

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE FILOSOFIA E CIÊNCIAS HUMANAS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIA POLÍTICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA POLÍTICA
CURSO DE DOUTORADO

**A EFICÁCIA DA CONVENÇÃO SOBRE DIVERSIDADE
BIOLÓGICA: O CASO BRASILEIRO**

ANDREA QUIRINO STEINER

RECIFE, DEZEMBRO DE 2011

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE FILOSOFIA E CIÊNCIAS HUMANAS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIA POLÍTICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA POLÍTICA
CURSO DE DOUTORADO

**A EFICÁCIA DA CONVENÇÃO SOBRE DIVERSIDADE
BIOLÓGICA: O CASO BRASILEIRO**

Tese apresentada por **Andrea Quirino Steiner** ao
Programa de Pós-Graduação em Ciência Política do
Departamento de Ciência Política, vinculado ao
Centro de Filosofia e Ciências Humanas da
Universidade Federal de Pernambuco, como parte
dos requisitos para obtenção do título de Doutora
em Ciência Política.

RECIFE, DEZEMBRO DE 2011

Catalogação na fonte
Bibliotecária Maria do Carmo de Paiva, CRB4-1291

S822e Steiner, Andrea Quirino.
A eficácia da convenção sobre diversidade biológica : o caso brasileiro / Andrea Quirino Steiner . – Recife: O autor, 2011.
276 f. : il. ; 30 cm.

Orientador: Prof. Dr. Marcelo de Almeida Medeiros.
Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco, CFCH.
Programa de Pós-graduação em Ciência Política, 2011.
Inclui bibliografia.

1. Ciência Política. 2. Política internacional. 3. Meio ambiente. 4. Política ambiental. 5. Relações internacionais. 6. Convenção sobre Diversidade Biológica. I. Medeiros, Marcelo de Almeida (Orientador). II. Título.

320 CDD (22.ed.)

UFPE (BCFCH2012-08)

ANDREA QUIRINO STEINER
A EFICÁCIA DA CONVENÇÃO SOBRE DIVERSIDADE BIOLÓGICA:
O CASO BRASILEIRO

Recife, 05 de dezembro de 2011

BANCA EXAMINADORA:

Assinatura: _____

Prof. Dr. Marcelo de Almeida Medeiros
Departamento de Ciência Política da UFPE
Presidente e Orientador

Assinatura: _____

Prof. Dr. Ernani Rodrigues de Carvalho Neto
Departamento de Ciência Política da UFPE
Examinador interno

Assinatura: _____

Prof. Dr. Marcos Ferreira da Costa Lima
Departamento de Ciência Política da UFPE
Examinador interno

Assinatura: _____

Prof. Dr. Carlos Roberto Sanchez Milani
Instituto de Estudos Sociais e Políticos
Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Examinador externo

Assinatura: _____

Profa. Dra. Janina Onuki
Instituto de Relações Internacionais
Universidade de São Paulo
Examinadora externa

SUPLÊNCIA:

Prof. Dr. Marcos Aurélio Guedes de Oliveira
Departamento de Ciência Política da UFPE
Examinador suplente interno

Profa. Dra. Eugênia Cristina Nilsen Ribeiro Barza
Departamento de Direito Público Especializado
Faculdade de Direito do Recife/UFPE
Examinadora suplente externa

Dedico esse trabalho a todos aqueles que contribuem, no seu dia-a-dia, para o fortalecimento da face mais pacífica e mais verde do nosso planeta Terra.

“A árvore cai com grande estrondo, mas não se ouve a floresta que cresce.”

-- Provérbio do Zaire

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS.....	v
LISTA DE ABREVIATURAS.....	viii
LISTA DE FIGURAS.....	xii
LISTA DE QUADROS.....	xiii
LISTA DE TABELAS.....	xiv
RESUMO.....	xv
ABSTRACT.....	xvi
APRESENTAÇÃO.....	01
PARTE I – REFERENCIAL TEÓRICO E METODOLÓGICO.....	04
1. Estudando a eficácia dos regimes internacionais de meio ambiente: revisão da literatura, questões conceituais e abordagens teóricas.....	05
1.1. A eficácia dos regimes: conceitos-chave e questões teóricas.....	05
1.2. Eficácia dos regimes de meio ambiente: revisão da literatura.....	07
1.3. Elementos de eficácia dos regimes de meio ambiente.....	17
1.3.1. Tipo e estrutura do problema.....	17
1.3.2. Contexto político.....	22
1.3.3. Capacidade de resolução do problema.....	23
<i>Cenário institucional</i>	23
<i>Distribuição de poder</i>	26
<i>Habilidade e esforço político</i>	26
2. Referencial metodológico.....	27
2.1. Questões ontológicas e epistemológicas do estudo das políticas ambientais internacionais.....	27
2.1.1. Ontologia e epistemologia na teoria das relações internacionais.....	30
<i>Um viés positivista: a teoria da cooperação de Axelrod</i>	33
<i>Um viés realista: o caso do neorealismo de Kenneth Waltz</i>	34
<i>Um viés interpretativo: o sócio-construtivismo de Alexander Wendt</i>	37
2.1.2. Meio ambiente e relações internacionais: considerações ontológicas e epistemológicas.....	38
<i>Um viés positivista: separatismo, racionalidade e a Tragédia dos Comuns</i>	40
<i>Um viés realista: segurança e meio ambiente</i>	42
<i>Um viés interpretativo: a construção social do meio ambiente internacional</i>	43

2.2. Política, relações internacionais e meio ambiente: necessidades específicas às suas interfaces.....	44
2.2.1. O estudo da política ambiental: distinção de outras subdisciplinas.....	45
2.2.2. Meio ambiente e relações internacionais.....	49
2.2.3. Necessidades metodológicas específicas para a temática político-ambiental: o caso da eficácia dos regimes.....	52
2.3. O uso de estudos de caso em pesquisas sobre política ambiental: vantagens e limitações.....	54
2.3.1. Para que serve um estudo de caso?.....	55
<i>Métodos de análise</i>	58
2.3.2. Vantagens e limitações do uso de estudos de caso na pesquisa sobre política ambiental.....	63
<i>O problema das ambigüidades</i>	64
<i>Vantagens e limitações gerais para estudos sobre política ambiental</i>	70
<i>Vantagens e limitações das abordagens específicas</i>	71
2.4. Abordagens metodológicas para analisar a eficácia dos regimes ambientais.....	78
2.4.1. Usando simulações.....	79
2.4.2. Avaliando modelos comportamentais.....	80
2.4.3. Rastreando os processos causais.....	81
2.4.4. Aplicando instrumentos comparativistas.....	83
2.4.5. Do global ao nacional: considerações sobre o estudo da eficácia para países individuais.....	84
2.5. Objetivos e metodologia utilizados no trabalho.....	86
2.5.1. Objetivos.....	86
2.5.2. Pressupostos teóricos, conceitos e variáveis.....	86
2.5.3. Eficácia da CDB: principais passos da análise.....	88
2.5.4. Escolha dos dados e da área de estudo.....	90
2.5.5. Hipóteses e indagações do trabalho.....	92
2.5.6. Metodologia utilizada.....	92
2.5.7. Coleta e sistematização dos dados.....	93
PARTE II – A conservação da diversidade biológica como problema político internacional e suas repercussões no Brasil.....	95

