o modelo *Driving Force Pressure State Impact Response* - DPSIR, que é uma extensão da estrutura PSR. Segundo Singh et al. (2012), as consequências do desenvolvimento desses dois modelos surgiram na

Conferência Mundial sobre o Meio Ambiente – Rio 92, com o documento Agenda 21, que apresenta uma lista de cerca de 140 indicadores, abrangendo várias dimensões da sustentabilidade.

Em seu capítulo 40, a Agenda 21 registra que indicadores comuns como Produto Interno Bruto (PIB) ou medições individuais de fluxos de recursos ou poluição não são indicações corretas de sustentabilidade e que métodos que avaliem interações entre ambiente, sociedade e desenvolvimento não estão suficientemente desenvolvidos. Assim surge a necessidade de desenvolver indicadores de desenvolvimento sustentável como bases sólidas para a tomada de decisão em todos os níveis, contribuindo para a auto-regulação do meio ambiente e o desenvolvimento integrado de sistemas (SICHE et al., 2008). Podemos concluir que a Agenda 21 é um divisor de águas no que diz respeito ao desenvolvimento de indicadores. A linha do tempo apresentada na Figura 3.1 ilustra o caminho de substitutos a indicadores até a Agenda 21. A evolução do próprio conceito de indicadores a partir da Agenda 21 será abordada com profundidade logo em seguida.

Nota-se que o uso de indicadores começa com uma abordagem ecológica e mecanicista de substitutos ecológicos e chega à Agenda 21 já com uma visão socioeconômica que, no entanto, ainda não é suficiente para solucionar as demandas que surgem em relação aos estudos de impacto e perda de biodiversidade atuais. Apesar do conceito de substitutos ecológicos já existir na ecologia há mais de um século, indicadores apropriados para as demandas da biodiversidade que incluam a esfera social e cultural é um conceito relativamente moderno.

Figura 3.1. Linha do tempo de substitutos a indicadores até 1992 (marco da Agenda 21).



Fonte: Elaboração da autora a partir dos autores referenciados.

Seguindo então as orientações do documento da Rio 92, a academia voltou-se para o aprimoramento dos indicadores. A primeira etapa é quanto ao próprio conceito de indicador, que condiciona sua aplicabilidade nas etapas posteriores. Assim, apresentamos a seguir diversos conceitos encontrados na literatura em ordem cronológica, tanto para avaliar sua evolução a partir da Agenda 21, quanto se avaliar qual o conceito mais adequado aplicável a este trabalho.

Para Godfrey e Todd (2001), indicadores surgem a partir da mensuração daquilo que nos interessa e são adotados por países e empresas por causa de sua capacidade de resumir, concentrar e condensar a enorme complexidade do nosso ambiente para uma quantidade gerenciável de informações significativas. Warhurst (2002) complementa que assim, a informação originalmente complexa pode então ser simplificada, quantificada, analisada e comunicada por meio de indicadores.

Niemeijer (2002), aborda que indicadores tornam perceptível uma tendência ou fenômeno que não é imediatamente detectável, principalmente para fins de política, pois ao condensar uma quantidade esmagadora de informações, ajudam os formuladores de políticas a ver padrões em larga escala e a determinar a ação apropriada. Ainda segundo o mesmo autor, indicadores ambientais fornecem *insights* sobre o estado e a dinâmica do ambiente e tipicamente incluem indicadores físicos, biológicos e químicos e indicadores de pressões ambientais, condições e respostas sociais. Indicadores ecológicos são muitas vezes considerados um subconjunto dos indicadores de meio ambiente que se aplicam aos processos ecológicos.

Para a Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OECD, do inglês *Organization for Economic Co-operation and Development*) (2002a), um indicador é uma variável que descreve uma característica do estado de um sistema, geralmente por meio de dados estimados. Alguns indicadores podem dar informações sobre a posição do sistema em relação aos limites de sustentabilidade ou metas determinadas, são os chamados “indicadores de distância em relação ao objetivo”. Quando muitos indicadores são usados, eles são apresentados num quadro de categorias, ou em um índice, que é um agregado quantitativo de diversos indicadores e pode proporcionar uma visão simplificada, coerente e multidimensional de um sistema.

De acordo com KEI (2005), indicadores e indicadores compostos são uma ferramenta útil para a elaboração de políticas e comunicação pública na transmissão

de informações sobre o desempenho dos países em questões como o ambiente, a economia, a sociedade ou desenvolvimento tecnológico.

Em termos gerais, um indicador é uma medida quantitativa ou qualitativa derivada a partir de uma série de fatos observados que podem revelar posições relativas (por exemplo de um país) em uma determinada área. Quando avaliada em intervalos regulares, um indicador pode apontar a direção da mudança entre as unidades diferentes e através de tempo. No contexto da análise de políticas, os indicadores são úteis na identificação de tendências e chamam a atenção para problemas especiais. Eles também podem ser úteis na definição das prioridades políticas e na avaliação comparativa ou monitoramento de desempenho. Um indicador composto é formado quando os indicadores individuais são compilados em um único índice na base de um modelo subjacente. O indicador composto idealmente deve medir conceitos multidimensionais que não podem ser capturadas por um indicador único (OECD, 2008)

Indicadores de serviços ecossistêmicos podem atuar aproximando diferentes disciplinas, dados e fronteiras, e também como um meio para a integração e comunicação de informação entre múltiplos atores com uma linguagem simples (SMITH et al., 2013).

Gao et al. (2014) afirmam que indicadores são medidas substitutas de outros componentes da biodiversidade que, para Saarela e Rinne (2016), constituem ferramentas de comunicação que simplificam sistemas complexos para que possam ser entendidos.

Segundo Petrou (2015), indicadores podem avaliar a situação e tendência dos componentes da biodiversidade, medir as pressões e quantificar a perda de biodiversidade em nível de genes, populações, espécies e ecossistemas, em várias escalas. Eles podem ser mensurados diretamente ou calculados utilizando modelos estatísticos e podem ter uma aplicabilidade global, regional ou nacional.

Mononen et al. (2015), Diehl et al. (2015), e Saarela e Rinne (2015) apontam que os indicadores não são apenas um meio de estruturar e comunicar informações, mas também o resultado de decisões politicamente normativas para o que é importante. Em outras palavras: o que é considerado como relevante para a análise e

a justificativa para um indicador é sensível ao contexto e depende das normas e costumes dos atores na seleção de indicadores.

Isso transforma a seleção do indicador em um processo político que é susceptível de ser contestado pelas partes interessadas, que podem pensar que sua agenda não foi adequadamente aplicada, no pior dos casos, causando conflitos nas avaliações de impacto (Diehl *et al.*, 2015).

O Quadro 3.1 acompanha a evolução dos conceitos de indicador a partir do ano de 2001 até o presente:

Quadro 3.1. Evolução do conceito de indicador/índice de 2001 a 2016.

Ano	Autor	Conceito	Definição
2001	Godfrey e Todd.	Indicadores	Resume, concentra e condensa a complexidade do ambiente em uma quantidade gerenciável de informações.
2002	Warhurst.	Indicadores	Conceituam fenômenos, avaliam tendências e identificam pontos críticos para simplificar, quantificar, analisar e comunicar informações.
2002	OECD	Indicador	Variável que descreve uma característica do estado de um sistema geralmente por meio de dados estimados.
2002	OECD	Índice	Agregado quantitativo de diversos indicadores que proporciona uma visão simplificada, coerente e multidimensional de um sistema.
2002	OECD	Indicadores de distância em relação ao objetivo	Fornecem informações sobre a posição do sistema em relação a limites de sustentabilidade ou metas determinadas.
2002	Niemeijer	Indicadores	Destacam condições ambientais e tendências para fins de política.
2002	Niemeijer	Indicadores de meio ambiente	Isolam os principais aspectos dentre uma grande quantidade de informações para fornecer padrões que ajudem na tomada de decisão.
2005	KEI	Indicadores e indicadores compostos	Transmitem informações sobre o desempenho de países em questões ambientais, econômicas, sociais e de desenvolvimento tecnológico.
2008	OECD	Indicador	Medida quantitativa ou qualitativa derivada a partir de uma série de fatos observados. Revelam a posição relativa de um país em determinada área. Definem prioridades políticas e identificam tendências.
2008	OECD	Índice ou indicador composto	Formado a partir de indicadores individuais compilados, idealmente deve medir conceitos multidimensionais que não podem ser capturados por um indicador único.
2013	Smith <i>et al.</i>	Indicadores de serviços ecossistêmicos	Atuam aproximando diferentes disciplinas, dados e fronteiras, e também como um meio de integração e comunicação de informação entre múltiplos atores com linguagem simples.
2014	Gao et al.	Indicadores	Medidas substitutos de outros componentes da biodiversidade. Avaliam situação e tendência dos componentes da biodiversidade, medem as pressões e quantificam a perda de biodiversidade em todos os níveis e em diversas escalas. São mensurados direta ou indiretamente e tem aplicabilidade global, regional ou nacional.
2015	Petrou	Indicadores	Não apenas estruturam e comunicam informações, mas também o resultado de decisões políticas para o que é importante.
2015	Mononen <i>et al.</i> ; Diehl <i>et al.</i> ; Saarela e Rinne	Indicadores	São ferramentas de comunicação que simplificam sistemas complexos.
2016	Saarela e Rinne	Indicadores	São ferramentas de comunicação que simplificam sistemas complexos.

Fonte: elaboração própria, a partir dos autores referenciados.

É possível constatar que as definições de indicadores evoluíram de medidas simples das condições do meio ambiente para ferramentas que integram as perspectivas ambientais, sociais, econômicas e políticas da situação em que será empregado. Uma vez que o sucesso de qualquer programa ou política de conservação depende em primeira instância do engajamento dos atores que dela farão parte, sejam os formuladores de políticas ou os cidadãos que a eles serão submetidos, o avanço do conceito de indicadores de uma linguagem técnica específica da ecologia para uma abordagem multidisciplinar só tem a trazer benefícios para o sucesso de sua implantação e para o alcance de seus objetivos.

Petrou (2015) indica que entre os conjuntos mais aceitos de indicadores estão os propostos pela Convenção da ONU sobre a Diversidade Biológica - CDB, com o objetivo de monitorar o progresso no sentido da realização das metas definidas em escala global em 2010.

Uma das metas propostas foi “dar suporte a esforços nacionais e regionais em estabelecer ou fortalecer o monitoramento da biodiversidade e reportar sistemas que permitam que os países membros estabeleçam suas próprias metas e programas de avaliações quanto aos objetivos de biodiversidade propostos em nível nacional e/ou regional¹”. E com isso, em 2011, o Centro de Monitoramento para Conservação Mundial (UNEP-WCMC, do inglês *UNEP World Conservation Monitoring Centre*) publica o Guia para o Desenvolvimento e Uso de Indicadores de Biodiversidade Nacionais (do inglês “Guidance for National Biodiversity Indicator Development and Use”), criado pelo Biodiversity Indicators Partnership (BIP) (BIP, 2011).

O guia contém a Metodologia de Desenvolvimento de Indicadores de Biodiversidade (*The Biodiversity Indicator Development Framework*) e define indicador como “uma medida baseada em dados verificáveis que traz mais informações além de si mesma”. Em alguns casos a informação de diferentes medidas ou conjuntos de dados pode ser combinada para formar um índice. Indicadores de Biodiversidade também podem ser medidas simples ou índices complexos. Por exemplo, as estimativas de população de grandes felinos em um país pode ser um indicador relativamente simples da integridade ou saúde de ecossistemas terrestres. O *Marine Trophic Index* pode ser um indicador, ou *proxy*, da integridade de ecossistemas

¹ Do original: to support ‘national and regional efforts to establish or strengthen biodiversity monitoring and reporting systems to enable Parties to set their own targets and assess progress towards biodiversity targets established at national and/or regional level.’ (BIP, 2011)

marinhos, calculado a partir de dados da pesca e do nível trófico médio na cadeia alimentar (BIP, 2011).

Acompanhando o Guia, o termo genérico “indicadores de biodiversidade” que também será usado nesse trabalho, cobre mais do que medidas diretas da biodiversidade, como populações de espécies e a extensão dos ecossistemas. São incluídas também as ações para garantir a conservação e uso sustentável da biodiversidade, como criação de áreas protegidas e regulação da colheita de espécies, e as pressões e ameaças à biodiversidade como a perda de habitat (BIP, 2011).

Adicionamos a esse conceito que o uso e a influência dos indicadores resultam de três fatores não mutuamente exclusivos apontados por Saarela e Rinne (2016): fator indicador, fator de uso e fator político.

O fator indicador diz respeito à informação que será fornecida, incluindo a qualidade dos indicadores, sua relevância, credibilidade e legitimidade. Características e critérios para indicadores efetivos apontam como exemplo a habilidade do indicador de traduzir informação em múltiplas escalas temporais e espaciais, de acordo com a disponibilidade de informações.

O fator de uso diz respeito ao conhecimento, experiência e ações de quem recebe a informação. É a maneira como cada usuário age e pensa, que afetará como o indicador será utilizado. O fator político é o contexto político externo em que os indicadores são aplicados.

Como afirmamos no início dessa seção, a definição do conceito de indicador é a primeira etapa para seu aprimoramento e condiciona sua aplicabilidade nas etapas posteriores.

A partir do conhecimento de que um indicador ou índice de biodiversidade vai além de mensurações diretas de espécies e ecossistemas, a segunda etapa do nosso trabalho, realizada na seção seguinte, será analisar as principais dimensões que afetam a construção de um indicador.

3.2 Dimensões relevantes para construção de indicadores

A extensa análise dos conceitos de indicadores que vem sendo empregados na literatura lançou luz também sobre outros aspectos que devem ser incorporados na construção de indicadores. O que se deseja a partir dessas constatações é chegar

à seleção ou, quando for o caso, construção de indicadores que consigam representar com a maior fidelidade possível os aspectos da biodiversidade a que se dedicam.

De maneira a contribuir com as ferramentas disponíveis para as avaliações de indicadores, apresentamos o Quadro 3.2 com as dimensões encontradas a partir dos autores analisados na seção anterior que consideramos relevantes para a escolha ou construção de indicadores. Em seguida é feita uma reflexão sobre cada uma delas.

Quadro 3.2. Dimensões relevantes para a escolha ou construção de indicadores.

Dimensão	Autores	Relevância
Escala social (<i>Stakeholders</i>)	BIP, 2011; MAXIM, 2012; RINNE <i>et al.</i> , 2013; TURNHOUT <i>et al.</i> , 2013; SAARELA e RINNE, 2015; WISSEN HAYEK <i>et al.</i> , 2015; NORTON <i>et al.</i> , 2016; HAUCK <i>et al.</i> , 2016.	Alta
Escala espacial	VILLAS-BOAS e BEINHOFF, 2002; NORTON <i>et al.</i> , 2016.	Alta
Nível informacional	OECD, 2002b; BIP, 2011; SAARELA e RINNE, 2015; HAUCK <i>et al.</i> , 2016.	Média
Aplicabilidade a políticas	BIP, 2011; RINNE <i>et al.</i> , 2013; NORTON <i>et al.</i> (2016).	Média

Fonte: Elaboração da autora a partir dos autores referenciados.

A escala social, mais frequentemente encontrada na literatura sob o termo *stakeholder*, é a categoria que inclui todas as partes interessadas com os resultados que um indicador possa alcançar. Deve-se ter em mente que quanto mais esferas sociais forem incluídas na construção do indicador, mais essa ferramenta terá potencial de representar a realidade. Portanto, não apenas os órgãos governamentais e ambientais e os tomadores de decisão devem participar, mas também representantes sociais dos mais variados grupos.

Aqui podemos salientar alguns pontos importantes. Trabalhar com pontos de vista tão diferenciados em relação ao meio ambiente quando se colocam juntas

peças com vivências diferentes traz desafios. Principalmente para traduzir conceitos complexos como biodiversidade para esferas sociais leigas no assunto, que podem inclusive enxergar proteção ao meio ambiente como uma ameaça à sua sobrevivência. Abordagens recentes, no entanto, confirmam que a multidisciplinaridade trazida pelos diversos grupos de *stakeholders* enriquece o indicador, deixando-o mais robusto do que se tais grupos não fossem considerados ou quando não lhes é dado o devido crédito.

A orientação espacial dos *stakeholders* é talvez o elemento que torna sua participação na construção dos indicadores ainda mais importante. Regiões do globo com características ambientais semelhantes são habitadas por populações diferentes, com demandas sociais, econômicas, culturais e políticas que podem levar a indicadores diferentes. Ainda assim, comparar resultados de regiões ambientalmente semelhantes com indicadores construídos especificamente para sua condição social traz mais riqueza ao debate do que se um único indicador fosse aplicado nas duas regiões. Isso é particularmente relevante para indicadores que vêm sendo aplicados em todo o mundo e será abordado com maior cuidado na seção seguinte que tratará das limitações e desafios inerentes aos indicadores.

A escala espacial refere-se ao espaço físico em que o indicador irá atuar e onde seus dados serão coletados. Ela pode ser global, regional ou local, e incluir apenas um ou vários ecossistemas. O principal ponto que queremos ressaltar é que ao elencar objetivos globais de conservação da biodiversidade, indicadores devem ser capazes de se adequar o melhor possível às características do local para os quais são orientados, ao mesmo tempo que seguem padrões internacionais estabelecidos para todas as etapas de sua construção. Por exemplo, índices de abrangência global como os apresentados anteriormente retratariam melhor a realidade se dispusessem de versões adaptadas para as várias regiões do planeta, cada uma com sua peculiaridade, para então gerarem resultados comparativos globais. Analogamente, se indicadores regionais ou locais são construídos a partir de padrões e modelos internacionais, isso facilita com que resultados de diversas iniciativas locais de ecossistemas ou biomas semelhantes possam ser comparados entre si, ou que tais indicadores sejam agregados a índices regionais ou globais estabelecidos após sua implementação.

A característica ambiental de cada local é o primeiro fator que limita o uso de indicadores, no entanto, a esfera ambiental no que diz respeito a métricas e modelos ecológicos já entrega dados robustos para a ciência. Por exemplo, já se sabe que a riqueza de espécies é o melhor preditor da biodiversidade global. O desafio vem quando dados ecológicos precisam ser incorporados na esfera econômica. Incorporar a esfera ecológica em análises econômicas é crucial para incluir a conservação da biodiversidade prioritariamente na pauta de alocação de recursos. E é aí que surge o fator social como um outro aspecto que pode limitar o uso dos indicadores. Seja nos objetivos orientados para solucionar uma demanda social, na coleta de dados que utiliza a população local, nas próprias análises feitas sob a ótica de determinados grupos sociais, a esfera econômica sempre passa pela ótica social. Os indicadores de biodiversidade, como ferramentas capazes de realizar essa tradução ecológico-econômica devem, portanto, incluir da maneira mais eficiente possível os grupos sociais mais importantes para sua construção.

Quanto ao nível informacional, é compreensível que uma grande quantidade de informações seja inerente à construção de um indicador, e sua construção deve ser atenta quanto à perda na qualidade da informação que precisa ser passada aos *stakeholders* em primeiro lugar, e depois para que o público em geral entenda os objetivos do indicador. O nível informacional deve ser completo o suficiente para gerar dados coerentes sem que seja complexo a ponto de que as pessoas o interpretem de maneira incorreta.

O recomendado é que os indicadores sejam construídos a partir de séries de dados já existentes e que de preferência sejam também empregados para outras atividades. Iniciar uma coleta de dados específica para um único indicador pode tornar o projeto inviável economicamente, principalmente quando esse indicador precisa ser elencado junto a outras demandas sociais.

Por fim, quanto à aplicabilidade a políticas dos indicadores, estes devem preferencialmente ser construídos para alcançar objetivos já elencados nas diversas políticas que afetam a biodiversidade, tendo seu próprio objetivo alinhado à política, ou políticas, a que se destinam. Um aspecto desfavorável a essa medida é que muitas políticas não têm um objetivo ou alvo claros ou mesmo um mecanismo de avaliação de desempenho, o que deixa os indicadores imprecisos. Nesses casos, o indicador

serve para sensibilizar e conscientizar sobre a questão de que trata a política e como futuro apoio na definição de objetivos e estratégias (BIP, 2011).

Podemos concluir que a construção de um indicador considera todas essas dimensões, mas as escalas social e espacial são a base responsável por um indicador robusto, delas derivando os demais aspectos do indicador.

A partir daqui esse trabalho volta-se a analisar de maneira mais intensa essas duas escalas, começando, na próxima seção, pelas limitações e desafios que surgem dessa construção social de indicadores.

3.3 Construção social de indicadores de biodiversidade: limitações e desafios

Indicadores de biodiversidade não são neutros, uma vez que eles são fortemente ligados ao seu contexto social e institucional bem como aos valores e costumes dos atores envolvidos no processo, e por isso devem ser aplicados cuidadosamente. Portanto, eles podem ser considerados frágeis, na medida em que são capazes de conectar apenas cenários sociais que compartilham valores culturais e preferências, e sua interpretação e modificação ocorre apenas nesses limites (HAUCK *et al.*, 2013).

Maes *et al.* (2016) afirmam que indicadores nem sempre quantificam o potencial ou contribuições atuais dos ecossistemas para regulação e manutenção da biodiversidade, mas podem medir a pressão, um estado ou um impacto ao ecossistema.

É importante mencionar explicitamente a que valores os indicadores se dirigem e justificar a escolha desses valores enquanto outros serão negligenciados. Os indicadores devem ser selecionados de acordo com esses valores e, por outro lado, os indicadores selecionados devem ser considerados crítica e cuidadosamente em termos dos valores a que se dirigem. É essencial saber se um indicador refere-se à oferta ou à demanda de um componente do ecossistema, se um indicador deve operacionalizar apenas os serviços derivados do capital natural ou também de outras formas de capital e se os serviços são realmente usados ou podem ser potencialmente usados (HEINK *et al.*, 2016).

No entanto, a complexidade da biodiversidade e o grande número correspondente de indicadores e dados necessários para sua valoração podem exigir abordagens pragmáticas, como utilizar indicadores sustentados por dados

disponíveis. É preciso reconhecer que a facilidade e os custos relacionados aos indicadores definem os limites práticos para a sua aplicação (HEINK *et al.*, 2016; HAUCK *et al.*, 2016).