3. Caracterização do problema.....	96
3.1. A importância sociopolítica da biodiversidade e de sua conservação.....	96
3.2. A conservação da biodiversidade como problema político internacional.....	100
3.2.1. Ascensão da biodiversidade na agenda política internacional: breve histórico.....	101
3.2.2. A Convenção sobre Diversidade Biológica.....	108
3.2.3. Mecanismos financeiros para a conservação da biodiversidade planetária.....	112
3.2.4. A biodiversidade no âmbito dos Objetivos do Milênio.....	116
3.2.5. Perspectivas futuras: as Metas de Biodiversidade de Aichi e o Protocolo de Nagoya.....	119
3.3. A conservação internacional da biodiversidade marinha.....	124
4. O Brasil e as políticas de conservação da biodiversidade.....	128
4.1. O Brasil no cenário político internacional da conservação da biodiversidade: breve histórico.....	128
4.2. A tradução da CDB em políticas públicas no Brasil.....	130
4.2.1. Breve histórico pré-CDB.....	130
4.2.2. Evolução pós-CDB.....	132
4.2.3. Políticas públicas para a biodiversidade marinha.....	137
PARTE III. Faces da eficácia da CDB.....	142
5. Cenários de referência para a eficácia da CDB no Brasil.....	143
5.1. O contrafactual do não-regime.....	144
5.2. O cenário do ótimo coletivo.....	149
6. Elementos de eficácia do acordo: a performance real da CDB no Brasil.....	152
6.1. Considerações acerca da melhoria do meio ambiente brasileiro no âmbito da CDB.....	154
6.2. Elementos de eficácia política da CDB.....	157
6.2.1. Tipo e estrutura do problema.....	161
<i>Caráter do problema</i>	161
<i>Estado de conhecimento</i>	164
6.2.2. Contexto político.....	165
<i>Ligações com outros problemas</i>	165
<i>Motivos ulteriores</i>	167
<i>Visibilidade doméstica</i>	168

6.2.3. Capacidade de resolução do problema.....	170
<i>Cenário institucional.....</i>	170
<i>Nível de integração da comunidade epistêmica.....</i>	171
<i>Distribuição de poder.....</i>	180
<i>Liderança internacional.....</i>	183
<i>Habilidade e esforço político.....</i>	183
6.3. O caso da biodiversidade marinha brasileira.....	185
6.3.1. Considerações acerca da melhoria do ambiente marinho brasileiro no âmbito da CDB.....	189
6.3.2. Elementos de eficácia política da CDB no contexto da biodiversidade marinha brasileira.....	190
<i>Tipo e estrutura do problema.....</i>	192
<i>Contexto político.....</i>	192
<i>Capacidade de resolução do problema.....</i>	194
7. A eficácia da CDB em perspectiva comparada.....	195
7.1. Comparação do desempenho geral da CDB com outros acordos de performance mista.....	195
7.2. A eficácia da CDB no Brasil <i>vs.</i> outros países.....	206
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	220
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	223
APÊNDICES.....	261
Apêndice 01. Relação de entrevistados.....	261
Apêndice 02. Roteiro de entrevista.....	264

AGRADECIMENTOS

O interesse por um determinado tema não surge no vácuo. Por isso agradeço, primeiramente, ao Prof. Edward Fabisak, que junto com a Profa. Denilze Carvalho, instigou em mim e em tantos outros alunos o interesse nas relações internacionais ainda no ensino médio, por meio do programa *South American Model United Nations* (SAMUN). Assim, agradeço também ao meu pai, Herbert Steiner, por desde cedo ter me mostrado a importância de cuidar do ambiente do qual fazemos parte, e a minha mãe por todo o apoio sempre. Agradeço, ainda, aos amigos da ASPAN – Associação Pernambucana de Defesa da Natureza, por ter me dado a chance de observar na prática a interação entre estas duas temáticas, relações internacionais e meio ambiente, principalmente no âmbito CDS/ONU e da CCD. Complementarmente, agradeço ao Instituto Vitae Civilis, na pessoa de Rubens Harry Born, pela oportunidade de participar do curso de Regimes Internacionais de Desenvolvimento Sustentável, em 2001, o que fortaleceu ainda mais meu interesse pelo tema. Aos amigos da ASPAN também agradeço pelo apoio na minha transição de área acadêmica e pelas muitas discussões em torno do meu novo tema de pesquisa, em especial, Alexandre Araújo e Silvia Picchioni.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Política – PGCP, agradeço por ter me acolhido, mesmo vindo de uma área fora das ciências sociais, e pelo apoio durante todo o curso, oferecendo várias oportunidades de enriquecimento da minha vida acadêmica.

Da mesma forma, agradeço ao meu orientador, o Prof. Marcelo Medeiros, por toda a ajuda e apoio ao longo do curso, quer seja como professor de disciplinas, como supervisor de estágio docência, como co-autor na apresentação de trabalhos em congressos e na publicação de artigos, ou orientando a pesquisa e a tese.

Agradeço aos professores do departamento, em especial aqueles com quem pude pagar disciplinas e aprender conteúdos imprescindíveis à minha formação: Assis Brandão, Enivaldo Rocha, Flávio Rezende, Jorge Zaverucha, Marcelo Medeiros, Marcos Guedes e Marcus André Melo.

Agradeço, também, aos professores que estiveram à frente da Coordenação do PPGCP/UFPE durante o período em que cursei, Enivaldo Rocha e Ernani Carvalho, pelo apoio na resolução de diversas questões burocráticas. Nesse mesmo sentido,

agradeço ao pessoal do administrativo: Amariles, Quezia, D. Zezinha, Fabiana e Sueli.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, pela bolsa de doutorado concedida, bem como a licença-maternidade.

Agradeço á turma de mestrado egressa em 2007, que me acolheu como colega na minha fase de adaptação à ciência política e com quem aprendi muito do que precisava na minha transição de área acadêmica, em especial, Cinthia, Diego, Elton, León e Mariana.

Os dois estágios de docência que pude vivenciar também foram experiências riquíssimas, e por isso agradeço ao Prof. Clóvis Cavalcanti, que me orientou na disciplina “Meio Ambiente e Sociedade” do Bacharelado em Ciências Ambientais, bem como ao Prof. Marcelo Medeiros pela supervisão na disciplina “Relações Internacionais no Pensamento Político”, do Bacharelado em Ciência Política, além de todos os alunos, com quem aprendi muito.

Poder ter realizado um estágio-sanduíche foi de fundamental importância para minha formação e para a tese em si. Assim, agradeço a todos que fizeram com que esta experiência se tornasse possível, em especial ao meu orientador na *Université Laval*, o Prof. Gordon Mace, pelas valiosas contribuições ao meu projeto; ao coordenador do *Centre d'études interaméricaines des Institut québécois des hautes études internationales* – CEI/HEI, Nicolas Diotte, por nos receber tão bem e ajudar a resolver todas as questões burocráticas necessárias; à secretária do CEI Marie Fleur Paquet; e ao colega de sala Daniel Navarro por ajudar na estada no CEI sempre que preciso; e aos colegas da UFPE Elton Gomes e Cinthia Campos, pela amizade e companheirismo. Devo, também, um muito obrigado ao Prof. Philippe Le Prestre e todo o seu grupo de pesquisa, do *Institut Hydro-Québec em environment, développement et société* – IHQEDS, pelas riquíssimas sugestões ao meu projeto e por ter me apresentado à linha de pesquisa de eficácia dos regimes. Um agradecimento especial ao meu esposo, João Renato Amaral, por ter deixado seus projetos de lado para me acompanhar neste período no Canadá, e ao nosso filho Iuri, que com apenas três anos trocou de escolinha e se adaptou ao francês e ao frio intenso de Québec.

Gostaria de agradecer, também, aos professores que participaram da minha banca de qualificação, por todas suas sugestões e críticas construtivas: Ernani Carvalho, Gordon Mace e Marcelo Medeiros.

Um agradecimento especialíssimo a todos que entrevistei para minha pesquisa; sem a generosidade destes, eu não poderia ter escrito esta tese.

Já na etapa final, agradeço a Alexandre Araújo, Fernanda Duarte Amaral, Silvia Picchioni e Silvio Santana por comentários e correções em trechos do texto, bem como aos revisores anônimos das revistas *Contexto Internacional* e *Revista de Sociologia e Política*, onde foram publicadas versões de capítulos dessa tese.

Agradeço também a todos que ajudaram com as crianças, em especial minha sogra, Tereza Barros e à minha cunhada, Luana Amaral.

Aos amigos de todas as horas, que me apoiaram ao longo dessa trajetória: Adriana Almeida, Ana Patrícia da Silva, Aristóteles Cantalice II, Claudia Gomes, Danielli Ramos, Ediane Gregório, Elizabete Novaes, Glenda Holanda, Hugo Guimarães e Luciana Elias (*in memoriam*).