Contudo, Maes *et al.* (2016) salienta que a disponibilidade de dados não é o melhor critério para identificar indicadores, uma vez que isso pode direcionar a procura por indicadores em favor de programas de monitoramento existentes e isso nem sempre leva a indicadores adequados. Hauk *et al.* (2016) também argumentam que isso muitas vezes não corresponde a boas práticas científicas, ignorando questões sobre a validade do indicador e o risco de se concentrar apenas em serviços que são percebidos como mais importantes, visíveis e acessíveis atualmente. Esta situação é mais grave quando os indicadores são utilizados supostamente para informar a tomada de decisão em várias escalas.

Niemeijer (2002) propõe como solução para a indisponibilidade de dados a redução do número de indicadores, ao invés da adoção de medidas indiretas ou derivação de dados existentes, pois ambas estão longe de serem soluções satisfatórias porque são baseadas em hipóteses que nem sempre podem ser justificadas. Para dar um exemplo, a biodiversidade está, sem dúvida, relacionada com a fragmentação da paisagem que pode, portanto, ser utilizada como uma medida indireta para a biodiversidade. Às vezes isso pode ser perfeitamente legítimo, enquanto em outros casos há fatores preocupantes que podem excluir a relação entre biodiversidade e fragmentação da paisagem em conjunto, tal quando uma área não fragmentada está sofrendo poluição de solos e águas subterrâneas devido ao uso do solo anterior, enquanto a área fragmentada não está sob tais pressões.

Ao mesmo tempo, não se deve eliminar outros critérios pela falta de dados disponíveis. Para Heink *et al.* (2016), a validade e relevância dos indicadores é tão importante como a disponibilidade de dados e a medida em que formuladores de políticas os compreendem. No entanto, mesmo com limitações e lacunas a aplicação de indicadores existentes em diversos processos políticos e outras avaliações deve ser uma prioridade. Isso vai impulsionar a procura de dados, mas essa não pode ser a única abordagem.

Uma alternativa para melhorar indicadores existentes é postergar decisões que devem ser tomadas em consenso para quando a base de conhecimento for melhorada. Essa abordagem é indicada porque, se os *stakeholders* não compreendem bem os

conceitos e finalidades em que os indicadores serão empregados, isso pode levar a um ceticismo em relação à utilidade dos indicadores ou levar a entusiasmos que ignorem as lacunas existentes no projeto (HAUCK *et al.*; 2016).

Um exemplo disso é que indicadores atuais frequentemente confundem estoques de capital natural com fluxos de serviços e benefícios², o que reduz sua validade e aumenta a ambiguidade dos indicadores. A fim de garantir a pertinência dos indicadores, os objetivos relacionados com a política para sua aplicação precisam ser claramente declarados. É essencial mostrar como os indicadores se relacionam com metas e marcos conceituais. Caso contrário, a relevância da política pode ser comprometida ou não reconhecida (HEINK *et al.*, 2016).

Hauck *et al.* (2016) apontam para várias questões relacionadas à escala dos indicadores, principalmente quando indicadores associados a conjuntos de dados não se encaixam em uma determinada escala de tomada de decisão. E isso torna-se ainda mais crítico quando a tomada de decisão está além de fronteiras nacionais. É importante considerar as múltiplas escalas da biodiversidade, uma vez que ela não é demandada apenas localmente e por isso permite *trade-off* entre a oferta para diferentes usos e espaços.

Existem indicadores que exigem abordagens que levam em consideração as classificações internacionais de serviços ecossistêmicos³ (SE), contextos políticos e econômicos e precisam se ajustar ao contexto das políticas de biodiversidade específicas. Além disso, muitas decisões para a conservação e uso sustentável dos SE e da biodiversidade precisam ser feitas em nível nacional e, mais importante, em nível regional e local. Indicadores para apoiar os processos de tomada de decisão, particularmente nesses dois últimos níveis, ainda precisam estar em consonância com aqueles nos níveis acima, mas possuem necessidades diferentes, por exemplo, em relação à precisão e riqueza de detalhes (HAUCK *et al.*, 2016).

Enquanto parece haver um consenso geral sobre a necessidade de se resolver as ambiguidades conceituais e prestar atenção às questões de escala, há um

² Por exemplo, considerar que a provisão de madeira é um fluxo de serviços quando na verdade trata-se de um estoque de capital natural.

³ As mais utilizadas são da Millennium Ecosystem Assessment - MEA: serviços de suporte, serviços de regulação, serviços de provisão e serviços culturais; do The Economics of Ecosystems and Biodiversity – TEEB: serviços de provisão, serviços de regulação, serviços de habitat e serviços culturais e amenidades; e da The Common International Classification of Ecosystem Services – CICES: serviços de provisão, serviços de regulação e manutenção e serviços culturais.

contraste em relação à praticidade dos indicadores. Diehl *et al.* (2015), por exemplo, descobriram que muitas discussões resultam em um quadro de indicadores demasiadamente complexo para a tomada de decisão. Para os decisores, indicadores precisam ser: de fácil entendimento (por exemplo, em termos monetários), amplamente aplicáveis, com o melhor custo-benefício, válidos ao longo do tempo e espaço, de preferência utilizando dados já recolhidos para outros fins, e não apresentar desafios legais nas negociações.

Enquanto essas são considerações válidas, cumprir esses critérios pode levar a uma simplificação exagerada e como já foi apontado anteriormente, a um debate tendencioso para valores econômicos, ignorando outros valores, o que pode levar à falta de indicadores para o que não é economicamente relevante no momento (MONONEN *et al.*, 2015).

Para além dos critérios apresentados pelos tomadores de decisão, os critérios de qualidade científica não devem ser deixados de lado. A validade dos indicadores, ou seja, a medida em que o indicador representa o aspecto a ser indicado, também deve ser considerada como uma parte crucial da credibilidade científica (HEINK *et al.*, 2015; SAARELA e RINNE, 2015). Isto é particularmente verdadeiro nos casos de indicadores substitutos, ou seja, medidas de substituição usadas quando não é possível medir a questão diretamente, mas ainda há sincronia com a medida direta (HAUCK *et al.*, 2016).

Um diálogo político-científico, institucionalizado e de longo prazo, para chegar a uma co-criação de indicadores pode ser de grande ajuda. Para levar em conta a complexidade dos contextos de tomada de decisão, uma abordagem poderia ser agrupar sistemas de indicadores agregados a índices sócio-ecológicos. Tais índices podem contribuir também para serviços que não são visíveis, difíceis de avaliar, mas que são relevantes para o bem-estar das gerações futuras. Um aspecto adicional é que estes índices representam melhor aspectos como a composição e configuração da paisagem, que atualmente são muitas vezes ignorados (FÜRST *et al.*, 2013).

Niemeijer (2002) levanta a questão de que indicadores específicos para cada ecossistema tornam a avaliação global do estado de uma área composta por vários ecossistemas muito difícil, se não impossível. Ele recomenda a construção de indicadores uniformes tanto quanto possível entre ecossistemas e, se necessário, definir uma forma específica de como eles serão medidos para cada ecossistema. Por

exemplo, um indicador de estado trófico pode ser usado separadamente para lagos, solos e rios e, então, podem ser expressos em uma escala trófica semelhante para formar um único indicador.

Um indicador eficaz para avaliações ambientais também precisa fazer uso da agregação espacial e conceitual. Agregação espacial refere-se à situação em que os valores para o mesmo indicador (ou um conjunto de indicadores) são agregados ao longo de vários ecossistemas para derivar um valor único por indicador para uma região em particular. Agregação conceitual refere-se à qual situação indicadores ambientais chave selecionados são considerados como indicativos da condição e tendências de um ecossistema como um todo. Estas agregações só são possíveis se houver algum tipo de uniformidade no tipo de indicadores utilizados para diferentes ecossistemas ou áreas (NIEMEIJER, 2002).

É preciso ter em mente que haverá indicadores que podem ser aplicados em nível mundial, do mesmo modo que alguns indicadores podem resultar em medidas inadequadas ou insuficientes para uma determinada região (VILLAS-BOAS e BEINHOF, 2002). Isso se deve a vários fatores, incluindo entre eles a dramática diferença de bem-estar entre os países do hemisfério norte, que possuem maior bem-estar, e no hemisfério sul, que possuem bem-estar menor. Portanto, as necessidades e demandas de uma sociedade desenvolvida são completamente diferentes das necessidades e demandas dos países pobres (VILLAS-BOAS e BEINHOF, 2002).

Os países desenvolvidos já não precisam satisfazer suas necessidades básicas, e podem satisfazer suas necessidades de consumo com produtos e serviços da mais alta qualidade e sofisticação possível. Nos países em desenvolvimento, em contraste, necessidades básicas de muitas populações não podem ser satisfeitas. A preocupação desses governos é alcançar um crescimento econômico, exigindo mais da base de recursos naturais, sem, no entanto, esgotar seus recursos. Isso significa que esses países enfrentam um duplo dilema. Por um lado, tentam superar a pobreza em condições muito complicadas em um mundo que impõe condições econômicas desfavoráveis para estes países, por outro lado, tentam usar os recursos naturais sem degradar o meio ambiente (VILLAS-BOAS e BEINHOF, 2002; MUELLER, 2007).

Essas considerações suscitam o debate sobre o uso diferenciado da base de recursos que países pobres e ricos deveriam fazer, com o objetivo final da equidade ambiental dessa e das próximas gerações. As desigualdades ambientais levam a

situações nas quais os mais pobres se encontram em situações das quais não têm condições de sair. Por exemplo, indivíduos ricos conseguem as melhores locações de moradia, têm maior acesso a informação e são capazes de opinar sobre decisões políticas que afetam sua qualidade de vida. Já os pobres estão alienados a decisões tomadas por outros que não partilham de sua condição.

Enquanto a igualdade no acesso a recursos naturais e melhores condições de vida pode levar a uma sobrecarga e esgotamento das capacidades do planeta, a equidade estabelece um padrão mínimo no qual ninguém pode estar abaixo. Isso levaria a uma redistribuição equitativa de recursos que leva ao acesso de melhores condições ambientais aos pobres de nosso tempo ao mesmo tempo em que garante condições ambientais minimamente dignas às próximas gerações.

É improvável que condições de equidade sejam alcançadas sem uma profunda mudança de paradigmas, e a inclusão extensiva de grupos sociais de diferentes esferas, principalmente os mais necessitados, na construção de indicadores é apontada aqui como um dos fatores de mudança. Como vimos, indicadores já são largamente utilizados e quando seu aprimoramento é feito com a participação de classes sociais pobres, os tomadores de decisão levarão em conta as necessidades ambientais dessas classes ainda que indiretamente, configurando uma verdadeira revolução ambiental.

4 CAPÍTULO 3. Construindo indicadores orientados às escalas social e espacial

Apesar de indicadores serem vistos como uma ferramenta promissora na produção e disseminação de políticas relevantes ao meio ambiente, o seu papel na formulação de políticas é ditado mais pelas características dos usuários da informação e pelo contexto da política do que pelas características e qualidade dos indicadores em si. Dessa maneira, pesquisas recentes sobre indicadores sugerem engajar os *stakeholders* relevantes no desenvolvimento e aplicação de indicadores desde o início do processo (BIP, 2011; RINNE *et al.*, 2013).

Além disso, entender as interações humanas com o meio ambiente e o papel dos *stakeholders* é intrinsecamente uma questão local. Por exemplo, a provisão e gozo de água limpa precisa levar em conta aqueles que causam os impactos e os que utilizam a água, e não apenas avaliar a qualidade da água e da terra independentemente das interações humanas. Problemas associados a locais específicos tendem a requerer abordagens que reflitam a composição social e natural específica do local (NORTON *et al.*, 2016).

Como foi apontado na seção 2.2 do capítulo anterior, as escalas social e espacial formam a base de um indicador robusto e por isso compõem a abordagem do presente trabalho. A seguir levantaremos os principais pontos que tornam essas escalas tão relevantes, começando pela escala social e, em seguida, a espacial.

4.1 A escala social: engajando *stakeholders* na construção de indicadores de biodiversidade

O termo *stakeholder* compreende uma ampla gama de participantes potenciais na pesquisa, de proprietários de terras a formuladores de políticas nacionais e públicos que são afetados por tomadas de decisões ambientais. O engajamento dos *stakeholders* tem sido crescentemente reconhecido como uma importante faceta em estudos que investigam e procuram solucionar problemas socioecológicos (KRUEGER *et al.*, 2012), refletindo o papel dos *stakeholders* no manejo ambiental em múltiplas escalas.

Além da complexidade do mundo biológico e das suas interações com as atividades humanas, as percepções de biodiversidade são diferentes entre os

diferentes grupos sociais e culturas. A mesma informação (por exemplo, indicador) terá, portanto, diferentes significados, níveis de legitimidade e relevância para as diferentes partes interessadas e em lugares diferentes (MAXIM, 2012).

O desenvolvimento participativo de indicadores visa tirar partido do conhecimento local, por meio da criação de linguagens e abordagens comuns para ações coordenadas. Este processo vai além da medição das relações entre a biodiversidade, sociedade e da economia, para se tornar uma ferramenta para construir a cooperação, aprendizado e participação entre as partes interessadas (MAXIM, 2012).

A adoção de um processo participativo permite mediar os pontos de vista dos diferentes atores envolvidos, assim, reforçando a confiabilidade, precisão, coerência, a relevância para a tomada de decisão ou de gestão de processos e a consciência dos pontos fortes e fracos dos indicadores. Processos participativos também favorecem a possibilidade de indicadores serem usados como instrumentos para a aprendizagem coletiva, levando a uma melhor interpretação da realidade subjacente a que eles são dedicados a representar (REALE *et al.*, 2012).

Um outro benefício do engajamento de diversos *stakeholders* é que, para determinar indicadores adequados às diversas políticas ambientais de um país, é necessário saber claramente como a sociedade quer alcançar os objetivos em relação às questões ambientais. As circunstâncias de cada país geralmente são diferentes entre si e por isso um mesmo conjunto de indicadores pode não ser adequado a realidades diferentes, sendo necessárias diversas construções específicas para locais determinados (VILLAS-BOAS e BEINHOFF, 2002).

Assim, o processo de criação de indicadores deve ser guiado pela multidisciplinaridade como um princípio científico reflexivo e integrador, visando a solução dos problemas da sociedade e ao mesmo tempo de problemas científicos relacionados por diferenciação e integração do conhecimento de vários organismos científicos e sociais (LANG *et al.*, 2012).

A fim de alcançar os benefícios da multidisciplinaridade, o processo de investigação deve atender a certos requisitos. Saarela e Rinne (2015) definem que paciência e mente aberta são essenciais para criar um clima de confiança e compromisso entre os diferentes *stakeholders*. Segundo Hauck *et al.* (2016), todo o

processo de aprendizagem deve ser feito de forma interativa e com base em exemplos de indicadores concretos.

Exemplos recentes registram como diferentes conhecimentos podem ser integrados na construção de indicadores. Norgrove e Hauser (2015), por exemplo, analisaram indicadores que os agricultores usam na África Ocidental e Central para determinar quando recultivar um plantio. Ao fazer isso, os agricultores usam o conhecimento confiando provavelmente nas experiências de centenas de anos. Sua pesquisa demonstra a relativa escassez de documentação do conhecimento dos agricultores na região, mas confirma a qualidade do conhecimento ecológico utilizado.

Em um estudo de caso, Saarela e Rinne (2015) esclarecem que os pesquisadores e funcionários públicos sentiram que era necessário combinar interpretações dos pesquisadores com o conhecimento local e dos servidores públicos, adquirida em sua longa experiência de trabalho. Este tipo de abordagem permite não só a coprodução de conhecimento, mas, de acordo com Saarela e Rinne (2015), também permite a co-interpretação dos resultados para alcançar sua máxima utilidade.

A transparência também é essencial, por exemplo, ao selecionar os *stakeholders* que participarão no processo (WISSEN HAYEK *et al.*, 2015). Os autores recomendam a chamada organização funcional dinâmica dos processos multidisciplinares, sugerindo que os *stakeholders* colaborem em diferentes grupos, ao invés de trabalharem todos juntos de forma intensiva. Assim, organizar estes processos precisa de certos conjuntos de habilidades e conhecimentos adequados (TURNHOUT *et al.*, 2013; WISSEN HAYEK *et al.*, 2015; SAARELA e RINNE, 2015).

Tomadas em conjunto, as contribuições têm mostrado que o processo e os resultados do desenvolvimento de indicadores para tomada de decisão não é apenas um processo científico. A maneira como indicadores são enquadrados e definidos pré-determina o que será avaliado e como essa avaliação pode ser usada nas decisões de política, planejamento e *marketing*. É inevitável e mesmo necessário incluir os diversos valores, conhecimentos e crenças dos *stakeholders* nos processos de decisão (HAUCK *et al.*, 2016).

Concomitantemente a esse aspecto social, a escala em que o indicador será utilizado no futuro também deve ser considerada desde o início do processo. Como mostramos, consultar um grupo de pessoas condicionado ao local onde vivem e

atuam política e economicamente já limita de alguma forma a empregabilidade do indicador no futuro, mas há outros aspectos da escala local que serão abordados a seguir.

4.2 A escala espacial: composição natural e política dos indicadores

Em 1998, Van Kooten observou que a medida de biodiversidade envolve três aspectos: escala, o aspecto componente e o aspecto ponto de vista. O elemento de escala é composto de diversidade alfa, beta e gama. Diversidade alfa é a riqueza de espécies dentro de um ecossistema local. Diversidade beta reflete a mudança na diversidade alfa de um ecossistema para outro através de uma paisagem. Diversidade gama refere-se à riqueza de espécies em nível regional ou geográfico e é muito mais dependente de choques globais em vez dos choques locais que afetam as diversidades alfa e beta (OECD, 2002B).

Um elemento de medida diz respeito à identificação do que constitui uma população viável mínima para a sobrevivência de uma espécie e poderia configurar padrões mínimos de segurança. Indicadores também podem ser construídos usando o conceito de uniformidade, ou seja, a distribuição de populações de várias espécies dentro dos ecossistemas (OECD, 2002b).

Ter conhecimento da distribuição das espécies e populações é importante desde o início do processo, quando se decidem os objetivos de conservação para os quais o indicador será utilizado. Isso se torna muito evidente quando recortes geográficos precisam ser feitos para otimizar os esforços de conservação.

Uma vez que tais recortes são absolutamente necessários, eles devem ser realizados de maneira coerente ecologicamente, selecionando espécies ou populações que potencializam a diversidade funcional. Se uma área é selecionada arbitrariamente, um projeto de conservação pode vir a fracassar com o tempo, não pelas falhas do projeto, mas pela negligência às necessidades do ecossistema em questão.

Fica claro que o desenvolvimento de indicadores em escalas locais pelo processo de engajamento pode ter uma série de benefícios, desde melhorar a acurácia científica até incentivar ações locais para chamar a atenção para problemas que impactam negativamente os indicadores. No entanto, a extensão na qual esse processo pode promover tais ações depende da natureza específica dos indicadores,

como eles foram desenvolvidos e o quanto os moradores locais têm poder e recursos para influenciá-los (NORTON *et al.*, 2016).

Para formuladores de políticas nacionais que estão desenvolvendo indicadores, é importante entender a importância da escala espacial e as restrições a ela associadas. A escala espacial relevante para a produção de um indicador depende da escala na qual ele será usado. Estudos de caso e previsões nacionais são úteis para *insights* políticos, mas para efetuar alguma mudança a tradução de indicadores relevantes em escalas locais é essencial (NORTON *et al.*, 2016).

Um desafio particular é descobrir se algumas das vantagens da ciência local podem ser incorporadas em investigações de larga escala, ou quando é suficiente reconhecer que trabalhos em diferentes escalas possuem diferentes usos e vantagens. No longo prazo, espera-se que um maior entendimento dos cientistas e *stakeholders* encoraje mudanças no processo científico para melhor atender às necessidades sociais (NORTON *et al.*, 2016).

Norton *et al.* (2016) afirmam que a produção de indicadores de ecossistemas em escalas nacionais tem suporte de uma abordagem que utiliza amostras representativas nacionalmente e podem ser extrapoladas usando relações entre medidas de variáveis disponíveis em escalas nacionais. Tais indicadores podem ser imprecisos na escala local, mas podem prover meios de segmentar estudos locais mais aprofundados. Indicadores produzidos nesses estudos locais beneficiam-se do engajamento de *stakeholders* locais que participam desde o início do processo e podem ser utilizados para direcionar mudanças de manejo em nível local.

Norton *et al.* (2016) concluem que estudos locais que promovem o engajamento de *stakeholders* têm o potencial de desenvolver múltiplos indicadores que podem ser mais relevantes para decisões políticas em larga escala, e estruturas de governança determinam a extensão a qual indicadores podem ser utilizados para o manejo de paisagens em diferentes escalas.

Na seção seguinte, analisaremos como as questões teóricas apresentadas até aqui têm sido incorporadas em indicadores reais e quais têm sido as principais limitações e avanços no uso de indicadores.

4.3 Da teoria à prática: como os indicadores têm sido incorporados em cenários reais

Devido à escassez de recursos, nem toda biodiversidade pode ser conservada e as intervenções escolherão aquilo que deverá ser sacrificado. A definição de prioridade é complexa e deve então considerar: qual será a medida da biodiversidade, o grau de ameaça da diversidade, o imediatismo de qualquer ameaça, as chances de que qualquer intervenção seja bem-sucedida (OECD, 2002b).

É preciso lembrar que priorizar ações de acordo com o grau de ameaça ou extinção pode ignorar a razão primordial pela qual a biodiversidade é severamente ameaçada. Isso porque se a causa de extinção não é muito sensível a medidas políticas, alocar recursos para a conservação seria um provável desperdício de qualquer maneira. Assim, uma abordagem baseada na relação custo-eficácia, em vez de escassez, pode garantir a maior quantidade de conservação para um determinado nível de despesas (OECD, 2002b).

Assim, as questões que devem ser levadas em conta para um indicador incluem o grau de escassez e a concentração de biodiversidade, mas também as chances de que uma intervenção seja bem-sucedida. Essas chances dependem dos fatores responsáveis pelo grau de ameaça e na demonstração de compromisso com a conservação por parte dos órgãos locais competentes e pelo governo (OECD, 2002b).