Por último, mas certamente não menos importante, agradeço à minha família: meus dois filhos, Iuri e Iara, e sobretudo ao meu esposo João Renato pelo apoio incondicional nesses mais de quatro anos de estudo.

LISTA DE ABREVIATURAS

- Acordo TRIPs – Acordo Relativo aos Aspectos do Direito da Propriedade Intelectual Relacionados com o Comércio (*Agreement on Trade-Related Aspects of Intellectual Property Rights*)
- AQUIPESCA – Programa de Aquicultura e Pesca
- ARSIE – *Association du Réseau des Systèmes d'Information Environnementale*
- BCO – *Biodiversity Convention Office*
- BIOMAR – Levantamento e Avaliação do Potencial Biotecnológico da Biodiversidade Marinha
- CBIF – *Canadian Biodiversity Information Facility* (Serviço de Informação Canadense sobre Biodiversidade)
- CCD – Convenção de Combate à Desertificação
- CDB – Convenção sobre Diversidade Biológica
- CDS – Comissão de Desenvolvimento Sustentável da ONU
- CEAPAN – Conservação dos Estoques Anádromos do Oceano Pacífico Norte
- CGFAP – Coordenação Geral de Autorização de Uso e Gestão de Fauna e Recursos Pesqueiros do IBAMA
- CHM – *Clearing House Mechanism* (Mecanismo de Facilitação)
- CIB – Comissão Internacional da Baleia
- CIEPA – Convenção Internacional sobre Estoques Pesqueiros de Alto-Mar do Oceano Pacífico Norte
- CIRM – Comissão Interministerial para os Recursos do Mar
- CIRPB – Convenção Internacional para a Regulamentação da Pesca da Baleia
- CITES – *Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora* (Convenção sobre o Comércio Internacional das Espécies da Flora e Fauna Selvagens em Perigo de Extinção)
- CLRTAP – *Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution* (Convenção sobre a Poluição Atmosférica Transfronteiriça a Longa Distância, conhecida pela sigla inglesa)
- CNRH – Conselho Nacional de Recursos Hídricos
- CNUDM – Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar
- CNUMAD (ou Eco-92) – Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento

CONABIO – Comissão Nacional de Biodiversidade
CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente
COP – *Conference of parts* (Conferência das partes)
CPDS – Comissão de Políticas de Desenvolvimento Sustentável e da Agenda 21 Brasileira
CZNU – Comissão Nacional de Zonas Úmidas
ECOSOC – *United Nations Economic and Social Council* (Conselho Econômico e Social das Nações Unidas)
EUA – Estados Unidos da América
FAO – *Food and Agriculture Organization* (Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação)
FBIP – *Federal Biodiversity Information Partnership* (Parceria Federal de Informações sobre a Biodiversidade, do Canadá)
FNMA – Fundo Nacional do Meio Ambiente
FUNDEM – Fundo de Estudos do Mar
GBA – Gerência de Biodiversidade Aquática e Recursos Pesqueiros da Secretaria de Biodiversidade e Florestas do Ministério do Meio Ambiente
GEF – *Global Environmental Facility* (Fundo Global para o Meio Ambiente)
GERCO – Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro
GESAMP – *Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection* (Grupo de Peritos nos Aspectos Científicos da Proteção Ambiental Marinha)
GPA – *Global Program of Action for the Protection of the Marine Environment from Land-Based Activities* (Programa de Ação Global para a Proteção de Ecossistemas Marinhos Ameaçados por Atividades Terrestres)
IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IBDF – Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICCAT – *International Convention for the Conservation of Atlantic Tuna* (Convenção Internacional para a Conservação dos Atuns do Atlântico)
ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
ICMS-E – Imposto sobre a Circulação de Mercadorias e Serviços – Ecológico (ICMS Ecológico)

ICRI – *International Coral Reef Initiative* (Iniciativa Internacional para os Recifes de Coral)

IMCAM – *Integrated Marine and Coastal Area Management* (Gestão Marinha e Costeira Integrada)

INEM – Instituto Nacional de Estudos do Mar

IUCN – *International Union for the Conservation of Nature* (União Internacional para a Conservação da Natureza)

IUPN – *International Union for the Protection of Nature* (União Internacional para a Proteção da Natureza)

LEPLAC – Plano de Levantamento da Plataforma Continental

LIFE – *Lasting Initiative for Earth*

MDL – Mecanismo de Desenvolvimento Límpio

MDU – Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente

MEB – Movimento Empresarial pela Biodiversidade

MMA – Ministério do Meio Ambiente

MOC – Monitoramento Oceanográfico e Climatológico

MONAPE – Movimento Nacional dos Pescadores

NBSAPs – *National Biodiversity Strategies and Action Plans* (Estratégias e Planos de Ação Nacionais para a Biodiversidade)

NGLS – *UN Non-Governmental Liaison Service* (Serviço da ONU de Assistência às ONGs)

OMC – Organização Mundial do Comércio

ONG – Organização não-governamental

ONU – Organização das Nações Unidas

OSPAR Convention – *Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic* (Convenção para a Proteção do Meio Marinho do Atlântico Nordeste)

PAN-Bio – Plano de Ação para Implementação da Política Nacional de Biodiversidade

PIB – Produto interno bruto

PNB – Política Nacional de Biodiversidade

PNGC – Plano Nacional para o Gerenciamento Costeiro

PNRM – Política Nacional para os Recursos do Mar

PNUMA – Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente

PPC – Paridade do poder de compra

PPG-MAR – Grupos de Pesquisa e Pós-Graduação em Ciências do Mar

PROANTAR – Programa Antártico Brasileiro

PROAREA – Programa de Prospecção e Exploração de Recursos Minerais da Área Internacional do Atlântico Sul e Equatorial

PROARQUIPÉLAGO – Programa Arquipélago de São Pedro e São Paulo

PROBIO – Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira

PROBIO II – Programa Nacional de Ações Integradas Público-Privadas para a Biodiversidade

PROMAR – Programa de Mentalidade Marítima

PRONABIO – Programa Nacional de Diversidade Biológica

PROTRINDADE – Programa de Pesquisas Científicas na Ilha de Trindade

PSRM – Plano Setorial para os Recursos do Mar

REEMPLAC – Programa de Avaliação da Potencialidade Mineral da Plataforma Continental

REVIMAR – Avaliação do Potencial Sustentável e Monitoramento dos Recursos Vivos Marinhos

SBSTTA – *Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice* (Órgão Subsidiário de Assessoramento Científico, Técnico e Tecnológico)

SISNAMA – Sistema Nacional do Meio Ambiente

SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação

SUDEPE – Superintendência do Desenvolvimento da Pesca

SUDEVHEA – Superintendência da Borracha

TRIPs ou Acordo TRIPS – *Agreement on Trade-Related Aspects of Intellectual Property Rights* (Acordo Relativo aos Aspectos do Direito da Propriedade Intelectual Relacionados com o Comércio)

UE – União Européia

UNESCO – *United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization* (Organização das Nações Unidas para a Educação, Ciência e Cultura)

WDPA – *World Database on Protected Areas* (Base Mundial de Áreas Protegidas)

WWF – *World Wide Fund for Nature* (Fundo Mundial para a Natureza)