Para a OECD (2002b), o desafio no desenvolvimento de indicadores quantitativos robustos de biodiversidade está em encontrar aqueles que podem ser significativamente aplicados para a avaliação de políticas. Aqui é importante notar que a biodiversidade é frequentemente discutida em diferentes escalas e um debate internacional sobre a extinção global divorciado de considerações em microescalas muitas vezes é considerado mais adequado (OECD, 2002B).

Maxim (2012) afirma que há uma importante diversidade de indicadores socioeconômicos da biodiversidade. Eles dependem da escala espacial, do contexto socioeconômico e político, dos objetivos do desenvolvimento de indicadores, do tipo de experiências envolvidas (se apenas especialistas ou peritos e partes interessadas), e dos dados disponíveis e do método escolhido.

Os indicadores dizem respeito sobretudo a três categorias principais das interações entre seres humanos e biodiversidade: fatores de perda de biodiversidade, usos da biodiversidade nas atividades humanas, os chamados serviços ecossistêmicos, e respostas sociais a políticas de proteção (MAXIM, 2012).

Maxim (2012) aponta que a partir desses aspectos, grandes conjuntos de indicadores podem ser desenvolvidos, cada um relevante para um problema específico. Contudo, um número grande de indicadores necessita de recursos importantes para acompanhamento a longo prazo e sua importância para os decisores políticos é perdida junto com sua diversidade.

Também é possível ocorrer o inverso, quando poucos indicadores, ou mesmo um único indicador ou índice são desenvolvidos. Nesse caso, dois problemas podem aparecer. Em primeiro lugar, toda a diversidade das questões atribuídas a um conjunto muito pequeno de indicadores fica escondida atrás de uma imagem global, diminuindo o valor desses indicadores para orientar decisões. De fato, os papéis dos decisores políticos e dos *stakeholders* nas questões prioritárias a serem abordadas na região não são diretamente identificados por medidas agregadas. Além disso, um limitado conjunto de indicadores ou um único índice pode parcialmente representar os interesses de um determinado grupo de *stakeholders* (por exemplo, serviços administrativos lidando com o planejamento da paisagem), enquanto os interesses de outros grupos são ignorados (por exemplo, amantes da floresta, agricultores orgânicos, pesquisadores, etc.).

Segundo, um indicador pode extensivamente representar um conjunto específico de problemas (por exemplo, um indicador monetário incidirá sobre a situação econômica da relação entre a biodiversidade e atividades humanas), enquanto os problemas de outra natureza (por exemplo, desigualdades sociais relacionadas com o acesso aos serviços ecológicos) são ignorados. Com base em tais indicadores, a tomada de decisões só pode lidar com uma seleção limitada de questões. Em alguns casos, apenas avaliações monetárias são propostas, o que favorece exclusivamente considerações econômicas, enquanto que os problemas sociais e de governança podem também estar envolvidos e não poderiam ser relevantemente refletidos somente por avaliações monetárias (MAXIM, 2012).

Reed *et al.* (2006) aponta que indicadores quantitativos e qualitativos têm sido propostos, obtidos através de um único perito ou múltiplas consultas a especialistas. Os autores salientam que indicadores quantitativos são principalmente utilizados pelo público técnico e científico, enquanto indicadores qualitativos visam a integração local e se preocupam com as características espaciais, temporais e socioeconômicas específicas para o contexto do estudo.

Outras tendências na criação de indicadores socioeconômicos foram identificadas por Maxim (2012) e Alfsen (2007). Uma delas considera que as relações entre a biodiversidade e atividades humanas podem ser medidas usando os mesmos indicadores em qualquer situação. A segunda tendência é desenvolver determinado indicador socioeconômico para os vários níveis de biodiversidade.

Gao *et al.* (2014) afirmam que embora muitos indicadores foram apresentados até a data para avaliar aspectos diferentes da biodiversidade, estudos de ecossistemas urbanos, agrícolas e de paisagens de montanha têm mostrado que a diversidade de espécies de plantas ainda é o melhor preditor da biodiversidade global.

No entanto, a ausência de qualquer ponto de corte discreto para determinar as fronteiras entre as espécies ou ecossistemas ainda é objeto de investigação e discussão. Mesmo que este problema seja superado, o número de microrganismos presentes em qualquer localização é impressionante. Isso sem falar no nível genético, quando os números se tornam ainda mais ingovernáveis (OECD, 2002b).

Para a OECD (2002b) citando Pearlman e Adelson (1997), as definições atuais de biodiversidade como genes, espécies e ecossistemas "limitam a compreensão dos problemas, e falham tanto na teoria como na prática. Em primeiro lugar, eles não reconhecem as dificuldades conceituais inerentes aos termos constituintes de biodiversidade (ou seja, genes, espécies e ecossistemas). Em segundo lugar, eles ignoram os problemas práticos e técnicos envolvidos na realização de inventários de biodiversidade no mundo real. Em terceiro lugar, eles não conseguem levar em conta a incomensurabilidades entre os diferentes níveis e finalmente, essas definições não fazem distinções no valor dos elementos da biodiversidade dentro de cada um dos níveis".

Não obstante estas dificuldades de definição, a urgência em agir chama a atenção para o uso pragmático da informação biológica que está disponível a fim de fazer uma 'segunda melhor' aproximação das melhores decisões de conservação. Embora haja muito interesse no desenvolvimento de indicadores ou inventários de funções do ecossistema, a riqueza de espécies ainda é a abordagem comum para destilar a informação disponível (OECD, 2002b).

A riqueza de espécies é simplesmente um inventário sistemático do número de espécies contidas dentro de uma área. Este é o método mais comum para declarações de impacto rápido sobre a mudança na biodiversidade. Em termos de

abordagens para a avaliação, a riqueza de espécies é também um conceito fácil de entender (OECD, 2002b).

Enquanto o uso da riqueza de espécies pode fornecer informações rápidas quanto à mudança da biodiversidade, indicadores isolados por melhores que sejam não são suficientes para retratar o complexo quadro que é a biodiversidade. A partir dessa demanda indicadores compostos e, posteriormente, os índices foram propostos na literatura. A seguir abordaremos os que consideramos de maior relevância para este trabalho.

A Pegada Ecológica (EF, do inglês *Ecological Footprint*) foi uma das mais importantes contribuições ao uso de indicadores de sustentabilidade e foi dada por Rees, em 1992. Originalmente sua metodologia construiu uma matriz de consumo/uso da terra e considerou cinco categorias de consumo (alimento, moradia, transporte, bens de consumo e serviços) e seis categorias de uso da terra (energia da terra, ambiente (degradado) construído, jardins, terra fértil, pasto e floresta sob controle). O objetivo é calcular a área de terra necessária para a produção e a manutenção de bens e serviços consumidos por uma determinada comunidade. Em 2006 foi publicada uma nova versão da Pegada Ecológica com o objetivo de melhorar as deficiências da metodologia original. As principais diferenças são: a) inclusão da superfície total do planeta no cálculo de sua biocapacidade; b) reservar uma parte da biocapacidade para outras espécies; c) mudança das taxas de sequestro de carbono pela vegetação; e d) uso da produtividade primária líquida na determinação de fatores de equivalência para o cálculo da biocapacidade e da pegada ecológica (SICHE *et al.*, 2007).

O Índice de Sustentabilidade Ambiental ou ESI (do inglês *Environmental Sustainability Index*) criado por Samuel-Johnson e Esty (2000) originou discussões e controvérsias, porque países como Estados Unidos e Dinamarca, que possuem uma comprovada participação na poluição do planeta, aparecem com valores muito bons. Por outro lado, os mesmos países aparecem com desempenho considerado ruim nos índices EF e de desempenho emergético⁴. (SICHE *et al.*, 2007). Apesar disso, a comunidade científica considera estes dois índices (EF e ESI) como de maior impacto na avaliação da sustentabilidade de países (SICHE *et al.*, 2008).

⁴ Na análise emergética se consideram todos os insumos, incluindo as contribuições da natureza (chuva, água de poços ou nascentes, solo, sedimentos, biodiversidade) e os fornecimentos da economia (materiais, maquinaria, combustível, serviços, pagamentos em moeda, etc.) em termos de energia agregada (emergia) e todos os produtos do sistema estudado em termos de energia calórica (Joules).

Os chamados Indicadores de Desempenho Emergético ou EMPIs (do inglês *Energy Performance Index*), Renovabilidade e Índice de Sustentabilidade Emergética, criados por Brown e Ulgiati em 1997, são baseados na teoria de emergia proposta por Odum, em 1996. Eles consideram o sistema econômico como um sistema termodinâmico aberto e contabilizam os fluxos dos recursos da economia em unidades de energia agregada (SICHE *et al.*, 2007).

O Índice Planeta Vivo (LPI, do inglês *Living Planet Index*) foi desenvolvido pelo Fundo Mundial para a Natureza (WWF, do inglês *World Wild Fund*), em 1998, e é utilizado como indicador da biodiversidade global. Segundo o WWF (2016), o LPI mede as tendências em mais de 9000 populações de mais de 2600 espécies de vertebrados terrestres, de água doce, e ecossistemas de água salgada. O índice revela quase 30 por cento de queda global desde 1970, que é considerado o ano base do cálculo, sendo os trópicos os mais atingidos, com um declínio de 60 por cento em menos de 40 anos. Enquanto a biodiversidade revela uma tendência decrescente, a Pegada Ecológica global aumenta, ilustrando a insustentabilidade da exploração atual de recursos naturais.

O Quadro 4.1 apresenta algumas das principais vantagens e limitações dos índices de sustentabilidade enumeradas por Siche *et al.* (2007). Eles focam sua análise nos índices ESI, EF e EMPIs, mas afirmam que ela pode ser estendida aos índices de sustentabilidade em geral. Para Siche *et al.* (2007), a EF e os EMPIs saem como os índices com mais vantagens e menos limitações, enquanto o ESI é o que possui maiores limitações. Salientamos que em nossa visão, “Perda de informação nos processos de junção de dados” e “Complexidade nos cálculos para chegar ao índice final” deveriam ser acrescentados como limitações da EF e que ao deixar esses aspectos de fora, o autor pode ter superestimado a pegada ecológica.

Quadro 4.1. Vantagens e limitações dos índices de sustentabilidade.

Aspectos analisados	Índice		
	ESI	EMPI's	EF
Avaliação dos níveis de sustentabilidade.	x	x	x
Capacidade de sintetizar a informação de caráter técnico/científico.	x	x	x
Identificação das variáveis-chave do sistema.		x	x

Facilidade de transmitir a informação.			x
Bom instrumento de apoio à decisão e aos processos de gestão ambiental.	x	x	x
Sublinhar a existência de tendências.		x	x
Subestima informação associada à sustentabilidade.			x
Dificuldades na definição de expressões matemáticas que melhor traduzem os parâmetros selecionados.	x		
Perda de informação nos processos de junção de dados.	x		
Diferentes critérios na definição dos limites de variação.	x	x	
Complexidade nos cálculos para chegar ao índice final.	x		
Dificuldades na aplicação em determinadas áreas como o ordenamento do território e a paisagem.	x		

Fonte: Siche *et al.* (2007).

Siche *et al.* (2007) concluem que um índice é um dado mais apurado que provém da agregação de um jogo de indicadores ou variáveis e que pode interpretar a realidade de um sistema. Nesse sentido, Mayer (2008) salienta que sem uma clara compreensão de como os indicadores interagem uns com os outros e influenciam os resultados do índice, as decisões políticas podem aumentar as disparidades econômicas, os danos ambientais e diminuir as possibilidades de sustentabilidade a longo prazo.

Índices podem ser ferramentas muito poderosas para a política de sustentabilidade, mas apenas se forem utilizados de forma adequada. Desenvolvedores de índices de sustentabilidade devem deixar as limitações do índice muito claras, especialmente para os decisores que têm pouco conhecimento sobre questões metodológicas (OCDE, 2002a).

Concluimos com Siche (2008), que índices ou indicadores precisam considerar seu real alcance e objetivos claros para serem válidos e importantes para descrever a sustentabilidade de sistemas. O fato mais importante na decisão de sua utilização para abordar questões ambientais, no entanto, é que tanto índices como indicadores já são considerados como padrões para a tomada de decisão política, estratégica e empresarial dos países.

É possível observar, no entanto, que entre os doze aspectos analisados por Siche *et al.*, (2007), três relacionam-se diretamente com a escala social (“capacidade de sintetizar a informação de caráter técnico/científico”, “facilidade de transmitir a

informação” e “bom instrumento de apoio à decisão e aos processos de gestão ambiental”) e outros três, diretamente com a escala espacial (“identificação das variáveis-chave do sistema”, “sublinhar a existência de tendências” e “dificuldades na aplicação em determinadas áreas como o ordenamento do território e a paisagem”). Consideramos que esses tópicos não são suficientes para garantir que um índice saia vitorioso na análise do que concerne sua relevância social e espacial, e por isso propomos, na seção seguinte, uma abordagem que consideramos mais robusta para analisar aspectos sociais e espaciais na construção de metas e indicadores de biodiversidade.

4.4 Abordagem Social e Espacial para construção de indicadores e metas de biodiversidade: uma proposta

A revisão de artigos realizada até este ponto do trabalho nos leva a acreditar que ainda não existe uma metodologia *ex ante* e/ou *ex post* robusta para se analisar indicadores e metas e biodiversidade no seu processo de construção. O Quadro 4.2 apresenta, portanto, a proposta de uma Abordagem Social e Espacial (ASE), que inclui aspectos sociais e espaciais que devem ser analisados em relação a, principalmente, indicadores de biodiversidade (e, por consequência, índices que o incorporem).

Recomendamos que esses aspectos sejam incorporados enquanto se constrói um novo indicador e que sejam constantemente observados durante todo o processo.

No entanto, é interessante notar que a ASE também pode ser aplicada para analisar metas e indicadores já existentes e assim ter uma *proxy* do quanto estão de acordo com as dimensões sociais e espaciais aqui propostas e, quando for o caso, como podem ser aprimorados.

Quadro 4.2. Abordagem Social e Espacial (ASE) para a construção de indicadores robustos.

Dimensão	Aspectos
Escala Social	Engajar todos os públicos que são afetados pela política à qual o indicador está atrelado.

	Assegurar que o conhecimento local seja incorporado à metodologia do indicador quando relevante.
	Assegurar que a troca de experiências entre as partes interessadas resultou em ganhos de conhecimento e não em conflitos de interesse.
	Definir claramente os objetivos que a sociedade quer alcançar em relação às questões ambientais.
	Os diferentes stakeholders devem trabalhar sob um clima de confiança e compromisso mútuos (ausência de conflitos de interesse).
	O processo de aprendizagem deve ser feito de forma interativa e com base em exemplos de indicadores concretos.
	Os stakeholders devem trabalhar em diferentes grupos e não todos juntos de forma intensiva.
Escala espacial	O recorte geográfico do projeto deve ser realizado de maneira coerente ecologicamente, preferencialmente potencializando a diversidade funcional.
	Garantir que a intervenção da política relacionada ao indicador será bem sucedida, caso contrário o projeto pode falhar pela falta de compromisso dos órgãos competentes.

Fonte: elaboração própria.

É importante notar que a ASE foi construída para que cada indicador ou meta seja aplicado/orientado a cada aspecto social e espacial. No entanto, se houver dificuldades informacionais no processo de consulta aos dados, todo o conjunto de meta/indicador poderá ser aplicado, desde que demonstrado que as informações puderam ser acessadas em algum documento específico para o conjunto em questão.

No capítulo 4 a seguir, serão apresentadas duas aplicações da ASE: uma para o cenário brasileiro e a outra, comparando Brasil, Costa Rica e Alemanha.

5 CAPÍTULO 4. Análise das dimensões social e espacial em indicadores brasileiros de biodiversidade

O Brasil como signatário da CDB, deve apresentar regularmente relatórios nacionais contendo os avanços do país em relação às questões da Convenção. Até junho de 2017 foram aprovados cinco relatórios nacionais.

Dada sua relevância e caráter oficial, os relatórios nacionais para a CDB foram os documentos previamente selecionados para o estudo de caso proposto nesta dissertação, que irá aplicar as metas e indicadores nacionais de biodiversidade no quadro da metodologia ASE apresentado no capítulo 4.

Para analisar os documentos, foi feita uma primeira leitura e sumarização de seus principais pontos relevantes e identificação de que o 4º e 5º relatórios seriam os mais adequados a este trabalho, por apresentar as metas e indicadores, sendo os três primeiros relatórios apenas descritivos do cenário nacional.

O primeiro relatório nacional, elaborado em 1998 e disponibilizado em 1999, caracteriza detalhadamente a biodiversidade do Brasil, a estrutura legal e institucional e uma lista dos principais programas para gerir a biodiversidade. O segundo relatório, elaborado em 2002 e publicado em 2004, e o terceiro, elaborado em 2005 e publicado em 2006, trazem um inventário das principais iniciativas nacionais para implementar os compromissos com a CDB. O quarto relatório foi elaborado em 2010 e publicado em 2011, e apresenta as metas nacionais de biodiversidade para 2010 e seus principais avanços e lições aprendidas. O quinto e último relatório, publicado em 2015, possui informações coletadas até 2014, apresenta as novas metas nacionais de biodiversidade 2011-2020 baseadas nas Metas de Aichi e uma análise preliminar qualitativa dos avanços já observados.

Em seguida, uma segunda leitura do 4º e 5º relatórios foi direcionada para a palavra-chave “indicador(es) de biodiversidade”, uma vez que os relatórios abrangem diversos temas relacionados à biodiversidade que vão além do escopo desse trabalho.

Oportunamente, foram identificados outros dois documentos citados no 5º relatório: “Arcabouço Conceitual para a Aplicação dos Indicadores para o Alcance das Metas Nacionais de Biodiversidade e Metas de Aichi” e “Quadro de Indicadores para o Monitoramento das Metas Nacionais de Biodiversidade”, consolidados após diversas oficinas realizadas pelo Painel Brasileiro de Biodiversidade – PainelBio e ainda não publicados. Estes documentos, ainda que não consolidados, possibilitaram

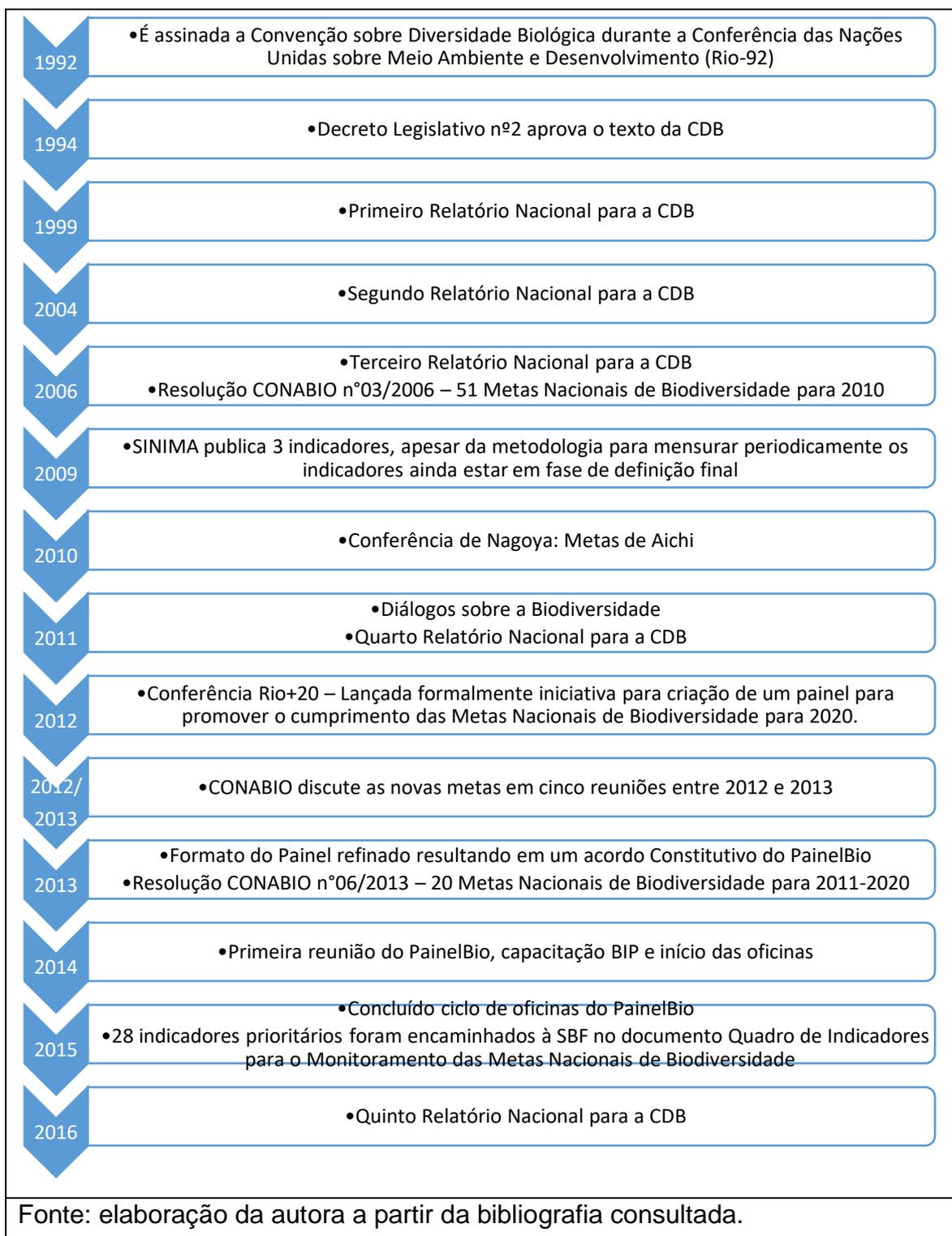
a análise proposta nesse trabalho das dimensões social e espacial dos indicadores de biodiversidade, apresentada na seção 4.4.

O levantamento de informações nos relatórios nacionais para a CDB e documentos do PainelBio resultou no desenho do cenário brasileiro em relação às iniciativas para abordar a conservação da biodiversidade, apresentado na Figura 5.1.