ZEE – Zona Econômica Exclusiva

LISTA DE FIGURAS

Figura 01. Representação do conceito geral da mensuração da eficácia dos regimes.....	12
Figura 02. Distribuição de renda, biodiversidade e áreas protegidas.....	101
Figura 03. A) Número e extensão das áreas protegidas no planeta; B) Financiamento internacional da conservação da biodiversidade.....	115
Figura 04. Distribuição global da biodiversidade marinha das espécies costeiras e oceânicas de acordo com projeções de Tittensor et al. (2010) com base em 13 dos principais táxons marinhos; as cores vão do menor (azul) para o maior (vermelho) índice de diversidade.....	125
Figura 05. Desenvolvimento da Política Nacional de Biodiversidade.....	135
Figura 06. Riqueza das espécies costeiras e marinhas latino-americanas.....	139
Figura 07. Principais políticas, planos e programas ligados à CIRM e à PMN.....	141
Figura 08. Os 17 países megadiversos, segundo a lista compilada em 1998 pela ONG <i>Conservation International</i> : África do Sul, Austrália, Brasil, Colômbia, Congo, Equador, Estados Unidos, Filipinas, Índia, Indonésia, Madagascar, Malásia, México, Papua Nova Guiné, Peru e Venezuela.....	181
Figura 09. Comparação entre o desempenho da Convenção sobre Diversidade Biológica e outros regimes de performance mista, por componente de cada elemento político de eficácia e melhoria real no meio ambiente.....	204
Figura 10. Comparação entre o desempenho da Convenção sobre Diversidade Biológica e outros regimes de performance mista, por elemento político de eficácia e melhoria real no meio ambiente.....	205
Figura 11. Pontuação média para alguns dos principais desafios enfrentados para a implementação dos artigos da CDB, segundo os governos do Canadá, Etiópia e Madagascar, respectivamente.....	216
Figura 12. Pontuação para alguns dos principais desafios enfrentados para implementar o programa de trabalho da CDB relacionado à conservação das florestas, segundo os governos de quatro países: Brasil, Canadá, Etiópia e Madagascar.....	217
Figura 13. Pontuação para alguns dos principais desafios enfrentados para implementar o programa de trabalho da CDB relacionado à conservação de áreas costeiras e marinhas, segundo os governos do Brasil, Canadá e Madagascar, respectivamente.....	218

LISTA DE QUADROS

Quadro 01. Principais críticas de Young (2001) em relação à solução Oslo-Potsdam para a avaliação de regimes ambientais globais e respectivas respostas de Hovi et al. (2003b).....	15
Quadro 02. Paradigmas de pesquisa de acordo com diferentes premissas.....	32
Quadro 03. Fundamentos ontológicos das explicações sobre política ambiental global, de acordo com Lipschutz (2003).....	39
Quadro 04. Síntese de quatro das principais abordagens dentro da metodologia de estudo de caso.....	61
Quadro 05. Vantagens e limitações de quatro das principais abordagens qualitativas utilizadas na metodologia de estudo de caso para as pesquisas sobre política ambiental.....	77
Quadro 06. Variáveis independentes utilizadas no trabalho para avaliar a eficácia da Convenção sobre Diversidade Biológica no Brasil, tendo como base a eficácia do regime como variável dependente.....	88
Quadro 07. Os benefícios múltiplos da biodiversidade.....	99
Quadro 08. Acordos internacionais globais relacionados à conservação da biodiversidade.....	107
Quadro 09. Metas de Biodiversidade de Aichi.....	120
Quadro 10. Amoldamento da legislação ambiental brasileira à CDB, segundo Wolff (2000).....	136
Quadro 11. Descrição e repercussões dos elementos de eficácia da CDB no Brasil.....	159
Quadro 12. Países megadiversos e as partes do Grupo dos Países Megadiversos Afins, criado em 2002.....	182
Quadro 13. Resumo do Relatório Voluntário sobre a Implementação do Programa de Trabalho sobre Diversidade Marinha e Costeira ou Mandado de Jacarta.....	187
Quadro 14. Descrição e repercussões dos elementos de eficácia da CDB no Brasil com enfoque na biodiversidade marinha.....	191
Quadro 15. Comparação entre a Convenção sobre Diversidade Biológica e outros regimes de performance mista.....	197
Quadro 16. Dados relativos à implementação e eficácia da CDB em quatro países.....	207

LISTA DE TABELAS

Tabela 01. Estimativas para os mercados anuais em várias categorias de produtos derivados de recursos genéticos.....	100
Tabela 02. Evolução das Listas Oficiais de Espécies Brasileiras Ameaçadas.....	156

RESUMO

Esta pesquisa teve por objetivo principal avaliar a eficácia da Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB) no Brasil, com especial atenção à biodiversidade marinha, no intuito de contribuir para o conhecimento dos elementos de eficácia dos regimes internacionais de meio ambiente. Mais especificamente, objetivou: 1) construir cenários baseados em uma situação ótima e de não-regime a fim de comparar e situar a eficácia da CDB no Brasil em termos de sua performance real; 2) construir uma cadeia causal entre os elementos de eficácia já revelados pela literatura e a eficácia da CDB no país; 3) comparar a performance da CDB com outros regimes ambientais de desempenho semelhante, conforme dados disponíveis na literatura; e 4) comparar a performance da CDB no Brasil com a de outros países com estudos disponíveis. Trouxe como pressuposto que os regimes ambientais importam sim, e trata a eficácia dos regimes como variável dependente, sendo o problema em questão “como conservar a biodiversidade planetária em termos políticos globais?”. Três elementos de eficácia foram utilizados como variáveis independentes: tipo e estrutura do problema, contexto político e capacidade de resolução do problema. Dentro de uma escala de três pontos, que vai do regime “de baixa eficácia” ao regime “eficaz”, a CDB foi considerada de performance mista no país: apresentou o pior desempenho em relação ao tipo e estrutura do problema, desempenho médio em termos de contexto político e o melhor desempenho quanto à capacidade de resolução. Por outro lado, os resultados indicam que a situação poderia estar pior sem o acordo; afinal, apesar do amadurecimento do ideário ambientalista que apoiou a criação e adesão quase que universal da convenção, os resultados sugerem que, sem o respaldo legal da CDB, o cenário estaria bem mais difícil de resolver.

Palavras-chave: eficácia dos regimes internacionais, acordos internacionais de meio ambiente, Convenção sobre Diversidade Biológica, Brasil, política ambiental internacional

ABSTRACT

The main goal of this study was to evaluate the effectiveness of the Convention on Biological Diversity in Brazil – CBD, with special focus on marine biodiversity, in order to contribute to the knowledge about the elements of effectiveness of international environmental regimes. More specifically it aimed to: 1) build scenarios based on an optimal and non-regime situation with the purpose of comparing and positioning the CBD's effectiveness in Brazil in terms of its real performance; 2) construct a causal chain between the elements of effectiveness that have already been revealed by the literature and the CBD's effectiveness in the country; 3) compare the CBD's performance with other environmental regimes of similar accomplishment, according to the data available in the literature; and 4) compare the CBD's performance in Brazil with that of other countries where studies were available. The assumption was that environmental regimes do matter, and regime effectiveness was treated as a dependent variable where the problem at hand was “how to conserve the planet’s biodiversity in global political terms?”. Three elements of effectiveness were used as independent variables: problem type and structure, political context and problem-solving capacity. Within a three-point scale, which goes from the “low effectiveness” regime to the “effective” regime, the CBD was considered to have mixed performance in the country: it fared worst concerning problem type and structure, average in terms of political context and best in relation to problem-solving capacity. Conversely, the results indicate that the situation could be worse without the treaty; after all, despite the maturing of environmental ideas that supported the creation and almost universal membership to the convention, the results suggest that the scenario would be much harder to solve without the CBD’s legal backing.

Keywords: regime effectiveness, international environmental treaties, Convention on Biological Diversity, Brazil, international environmental policy

Apresentação

O pioneiro ecólogo pernambucano João de Vasconcelos Sobrinho já dizia há mais de três décadas que “Proteger a natureza é preservar o homem”. Foi neste espírito de renovada compreensão da relação ser humano-natureza que começaram a surgir, a partir da década de 1970, discussões em torno de uma nova leva de acordos ambientais que abordassem a delicada ligação entre as necessidades humanas modernas e a conservação do restante do meio.

Entre essas, estava a discussão sobre como conservar os recursos naturais globais, cujo conjunto começava a ser considerado (em meio a controvérsias) bem comum da humanidade. Termos como “biologia da conservação”, “desenvolvimento sustentável” e “biodiversidade” ainda eram recentes, e assim se passaram duas décadas entre o primeiro consenso internacional sobre a necessidade de um acordo de conservação para a diversidade biológica planetária e a concretização de tal acordo na forma da Convenção sobre Diversidade Biológica – CDB.

A existência de um tratado como a CDB justifica-se pela relevância sociopolítica da biodiversidade global, o que inclui benefícios diretos e indiretos nas áreas de alimentação, agricultura, medicina, indústria, regulação climática e lazer, entre outros, além da importância intrínseca dos seres vivos.

A CDB (considerada aqui como regime segundo o conceito de Keohane, 1989), é analisada em termos da sua eficácia no Brasil. Em sua definição ideal, tal eficácia estaria ligada a um arranjo internacional com capacidade de resolver um determinado problema ambiental por meio de mudanças de comportamento político alinhadas aos objetivos do acordo e/ou melhorias no meio ambiente, e cujos resultados pudessem ser mensuráveis quando comparados a algum referencial. Essa avaliação também considera a eficácia de um regime ambiental (variável dependente) como resultado de elementos de eficácia (variáveis independentes); por isso, aqui se analisa com maior profundidade três elementos já descritos pela literatura: tipo e estrutura do problema, contexto político e capacidade de resolução, cada qual com seus respectivos componentes.

Há três questões centrais ao trabalho, entre as quais duas perguntas empíricas e uma pergunta teórica: 1) A CDB foi eficaz no Brasil, inclusive em termos de biodiversidade marinha? 2) Que fatores institucionais influíram e ainda influem no nível

de eficácia da CDB no país? 3) Que fatores influem no nível de eficácia de um dado regime? Nessa mesma linha, as hipóteses testadas foram: H₀) A biodiversidade do Brasil não estaria significativamente diferente na ausência da CDB e H₁) A CDB é eficaz no Brasil.

Assim, a pesquisa trouxe como objetivo principal avaliar a eficácia da Convenção sobre Diversidade Biológica no Brasil, com atenção especial à biodiversidade marinha, no intuito de contribuir para o conhecimento dos elementos de eficácia dos regimes internacionais de meio ambiente. Para tal, foram construídos cenários contrafactuals baseados em uma situação ótima e de não-regime. O propósito foi comparar e situar a eficácia da CDB no Brasil em termos de sua performance real, com considerações específicas acerca da conservação da biodiversidade marinha e tentando ligar os elementos de eficácia já revelados e os aspectos da eficácia da CDB no país. O desempenho da CDB também foi comparado com outros regimes de performance semelhante, enquanto a atuação no país foi confrontada com dados de outros países-membro do acordo com estudos disponíveis na literatura. Para atingir tais objetivos, foi realizada extensa análise documental, além de entrevistas com atores-chave e revisão da literatura.

A fim de apresentar os resultados obtidos, a redação do trabalho divide-se em três partes. Na primeira, que abrange o referencial teórico e metodológico, apresenta-se: 1) questões conceituais e teóricas acerca do estudo da eficácia dos regimes de meio ambiente e 2) um detalhamento teórico-prático sobre as abordagens metodológicas utilizadas em estudos sobre eficácia, incluindo questões ontológicas e epistemológicas, necessidades específicas à pesquisa dos regimes de meio ambiente e a própria metodologia aplicada à pesquisa. A segunda parte traz uma análise da diversidade biológica como problema político internacional, apresentando um breve histórico e caracterizando o problema no cenário global e nacional; inclui, também, uma breve análise das principais políticas públicas brasileiras relacionadas à questão da biodiversidade. Na terceira e última parte se analisa a eficácia da CDB. Para tal, se apresenta primeiro os cenários ótimos e da situação de não-regime para então situar o desempenho real do acordo no país em termos gerais e de conservação da biodiversidade marinha.

Nesse sentido, nessa terceira parte, inicialmente, são tecidas considerações sobre a melhoria do meio ambiente brasileiro no âmbito da CDB, para então avaliar os elementos de eficácia política do tratado no Brasil. Dentro de uma escala de três pontos que vai do regime “de baixa eficácia” ao regime “eficaz”, a CDB é considerada de performance mista no país. Em termos dos elementos de eficácia, o regime obteve o pior desempenho em relação ao tipo e estrutura do problema, desempenho médio em termos de contexto político e o melhor desempenho quanto à capacidade de resolução.

O desempenho da CDB também é comparado ao de outros três acordos ambientais de performance mista a Convenção para a Prevenção da Poluição Marítima de Origem Telúrica, a Convenção sobre a Poluição Atmosférica Transfronteiriça a Longa Distância e a Convenção Internacional sobre Estoques Pesqueiros de Alto-Mar do Oceano Pacífico Norte), e a performance da CDB no Brasil é confrontada com a do Canadá, Etiópia e Madagascar.

Espera-se que este trabalho possa contribuir para o estudo da eficácia dos regimes, em especial, os ambientais e, acima de tudo, à (re)construção de um mundo mais verde e mais saudável para a sua diversidade de habitantes.

PARTE I

REFERENCIAL TEÓRICO E METODOLÓGICO

1. Estudando a eficácia dos regimes internacionais de meio ambiente: revisão da literatura, questões conceituais e abordagens teóricas

1.1. A eficácia dos regimes: conceitos-chave e questões teóricas

A despeito da ampla e clássica definição de Krasner (1982: 2): “Regimes podem ser definidos como conjuntos de princípios, normas, regras procedimentos de tomada de decisão, implícitos ou explícitos, em torno dos quais as expectativas dos atores convergem em uma dada área das relações internacionais”, ao longo deste trabalho o termo regime será usado para designar apenas as convenções, protocolos e outros acordos formais, conforme a conceituação mais restrita de Keohane (1989): “instituições com regras explícitas, acordadas entre os governos, que são pertinentes a grupos específicos de temas nas relações internacionais”.

Com isso em mente, para definir a eficácia¹ dos regimes internacionais, ou *regime effectiveness*, é preciso distingui-la de outros conceitos correlatos. É verdade que o resultado final de um regime está ligado com sua gênese, mas o estudo do seu processo de formação constitui outro campo, com um aporte teórico diferenciado (Zürn, 1998). Como descrito por Underdal (1992), um regime pode ser considerado eficaz mesmo se sua formulação não tiver sido inteiramente consensual: a eficácia está mais ligada ao poder de resolver o problema, não com o nível de cooperação dos atores. Ademais, o estudo da formulação dos regimes enfoca as condições favoráveis para tal. Por outro lado, as pesquisas das consequências dos regimes investigam resultados mais amplos do ato estabelecido, não necessariamente intencionais ou alinhados com seus objetivos (Zürn, 1998).

Outra linha de pesquisa que não deve ser confundida é a de estabelecimento e implementação, cujo enfoque principal seria a operacionalização do acordo; neste caso, indica o que os governos estão fazendo diretamente para cumprir o acordo ratificado, independente destas ações serem ou não serem eficazes para atingir seus objetivos.

¹ Acerca de possíveis sobreposições entre o termo “eficácia” e outras palavras similares, temos que: o vocábulo *effectiveness*, utilizado nos artigos em língua inglesa (língua na qual a grande maioria dos artigos sobre este tema é publicada), é usado tanto para “eficácia” quanto para “efetividade”. Quanto à distinção da palavra “eficiência”, a implementação de um acordo pode ser eficiente sem ser, necessariamente, eficaz; afinal, a eficácia também está ligada ao desenho do próprio tratado.

Existe ainda uma linha de pesquisa que investiga o nível de *regime compliance*², ou seja, o quanto os países já estariam cumprindo as normas do novo regime e/ou resolvendo o problema, independente da implementação governamental do acordo. Neste caso, observa-se o alinhamento ou não das políticas domésticas e os padrões internacionais acordados, mesmo que o governo não esteja fazendo nada para tal. Ou seja, em termos de *compliance*, um determinado país pode ser perfeito mesmo sem ter agido de forma intencional; pode, inclusive, ter certas posturas alinhadas desde antes da ratificação do acordo (Rosendal, 2000). Por fim, Gupta & Falkner (2006) sugerem a ideia de “influência dos regimes”, com a proposta de analisar mudanças domésticas discursivas e/ou institucionais estimuladas por um regime” (p. 24).