Podemos observar que a partir da entrada do Brasil na Convenção sobre Diversidade Biológica, o país vem a apresentar seu primeiro conjunto de metas nacionais 14 anos depois. Os três primeiros indicadores foram apresentados somente 17 anos depois, e, mesmo assim, sem ter sido consolidada a metodologia para mensurar periodicamente os indicadores. É preciso reconhecer a lentidão do processo e trabalhar para alterar esse cenário, seja selecionando ainda mais as metas e indicadores, seja priorizando ações críticas para a resiliência global nos próximos anos.

O quarto e quinto relatórios são apresentados com maiores detalhes na seção 5.1.

Figura 5.1. Linha do tempo do cenário brasileiro na implementação das metas de biodiversidade.



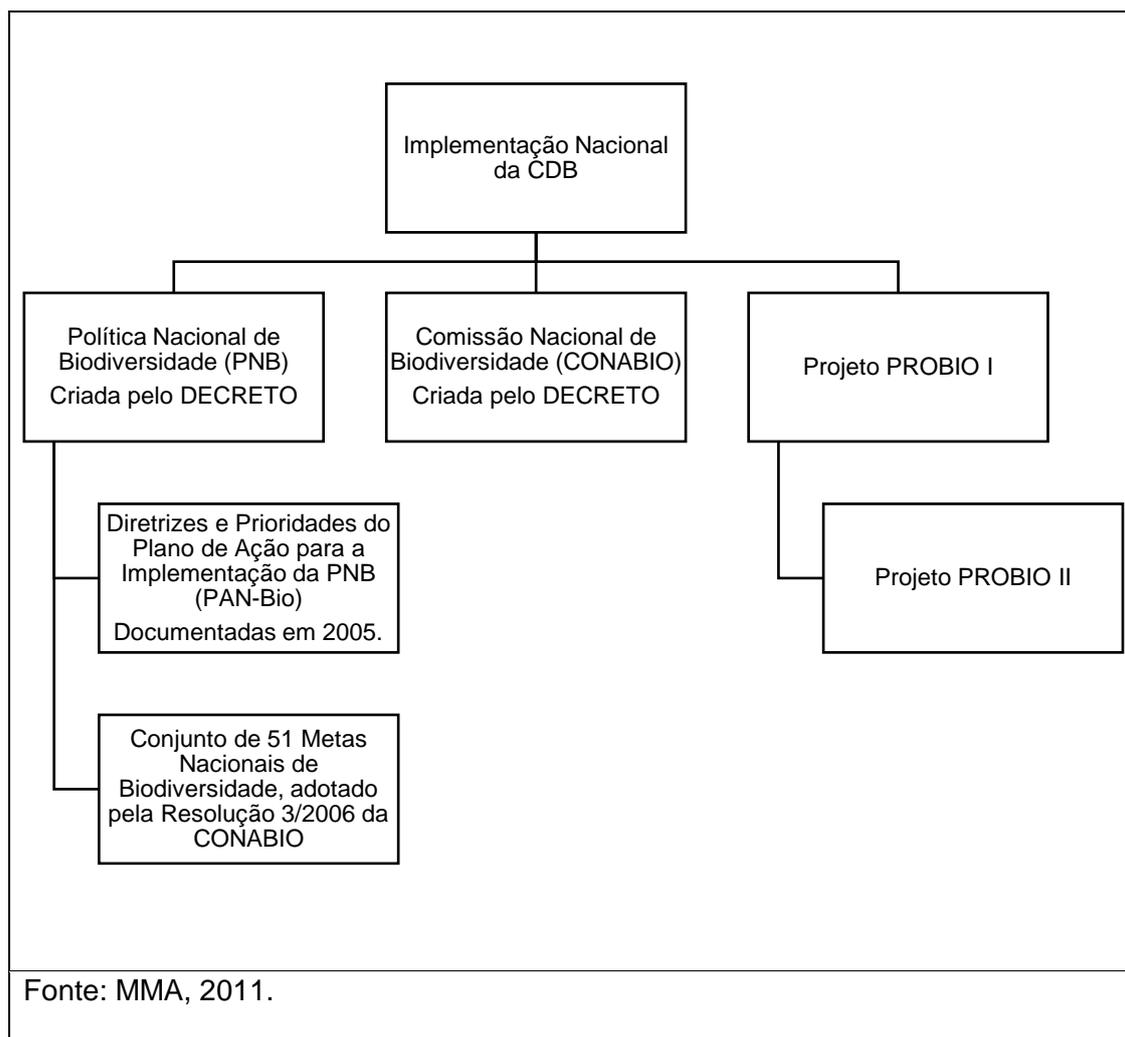
5.1 Breve histórico do 4º e 5º relatórios nacionais para a CDB e da avaliação de suas metas

Já existiam no Brasil, desde a década de 1970, diversas iniciativas de grande escala⁵ para o desenvolvimento de indicadores, mas como um esforço para melhorar o monitoramento dos avanços em direção à Meta de 2010, foi necessário que o Ministério do Meio Ambiente (MMA) iniciasse um processo de consolidação de uma única lista de indicadores para uso padrão em todas as instituições e relatórios, que ainda estava em desenvolvimento quando do lançamento do **4º relatório nacional** para a CDB.

Desse modo, a Estratégia e Plano Nacional para a Biodiversidade (EPANB) foi criada especificamente para atender os compromissos do Brasil com a CDB e é composta por diversos macro documentos e iniciativas para a implementação da Convenção, como mostra a Figura 5.2 (MMA, 2011). Uma dessas iniciativas é a Comissão Nacional de Biodiversidade (CONABIO), que atua como coordenadora, desenvolvendo e implementando a Política Nacional de Biodiversidade (PNB) para que o Brasil cumpra os compromissos assumidos com a CDB. É composta por representantes do governo e da sociedade civil e contribui no desenvolvimento de políticas públicas relativas à biodiversidade, além de ser a responsável por aprovar os relatórios nacionais para a CDB (MMA, 2011).

Figura 5.2. Composição da EPANB.

⁵ Na década de 1970 com o projeto Radam Brasil, seguido na década de 1980 pelo Monitoramento do Desmatamento da Amazônia. Nas décadas de 1990 e 2000 surgem os projetos de Mapeamento da Cobertura Vegetal e Uso do Solo de todos os biomas brasileiros, o Programa Nacional de Monitoramento dos Recifes de Coral (ReefCheck Brasil), o Primeiro Inventário Nacional de Espécies Exóticas Invasoras, a Base de Dados Nacional de Unidades de Conservação, a atualização periódica das Listas Nacionais de Espécies Ameaçadas da Fauna e da Flora; os Indicadores Nacionais de Sustentabilidade; os Relatórios Ambientais GEOBrasil; os Relatórios Nacionais de Recursos Hídricos; e os relatórios nacionais sobre as Metas de Desenvolvimento do Milênio e para a Iniciativa Latino-Americana e Caribenha de Desenvolvimento Sustentável (ILAC).



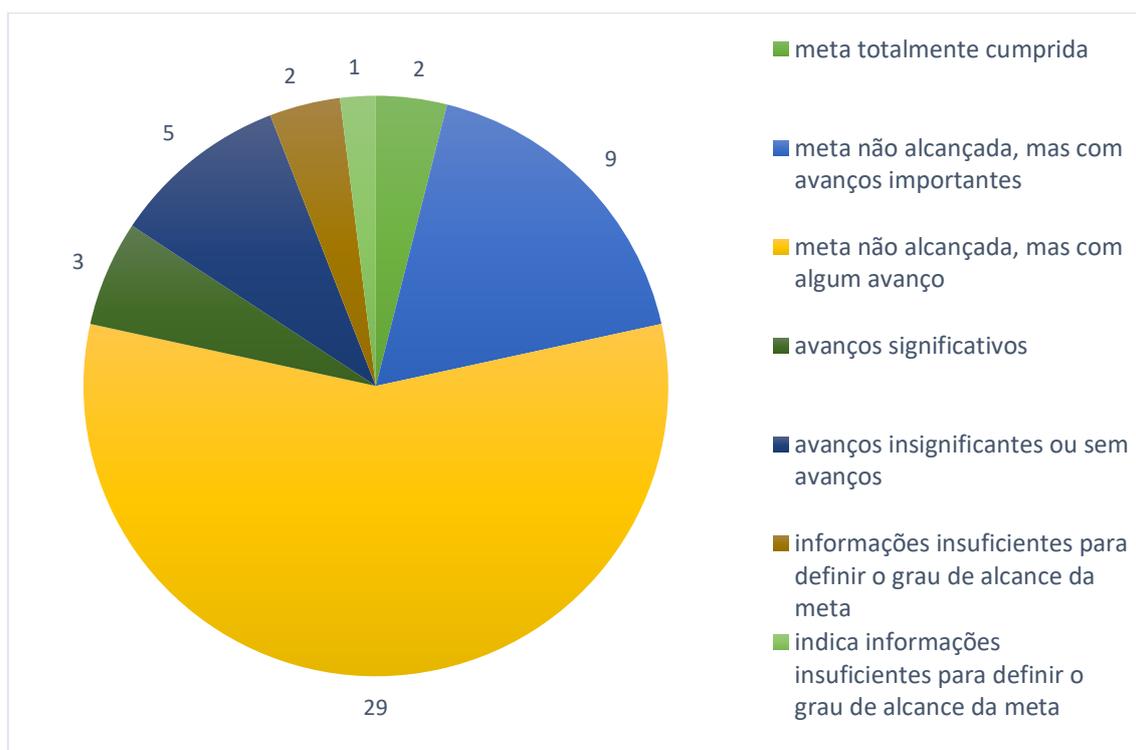
A partir de ampla consulta pública, das diretrizes internacionais da Iniciativa da América Latina e Caribe para o Desenvolvimento Sustentável (ILAC) – PNUMA, e baseado nas Metas da CDB para 2010, a CONABIO aprovou, em 2006, as 51 Metas Nacionais de Biodiversidade para 2010 (Resolução CONABIO nº03/2006), que, segundo o 4º relatório, “automaticamente definiu os indicadores nacionais relevantes para a biodiversidade” (MMA, 2011, p. 21).

O conjunto de 51 metas nacionais para 2010 foi classificado como “mais ambicioso do que as metas globais, o que torna improvável que seja cumprido pelo país, em sua maior parte, até 2010” (MMA, 2011, p. 88) e apenas um subconjunto das metas nacionais foi monitorado. Para avanços no sentido das metas de 2010, portanto, os principais instrumentos para a implementação da CDB precisaram ser refinados. São eles a PNB, as Diretrizes e Prioridades do Plano de Ação para a Implementação da PNB (PAN-Bio) e o próprio conjunto de Metas Nacionais de

Biodiversidade. A reorganização desses instrumentos levará à definição de um conjunto melhorado de metas e indicadores de biodiversidade, vinculando atores, fontes orçamentárias e prazos objetivamente identificados (MMA, 2011).

A Figura 5.3 sumariza a análise das metas nacionais de biodiversidade para 2010, apresentada no quarto relatório. O quadro completo com todas as 51 metas pode ser encontrado no Anexo 1.

Figura 5.3. Análise das metas nacionais de biodiversidade para 2010.



Fonte: (MMA, 2011), adaptado.

Em 2009, apesar da metodologia para mensurar periodicamente os indicadores ainda estar em fase de definição final, o Sistema Nacional de Informação Ambiental (SINIMA) publicou três indicadores de biodiversidade: tendências de biomas e ecossistemas, extensão das unidades de conservação e mudanças de status de espécies ameaçadas. O SINIMA é o responsável pelo desenvolvimento da Política de Informação Ambiental, direcionado para produzir, coletar, sistematizar e disseminar informações ambientais. Possui um subcomitê de estatísticas e indicadores encarregado de desenvolver e monitorar indicadores ambientais com

base nas necessidades de agências ambientais. A ideia era que, no médio prazo, esse primeiro conjunto de indicadores fosse refinado e expandido quando a metodologia fosse institucionalizada (MMA, 2011). No entanto, como veremos no decorrer deste capítulo, essa iniciativa foi deixada de lado e foram desenvolvidas outras metas e outros indicadores não relacionados a esses três primeiros citados.

O quarto relatório nacional conclui que é preciso reorganização das metas e que, apesar de não ser possível demonstrar avanços quantitativos para várias delas, alguns avanços foram obtidos para outras. No entanto, como não existe ainda um sistema abrangente de monitoramento com indicadores precisos, a maior parte dos avanços é mensurada qualitativamente e baseada em indicadores indiretos (MMA, 2011).

Até a data do quarto relatório, o Brasil informou ter identificado as principais lacunas que retardam a implementação da CDB no país e entre os caminhos para superá-las estão o desenvolvimento de políticas; criação, fortalecimento e reestruturação de instituições; acesso à tecnologia, desenvolvimento de novas metodologias e produção de conhecimento, dentre outros. Particularmente, os avanços para se definir o valor econômico dos serviços da biodiversidade e dos ecossistemas impulsionará a integração de conceitos e metas de conservação da biodiversidade em outros setores, aprimorando o diálogo principalmente em relação aos setores da economia (MMA, 2011).

Avançando para o **5º relatório nacional** para a CDB, aconteceu, em 2010, a Conferência de Nagoya, onde foram definidas as 20 novas Metas Globais de Biodiversidade, que ficaram conhecidas como Metas de Aichi. Nesse processo, identificou-se que para ir além dos resultados alcançados no período anterior, as EPANBs e as metas de cada país deveriam ser formuladas com estratégias diferentes, que compartilhasse a responsabilidade com lideranças de todos os setores (MMA, 2016).

A partir desse marco, o Brasil realizou, em 2011, um amplo processo de consulta que recebeu o nome de Diálogos sobre Biodiversidade. Foram cinco reuniões presenciais e inúmeras reuniões de preparação e qualificação reunindo cinco setores da sociedade: empresarial, sociedade civil ambiental, academia, governos federal e estadual, e povos indígenas e comunidades tradicionais. A estrutura de governança

foi composta por cinco comitês setoriais e um comitê estratégico e a organização geral dos Diálogos foi feita pelo MMA, Internacional Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN), WWF-Brasil e Instituto de Pesquisas Ecológicas. Além disso, outras 19 instituições dos cinco setores e mais de 400 pessoas participaram das reuniões de consulta, “configurando a estrutura participativa como um dos aspectos mais notáveis do processo” (MMA, 2016, p. 158).

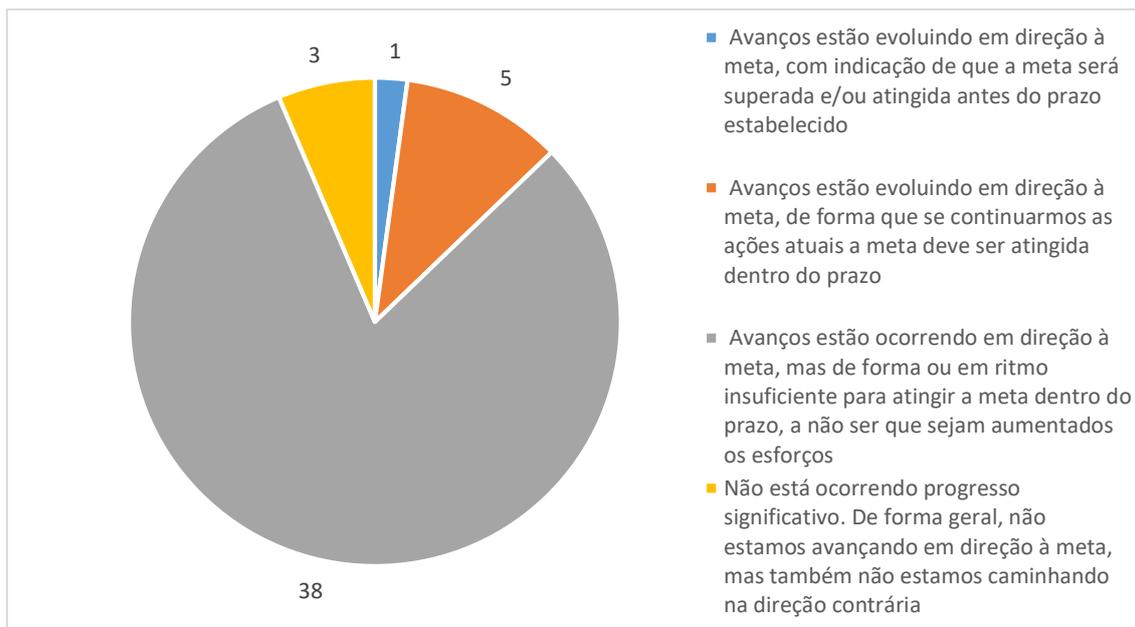
Certamente o processo de formulação das metas para 2020 evoluiu em comparação com as metas para 2010, mas ainda podemos questionar sua magnitude, tendo em vista o tamanho da população brasileira e sua pluralidade, que certamente não foram inteiramente representados por esse universo de 400 pessoas como mencionado.

Os documentos gerados nessas reuniões continham as propostas para as novas metas nacionais e para as 517 metas intermediárias que devem ser alcançadas no período 2013-2017. Um documento final foi consolidado para consulta pública, disponibilizado online entre dezembro de 2011 e janeiro de 2012 para receber contribuições adicionais da sociedade. A CONABIO então discutiu as novas metas nacionais em cinco reuniões entre 2012 e 2013, aprovando, em 2013, o texto final contendo as 20 Metas Nacionais de Biodiversidade para 2011-2020 (resolução CONABIO nº 06/2013) (MMA, 2016).

O quinto relatório nacional apresenta uma avaliação preliminar dos avanços, pois um conjunto relevante e gerenciável de indicadores para mensurar o alcance das metas ainda estava sendo definido, bem como outras estruturas como o Painel Brasileiro de Biodiversidade – PainelBio, o Plano de Ação Governamental para a Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade e a atualização da EPANB (MMA, 2016).

A Figura 5.4 sumariza a análise das metas nacionais fragmentadas em suas 47 submetas nacionais de biodiversidade para 2020, apresentada no 5º relatório. O quadro completo com todas as 20 metas e a análise individual completa pode ser encontrado no Anexo 2. Apenas uma submeta possui avanços, evoluindo em direção ao cumprimento da meta antes do prazo, enquanto 38 submetas só serão cumpridas antes de 2020 se forem aumentados os esforços em relação a elas.

Figura 5.4. Análise das metas nacionais de biodiversidade para 2020.



Fonte: (MMA, 2016), adaptado.

A partir processo de consulta nacional foi possível identificar as principais lições aprendidas no processo (MMA, 2016):

- É necessário melhorar a gestão e sinergia entre as políticas públicas já existentes;
- Todos os setores do governo e da sociedade devem despendere esforços conjuntos para o cumprimento da CDB e das Metas de Aichi;
- A coordenação interinstitucional para conservação da biodiversidade é um empreendimento viável e recompensador;
- O 4º relatório nacional evidenciou a dificuldade de manejo de um número excessivo de metas nacionais de biodiversidade, principalmente quando não há indicadores adequados ou sistema de monitoramento. A construção participativa das novas metas nacionais com base nas Metas de Aichi teve como principal objetivo obter um conjunto gerenciável de metas e o engajamento de todos os setores relevantes para a conservação da biodiversidade.

Quando o 5º relatório foi consolidado, ficou previsto também um processo participativo para construção dos indicadores e de uma estratégia de monitoramento

que irá avaliar a implementação das metas nacionais. Essa etapa contou com uma capacitação realizada pelo BIP seguida de cinco oficinas com a participação de diversos setores e instituições, mas como aconteceu após a consolidação das informações do quinto relatório nacional para a CDB, que coletou informações até 2014, seus resultados estão sendo consolidados pelo PainelBio e serão publicados no próximo documento da EPANB (MMA, 2016).

Apesar de não terem sido publicados, o escritório da IUCN-Brasil, Secretaria Executiva do PainelBio, disponibilizou acesso às versões preliminares dos dois documentos gerados pelas oficinas do PainelBio, que serão apresentados a seguir, juntamente com uma análise do conjunto de indicadores em relação à metodologia de criação de indicadores proposta nessa dissertação.

5.2 Aplicação da ASE para indicadores e metas de biodiversidade brasileiros

O PainelBio surgiu da necessidade de um painel composto por múltiplos atores com a função de avaliar o cumprimento das Metas Nacionais de Biodiversidade para 2020. Essa iniciativa foi lançada formalmente na Conferência Rio+20 em 2012 e teve sua primeira reunião em 2014. Sua missão é “contribuir para a conservação e uso sustentável da biodiversidade brasileira, promovendo sinergias entre instituições e áreas do conhecimento, disponibilizando informações científicas para a sociedade, fomentando capacitações em diversos níveis e fornecendo subsídios para os processos de tomada de decisão e políticas públicas para o alcance das Metas de Aichi no Brasil” (PainelBio, 2015a).

A primeira tarefa do PainelBio foi preparar subsídios para a definição de indicadores das novas Metas Nacionais de Biodiversidade e para isso foram realizadas ações de capacitação e oficinas em 2014 e 2015 em parceria com o BIP. Segundo a EPANB, diversos setores e instituições importantes para a implementação das estratégias participaram de cada oficina, buscando integrar as Metas nacionais e as políticas setoriais (PainelBio, 2015a).

O atual conjunto de 28 indicadores nacionais de biodiversidade incluindo fonte de dados e instituição responsável é apresentado no Quadro 5.1. O quadro completo pode ser encontrado no documento “Quadro de Indicadores para o Monitoramento das Metas Nacionais de Biodiversidade” (PainelBio, 2015a).

Quadro 5.1. Indicadores Nacionais para Biodiversidade e Instituição Responsável.