Feita esta distinção, é preciso deixar claro o que seria, propriamente, a eficácia de um regime. Conforme citado anteriormente, Underdal (1992) acredita que a eficácia está mais relacionada ao poder de resolução de um problema do que com o nível de cooperação. Este autor também ressalta a importância de trazer um referencial para a discussão: “De forma mais básica, avaliar a 'eficácia' de um arranjo de cooperação significa *comparar* alguma coisa (...) contra algum padrão de sucesso ou realização” (Underdal, 1992: 228). Porém, há linhas teóricas distintas, como a de Le Prestre, que acredita que há eficácia quando ocorre “uma mudança de comportamento consistente com os objetivos do regime” (Le Prestre, 2002b: 270).

Mais especificamente para a eficácia dos regimes ambientais, Victor et al. (1998: 6) definem a eficácia como o quanto o regime “causa mudanças no comportamento dos países-alvo que promovem os objetivos do acordo”, não igualando tal eficácia com a solução do problema ambiental em questão. Similarmente, autores como Keohane et al. (1993) acreditam que o ideal seria medi-la pela melhoria no ambiente *per se*, mas que na prática é mais viável analisar os efeitos políticos observáveis. Zürn (1998) lembra que este tipo de mensuração ideal seria incontestável normativamente; porém, mostra que vários autores preferem maneiras mais operacionalizáveis (ou seja, baseados em definições políticas de eficácia). Assim, tomando estes autores como base para os propósitos deste trabalho, definiremos um regime eficaz como aquele que possui o poder de resolver o problema em questão, trazendo mudanças de comportamento

² Brown Weiss & Jacobson (1998) trazem uma extensa compilação sobre estudos relativos a *compliance* de regimes de meio ambiente.

político alinhadas aos objetivos do acordo, e cujos resultados possam ser mensuráveis quando comparados a algum referencial.

1.2. Eficácia dos regimes de meio ambiente: revisão da literatura

A seção anterior trouxe uma diferenciação do conceito de eficácia de regimes de outras possibilidades de estudo, mais especificamente a formulação dos regimes, seu estabelecimento e implementação, *regime compliance* e, por fim, as consequências dos regimes. Similarmente (e considerando que grande parte dos estudos sobre a eficácia dos regimes tem sido realizada no âmbito da política ambiental), Helm & Sprinz (2000) e Sprinz (2000) apontam que, até haver maior interesse pelo tema, as pesquisas sobre a eficácia dos regimes internacionais de meio ambiente foram precedidas por três fases: uma primeira que investigava as condições propícias à criação de tais regimes, uma segunda que enfocava a implementação dos regimes de meio ambiente e questões relativas à *compliance* e uma terceira (que engloba o estudo da eficácia) baseada na emblemática indagação de Haas (1989): os regimes internacionais importam?

De fato, ao lançar esta questão, Haas (1989) promoveu um debate acerca das possíveis conceituações da eficácia dos regimes, estimulando pesquisas posteriores sobre o papel dos regimes na questão do aprendizado institucional e em outros processos transformadores, bem como sua conhecida contribuição ao destacar a ação das comunidades epistêmicas. Entretanto, é Underdal (1992) que começa a fornecer o aporte necessário para investigações mais sistemáticas no âmbito da eficácia.

A principal contribuição de Underdal (1992) ao estudo da eficácia foi sua resposta a questões metodológicas importantes por meio da definição de três conceitos básicos: o objeto preciso a ser estudado, o referencial em relação ao qual este deve ser avaliado e os tipos de operação necessários para aplicar valores de eficácia em um determinado regime.

O referido autor então traz três princípios estruturadores. Em primeiro lugar, o objeto deve ser definido claramente, não apenas listado. Os custos de produção e manutenção do acordo também serão levados em consideração? O sucesso será baseado unicamente em termos dos benefícios líquidos ou num conceito mais amplo de

concretização? A capacidade institucional será considerada? Em qual estágio está o regime e o que é possível avaliar até este ponto?

Após definir claramente o objeto de estudo, Underdal (1992) discute a determinação de pontos de referência e unidades de medida. O primeiro pode ser um cenário hipotético sobre como as coisas seriam caso o acordo não tivesse sido implementado ou um cenário ótimo no qual tudo o que é possível é atingido. De forma ideal, as duas abordagens devem ser utilizadas complementarmente, contanto que os valores derivados de cada uma não sejam usados de maneira equivalente. Em relação à unidade de medida, várias opções estão disponíveis dependendo do caso; porém, o autor salienta que o mais importante é deixar claro qual a unidade escolhida e nunca usar métricas de avaliação diferentes de maneira intercambiável sem uma profunda avaliação de sua compatibilidade.

Por fim, Underdal (1992) aborda a questão de aplicar valores à eficácia ao discutir diversas possibilidades, entretanto não sem ressaltar as dificuldades de aplicá-las na prática. Para ele, o maior desafio é transitar do conceitual ao empírico é atribuir valores a fenômenos que só podem ser observados indiretamente, cuja inferência deve vir de variáveis relacionadas.

Cabe, também, resgatar o trabalho de Levy et al. (1993). Ao concluir a compilação de Haas et al. (1993) acerca de instituições internacionais de meio ambiente, estes autores afirmam que a avaliação da eficácia deste tipo de instituição depende do grau em que ajuda melhorar três tipos de problema: 1) baixos níveis de preocupação sobre uma determinada ameaça ao meio ambiente; 2) ausência de capacidade para resolver a questão; 3) falta de habilidade para resolver problemas de ação coletiva. Também focando as instituições, Hall (1998) sugere seis variáveis que podem interagir para resultar em um instituição eficaz: 1) quantidade de países-membro no regime; 2) regras de acesso ao regime; 3) regras de apropriação do regime; 4) procedimentos de monitoramento e verificação; 5) regras de modificação; e 6) nível de heterogeneidade das capacidades e interesses.

Retornando ao artigo de Underdal (1992), este estimulou um debate metodológico que resultou no desenvolvimento e refinamento da chamada “solução

Oslo-Potsdam”³. Duas tentativas de operacionalizar o conceito de eficácia dos regimes de forma numérica marcaram, inicialmente, este debate. Primeiramente, Underdal (1997) apresentou um estudo inicial da eficácia de treze regimes ambientais (estudo este posteriormente refinado e publicado na forma de livro; ver Miles et al., 2002). Posteriormente, Helm & Sprinz (1999) aplicaram os passos sugeridos por Underdal (1992) de forma específica para as questões ambientais, adicionando reflexões aos três conceitos propostos por Underdal (1992). Assim, a sugestão é que o objeto a ser estudado deve ser um instrumento político muito próximo das metas primárias de uma instituição, além da disponibilidade de dados confiáveis suficientes. Para a questão do referencial, o artigo discute os prós e os contras do uso dos *counterfactuals* (contrafactuals), enfatizando a importância de basear-se em entrevistas padronizadas com especialistas reconhecidos entre os diversos atores-chave e levando em conta seus pontos de vista diferenciados; neste sentido, também sugere o uso da teoria dos jogos⁴ para criar os cenários ótimos. Por fim, sobre o quesito da operacionalização, Helm & Sprinz (1999) apresentam, pela primeira vez, uma representação gráfica que utiliza os contrafactuals do não-regime e do ótimo coletivo (Figura 01). A este respeito, afirmam que:

“Um limite inferior é determinado pelo contrafactual do não-regime (NR) (...): o grau de uso do instrumento que teria ocorrido na ausência do regime internacional sob investigação. Um limite superior é estabelecido pelo ótimo coletivo (OC): o grau de uso que teria sido obtido por um regime perfeito. De acordo, o potencial do regime é a distância entre o contrafactual do não-regime (NR) e o ótimo coletivo (OC), expresso em unidades de uso do instrumento. Geralmente, países (ou um grupo de países), executarão políticas reais (PR) que caem neste

³ Segundo Hovi et al. (2003b), o conceito central da solução Oslo-Potsdam “...é um termo guarda-chuva que se refere a duas opções próximas desenvolvidas para responder a três questões distintas originalmente postas por Underdal (...) Estas questões são dimensionadas para lidar com vários aspectos da eficácia dos regimes, e as duas opções na solução Oslo-Potsdam usam diferentes técnicas de escala para quantificar um contrafactual do não-regime (NR), uma medida da performance real (PR) do regime internacional e a determinação de um ótimo coletivo (OC). Visto que cada um destes escores se refere a apenas uma dimensão de avaliação subjacente, a eficácia dos regimes internacionais é avaliada ou relacionando os primeiros dois ou os últimos dois destes valores um com o outro, ou combinando os três” (Hovi et al., 2003b: p. 75).