Indicador	Instituição Responsável
Consciência Ambiental e Hábitos Sustentáveis	Instituto Akatu
Gasto Federal com Biodiversidade	Instituto de Pesquisas Econômica Aplicada - IPEA
ICMS Ecológico (ICMS-E)	The Nature Conservancy - TNC Brasil
Taxa de Recuperação de Materiais Recicláveis em Relação à Totalidade de Resíduos Sólidos Urbanos Coletados	Secretaria de Recursos Hídricos e Ambiente Urbano - SRHU, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE
Intensidade Energética	IBGE
Participação das Diferentes Fontes na Oferta de Energia	“Indicador inexistente, porém extremamente pertinente e viável.”
Pegada Ecológica Brasileira	WWF Brasil
Número de Focos de Calor por Bioma	IBGE
Cobertura Vegetal Nativa Remanescente	Secretaria de Biodiversidade de Florestas - SBF, MMA.
Produção Pesqueira Nacional Extrativa	Conselho nacional de Pesca e Aquicultura - CONEPE
Intensidade de Uso de Agrotóxicos	IBGE
Produtores Cadastrados no Cadastro Nacional de Produtores Orgânicos CNPO/MAPA (Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento)	Coordenação de Agroecologia - Coagre - Secretaria de Desenvolvimento Agropecuário e Cooperativismo – SDC - MAPA
Plantio Direto em Culturas Anuais	MAPA
Qualidade de Águas Interiores	Agência Nacional de Águas - ANA, IBGE.
Concentração de Poluentes no Ar em Áreas Urbanas	IBGE
Espécies Exóticas Invasoras Reconhecidas Oficialmente	Departamento de Conservação da Biodiversidade - DCBio – SBF - MMA
Unidades de Conservação	IBGE
Efetividade de Gestão (das Unidade de Conservação - UCs)	WWF Brasil
Espécies da Fauna e Flora Ameaçadas de Extinção	IBGE
Espécies da Fauna e Flora Ameaçadas de Extinção com Planos de Ação para Recuperação e Conservação	IBGE
Recursos Genéticos da Fauna, Flora e de Microrganismos, Conservados	Este indicador não existe, mas poderia ser facilmente aferido pela Secretaria de Biodiversidade e Florestas – SBF do Ministério do Meio Ambiente – MMA ou mesmo pelo Ministério de Ciências, Tecnologia e Inovação – MCTI.
Plano de Gestão Territorial e Ambiental (PGTA) de Terras Indígenas	Departamento de Extrativismo - DEX – Secretaria de Extrativismo e Desenvolvimento Rural e Sustentável - SEDR – MMA
Emissões de Origem Antrópicas dos Gases do Efeito Estufa	Departamento de Gestão Estratégica - DGE – Secretaria Executiva - SECEX – MMA
Acordos ou Outros Instrumentos de Repartição de Benefícios	Conselho de Gestão do Patrimônio Genético - CGEN – MMA
Unidades de Conservação de Uso Sustentável com Instrumentos de Gestão	Diretoria de Águas Protegidas - DAP – MMA
Grau de Adesão das Bases ao SIBBR	MCTI

Índice de Produtividade Científica	MCTI
Grau de Atualização da Estratégia e Planos de Ação Nacionais de Biodiversidade	SBF – MMA

Fonte: PainelBio, 2015a.

Importante notar que 2 dos indicadores propostos, “Participação das Diferentes Fontes na Oferta de Energia” e “Recursos Genéticos da Fauna, Flora e de Microrganismos, Conservados” ainda não possuem instituição responsável indicada, ou seja, não se sabe de onde os dados virão para compor o indicador.

Além disso, foram propostos outros 26 indicadores complementares de curto prazo, mas os indicadores não estão consolidados e ainda precisariam ser viabilizados para que pudessem, de alguma forma, contribuir para o enriquecimento da lista principal de 28 indicadores (PainelBio, 2015a).

Como apresentado no Capítulo 3, mesmo que os indicadores já tenham sido desenvolvidos, a ASE pode ser aplicada em caráter *ex post* para avaliar a situação do quadro de metas e indicadores em relação aos aspectos social e espacial que têm sido considerados relevantes no desenvolvimento de indicadores robustos.

Para isso, em nossa análise foram considerados o conjunto de 51 metas nacionais para a CDB apresentado no 4º relatório nacional em 2011, por ser o primeiro conjunto oficial de metas nacionais para o cumprimento das diretrizes da CDB. A ASE também será aplicada ao conjunto de 20 metas nacionais para 2020, por ser o conjunto atualmente em consonância com as metas de Aichi e por ter sido apresentado oficialmente no 5º relatório nacional em 2015. E por fim, será considerado o conjunto de 26 indicadores nacionais publicado em 2016, por ser o primeiro conjunto de indicadores do Brasil oficialmente consolidado em documento, ainda que não tenha sido implementado. Os conjuntos de metas e indicadores analisados foram sumarizados no quadro 5.2.

Quadro 5.2. Conjuntos de metas/indicadores brasileiros aplicados à ASE e respectivos documentos analisados.			
Metas/Indicadores aplicados à ASE	Ano de Publicação	Publicado por	Documento em que foi apresentado
51 Metas Nacionais para 2010	2011	MMA	4º relatório nacional para biodiversidade
20 Metas Nacionais para 2020	2015	MMA	5º relatório nacional para biodiversidade

26 indicadores nacionais para biodiversidade	2016	PainelBio	“Quadro de Indicadores para o Monitoramento das Metas Nacionais de Biodiversidade” (PainelBio, 2015a) e “Arcabouço Conceitual para a Aplicação dos Indicadores para o Alcance das Metas Nacionais de Biodiversidade e Metas de Aichi” (PainelBio, 2015b)
Fonte: elaboração da autora.			

Para cada conjunto de dados foi feita a seguinte pergunta: o aspecto social/espacial da ASE foi incorporado na criação desse conjunto de metas/indicadores? Em caso positivo, o conjunto de metas/indicadores recebeu um sinal (+), em caso negativo, um sinal (-). Quando a resposta à pergunta foi positiva, mas a aplicação dos métodos não foi consonante com a ASE – resultando em uma aplicação limitada- o conjunto de metas/indicadores recebeu o sinal (±) e quando não foi possível responder à pergunta, o sinal atribuído foi (o).

No desenvolvimento do trabalho, encontrou-se dificuldades em rastrear informações detalhadas e específicas sobre os conjuntos de dados selecionados. Não foram encontrados documentos apresentando em detalhes como foi o processo de criação das metas nacionais, tanto as de 2010 quando as de 2020. Em relação ao conjunto de indicadores, há um documento denominado “Arcabouço Conceitual para a Aplicação dos Indicadores para o Alcance das Metas Nacionais de Biodiversidade e Metas de Aichi” (PainelBio, 2015b), que traz apenas um breve relato de como as oficinas para construção dos indicadores foram conduzidas e a “lista de perguntas-chave que norteiam o processo de decisão sobre quais indicadores são necessários para representar a meta definida previamente” (PainelBio, 2015b).

Devido à essa dificuldade de rastreabilidade das informações, optou-se por aplicar a ASE a cada conjunto de dados (metas e indicadores), em vez da análise individual de cada meta ou indicador.

A análise crítica e qualitativa dos conjuntos de metas e indicadores, portanto, foi realizada à luz do que se pode encontrar nos documentos citados no Quadro 5.2.

A seguir, os aspectos da ASE apresentados no quadro 4.2 (página 61) são analisados individualmente.

a) Engajar todos os públicos que são afetados pela política à qual o indicador está atrelado.

O quarto relatório afirma que as 51 metas nacionais para 2010 foram aprovadas “a partir de ampla consulta pública, das diretrizes internacionais da ILAC – PNUMA, e baseadas nas Metas da CDB para 2010”, ou seja, não incorpora o aspecto, pois apenas a partir de consulta pública não é possível engajar todos os públicos afetados.

Já o quinto relatório descreve o processo de criação das 20 metas para 2020 por meio de diversas reuniões e oficinas envolvendo vários setores da comunidade⁶.

O mesmo ocorreu com os 28 indicadores que seguiram a metodologia BIP.

b) Assegurar que o conhecimento local seja incorporado à metodologia do indicador quando relevante.

Para as 51 metas para 2010, se não houve engajamento no aspecto anterior, não houve também incorporação do conhecimento local.

Para as 20 metas para 2020 não é possível rastrear se o aspecto foi incorporado apenas com a descrição de ‘diversas reuniões e oficinas’. Mesmo que sejam citados os participantes de diversas áreas, não foi relatado como a opinião dessas pessoas foi coletada e levada em consideração.

Já para os 28 indicadores, assumimos que a metodologia BIP foi implantada corretamente, desse modo ela orienta que este aspecto seja incorporado na construção do indicador.

c) Assegurar que a troca de experiências entre as partes interessadas resultou em ganhos de conhecimento e não em conflitos de interesse.

Do mesmo modo que o item anterior, para as 51 metas para 2010 não houve troca de experiências, pois foi feita apenas consulta pública. Já para as 20 metas para 2020 e os 28 indicadores, a partir dos documentos analisados, não foi possível rastrear como foi a interação entre os grupos.

⁶ Ver página 71 deste documento.

d) Definir claramente os objetivos que a sociedade quer alcançar em relação às questões ambientais.

Os conjuntos de metas apresentados foram apresentados nos documentos oficiais do Brasil para a CDB, ou seja, representam o que o país quer alcançar em relação às questões ambientais. O mesmo para o conjunto de indicadores, que foi baseado nas 20 metas para 2020. Os dois conjuntos não são completamente perfeitos em suas metodologias, mas representam o país internacionalmente na questão ambiental.

e) Os diferentes stakeholders devem trabalhar sob um clima de confiança e compromisso mútuos (ausência de conflitos de interesse).

A análise desse aspecto é semelhante ao item (c). Para as 51 metas para 2010 não houve trabalho conjunto e para as 20 metas para 2020 e os 28 indicadores, não foi possível rastrear essa interação a partir dos documentos analisados.

f) O processo de aprendizagem deve ser feito de forma interativa e com base em exemplos de indicadores concretos.

Esse aspecto não foi incorporado nas 51 metas para 2010, que não teve processo participativo. Para as 20 metas para 2020 não foi possível rastrear como foi o processo de aprendizagem. Já os 28 indicadores incorporam esse aspecto ao adotar a metodologia BIP.

g) Os *stakeholders* devem trabalhar em diferentes grupos e não todos juntos de forma intensiva.

Esse aspecto não foi incorporado nas 51 metas para 2010, que não teve processo participativo. Para as 20 metas para 2020 não foi possível rastrear como foi o processo de aprendizagem. Já os 28 indicadores incorporam esse aspecto ao adotar a metodologia BIP.

h) O recorte geográfico do projeto deve ser realizado de maneira coerente ecologicamente, preferencialmente potencializando a diversidade funcional.

Os dois conjuntos de metas realizam o recorte geográfico por bioma e ecossistemas diversos em várias metas mas não foi possível rastrear se houve análise da diversidade funcional. O conjunto de 28 indicadores tem apenas um indicador com

recorte geográfico explícito (Número de Focos de Calor por Bioma) e deixa implícito o recorte geográfico em apenas outros dois indicadores: Imposto Sobre Circulação de Mercadorias e Serviços (ICMS Ecológico - Estadual) e Cobertura Vegetal Nativa Remanescente (Bioma). No entanto, como o quadro de indicadores ainda não foram aplicados, não é possível ainda saber como serão apresentados os seus resultados, por exemplo, o indicador Unidades de Conservação, pode ser apresentado de forma nacional ou separado por Bioma.

i) Garantir que a intervenção da política relacionada ao indicador será bem sucedida, caso contrário o projeto pode falhar pela falta de compromisso dos órgãos competentes.

Foi reconhecido no quarto relatório que as 51 metas para 2010 foram muito ambiciosas, com apenas 2 metas totalmente cumpridas e 3 com avanços significativos, sendo logo depois substituídas pelas 20 metas para 2020. A análise preliminar das 20 metas para 2020, com suas 47 sub-metas (Anexo 2) demonstra que mais da metade das metas precisa de esforços consideráveis para serem atingidas até 2020, mas como seu prazo ainda não expirou, não é possível avaliar ainda se o alcance das metas 2020 foi desastroso como o conjunto das metas para 2010. Em relação ao conjunto de 28 indicadores, o modo como foram construídos dá indícios de que é viável incorporá-los nas políticas já existentes, pois apenas dois ainda não existem e todos os outros já têm a instituição responsável indicada. No entanto, como ainda não foram aplicados ou mesmo lançados oficialmente, não é possível avaliar esse aspecto de maneira mais aprofundada.

A análise individual de cada aspecto da ASE apresentada anteriormente foi compilada no Quadro 5.3. Para as metas de 2020, cinco aspectos não puderam ser analisados por dificuldades informacionais (aspectos b, c, e, f, g) e, para os 28 indicadores nacionais, dois aspectos (c, e). Essa análise, ainda que baseada apenas no que pode ser encontrado nos documentos oficiais, demonstra que o país está caminhando para a construção de indicadores mais robustos, mas os avanços ocorrem de maneira lenta: as metas para 2020 até agora só receberam análise qualitativa, os indicadores só foram concluídos em 2015 e ainda não há indícios de sua aplicação.

A partir da aplicação da ASE proposta nesse trabalho aos conjuntos de metas nacionais e ao conjunto de indicadores, podemos afirmar que o país avançou no que diz respeito às metodologias empregadas para tratar a biodiversidade. O número de metas caiu de 51 para 20, tendo em vista o custo de se monitorar grandes números de indicadores, como por exemplo as 51 metas iniciais. De maneira geral, o Brasil reconhece que é preciso um processo participativo de consulta para elaboração de suas políticas em relação à biodiversidade, o que não aconteceu com as 51 metas para 2010, mas que foi observado, ainda que incipiente, nas 20 metas para 2020. A evolução mais expressiva, no entanto, ocorreu entre as 20 metas para 2020 e os 26 indicadores de 2016, com a adoção da metodologia internacional do BIP⁷ para nortear a criação dos indicadores nacionais. A metodologia BIP é, atualmente, a referência na criação de indicadores de biodiversidade. Isso fez com que o quadro de 28 indicadores nacionais incorpore totalmente 5 dos 9 aspectos propostos na abordagem social e espacial.

A metodologia BIP de criação de indicadores nacionais é considerada como marco no cenário brasileiro, porque é um expoente no cenário internacional e, segundo o BIP (2011), já foi desenvolvida e testada em workshops de capacitação para governos nacionais e ONGs de mais de 35 países no sudeste asiático, Caribe, América Central e África Oriental e Ocidental, financiadas por parceiros regionais, a UNEP-WCMC e a ONU.

Quadro 5.3. Abordagem social e espacial aplicada ao cenário brasileiro.

Dimensão	Aspectos	51 Metas para 2010	20 Metas para 2020	28 Indicadores Nacionais
Escala Social	a) Engajar todos os públicos que são afetados pela política à qual o indicador está atrelado.	-	+	+
	b) Assegurar que o conhecimento local seja incorporado à metodologia do indicador quando relevante.	-	0	+
	c) Assegurar que a troca de experiências entre as partes interessadas resultou em ganhos de conhecimento e não em conflitos de interesse.	-	0	0
	d) Definir claramente os objetivos que a sociedade quer alcançar em relação às questões ambientais.	+	+	+
	e) Os diferentes stakeholders devem trabalhar sob um clima de confiança e compromisso mútuos (ausência de conflitos de interesse).	-	0	0
	f) O processo de aprendizagem deve ser feito de forma interativa e com	-	0	+

⁷ Ver páginas 35-36 deste documento.

	base em exemplos de indicadores concretos.			
	g) Os stakeholders devem trabalhar em diferentes grupos e não todos juntos de forma intensiva.	-	o	+
Escala espacial	h) O recorte geográfico do projeto deve ser realizado de maneira coerente ecologicamente, preferencialmente potencializando a diversidade funcional.	±	±	±
	i) Garantir que a intervenção da política relacionada ao indicador será bem sucedida, caso contrário o projeto pode falhar pela falta de compromisso dos órgãos competentes.	-	±	±
Legenda: (+) o aspecto foi incorporado; (-) o aspecto não foi incorporado; (±) o aspecto foi incorporado, mas de maneira limitada; (o) não foi possível rastrear se o aspecto foi incorporado.				

Fonte: elaboração da autora.

É importante salientar que, para a aplicação da ASE, assumimos que o Brasil adotou corretamente a metodologia BIP, uma vez que as cinco oficinas nacionais mencionadas no 5º relatório foram precedidas por uma capacitação com o apoio do BIP (MMA, 2015).

No entanto é importante ressaltar que o Brasil ainda não aplicou os indicadores e possui, até mesmo, indicadores que ainda não existem na prática. Esse é um desafio ambicioso considerando que o período proposto pela CDB para aplicação das metas (2010-2020) já está chegando ao fim.

O quinto relatório apresenta, de novo, apenas análises qualitativas das 20 metas brasileiras para 2020, o que fragiliza ainda mais as avaliações, demonstrando o que parece ser uma tendência do país de lançar medidas sem instrumentos de avaliação adequados que não possibilitam avanços reais em relação aos objetivos propostos.

5.3 Aplicação da ASE para metas de biodiversidade da Costa Rica e Alemanha e comparação com o Brasil

Após concluída a análise do quadro brasileiro, surge a necessidade de se comparar o cenário nacional com países que apresentam políticas ambientais robustas, de modo a obter um quadro comparativo da ASE entre países considerados diferentes em relação ao tratamento que dispensam à biodiversidade. Os países escolhidos para essa análise foram a Alemanha e a Costa Rica.

A Costa Rica iniciou, em agosto de 2013, um processo participativo de priorização e adequação das Metas de Aichi para o cenário local, que se estendeu até novembro do mesmo ano. É mencionado no quinto relatório daquele país para a CDB que no início do processo não havia consenso sobre os critérios ou mesmo sobre a ideia de que se deveria priorizar as metas de Aichi, mas à medida que o processo foi avançando, os critérios foram refinados e receberam pesos relativos para que as metas fossem classificadas de maneira mais objetiva e que atendesse ao estado da biodiversidade da Costa Rica. Uma comissão foi designada para redigir o texto final das metas, que ainda não estava pronto na altura em que o quinto relatório do país foi lançado (SINAC, 2014, p. 77-79).

Na Alemanha, os processos de implementação da Estratégia Nacional para Diversidade Biológica orientados por diálogos participativos começaram já em 2007. Até o final de 2012, o país já havia organizado quatro fóruns nacionais (um por ano), 7 fóruns regionais com temas chave da Estratégia Nacional para Diversidade Biológica, 3 fóruns estaduais sobre diversidade biológica (semestralmente), um processo separado de comunicação com autoridades locais, um processo separado de diálogo e um congresso com a comunidade jovem e mais de 30 fóruns de diálogo com grupos de *stakeholders* específicos (BMUB, 2014).

O processo alemão foi criado para garantir a participação, transparência, continuidade e permanência, e concentra as informações em website específico que provê acesso sobre o processo de implementação da Estratégia Nacional e breve documentação sobre todos os eventos. Os participantes respondem a questionários específicos antes de cada evento, de modo que o aprendizado ocorre durante todo o processo e ativamente considera os tópicos considerados importantes para a conservação da diversidade biológica e da Estratégia Nacional (BMUB, 2014).

Para a comparação dos cenários entre Brasil, Costa Rica e Alemanha, foram considerados os conjuntos individuais de 20 metas nacionais para 2020, disponíveis no 5º relatório nacional de cada país. Os conjuntos de metas para 2020 foram escolhidos porque foram os dados semelhantes encontrados concomitantemente para todos os três países de interesse, sendo que também houve dificuldade informacional para encontrar o quadro de indicadores oficiais de Costa Rica e Alemanha. Assim como para o Brasil, muitas informações estão disponíveis apenas no idioma oficial de

cada país, não tendo sido traduzidos para o inglês. Costa Rica e Alemanha apresentaram sua adaptação nacional para as 20 metas de Aichi para 2020 em 2014, em seu quinto relatório nacional para a CDB, enquanto o Brasil oficializou seu 5º relatório nacional em 2015. Os conjuntos de metas analisados foram sumarizados no Quadro 5.4.

Quadro 5.4. Conjuntos de Metas para 2020 de Brasil, Costa Rica e Alemanha aplicados à ASE.

País	Conjuntos de metas aplicados à ASE	Ano de Publicação	Documento em que foi apresentado
Brasil	20 Metas Nacionais para 2020	2015	5º relatório nacional para biodiversidade
Costa Rica	20 Metas Nacionais para 2020	2014	5º relatório nacional para biodiversidade
Alemanha	20 Metas Nacionais para 2020	2014	5º relatório nacional para biodiversidade

Fonte: elaboração da autora.

A seguir, os aspectos da ASE apresentados no Quadro 4.2 são analisados individualmente.

a) Engajar todos os públicos que são afetados pela política à qual o indicador está atrelado.

O quinto relatório nacional do Brasil descreve o processo de criação das 20 metas para 2020 por meio de diversas reuniões e oficinas envolvendo vários setores da comunidade⁸. O mesmo pode ser igualmente colocado para Costa Rica e Alemanha, e um compilado dessas informações foi apresentado nesse trabalho⁹.

b) Assegurar que o conhecimento local seja incorporado à metodologia do indicador quando relevante.

Para as 20 metas para 2020 de Brasil e Costa Rica não é possível rastrear se o aspecto foi incorporado apenas com a descrição de ‘diversas reuniões e oficinas’, mesmo que sejam citados os participantes de diversas áreas, não foi relatado como a opinião dessas pessoas foi coletada e levada em consideração. Já para a Alemanha,

⁸ Ver página 71 deste documento.

⁹ Ver páginas 81-82 deste documento.

foram realizados fóruns em todas as instâncias, regional, estadual, mais de 30 fóruns com *stakeholders* e todas as informações foram compiladas em website específico para acesso de toda a população¹⁰.

c) Assegurar que a troca de experiências entre as partes interessadas resultou em ganhos de conhecimento e não em conflitos de interesse.

Apenas o 5º relatório nacional da Costa Rica (SINAC, 2014, p. 77) relata que os participantes não encontraram consenso no início do processo, mas que ao longo da jornada foram refinando os critérios e atribuindo medidas de relevância para alcançar um consenso entre os participantes. Para Brasil e Alemanha não foi possível rastrear.

d) Definir claramente os objetivos que a sociedade quer alcançar em relação às questões ambientais.

Os conjuntos de metas foram apresentados nos documentos oficiais de Brasil, Costa Rica e Alemanha para a CDB, ou seja, representam o que os países querem alcançar em relação às questões ambientais. Não se pode afirmar que seus métodos sejam completamente perfeitos, mas representam o país internacionalmente na questão ambiental.

e) Os diferentes *stakeholders* devem trabalhar sob um clima de confiança e compromisso mútuos (ausência de conflitos de interesse).

Apenas o 5º relatório nacional da Costa Rica (SINAC, 2014, p. 77) relata que os participantes não encontraram consenso no início do processo, mas que ao longo da jornada foram refinando os critérios e atribuindo medidas de relevância para alcançar um consenso entre os participantes. Para Brasil e Alemanha não foi possível rastrear.

f) O processo de aprendizagem deve ser feito de forma interativa e com base em exemplos de indicadores concretos.

Para as 20 metas para 2020 do Brasil, Costa Rica e Alemanha, não foi possível rastrear como foi o processo de aprendizagem.

g) Os *stakeholders* devem trabalhar em diferentes grupos e não todos juntos de forma intensiva.

¹⁰ Ver páginas 81-82 deste documento.

Para as 20 metas para 2020 do Brasil, não foi possível rastrear como foi o processo de aprendizagem. A Costa Rica menciona, em seu 5º relatório, que os participantes trabalharam todos juntos (SINAC, 2014, p. 77) e a Alemanha relata seu amplo processo de consulta estratificado por regiões e grupos de interesse¹¹.

h) O recorte geográfico do projeto deve ser realizado de maneira coerente ecologicamente, preferencialmente potencializando a diversidade funcional.

Os conjuntos de metas para 2020 dos três países¹² realizam o recorte geográfico por bioma e ecossistemas diversos em várias metas, mas não foi possível rastrear se houve análise da diversidade funcional.

i) Garantir que a intervenção da política relacionada ao indicador será bem sucedida, caso contrário o projeto pode falhar pela falta de compromisso dos órgãos competentes.

A análise preliminar das 20 metas para 2020 do Brasil, com suas 47 sub-metas (Anexo 2) demonstra que mais da metade das metas precisa de esforços consideráveis para serem atingidas até 2020, mas como seu prazo ainda não expirou, não é possível avaliar ainda se o alcance das metas 2020 foi desastroso como o conjunto das metas para 2010. Para a Costa Rica não foi possível rastrear; já a Alemanha efetuou um processo separado de consulta com autoridades locais e no geral construiu um processo muito mais robusto do que Brasil e Costa Rica¹³.

A aplicação da ASE aplicada às metas para 2020 dos três países foi compilada no Quadro 5.5.

¹¹ Ver páginas 81-82 deste documento.

¹² Brasil: Anexo 2 deste documento; Costa Rica: SINAC, 2014, p. 79; Alemanha: BMUB, 2014, e <www.cbd.int/countries/targets/?country=de>

¹³ Ver páginas 81-82 deste documento.

Quadro 5.5. ASE aplicada às metas para 2020 de Brasil, Costa Rica e Alemanha.

Dimensão	Aspectos	20 Metas para 2020		
		BRASIL	COSTA RICA	ALEMANHA
Escala Social	a) Engajar todos os públicos que são afetados pela política à qual o indicador está atrelado.	+	+	+
	b) Assegurar que o conhecimento local seja incorporado à metodologia do indicador quando relevante.	0	0	+
	c) Assegurar que a troca de experiências entre as partes interessadas resultou em ganhos de conhecimento e não em conflitos de interesse.	0	+	0
	d) Definir claramente os objetivos que a sociedade quer alcançar em relação às questões ambientais.	+	+	+
	e) Os diferentes stakeholders devem trabalhar sob um clima de confiança e compromisso mútuos (ausência de conflitos de interesse).	0	+	0
	f) O processo de aprendizagem deve ser feito de forma interativa e com base em exemplos de indicadores concretos.	0	0	0
	g) Os stakeholders devem trabalhar em diferentes grupos e não todos juntos de forma intensiva.	0	-	+
Escala espacial	h) O recorte geográfico do projeto deve ser realizado de maneira coerente ecologicamente, preferencialmente potencializando a diversidade funcional.	±	±	±

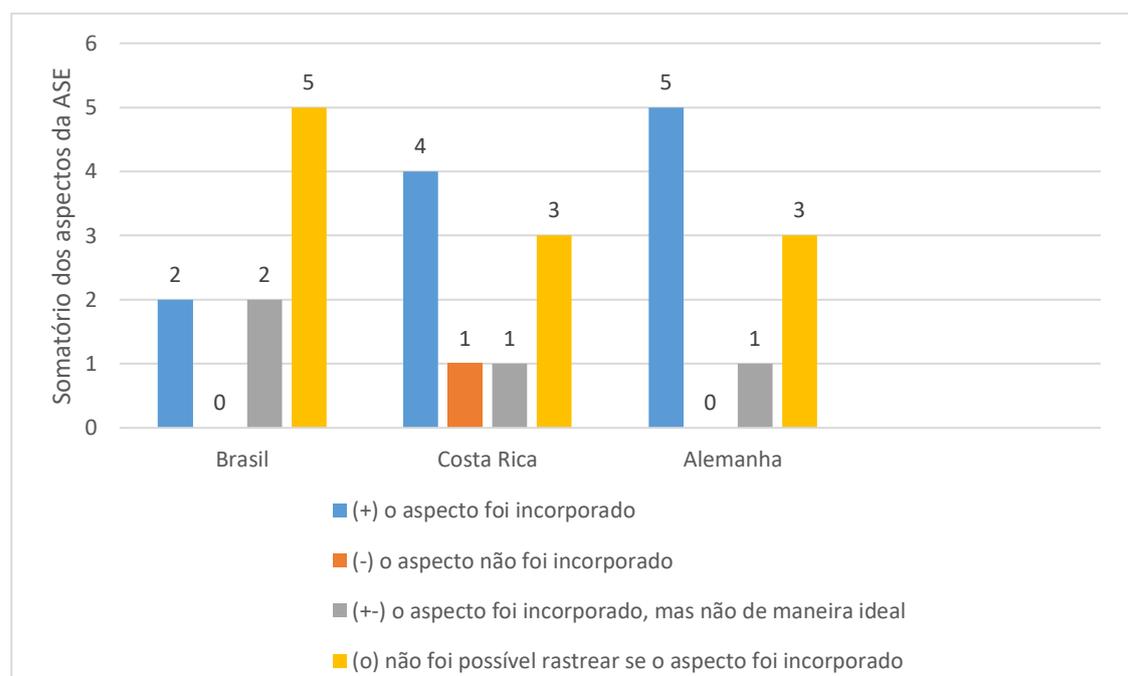
i) Garantir que a intervenção da política relacionada ao indicador será bem sucedida, caso contrário o projeto pode falhar pela falta de compromisso dos órgãos competentes.	±	o	+
--	---	---	---

Legenda: (+) o aspecto foi incorporado; (-) o aspecto não foi incorporado; (±) o aspecto foi incorporado, mas não de maneira ideal; (o) não foi possível rastrear se o aspecto foi incorporado.

Fonte: elaboração da autora.

O resultado dessa análise em termos de incorporação dos aspectos nas metas individuais de cada país pode ser exemplificado na Figura 5.5. Observamos que, de um total de nove aspectos da ASE, o Brasil possui mais da metade sem rastreabilidade, ou seja, nos documentos analisados não é possível inferir se esses aspectos estão presentes na metodologia do país. Comparativamente, a Alemanha e Costa Rica possuem três aspectos que não puderam ser rastreados.

Figura 5.5. Aplicação da ASE para as 20 metas para 2020 de Brasil, Costa Rica e Alemanha.



Por outro lado, Costa Rica incorpora quatro aspectos e Alemanha incorpora cinco aspectos da ASE em suas metodologias de criação das 20 metas para 2020, enquanto o Brasil, apenas dois. É importante lembrar que, para essa aplicação da ASE, foi analisado apenas o quinto relatório nacional de cada país, que é o relatório

que descreve, ou deveria descrever, o processo de adequação das 20 Metas de Aichi para cada um dos signatários da CDB. O resultado da nossa análise não implica que a metodologia brasileira não incorpora os aspectos da ASE, apenas que a rastreabilidade do processo ainda deixa a desejar.

No entanto, é importante salientar que o Brasil aplicou a mesma metodologia de diálogos setoriais na definição das metas para 2020 que países como Costa Rica e Alemanha. Apesar desses países estarem mais avançados no refinamento da estratégia, vale ressaltar o desafio das dimensões continentais do Brasil e que, apesar dos avanços serem ainda insuficientes para que se alcance uma gestão efetiva da biodiversidade, as iniciativas estão caminhando de acordo com parâmetros internacionais.

A seguir apresentamos as considerações finais deste trabalho, incluindo as principais conclusões e estudos futuros que podem ser realizados utilizando a ASE.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Ao longo desse trabalho, vimos que a conservação da biodiversidade necessita ser ampliada, sem, no entanto, prejudicar a economia e o seu crescimento. Isso poderá ser realizado pelos economistas se eles incorporarem indicadores de biodiversidade apropriados em seus modelos.

Indo além, os países devem assegurar que tais indicadores sejam metodologicamente robustos, que as necessidades dos diferentes grupos sociais estejam representadas e que os indicadores sejam os instrumentos ideais para avaliar a política à qual estão atrelados.

O principal objetivo deste trabalho foi avaliar como o Brasil vem construindo suas metas e indicadores de biodiversidade para apresentar à Convenção sobre Diversidade Biológica e se houve evolução nesse processo. Lembramos que existem outras iniciativas brasileiras, como o Painel Nacional de Indicadores Ambientais (PNIA), promovido também pelo MMA, mas nesta avaliação voltamos nosso foco aos documentos oficiais remetidos à CDB que registram o posicionamento do Brasil frente à essa importante iniciativa global de conservação da biodiversidade.

Notamos que o Brasil não adotou uma boa metodologia para as metas de 2010, com mais da metade das 51 metas não cumpridas, mas vem tentando incorporar as metodologias recomendadas pela CDB a partir do conjunto de metas para 2020 e do conjunto de indicadores apresentado pelo PainelBio em 2016. Por isso, afirmamos que houve, sim, uma evolução entre os conjuntos de metas e indicadores, do mais antigo para os mais recentes, em um esforço nacional para acompanhar os demais signatários da CDB, mas que o país ainda pauta suas avaliações de maneira qualitativa e precisa estabelecer indicadores de acompanhamento para avaliar de maneira quantitativa o cumprimento das metas.

O Brasil precisa garantir – idealmente – que o maior número de grupos de *stakeholders* diferentes participem dos processos de tomada de decisão sobre a indicadores de biodiversidade, uma vez que diferentes demandas sociais, econômicas, culturais e políticas podem levar a indicadores totalmente diferentes. Isso significa que nos processos de deliberação sobre metas e indicadores devem estar presentes não apenas aqueles grupos que serão favorecidos pela política atrelada ao

indicador, mas também aqueles que serão afetados de maneira negativa ou mesmo que não serão afetados diretamente.

Além disso, como vimos ainda no capítulo 2, condições de equidade dificilmente serão alcançadas sem uma profunda mudança de paradigmas, e a inclusão extensiva de grupos sociais de diferentes esferas, principalmente os mais necessitados, na construção de indicadores foi apontada aqui como um dos fatores que podem mudar tais paradigmas. Isso ocorre porque, quando o aprimoramento de indicadores é feito com a participação de classes sociais pobres, os tomadores de decisão levarão em conta as necessidades ambientais dessas classes ainda que indiretamente, configurando uma verdadeira revolução ambiental.

O capítulo 3 nos mostra que, apesar do reconhecimento na literatura da importância dos aspectos sociais e espaciais na construção de indicadores robustos, não identificamos, pelo menos no Brasil, a existência de uma metodologia relevante que analise como se dá a construção dos indicadores frente aos aspectos em questão. Foi então proposta uma metodologia que denominamos Abordagem Social e Espacial para ser aplicada no processo de construção dos indicadores, mas que também pode ser aplicada a conjuntos de metas e indicadores em caráter *ex post*. Essa metodologia apresenta sete aspectos sociais e dois aspectos espaciais que buscam fortalecer indicadores e metas como um todo. Nossa avaliação é que indicadores que incorporem uma abordagem social e espacial em sua construção (ASE) apresentam um potencial maior em termos de eficácia em sua implementação.

A partir da proposição da ASE nesta dissertação, um outro objetivo foi avaliar se a metodologia usada pelo Brasil atende aos requisitos da Abordagem Social e Espacial e, nesse ponto, observamos que o Brasil ainda tem muito a percorrer. O uso de indicadores de biodiversidade é uma das formas de se estudar a biodiversidade e suas interações com os seres humanos (Capítulo 2), e por isso a nossa Abordagem Social e Espacial dá tanta ênfase nas relações dos *stakeholders* (escala social) com o processo construtivo do indicador ou meta. Deve-se ter em mente que quanto mais esferas sociais forem incluídas na construção do indicador, mais essa ferramenta terá o potencial de representar a realidade.

A maior dificuldade no decorrer desse trabalho foi rastrear as informações relacionadas a como o Brasil realizou seus processos de definição de metas e

indicadores e, por isso, não temos como saber quais esferas sociais foram incorporadas nos trabalhos, devido à pouca disponibilidade e publicidade informacional. Consideramos essa falha como a mais crítica do país, principalmente porque a orientação espacial dos *stakeholders* seja talvez o elemento que torna sua participação na construção dos indicadores ainda mais importante.

Essa dificuldade de rastreamento nos leva a um cenário em que, de um total de 27 itens analisados para os conjuntos de metas e ao conjunto de indicadores brasileiros, apenas 13 itens puderam ser avaliados como incorporados ou incorporados de maneira limitada (Capítulo 4). Ou seja, apesar de seguir a metodologia BIP recomendada pela CDB e que já é empregada por mais de 35 países, o Brasil ainda precisa tornar seus processos mais robustos e legitimá-los, principalmente voltando sua atenção aos aspectos sociais e espaciais das metas e indicadores que busca construir.

Além disso, não são mencionados nos documentos para a CDB outras iniciativas que existem no país para a construção de indicadores, o que configura uma falta de sinergia entre os e dentro dos próprios órgãos governamentais. Um outro aspecto que reforça a falta de sinergia é o abandono de iniciativas já existentes para o desenvolvimento de outras a partir do zero, como foi o caso das 51 metas nacionais para 2010, substituídas integralmente pelas 20 metas nacionais para 2020.

A comparação realizada entre Brasil, Costa Rica e Alemanha, por sua vez, evidencia ainda mais a necessidade de se aprimorar a forma como é realizado o processo de tomada de decisão brasileiro em relação às questões da biodiversidade e o seu registro, uma vez que é notável a diferença entre as informações disponíveis no quinto relatório nacional brasileiro e os relatórios da Costa Rica e da Alemanha. Foi observado que, de um total de nove aspectos da ASE, o Brasil possui cinco sem rastreabilidade, ou seja, nos documentos analisados não é possível inferir se esses aspectos estão presentes na metodologia do país. Comparativamente, a Alemanha e Costa Rica contam com três aspectos que não puderam ser rastreados.

A abordagem social e espacial reforça que as metas precisam ser factíveis e os indicadores, robustos, correspondendo às necessidades locais e com intervenções políticas bem-sucedidas. A operacionalização dos processos construtivos de metas e indicadores será sempre um desafio a ser superado caso a caso, porque a base de

sua construção deve ser realizada com pessoas que, em sua maioria, não são familiarizadas com os conceitos necessários para o desenvolvimento do indicador. Isso nos leva a crer que tais processos não podem ser realizados de forma açodada e que os aprendizados de experiências passadas devem ser incorporados sempre às iniciativas atuais.

Construir um processo participativo com bases sólidas, desde o início, seria o ideal, mas na prática isso pode não ser factível, tanto pela limitação de recursos quanto pela evolução científica. Assim, fortalecer processos já existentes possivelmente levará a um ganho maior no longo prazo. Por exemplo, ao final do período de vigência e da avaliação das 20 metas para 2020 (2010-2020), de forma qualitativa ou quantitativa, seria adequado que as mesmas metas fossem ajustadas para o próximo período, trazendo maiores ganhos do que se elas forem abandonadas completamente e que se inicie um novo processo de definição de metas. O mesmo pode ser dito para o quadro de 28 indicadores criados pelo PainelBio para avaliar as metas para 2020: trocar todos os indicadores em detrimento de uma avaliação objetiva que leve a uma adaptação seria desconsiderar todo o tempo e recursos já investidos nas oficinas participativas e em todo o processo.

Com os resultados da Abordagem Social e Espacial, podemos concluir que é de grande interesse que o processo metodológico de elaboração dessas metas e indicadores seja registrado, compartilhado e disponibilizado de maneira fácil para a comunidade. Assim, é possível garantir que a metodologia empregada, seja do BIP ou uma adaptação, corresponda às expectativas científicas que se desejam alcançar com os instrumentos de avaliação da biodiversidade.

Reconhecemos que a Abordagem Social e Espacial possui limitações, principalmente por ainda estar em um estágio muito teórico de seu desenvolvimento, e por isso recomendamos que sua aplicação seja feita enquanto se constroem indicadores de biodiversidade não em um cenário nacional, mas em um espaço geográfico relacionado a biomas, como, por exemplo, para o Cerrado ou Mata Atlântica, para que seja mensurada a magnitude dos esforços, em termos financeiros e econômicos, para se aplicar essa metodologia em um estudo prático de construção de indicadores.

Esse estudo recomendado também poderá apontar em que os nove aspectos da abordagem propostos nesse trabalho podem ser aperfeiçoados. Um futuro estudo de aplicação da ASE deve também voltar-se para as questões de como operacionalizar a construção de indicadores e metas com a participação de diversas esferas sociais. A ASE recomenda que os grupos trabalhem de maneira separada e não todos juntos de maneira intensiva, mas todo o processo deve ser pautado em estudos de como os *stakeholders* devem ser conduzidos nesse processo. Todo o processo deve ser descrito e registrado, para que possa ser acessado e comparado a outros, e para que as falhas possam ser identificadas e reparadas – se possível, ainda enquanto as oficinas são realizadas.

Espera-se que esse trabalho contribua para o quadro instrumental de ferramentas de análise de indicadores e metas de biodiversidade, servindo de fonte de informação para acadêmicos que se interessam pelo assunto, bem como para os tomadores de decisão responsáveis por aprimorar o quadro de monitoramento da biodiversidade brasileira. Registra-se, também, que as críticas ao desenvolvimento de metas e indicadores brasileiros de biodiversidade mencionadas devem ser entendidas como críticas construtivas, para que, de maneira objetiva, consigamos aprimorar nossos instrumentos e políticas.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADMIRAAL, J. F., WOSSINK, A., DE GROOT, W. T., SNOO, G. R. More than total economic value: How to combine economic valuation of biodiversity with ecological resilience, **Ecological Economics**, v. 89, p. 115–122, 2013.

ALFSEN, K. H.; GREAKER, M. From natural resources and environmental accounting to construction of indicators for sustainable development. **Ecological Economics**, [s.l.], v. 61, n. 4, p.600-610, 2007.

ATKINSON, G., BATEMAN, I., MOURATO, S. Recent advances in the valuation of ecosystem services and biodiversity, **Oxford Review of Economic Policy**, v. 28, p. 22-47, 2012.

BARNOSKY, A.D., et al. Approaching a state shift in Earth's biosphere. **Nature**, v. 486, p. 52–58, 2012.

BENGTSSON, J., et al. Slippin' and slidin' between the scales: the scaling components of biodiversity–ecosystem functioning relations. In: Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P. (Eds.), *Biodiversity and Ecosystem Functioning. Synthesis and Perspectives*. **Oxford University press** Inc., New York, pp. 209–220, 2002.

BIP - Biodiversity Indicators Partnership. **Guidance for national biodiversity indicator development and use**. UNEP World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, UK. 2011, 40p.

BMUB - Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, Building and Nuclear Safety. **Fifth National Report: Convention on Biological Diversity, Germany**. 131 p. 2014.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **O Bioma Cerrado**. Brasília: MMA, 2016a. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomas/cerrado>>. Acesso em: 2 de novembro de 2016.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Estratégia do Programa Nacional de Monitoramento Ambiental dos Biomas Brasileiros** - Secretaria de Mudanças Climáticas e Qualidade Ambiental. Departamento de Políticas de Combate ao Desmatamento. Brasília: MMA, 44 p., 2016b.

CADOTTE, M.W., CARSCADDEN, K.,MIROTCHNICK, N. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, p. 1079–1087. 2011.

CIMON-MORIN, J., DARVEAU, M., POULIN, M. Fostering synergies between ecosystem services and biodiversity in conservation planning: A review. **Biological Conservation**, v. 166, p. 144–154, 2013.

- COLLEN, B., NICHOLSON, E. Taking the measure of change: Predictive models of biodiversity change are required to inform conservation policy decision, **Nature**, v. 346, 2014.
- DIEHL, K.; BURKHARD, B.; JACOB, K.. Should the ecosystem services concept be used in European Commission impact assessment? **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 61, p.6-17, 2016.
- EPPINK, F.V., VAN DEN BERGH, J.C.J.M. Ecological theories and indicators in economic models of biodiversity loss and conservation: a critical review. **Ecological Economics**, v. 61, p. 284–293, 2007.
- EPPINK, F. V.; BERGH, J. C. J. M. van Den. Ecological theories and indicators in economic models of biodiversity loss and conservation: A critical review. **Ecological Economics**, [s.l.], v. 61, n. 2-3, p.284-293, 2007.
- FARBER, S.C., COSTANZA, R., WILSON, M.A., 2002. Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services, **Ecological Economics**, v. 41, p. 375–392, 2002.
- FISHER, B., TURNER, R. K., AND MORLING, P. Defining and Classifying Ecosystem Services for Decision Making, **Ecological Economics**, v. 68, p. 643–53, 2009.
- FOLKE, C., et al. Reconnecting to the biosphere. **Ambio**, v. 40, p. 719–738, 2011.
- FÜRST, C., et al. Integrated land use and regional resource management – A cross-disciplinary dialogue on future perspectives for a sustainable development of regional resources. **Journal Of Environmental Management**, [s.l.], v. 127, p.1-5, 2013.
- GAO, T., et al. The role of forest stand structure as biodiversity indicator. **Forest Ecology And Management**, [s.l.], v. 330, p.82-93, 2014.
- GERLAGH, R., AND VAN DER ZWAAN, B. C. C. Long-term Substitutability between Environmental and Man-made Goods', **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 44, p. 329–345, 2002.
- GODFREY, L., TODD, C. Defining thresholds for freshwater sustainability indicators within the context of South African water resource management. In: 2nd WARFA/Waternet Symposium: Integrated Water Resource Management: Theory, Practice, Cases, Cape Town, South Africa. 2001. Disponível em: <<http://www.waternetonline.ihe.nl/aboutWN/pdf/godfrey.pdf>>, acesso em: 10 de agosto, 2016.
- HAUCK, J. et al. “Maps have an air of authority”: Potential benefits and challenges of ecosystem service maps at different levels of decision making. **Ecosystem Services**, [s.l.], v. 4, p.25-32, 2013.
- HAUCK, J. et al. Developing and applying ecosystem service indicators in decision-support at various scales.**Ecological Indicators**, [s.l.], v. 61, p.1-5, 2016.