⁴ “Estudo matemático da interação entre agentes independentes e auto-interessados” (Leyton-Brown & Shahom, 2008: xv).

intervalo. A eficácia de um regime (E) pode então ser mensurada como a distância relativa da qual a performance real se moveu do contrafactual do não-regime em direção ao ótimo coletivo, ou como a porcentagem do potencial do regime que foi atingido (...). Este escore cai no intervalo [0, 1]" (Helm & Sprinz, 1999: 9-10)⁵.

Os autores destacam, ainda, as vantagens desta forma de operacionalização: ressaltam que o uso de dois critérios distintos para avaliar a melhoria trazida pelo regime em estudo (no caso, o contrafactual do não-regime e o ótimo coletivo) evita a tendenciosidade, além de produzir resultados padronizados e fáceis de serem interpretados no contexto dos tomadores de decisão num campo onde há grande variedade de fatores (por exemplo: tipo de regime internacional, disponibilidade de dados e orientação teórico-metodológica dos pesquisadores).

Após desenvolver o método de operacionalização descrito acima (Helm & Sprinz, 1999), os mesmos autores apresentam uma versão um pouco mais refinada do mesmo (Sprinz & Helm, 1999) onde enfatizam três aspectos adicionais: limites ambientais, parâmetros dos efeitos regionais e parâmetros políticos, além de analisar componentes como o custo-benefício da implementação dos regimes ambientais e outros dados econômicos. Como exemplo, utilizam a emissão de gases nocivos ao planeta. No ano seguinte, Helm & Sprinz (2000) mais uma vez publicam sobre a mensuração dos regimes de meio ambiente, desta vez focando os problemas ambientais transfronteiriços ao usar o caso da chuva ácida na Europa (ou seja, o regime de poluição transfronteiriça do ar, considerando vários acordos relativos).

⁵ Todos os trechos reproduzidos neste trabalho foram traduzidos dos originais pela própria autora.

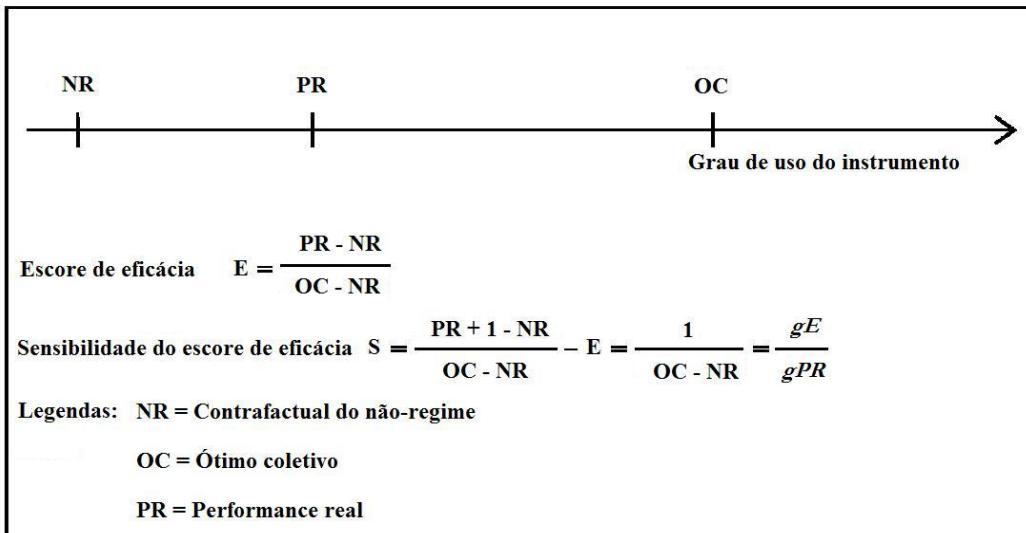


Figura 01. Representação do conceito geral da mensuração da eficácia dos regimes
Fonte: Helm & Sprinz (1999) e Helm & Sprinz (2000); tradução da autora.

Em revisão sobre as pesquisas acerca da eficácia dos regimes de meio ambiente até aquele momento, Sprinz (2000) sugere que, para somar aos avanços obtidos nesta linha de trabalho, é preciso optar por estudos com grandes amostras. Também seria preciso aplicar as lições aprendidas ao campo da economia política internacional a fim de “colher os benefícios da indagação institucional comparada: para a academia, tomadores de decisão e o público informado” (p. 17).

Stokke (2001), por outro lado, acredita que a nova leva de estudos deve enfocar interações entre os diferentes regimes. Para tal, constrói uma taxonomia a fim de auxiliar na compreensão de como estas afetam a eficácia dos regimes: interações utilitárias, normativas e ideacionais. No caso das interações utilitárias, estas seriam positivas apenas quando as regras ou programas de um regime reduzem os custos, aumentam os benefícios, ou removem impedimentos de outro regime. No caso das interações normativas, estas seriam benéficas quando as normas de um regime confirmam as normas de outro, quer seja propositalmente ou não. Por fim, as interações ideacionais estariam mais ligadas ao aprendizado, onde um regime traria atenção política para os problemas enfocados por outro.

Young (2001a), por sua vez, apresenta uma abordagem diferenciada para o tema da eficácia dos regimes de meio ambiente ao considerar modelos de ação coletiva e

modelos de prática social; o propósito seria compreender esta eficácia por meio das diferenças entre os dois tipos de modelo. O modelo de ação coletiva utilizado pelo autor considera o comportamento dos atores, os chamados membros do regime (ou seja, os países signatários). Segundo este modelo, tais atores farão cálculos utilitários a fim de verificar os benefícios e malefícios de por em prática os preceitos do regime em questão (uma premissa racional e utilitária). Já no caso dos modelos de prática social, consideram que “os atores cujo comportamento dá origem aos problemas ambientais e cujas respostas são essenciais para resolvê-los tipicamente incluem corporações, organizações não governamentais e até mesmo indivíduos” (Young, 2001a: 12). Neste contexto, os Estados não seriam meramente atores unitários, todavia entidades complexas compostas por elementos com interesses conflitantes nos mais variados níveis. Assim, para este autor convém indagar como esta multiplicidade de conflitos e interesses se expressa no momento em que um Estado passa a ser um membro formal de um determinado regime.

Em outro ensaio, o mesmo autor (Young, 2001) questiona se é possível verificar o quanto das mudanças ambientais ocorridas após a implementação de um determinado regime pode ser verdadeiramente atribuído a este regime, enfatizando os desafios metodológicos relacionados. Assim, direciona seus comentários e críticas a duas abordagens principais: a análise dos mecanismos causais e a construção de índices. Como pano de fundo, discute também os posicionamentos institucionalistas e realistas/neorrealistas dentro deste contexto. Posteriormente, Young (2002) afirma que o grande desafio continua sendo o desenvolvimento de abordagens que permitam demonstrar, de forma mais convincente, os mecanismos causais que ligam os regimes a suas consequências.