- HEINK, U. et al. Requirements for the selection of ecosystem service indicators – The case of MAES indicators. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 61, p.18-26, 2016.
- HUNTER, M. et al. Two roles for ecological surrogacy: Indicator surrogates and management surrogates. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 63, p.121-125, 2016.
- KEI - Knowledge Economy Indicators, Work Package 7, **State of the Art Report on Simulation and Indicators**, 2005.
- KRUEGER, T. et al. The role of expert opinion in environmental modelling. **Environmental Modelling & Software**, [s.l.], v. 36, p.4-18, 2012.
- LANG, D. J. et al. Transdisciplinary research in sustainability science: practice, principles, and challenges. **Sustainability Science**, [s.l.], v. 7, n. 1, p.25-43, 2012.
- LOREAU, M., MOUQUET, N., GONZALEZ, A., 2003. Biodiversity as spatial insurance in heterogeneous landscapes. **PNAS** 100 (22), 12765–12770, 2003.
- LUNDBERG, J., MOBERG, F. Mobile link organisms and ecosystem functioning: implications for ecosystem resilience and management. **Ecosystems**, v. 6, p. 87–98.
- MACE, A., et al. Approaches to defining a planetary boundary for biodiversity, **Global Environmental Change**, v. 28, p. 289–297, 2014.
- MACE, G. M.; NORRIS, K.; FITTER, A. H.. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. **Trends In Ecology & Evolution**, [s.l.], v. 27, n. 1, p.19-26, 2012.
- MAES, J. et al. An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020. **Ecosystem Services**, [s.l.], v. 17, p.14-23, 2016.
- MARTIN, M.; SAUVAGEOT, C.; TCHATCHOUA, B. **Constructing an indicator system or scorecard for higher education: a practical guide**. França: Paris, Unesco, 2011. 87 p. Disponível em: <<http://unesdoc.unesco.org/images/0018/001824/182453e.pdf>>. Acesso em: 30 maio 2016.
- MARTÍN-LOPEZ, B., MONTES, C. Restoring the human capacity for conserving biodiversity: a social–ecological approach, **Sustainable Science**, v. 10, p. 699-706, 2015.
- MAXIM, L. Building shared socio-economic indicators for biodiversity. A case study in the Ile-de-France region (France). **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 13, n. 1, p.347-357, 2012.
- MAYER, A. L. Strengths and weaknesses of common sustainability indices for multidimensional systems. **Environment International**, [s.l.], v. 34, n. 2, p.277-291, 2008.
- MCCANN, K.S. The diversity–stability debate. **Nature** 405, 228–233, 2000.

MENDONÇA, R. C. *et al.* Flora vascular do bioma Cerrado: checklist com 12.356 espécies. Pp. 423-1279. In: S.M. Sano; Almeida, S.P. & J.F. Ribeiro (eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. v. 2. Brasília, Embrapa Informação e Tecnologia. 2008.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Quarto relatório nacional para a convenção sobre diversidade biológica: Brasil**. Brasília: MMA, 248 p. 2011.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Quinto relatório nacional para a convenção sobre diversidade biológica: Brasil**. Brasília: MMA, 242 p. 2016.

MONONEN, L. *et al.* National ecosystem service indicators: Measures of social–ecological sustainability. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 61, p.27-37, 2016.

MUELLER, C. C. **Os Economistas E As Relações Entre O Sistema Econômico E O Meio Ambiente**. Brasília: Edu Coedição Finatec, 2007. 562 p.

NIEMEIJER, D. Developing indicators for environmental policy: data-driven and theory-driven approaches examined by example. **Environmental Science & Policy**, [s.l.], v. 5, n. 2, p.91-103, 2002.

NORGAARD, R.B. From eye-opening metaphor to complexity blinder. **Ecological Economics**, v. 69, p. 1219–1227, 2010.

NORGROVE, L.; HAUSER, S. Biophysical criteria used by farmers for fallow selection in West and Central Africa. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 61, p.141-147, 2016.

NORTON, L. *et al.* The importance of scale in the development of ecosystem service indicators? **Ecological Indicators**,[s.l.], v. 61, p.130-140, 2016.

OECD - Organisation for Economic Co-operation and Development. **Aggregated environmental indices**: review of aggregation methodologies in use. Report No. 2, França: OECD, 2002a.

OECD - Organisation for Economic Co-Operation and Development. **Handbook on constructing composite indicators**: methodology and user guide. Europa: OECD, 2008. 162 p.

OECD. **Handbook of Biodiversity Valuation**: A Guide for Policy Makers. França: Oecd, 2002b. 160 p.

PainelBio - Painel Brasileiro de Biodiversidade. **Quadro de Indicadores para o Monitoramento das Metas Nacionais de Biodiversidade**. Brasília: IUCN, 20 p. 2015a.

PainelBio - Brasileiro de Biodiversidade. **Arcabouço Conceitual para a Aplicação dos Indicadores para o Alcance das Metas Nacionais de Biodiversidade e Metas de Aichi**. Brasília: IUCN, 36 p. 2015b.

PALOMO I., *et al.* Incorporating the socialecological approach to protected areas in the Anthropocene, **Bioscience** v. 64, p. 181–191, 2014.

PASCUAL, U., et al. 'Valuation of Ecosystems Services: Methodology and Challenges', in P. Kumar (ed.), **The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations**, London, Earthscan, 2010.

PEREIRA, H. M. et al. Essential Biodiversity Variables. **Science**, [s.l.], v. 339, n. 6117, p.277-278, 2013.

PETROU, Z. I.; MANAKOS, I.; STATHAKI, T.. Remote sensing for biodiversity monitoring: a review of methods for biodiversity indicator extraction and assessment of progress towards international targets. **Biodiversity And Conservation**, [s.l.], v. 24, n. 10, p.2333-2363, 2015.

POLASKY, S., CARPENTER, S.R., FOLKE, C., KELLER, B. Decision-making under great uncertainty: environmental management in an era of global change. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 26, p. 398–404, 2011.

REALE, E. et al. The social construction of indicators for evaluation: Internationalization of Funding Agencies. **Research Evaluation**, [s.l.], v. 21, n. 4, p.245-256, 2012.

REED, M. S.; FRASER, E. D. g.; DOUGILL, A. J. An adaptive learning process for developing and applying sustainability indicators with local communities. **Ecological Economics**, [s.l.], v. 59, n. 4, p.406-418, 2006.

RINNE, J.; LYYTIMÄKI, J.; KAUTTO, P. From sustainability to well-being: Lessons learned from the use of sustainable development indicators at national and EU level. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 35, p.35-42, 2013.

ROCKSTROM, J., et al. A safe operating space for humanity. **Nature**, v. 461, p. 472–475, 2009.

SAARELA, S.; RINNE, J. Knowledge brokering and boundary work for ecosystem service indicators. An urban case study in Finland. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 61, p.49-62, 2016.

SANTOS-MARTIN F., MARTIN-LOPEZ B., GARCIA-LLORENTE M., AGUADO M., BENAYAS J., MONTES C. Unraveling the relationships between ecosystems and human wellbeing in Spain. **PLoS One**, v. 8, 2013.

SCHRÖTER, M., BARTON, D.N., REMME, R.P., HEIN, L., 2014. Accounting for capacity and flow of ecosystem services: a conceptual model and a case study for Telemark, Norway. **Ecological Indicators**, v. 36, p. 539–551, 2014.

SICHE, J. R. et al. Sustainability of nations by indices: Comparative study between environmental sustainability index, ecological footprint and the emergy performance indices. **Ecological Economics**, [s.l.], v. 66, n. 4, p.628-637, 2008.

SICHE, J. R. et al. Índices versus indicadores: precisões conceituais na discussão da sustentabilidade de países. **Ambiente & Sociedade**, Campinas, v. X, n. 2, p.137-148, jul. 2007.

SINAC - Sistema Nacional de Áreas de Conservación. **V Informe Nacional al Convenio sobre la Diversidad Biológica, Costa Rica**. GEF-PNUD, San José, Costa Rica. 192 p. 2014.

SINGH, R. K. et al. An overview of sustainability assessment methodologies. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 15, n. 1, p.281-299, 2012.

SMITH, H. M.; WALL, G.; BLACKSTOCK, K. L. The role of map-based environmental information in supporting integration between river basin planning and spatial planning. **Environmental Science & Policy**, [s.l.], v. 30, p.81-89, 2013.

SPASH, C. L., ASLAKSEN, I. Re-establishing an ecological discourse in the policy debate over how to value ecosystems and biodiversity, **Journal of Environmental Management**, v. 159, p. 245-253, 2015.

TURNHOUT, E. et al. New roles of science in society: Different repertoires of knowledge brokering. **Science And Public Policy**, [s.l.], v. 40, n. 3, p.354-365, 2013.

UNEP, 2010. Global biodiversity outlook 3: convention on biological diversity. United Nations, New York.

VILLAS-BOAS, Roberto C; BEINHOF, Christian (Ed.). **Indicators of Sustainability: for the Mineral Extraction Industries**.Rio de Janeiro: Cnpq/cyted, 2002. 545 p.

WALLACE, K. J. Classification of ecosystem services: problems and solutions. **Biological Conservation**, v. 139, p. 235–246, 2007.

WARHURST, A., 2002. Sustainability Indicators and Sustainability Performance Management. **Report to the Project: Mining, Minerals and Sustainable Development (MMSD)**. International Institute for Environment and Development (IIED), Warwick, England, http://www.iied.org/mmsd/mmsd_pdfs/sustainability_indicators.pdf.

WISSEN HAYEK, U. et al. Bringing ecosystem services indicators into spatial planning practice: Lessons from collaborative development of a web-based visualization platform. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 61, p.90-99, 2016.

WWF - World Wide Fund For Nature (Org.). **Índice Planeta Vivo**. Disponível em: <http://www.wwf.pt/o_que_fazemos/por_um_planeta_vivo/o_relatorio_planeta_vivo/indice_planeta_vivo/>. Acesso em: 1 jun. 2016.

8 ANEXOS

8.1 Anexo 1 – Metas Nacionais de Biodiversidade para 2010.

Os quadros a seguir apresentam as metas nacionais que foram divididas em sete componentes, sua meta global correspondente e os avanços obtidos segundo a escala apresentada no quadro X.

QUADRO ANEXO 1. Escala qualitativa para análise das metas nacionais de biodiversidade para 2010.	
	indica avanços insignificantes ou sem avanços;
	indica meta não alcançada, mas com algum avanço;
	indica meta não alcançada, mas com avanços importantes;
	indica avanços significativos;
	indica uma meta totalmente cumprida;
“?” indica informações insuficientes para definir o grau de alcance da meta.	

Componente 1 – Conhecimento da biodiversidade			
Meta Nº	Meta Nº correspondente da CDB	Descrição	Avanços
1.1		Uma lista amplamente acessível das espécies brasileiras formalmente descritas de plantas, animais vertebrados, animais invertebrados e microorganismos, elaborada mesmo que seletivamente na forma de bancos de dados permanentes.	
1.2		Programa Nacional de Taxonomia formalizado com vistas a um aumento de 50% do acervo científico com ênfase na descrição de espécies novas.	
1.3		Instituto Virtual da Biodiversidade Brasileira criado e expandir o PPBio para os demais biomas, além da Amazônia e Caatinga, para aumentar a disponibilidade de informação sobre biodiversidade.	

Componente 2 – Conservação da Biodiversidade			
Meta Nº	Meta Nº correspondente da CDB	Descrição	Avanços

2.1	1.1	Pelo menos 30% do Bioma Amazônia e 10% dos demais biomas e da Zona Costeira e Marinha efetivamente conservados por Unidades de Conservação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC).	
2.2	1.2	Proteção da biodiversidade assegurada em pelo menos 2/3 das Áreas Prioritárias para Biodiversidade por meio de Unidades do SNUC, Terras Indígenas e Territórios Quilombolas.	
2.3	1.1	10% da Zona Marinha com áreas de exclusão de pesca, temporárias ou permanentes, integradas às Unidades de Conservação, criadas para proteção dos estoques pesqueiros.	
2.4	2.1	Todas as espécies reconhecidas oficialmente como ameaçadas de extinção no país contempladas com Planos de Ação e Grupos Assessores ativos.	
2.5	2.1	100% das espécies ameaçadas efetivamente conservadas em Áreas Protegidas.	
2.6	2.2	Redução de 25% na taxa anual de incremento de espécies da fauna ameaçadas na Lista Nacional e retirada de 25% de espécies atualmente na Lista Nacional.	
2.7	2.2	Uma avaliação preliminar do status de conservação de todas as espécies conhecidas de plantas e animais vertebrados e seletivamente dos animais invertebrados, no nível nacional.	
2.8	2.1	60% das espécies de plantas ameaçadas conservadas em coleções ex situ e 10% das espécies de plantas ameaçadas incluídas em programas	

		de recuperação e restauração.	
2.9	2.1	60% das espécies migratórias contempladas com planos de ação e 30% das espécies com programas de conservação implementados.	
2.10	3.1	70% da diversidade genética de plantas cultivadas e extrativas de valor sócio-econômico conservadas, e o conhecimento indígena e local associado mantido.	
2.11	3.1	50% das espécies priorizadas no Projeto Plantas para o Futuro conservadas na condição ex situ e on farm.	
2.12	3.1	60% da diversidade genética dos parentes silvestres brasileiros de plantas cultivadas de 10 gêneros prioritários efetivamente conservados in situ e/ou ex situ.	
2.13	8.1	Capacidade de ecossistemas de fornecer bens e serviços mantida ou melhorada nas Áreas Prioritárias para Biodiversidade.	
2.14	8.2	Aumento significativo das ações de apoio à conservação on farm dos componentes da Agrobiodiversidade que garantam a manutenção dos modos de vida sustentáveis, segurança alimentar local e saúde, especialmente para comunidades locais e povos indígenas.	

Componente 3 – Utilização sustentável dos componentes da biodiversidade

Meta Nº	Meta Nº correspondente da CDB	Descrição	Avanços
3.1	4.1	30% de produtos vegetais não-madeireiros provenientes de fontes manejadas de forma sustentável.	
3.2	2.1	Recuperação de no mínimo 30% dos principais estoques pesqueiros com gestão participativa e controle de capturas.	
3.3	4.1	40% da área com Plano de Manejo Florestal na Amazônia certificada.	
3.4	4.1	80% das Reservas Extrativistas e Reservas de Desenvolvimento Sustentável com manejo sustentável de espécies da fauna e da flora de interesse alimentar ou econômico assegurados e com seus planos de manejo elaborados e implementados.	
3.5	4.2	80% de redução no consumo não sustentável de recursos faunísticos e florísticos em unidades de conservação de uso sustentável.	?
3.6	4.3	Nenhuma espécie da fauna ou flora silvestre ameaçada pelo comércio internacional, em cumprimento ao disposto pela CITES.	
3.7	4.3	Redução significativa do comércio ilegal de espécies da fauna e flora no país.	

3.8		80% de incremento da inovação e agregação de valor de novos produtos beneficiados a partir da biodiversidade.	
3.9		80% de incremento em novos usos sustentáveis da biodiversidade na medicina e alimentação resultando em produtos disponíveis no mercado.	
3.10	4.3	Aumento significativo das ações de detecção, controle e repressão dos casos de biopirataria.	
3.11	4.1	Incremento significativo nos investimentos em estudos, projetos e pesquisa para o uso sustentável da biodiversidade.	
3.12		80% de incremento no número de patentes geradas a partir de componentes da biodiversidade.	
3.13	1.2	Apoio da CCZEE para a elaboração e conclusão de ZEEs em pelo menos 50% dos Estados.	

Componente 4 – Monitoramento, avaliação, prevenção e mitigação de impactos sobre a biodiversidade

Meta Nº	Meta Nº correspondente da CDB	Descrição	Avanços
4.1	5.1	Redução na taxa de desmatamento de 100% no Bioma Mata Atlântica, de 75% no Bioma Amazônia e de 50% nos demais biomas.	
4.2	5.1	Redução média de 25% no número de focos de calor em cada bioma.	
4.3		Criação e consolidação de uma rede de monitoramento sistemático e padronizado da biodiversidade em escala nacional.	
4.4	6.1	Todas as espécies no Diagnóstico Nacional de Espécies Exóticas Invasoras com Plano de Ação de Prevenção e Controle elaborado.	
4.5	6.2	Planos de manejo implementados para controlar pelo menos 25 das principais espécies exóticas invasoras que mais ameaçam os ecossistemas, habitats ou espécies no país.	
4.6	7.2	50% das fontes de poluição das águas e solos e seus impactos sobre a biodiversidade controlados.	
4.7	7.1	Estímulo a estudos biogeográficos que incluam predições de ocorrência de espécies em associação a mudanças climáticas potenciais, pelo uso de Sistemas de Informação Geográfica.	

Componente 5 – Acesso aos recursos genéticos, conhecimentos tradicionais associados e repartição de benefícios (áreas focais V e VI da CDB)

Meta Nº	Meta Nº correspondente da CDB	Descrição	Avanços
5.1	9.1	Todas as políticas públicas relevantes para os conhecimentos tradicionais implementadas em atendimento às disposições do Artigo 8j da CDB.	
5.2	9.1	Conhecimentos, inovações e práticas dos povos indígenas e comunidades tradicionais protegidos.	
5.3	9.2	100% das publicações científicas ou de divulgação decorrentes de acesso a conhecimento tradicional com identificação de sua origem.	?
5.4	9.2	100% das atividades de acesso a conhecimentos tradicionais com consentimento prévio fundamentado, obrigatoriedade de retorno do conhecimento gerado e repartição de benefícios.	
5.5	10.1	Lei de acesso e repartição de benefícios, nos termos da CDB, aprovada pelo Congresso Nacional e implementada em 100% das atividades de acesso e remessa de acordo com a legislação nacional.	
5.6	10.2	Benefícios resultantes do uso comercial dos recursos genéticos efetivamente repartidos de forma justa e equitativa em prol da conservação da biodiversidade.	

5.7	10.1	100% das solicitações de patentes de invenção de produtos e processos derivados de acesso ao patrimônio genético e ao conhecimento tradicional associado com identificação de origem e autorização de acesso.	?
5.8	10.2	Repartição de benefícios no âmbito do Tratado sobre Recursos Fitogenéticos para a Alimentação e Agricultura implementado no país.	

Componente 6 – Educação, sensibilização pública, informação e divulgação sobre a biodiversidade

Meta Nº	Meta Nº correspondente da CDB	Descrição	Avanços
6.1	4.2	Incorporação da importância da diversidade biológica e da necessidade de sua conservação, uso sustentável e repartição de benefícios nos programas de comunicação, educação e conscientização pública.	
6.2		Ampliação do acesso a informação de qualidade sobre conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da diversidade biológica.	
6.3	4.1	Estabelecimento e fortalecimento de redes de ações para conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da diversidade biológica.	

Componente 7 – Fortalecimento jurídico e institucional para a gestão da biodiversidade

Meta Nº	Meta Nº correspondente da CDB	Descrição	Avanços
7.1	11.1	Recursos financeiros novos e adicionais, de fontes públicas e privadas, nacionais e/ou internacionais, captados e disponibilizados para uso no país possibilitando a implementação efetiva de seus compromissos com os programas de trabalho da CDB, conforme seu Artigo 20.	
7.2	11.2	Iniciativas que promovam a transferência para o Brasil de tecnologias ambientalmente sustentáveis geradas em outros países, implementadas para possibilitar a efetividade dos programas de trabalho da CDB, conforme seu Artigo 20, parágrafo 4, e Artigo 16.	
7.3	11.2	Intercâmbio e transferência de tecnologias ambientalmente sustentáveis entre países em desenvolvimento promovidos, para possibilitar a implementação efetiva dos programas de trabalho da Convenção, conforme seu Artigo 20, parágrafo 4, e Artigo 16.	

8.2 Anexo 2 – Metas Nacionais de Biodiversidade para 2020.

As 20 metas nacionais para 2020 foram divididas em cinco objetivos estratégicos, com base nas Metas de Aichi. Os quadros a seguir apresentam as metas nacionais, sua meta global correspondente e os avanços qualitativos obtidos até à data do quinto relatório nacional para a CDB.

QUADRO ANEXO 2. Escala qualitativa para análise preliminar das metas nacionais de biodiversidade 2011-2020.



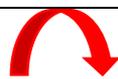
Avanços estão evoluindo em direção à meta, com indicação de que a meta será superada e/ou atingida antes do prazo estabelecido.



Avanços estão evoluindo em direção à meta, de forma que se continuarmos as ações atuais a meta deve ser atingida dentro do prazo.



Avanços estão ocorrendo em direção à meta, mas de forma ou em ritmo insuficiente para atingir a meta dentro do prazo, a não ser que sejam aumentados os esforços.



Não está ocorrendo progresso significativo. De forma geral, não estamos avançando em direção à meta, mas também não estamos caminhando na direção contrária.



Estamos nos distanciando da meta estabelecida, agravando a situação.

Objetivo Estratégico A – Tratar das causas fundamentais de perda de biodiversidade fazendo com que preocupações com biodiversidade permeiem governo e sociedade				
Nº da Meta	Meta Global de AICHI	Meta Nacional	Avanços	
Meta Nacional 1	Até 2020, no mais tardar, as pessoas terão conhecimento dos valores da biodiversidade e das medidas que poderão tomar para conservá-la e utilizá-la de forma sustentável.	Até 2020, no mais tardar, a população brasileira terá conhecimento dos valores da biodiversidade e das medidas que poderá tomar para conservá-la e utilizá-la de forma sustentável.	Conhecimento dos valores da biodiversidade pela população brasileira.	
			Conhecimento das medidas que a população poderá tomar para conservar a biodiversidade e utilizá-la de forma sustentável.	
Meta Nacional 2	Até 2020, no mais tardar, os valores da biodiversidade serão integrados em estratégias nacionais e locais de desenvolvimento e redução da pobreza e em procedimentos de planejamento, sendo incorporado em contas nacionais, conforme o caso, e sistemas de relatoria.	Até 2020, no mais tardar, os valores da biodiversidade, geodiversidade e sociodiversidade serão integrados em estratégias nacionais e locais de desenvolvimento e erradicação da pobreza e redução da desigualdade, sendo incorporado em contas nacionais, conforme o caso, e em procedimentos de planejamento e sistemas de relatoria.	Integração dos valores da biodiversidade, geodiversidade e sociodiversidade em estratégias nacionais e locais de desenvolvimento e erradicação da pobreza e redução da desigualdade.	
			Incorporação dos valores da biodiversidade, geodiversidade e sociodiversidade em contas nacionais, conforme o caso, e em procedimentos de planejamento e sistemas de relatoria.	

Meta Nacional 3	Até 2020, no mais tardar, incentivos lesivos à biodiversidade, inclusive os chamados subsídios perversos, terão sido eliminados ou reformados, ou estarão em vias de eliminação visando minimizar ou evitar impactos negativos. Incentivos positivos para a conservação e uso sustentável de biodiversidade terão sido elaborados e aplicados, de forma consistente e em conformidade com a CDB e outros compromissos internacionais relevantes, levando em conta as condições socioeconômicas nacionais.	Até 2020, no mais tardar, incentivos que possam afetar a biodiversidade, inclusive os chamados subsídios perversos, terão sido reduzidos ou reformados, visando minimizar os impactos negativos. Incentivos positivos para a conservação e uso sustentável de biodiversidade terão sido elaborados e aplicados, de forma consistente e em conformidade com a CDB, levando em conta as condições socioeconômicas nacionais e regionais.	Incentivos que possam afetar a biodiversidade, inclusive os chamados subsídios perversos, terão sido reduzidos ou reformados, visando minimizar os impactos negativos.	
			Incentivos positivos para a conservação e uso sustentável de biodiversidade terão sido elaborados e aplicados, de forma consistente e em conformidade com a CDB, levando em conta as condições socioeconômicas nacionais e regionais.	
Meta Nacional 4	Até 2020, no mais tardar, governos, setor privado e grupos de interesse em todos os níveis terão adotado medidas ou implementado planos de produção e consumo sustentáveis e terão conseguido restringir os impactos da utilização de recursos naturais dentro de limites ecológicos seguros.	Até 2020, no mais tardar, governos, setor privado e grupos de interesse em todos os níveis terão adotado medidas ou implementado planos de produção e consumo sustentáveis para mitigar ou evitar os impactos negativos da utilização de recursos naturais.	Governos, setor privado e grupos de interesse em todos os níveis adotam medidas ou implementam planos de produção e consumo sustentáveis para mitigar ou evitar os impactos negativos da utilização de recursos naturais.	

Objetivo Estratégico B – Reduzir as pressões diretas sobre a biodiversidade e promover o uso sustentável				
Nº da Meta	Meta de AICHI	Meta Nacional	Avanços	
Meta Nacional 5	Até 2020 a taxa de perda de todos os habitats nativos, inclusive florestas, terá sido reduzida em pelo menos a metade e, na medida do possível, levada a perto de zero, e a degradação e fragmentação terão sido reduzidas significativamente.	Até 2020 a taxa de perda de ambientes nativos será reduzida em pelo menos 50% (em relação às taxas de 2009) e, na medida do possível, levada a perto de zero e a degradação e fragmentação terão sido reduzidas significativamente em todos os biomas.	Redução da taxa de perda de ambientes nativos em pelo menos 50% (em relação às taxas de 2009) na Amazônia.	
			Redução da taxa de perda de ambientes nativos em pelo menos 50% (em relação às taxas de 2009) no Cerrado.	
			Redução da taxa de perda de ambientes nativos em pelo menos 50% (em relação às taxas de 2009) na Mata Atlântica, Caatinga, Pantanal e Pampa.	Dados oficiais do PMDBBS para 2010, 2011, 2012 e 2013 ainda em processo de revisão.
			Redução significativa da degradação e fragmentação na Amazônia.	
			Redução significativa da degradação e fragmentação dos outros biomas.	

			Taxa de perda de ambientes nativos, na medida do possível, levada a perto de zero.	
Meta Nacional 6	Até 2020, o manejo e captura de quaisquer estoques de peixes, invertebrados e plantas aquáticas serão sustentáveis, legais e feitos com aplicação de abordagens ecossistêmicas, de modo a evitar a sobre-exploração, colocar em prática planos e medidas de recuperação para espécies exauridas, fazer com que a pesca não tenha impactos adversos significativos sobre espécies ameaçadas e	Até 2020, o manejo e captura de quaisquer estoques de organismos aquáticos serão sustentáveis, legais e feitos com aplicação de abordagens ecossistêmicas, de modo a evitar a sobre-exploração, colocar em prática planos e medidas de recuperação para espécies exauridas, fazer com que a pesca não tenha impactos adversos significativos sobre espécies ameaçadas e ecossistemas	O manejo e captura de quaisquer estoques de organismos aquáticos são sustentáveis, legais e feitos com aplicação de abordagens ecossistêmicas, de modo a evitar a sobre-exploração.	
			Planos e medidas de recuperação para espécies exauridas foram colocados em prática.	
			A pesca não tem impactos adversos significativos sobre espécies ameaçadas e ecossistemas vulneráveis.	

	ecossistemas vulneráveis, e fazer com que os impactos da pesca sobre estoques, espécies e ecossistemas permaneçam dentro de limites ecológicos seguros.	vulneráveis, e fazer com que os impactos da pesca sobre estoques, espécies e ecossistemas permaneçam dentro de limites ecológicos seguros, quando estabelecidos cientificamente.	Os impactos da pesca sobre estoques, espécies e ecossistemas permanecem dentro de limites ecológicos seguros, quando estabelecidos cientificamente.	
Meta Nacional 7	Até 2020, áreas de agricultura, piscicultura e silvicultura serão manejadas de forma sustentável, assegurando a conservação da biodiversidade.	Até 2020, estarão disseminadas e fomentadas a incorporação de práticas de manejo sustentáveis na agricultura, pecuária, aquicultura, silvicultura, extrativismo, manejo florestal e da fauna, assegurando a conservação da biodiversidade.	Práticas de manejo sustentáveis estarão disseminadas e fomentadas para incorporação na agricultura e pecuária, assegurando a conservação da biodiversidade.	
			Práticas de manejo sustentáveis estarão disseminadas e fomentadas para incorporação na aquicultura, assegurando a conservação da biodiversidade.	

			Práticas de manejo sustentáveis estarão disseminadas e fomentadas para incorporação na silvicultura, assegurando a conservação da biodiversidade.	
			Práticas de manejo sustentáveis estarão disseminadas e fomentadas para incorporação no extrativismo, e manejo florestal e da fauna, assegurando a conservação da biodiversidade.	
Meta Nacional 8	Até 2020, a poluição, inclusive resultante de excesso de nutrientes, terá sido reduzida a níveis não prejudiciais ao funcionamento de ecossistemas e da biodiversidade.	Até 2020, a poluição, inclusive resultante de excesso de nutrientes, terá sido reduzida a níveis não prejudiciais ao funcionamento de ecossistemas e da biodiversidade.	Redução da poluição, inclusive resultante de excesso de nutrientes, a níveis não prejudiciais ao funcionamento de ecossistemas e da biodiversidade.	
Meta Nacional 9	Até 2020, espécies exóticas invasoras e seus vetores terão sido identificadas, espécies prioritárias terão sido controladas ou erradicadas e medidas de controle de vetores terão sido tomadas para	Até 2020, a Estratégia Nacional sobre Espécies Exóticas Invasoras deverá estar totalmente implementada, com participação e comprometimento dos estados e com a formulação de uma Política Nacional, garantindo o	Até 2020, a Estratégia Nacional sobre Espécies Exóticas Invasoras deverá estar totalmente implementada, com participação e comprometimento dos estados e com a formulação de uma Política Nacional,...	

	impedir sua introdução e estabelecimento.	diagnóstico continuado e atualizado das espécies e a efetividade dos Planos de Ação de Prevenção, Contenção e Controle.	...garantindo o diagnóstico continuado e atualizado das espécies e a efetividade dos Planos de Ação de Prevenção, Contenção e Controle.	
Meta Nacional 10	Até 2015, as múltiplas pressões antropogênicas sobre recifes de coral e demais ecossistemas impactados por mudanças de clima ou acidificação oceânica terão sido minimizadas para que sua integridade e funcionamento sejam mantidos.	Até 2015, as múltiplas pressões antropogênicas sobre recifes de coral e demais ecossistemas marinhos e costeiros impactados por mudanças de clima ou acidificação oceânica terão sido minimizadas para que sua integridade e funcionamento sejam mantidos.	Até 2015, as múltiplas pressões antropogênicas sobre recifes de coral e demais ecossistemas marinhos e costeiros impactados por mudanças de clima ou acidificação oceânica terão sido minimizadas para que sua integridade e funcionamento sejam mantidos.	
Objetivo Estratégico C: Melhorar a situação da biodiversidade protegendo ecossistemas, espécies e diversidade genética				
Nº da Meta	Meta de AICHI	Meta Nacional	Avanços	
Meta Nacional 11	Até 2020, pelo menos 17% de áreas terrestres continentais e 10% de áreas marinhas e costeiras, especialmente áreas de especial importância para biodiversidade e serviços ecossistêmicos, terão sido conservados por	Até 2020, serão conservadas, por meio de sistemas de unidades de conservação previstas na Lei do SNUC e outras categorias de áreas oficialmente protegidas, como APPs, reservas legais e terras indígenas com vegetação nativa, pelo menos 30% da	Conservação de 30% da Amazônia por meio de sistemas de unidades de conservação previstas na Lei do SNUC e outras categorias de áreas oficialmente protegidas, como APPs, reservas legais e terras indígenas com vegetação nativa...	

	meio de sistemas de áreas protegidas, geridas de maneira efetiva e equitativa, ecologicamente representativas e satisfatoriamente interligadas e por outras medidas espaciais de conservação, e integradas em paisagens terrestres e marinhas mais amplas.	Amazônia, 17% de cada um dos demais biomas terrestres e 10% de áreas marinhas e costeiras, principalmente áreas de especial importância para biodiversidade e serviços ecossistêmicos, assegurada e respeitada a demarcação, regularização e a gestão efetiva e equitativa, visando garantir a interligação, integração e representação ecológica em paisagens terrestres e marinhas mais amplas.	Conservação de 17% de cada um dos demais biomas terrestres por meio de sistemas de unidades de conservação previstas na Lei do SNUC e outras categorias de áreas oficialmente protegidas, como APPs, reservas legais e terras indígenas com vegetação nativa...	
			Conservação de 10% de áreas marinhas e costeiras por meio de sistemas de unidades de conservação previstas na Lei do SNUC e outras categorias de áreas oficialmente protegidas, como APPs, reservas legais e terras indígenas com vegetação nativa...	
			... assegurada e respeitada a demarcação, regularização e a gestão efetiva e equitativa,...	
			... visando garantir a interligação, integração e representação ecológica em paisagens terrestres e marinhas mais amplas.	
Meta Nacional 12	Até 2020, a extinção de espécies ameaçadas terá sido evitada e sua situação de	Até 2020, o risco de extinção de espécies ameaçadas terá sido reduzido significativamente,	Até 2020, o risco de extinção de espécies ameaçadas terá sido	

	conservação, em especial daquelas sofrendo maior declínio, terá sido melhorada.	tendendo a zero, e sua situação de conservação, em especial daquelas sofrendo maior declínio, terá sido melhorada.	reduzido significativamente, tendendo a zero...	
			...e sua situação de conservação, em especial daquelas sofrendo maior declínio, terá sido melhorada.	
Meta Nacional 13	Até 2020, a diversidade genética de plantas cultivadas, de animais criados e domesticados e de variedades silvestres, inclusive de espécies de valor socioeconômico e/ou cultural, terá sido mantida e estratégias terão sido elaboradas e implementadas para minimizar a perda de variabilidade genética.	Até 2020, a diversidade genética de microrganismos, plantas cultivadas, de animais criados e domesticados e de variedades silvestres, inclusive de espécies de valor socioeconômico e/ou cultural, terá sido mantida e estratégias terão sido elaboradas e implementadas para minimizar a perda de variabilidade genética.	A diversidade genética de microrganismos, plantas cultivadas, de animais criados e domesticados e de variedades silvestres, inclusive de espécies de valor socioeconômico e/ou cultural, terá sido mantida...	
			...e estratégias terão sido elaboradas e implementadas para minimizar a perda de variabilidade genética.	

Objetivo Estratégico D: Aumentar os benefícios da biodiversidade e serviços ecossistêmicos para todos				
Nº da Meta	Meta de AICHI	Meta Nacional	Avanços	
Meta Nacional 14	Até 2020, ecossistemas provedores de serviços essenciais, inclusive serviços relativos à água e que contribuem à saúde, meios de	Até 2020, ecossistemas provedores de serviços essenciais, inclusive serviços relativos à água e que contribuem à saúde, meios de	Até 2020, ecossistemas provedores de serviços essenciais, inclusive serviços relativos à água e que contribuem à saúde, meios de	

	<p>vida e bem-estar, terão sido restaurados e preservados, levando em conta as necessidades de mulheres, comunidades indígenas e locais, e de pobres e vulneráveis.</p>	<p>vida e bem-estar, terão sido restaurados e preservados, levando em conta as necessidades das mulheres, povos e comunidades tradicionais, povos indígenas e comunidades locais, e de pobres e vulneráveis.</p>	<p>vida e bem-estar, terão sido restaurados e preservados...</p>	
			<p>... levando em conta as necessidades das mulheres, povos e comunidades tradicionais, povos indígenas e comunidades locais, e de pobres e vulneráveis.</p>	
<p>Meta Nacional 15</p>	<p>Até 2020, a resiliência de ecossistemas e a contribuição da biodiversidade para estoques de carbono terão sido aumentadas através de ações de conservação e recuperação,</p>	<p>Até 2020, a resiliência de ecossistemas e a contribuição da biodiversidade para estoques de carbono terão sido aumentadas através de ações de conservação e recuperação, inclusive por meio da</p>	<p>Até 2020, a resiliência de ecossistemas e a contribuição da biodiversidade para estoques de carbono terão sido aumentadas através de ações de conservação e recuperação (na Amazônia)...</p>	

	inclusive por meio da recuperação de pelo menos 15% dos ecossistemas degradados, contribuindo para mitigação e adaptação à mudança climática e para o combate à desertificação.	recuperação de pelo menos 15% dos ecossistemas degradados, priorizando biomas, bacias hidrográficas e ecorregiões mais devastados, contribuindo para mitigação e adaptação à mudança climática e para o combate à desertificação.	Até 2020, a resiliência de ecossistemas e a contribuição da biodiversidade para estoques de carbono terão sido aumentadas através de ações de conservação e recuperação (nos demais biomas)...	
			...inclusive por meio da recuperação de pelo menos 15% dos ecossistemas degradados, priorizando biomas, bacias hidrográficas e ecorregiões mais devastados, contribuindo para mitigação e adaptação à mudança climática e para o combate à desertificação.	
Meta Nacional 16	Até 2015, o Protocolo de Nagoya sobre Acesso a Recursos Genéticos e a Repartição Justa e Equitativa dos Benefícios Derivados de sua Utilização terá entrado em vigor e estará operacionalizado, em conformidade com a legislação nacional.			

Objetivo Estratégico E: Aumentar a implementação por meio de planejamento participativo, gestão de conhecimento e capacitação

Nº da Meta	Meta de AICHI	Meta Nacional	Avanços	
Meta Nacional 17	Até 2015, cada Parte terá elaborado, adotado como instrumento de política e começado a implementar uma estratégia nacional de biodiversidade e um plano de ação efetivo, participativo e atualizado.	Até 2014, a estratégia nacional de biodiversidade será atualizada e adotada como instrumento de política, com planos de ação efetivos, participativos e atualizados, que deverão prever monitoramento e avaliações periódicas.	Até 2014, a estratégia nacional de biodiversidade será atualizada e adotada como instrumento de política, com planos de ação efetivos, participativos e atualizados, que deverão prever monitoramento e avaliações periódicas.	
Meta Nacional 18	Até 2020, os conhecimentos tradicionais, inovações e práticas de comunidades indígenas e locais relevantes à conservação e uso sustentável da biodiversidade, e a utilização consuetudinária de recursos biológicos terão sido respeitados, de acordo com a legislação nacional e os compromissos internacionais relevantes, e plenamente integrados e refletidos na implementação da CDB com a participação plena e efetiva	Até 2020, os conhecimentos tradicionais, inovações e práticas de povos indígenas, agricultores familiares e comunidades tradicionais relevantes à conservação e uso sustentável da biodiversidade, e a utilização consuetudinária de recursos biológicos terão sido respeitados, de acordo com seus usos, costumes e tradições, a legislação nacional e os compromissos internacionais	Conhecimentos tradicionais, inovações e práticas de povos indígenas, agricultores familiares e comunidades tradicionais relevantes à conservação e uso sustentável da biodiversidade, e a utilização consuetudinária de recursos biológicos terão sido respeitados, de acordo com seus usos, costumes e tradições, a legislação nacional e os compromissos internacionais relevantes...	
		relevantes, e plenamente integrados e refletidos na implementação da CDB com a	...e plenamente integrados e refletidos na implementação da CDB...	

	de comunidades indígenas e locais em todos os níveis relevantes.	participação plena e efetiva de povos indígenas, agricultores familiares e comunidades tradicionais em todos os níveis relevantes.	...com a participação plena e efetiva de povos indígenas, agricultores familiares e comunidades tradicionais em todos os níveis relevantes.	
Meta Nacional 19	Até 2020, o conhecimento, a base científica e tecnologias ligadas à biodiversidade, seus valores, funcionamento, situação e tendências e as consequências de sua perda terão sido melhorados, amplamente compartilhados, transferidos e aplicados.	Até 2020 as bases científicas e as tecnologias necessárias para o conhecimento sobre a biodiversidade, seus valores, funcionamento e tendências e sobre as consequências de sua perda terão sido ampliados e compartilhados, e o uso sustentável, a geração de tecnologia e inovação a partir da biodiversidade estarão apoiados, devidamente transferidos e aplicados. Até 2017 a compilação completa dos registros já existentes da fauna, flora e microbiota, aquáticas e terrestres, estará finalizada e disponibilizada em bases de dados permanentes e de livre acesso, resguardadas as especificidades, com vistas à identificação das lacunas do conhecimento nos biomas e grupos taxonômicos.	Até 2020 as bases científicas e as tecnologias necessárias para o conhecimento sobre a biodiversidade, seus valores, funcionamento e tendências e sobre as consequências de sua perda terão sido ampliados e compartilhados...	
			...e o uso sustentável, a geração de tecnologia e inovação a partir da biodiversidade estarão apoiados, devidamente transferidos e aplicados.	
			Até 2017 a compilação completa dos registros já existentes da fauna, flora e microbiota, aquáticas e terrestres, estará finalizada e disponibilizada em bases de dados permanentes e de livre acesso, resguardadas as especificidades, com vistas à identificação das	

			lacunas do conhecimento nos biomas e grupos taxonômicos.	
Meta Nacional 20	Até 2020, no mais tardar, a mobilização de recursos financeiros para a implementação efetiva do Plano Estratégico da Biodiversidade 2011-2020, oriundos de todas as fontes e em conformidade com o processo consolidado e acordado na Estratégia de Mobilização de Recursos, deverá ter aumentado substancialmente em relação aos níveis atuais. Esta meta estará sujeita a alterações decorrentes das avaliações da necessidade de recursos a serem elaboradas e relatadas pelas Partes.	Imediatamente à aprovação das metas brasileiras, serão realizadas avaliações da necessidade de recursos para sua implementação, seguidas de mobilização e alocação dos recursos financeiros para viabilizar, a partir de 2015, a implementação, o monitoramento do Plano Estratégico da Biodiversidade 2011-2020, bem como o cumprimento de suas metas.	Imediatamente à aprovação das metas brasileiras, serão realizadas avaliações da necessidade de recursos para sua implementação, seguidas de mobilização e alocação dos recursos financeiros para viabilizar, a partir de 2015, a implementação, o monitoramento do Plano Estratégico da Biodiversidade 2011-2020, bem como o cumprimento de suas metas.	

A CONABIO também estabeleceu as diretrizes para a internalização e implementação das Metas Nacionais de Biodiversidade para 2011-2020, que são apresentadas no quadro a seguir:

Quadro X. Diretrizes CONABIO para internalização e implementação das Metas Nacionais de Biodiversidade 2011-2020.	
i	Promover, no âmbito da CONABIO, sempre que necessário, a definição dos conceitos utilizados no enunciado das metas, com o intuito de estabelecer, de modo claro e objetivo, o entendimento adotado, inclusive por meio da formação de grupos de trabalho, consultas a especialistas e realização de seminários técnicos;
ii	Propor o estabelecimento, no âmbito da CONABIO, dos critérios de análise e os indicadores de avaliação do processo de implementação das metas, de forma participativa com diferentes setores da sociedade;
iii	Propor a implementação das metas nacionais de biodiversidade 2011-2020 de maneira coordenada com uma estratégia nacional e um plano de ação para conservação e uso sustentável da biodiversidade, reconhecendo os esforços e as políticas relacionadas com as metas nacionais;
iv.a	Estimular a adoção de incentivos com vistas à implementação das metas;
iv.b	Estimular o estabelecimento de legislações e regulamentações, com vistas à implementação das metas;
V	Considerar uma ampla agenda, compreendendo ações interinstitucionais e multidisciplinares a serem desenvolvidas por diferentes órgãos do governo federal, estadual e municipal, além dos diversos setores da sociedade;
Vi	Considerar as especificidades de cada bioma e macro região geopolítica do país, com vistas a balancear riscos efetivos aos ecossistemas remanescentes, viabilidade tecnológica, aspectos econômicos, sociais e ambientais, observados os Zoneamentos Ecológico-Econômicos;
vii	Incentivar a permanente geração, atualização e incorporação de conhecimentos técnico científicos no processo de implementação das metas.