Reforçando o lado empírico de forma mais sistemática, a compilação de Miles et al. (2002) identifica alguns elementos de eficácia aplicando a supracitada solução Oslo-Potsdam no estudo de 14 regimes (12 de meio ambiente, um de telecomunicações e um de segurança, este último, o caso controle⁶). Assim, traz dois elementos principais e

⁶ Ressalta-se que nem todos os regimes estudados na compilação de Miles et al. (2002) referem-se a um acordo específico. Alguns dos estudos incluídos no livro avaliam instituições internacionais responsáveis por resolver um problema comum, como é o caso da Comissão Internacional da Baleia – CIB (Andresen, 2002), enquanto outros tomam como base um conceito mais amplo de regime em torno de um problema comum, como é o caso da comunicação via satélite (Miles, 2002), das espécies de salmão de alto-mar (Miles, 2002b) e do manejo de estoques de atum no Oceano Pacífico (Miles, 2002c).

seus sub-componentes: o tipo de problema (enfocando, principalmente, aspectos relacionados à complexidade política e a questão da malignidade) e a capacidade de resolução do problema (cenário institucional, distribuição de poder e habilidade e esforço político) (ver capítulos metodológicos: Underdal, 2002; 2002a). Outro exemplo do uso da solução Oslo-Potsdam é o trabalho de Dombrowsky (2008) acerca de um regime ligado ao uso das águas transfronteiriças da bacia do Rio Elba, localizado entre a República Tcheca e a Alemanha.

Entretanto, a solução Oslo-Potsdam não fica livre das críticas. Conforme demonstrado ao longo desta subseção, a visão do acadêmico Oran Young difere daquela dos pesquisadores do chamado eixo Oslo-Potsdam (Arild Underdal, Carsten Helm, Detlef Sprinz, Edward Miles, Jon Hovi, entre outros). Assim, em 2003, inicia-se um debate entre os representantes das duas vertentes.

Tendo revisado a abordagem e suas diversas formas de aplicação, os referidos autores respondem à crítica de Young (2001), dividindo-as em desafios conceituais e questões empíricas. No caso do primeiro grupo de críticas, estas se dirigem mais ao uso da teoria de jogos e, consequentemente, aos atores e fatores que poderão ser excluídos das explicações ao se focar apenas no regime (no caso do cenário contrafactual do não-regime). Similarmente, Young (2001) também critica o cenário do ótimo coletivo devido à própria conceituação do que seria este “ótimo”. Quanto às questões empíricas, o autor mais uma vez critica o uso e validade dos contrafactuals e o perigo dos cenários serem utilizados de forma estática. Ademais, aponta problemas relacionados ao uso da opinião de especialistas, além de destacar como os resultados estarão fortemente ancorados no conhecimento do próprio pesquisador em relação ao tema abordado pelo regime em estudo. As principais respostas a estas críticas estão resumidas no Quadro 01.

Adicionalmente, acerca da construção dos cenários da situação de não-regime, Hovi et al. (2003b) elaboram sobre possíveis soluções para incluir os fatores extras sugeridos na crítica de Young (2001), mesmo que de forma imperfeita. Assim, elencam cinco opções para serem usadas de forma complementar: o uso do conhecimento de (grupos de) especialistas (o mais utilizado), o uso de simulações, a realização de análises de custo-benefício político, o uso do *status quo* anterior e projeções baseadas em efeito estatístico. Já para a construção do cenário ótimo, os referidos autores

fornecem algumas sugestões quanto a possíveis referenciais normativos: os objetivos do regime, o ótimo técnico-funcional, a solução de custo mínimo para todos os países envolvidos, os limites ambientais e os resultados de discussões entre os tomadores de decisão.

A despeito da defesa de Hovi et al. (2003b) e apesar de admitir alguns pontos em comum, em sua tréplica Young (2003) mantém, de forma geral, suas críticas. A este respeito, os autores respondem novamente (Hovi et al., 2003a), de forma breve, chegando a conclusão de que a abordagem é apenas imperfeita, e não falha na sua essência como apontado por Young (2001; 2003). De fato, o próprio Young (2001) no artigo original que promoveu todo o debate descrito acima, admite que a solução Oslo-Potsdam é “o esforço mais sofisticado e elegante criado até hoje para enfrentar o desafio da construção de um índice pensando na eficácia de regimes ambientais internacionais” (p. 109).

Posteriormente, Mitchell (2006) insere a questão da estrutura do problema nas análises da eficácia de regimes de meio ambiente, a ser visto com maior detalhe na seção seguinte. A este respeito, ressalta que os esforços anteriores para incluir este fator são problemáticos pelos seguintes motivos: falta de consenso sobre a própria importância e definição do que seria a estrutura do problema; a agregação de diversas variáveis relativas à estrutura em classificações muitas vezes simplistas; e o enfoque apenas nas variáveis independentes da estrutura, desconsiderando variáveis interativas e endógenas.

Adicionando mais fatores ao debate da eficácia, Ward (2006) argumenta que a eficácia dos regimes deve focar não acordos individuais, mas uma rede de regimes ambientais (*the regime network*), onde os componentes centrais passam a ser os países-membro. Para tal, usa conceitos da teoria de redes sociais e da ecologia para mostrar que tais regimes seriam mais eficazes nas nações que participam de forma mais ativa dentro da rede.

Quadro 01. Principais críticas de Young (2001) em relação à solução Oslo-Potsdam para a avaliação da eficácia de regimes ambientais globais e respectivas respostas de Hovi et al. (2003b)*.

Ponto de referência	Tipo de crítica	Conteúdo da crítica	Resposta de Hovi et al. (2003b)
Contrafactual do não-regime (NR)	Conceitual	Alguns contextos possibilitam múltiplos equilíbrios de Nash ⁷	Crítica válida
		O equilíbrio de Nash não considera nenhuma coordenação e implica cenários do pior tipo possível	Crítica muito generalista
		Não é possível incorporar todos os fatores relevantes	Crítica válida; porém, o mesmo ocorreria com qualquer alternativa pragmaticamente viável
Performance real (PR)	Empírica	Não leva em consideração nenhuma cooperação prévia entre os países, exagerando o papel do regime por si só	Crítica não-válida, pois a opinião dos especialistas utilizada para construir o cenário não é emitida fora de contexto; ademais, o resultado final é baseado nos três cenários e não apenas naquele do não-regime
	Conceitual	-----	-----
Ótimo coletivo (OC)	Empírica	Inclui-se apenas um escopo estreito de fatores (ou seja, baseado apenas na resolução de questões ambientais)	A crítica é verdadeira, mas a inclusão de fatores extras torna a análise mais complexa e difícil; porém, concorda-se que é preciso refinar a abordagem a fim de incluir mais fatores
	Conceitual	O conceito de ótimo coletivo em si é problemático	Crítica válida, pois o próprio conceito de eficácia é normativo; porém, também é possível utilizar outros padrões normativos a partir da solução Oslo-Potsdam, além de explicitar no trabalho que parâmetro de ótimo coletivo está sendo usado pelo pesquisador
	Empírica	Inclui-se apenas um escopo estreito de fatores (ou seja, baseado apenas na resolução de questões ambientais)	Crítica verdadeira, mas a inclusão de fatores extras torna a análise mais complexa e difícil; porém, concorda-se que é preciso refinar a abordagem a fim de incluir mais fatores
Os três pontos de referência (NR, PR e OC) em conjunto	Conceitual	-----	-----
	Empírica	O escore de eficácia é polarizado em uma determinada direção	Não se conhece polarizações relativas à resolução de problemas ambientais, e coeficientes sensíveis fornecem informação transparente sobre o efeito de mudanças em cada um dos pontos de referência

* Fonte: compilado pela autora com base em Young (2001) e Hovi et al. (2003b).

⁷ Segundo Leyton-Brown & Shoham (2008), no âmbito da teoria dos jogos, "...um equilíbrio de Nash é uma estratégia de perfil *estável*: nenhum jogador iria querer mudar sua estratégia se soubesse que estratégias os outros estivessem seguindo" (p. 11).

Além das discussões mais gerais sobre a questão da eficácia e como avaliá-la, é possível citar vários trabalhos que trataram de temas mais específicos dentro deste âmbito. Skjærseth & Wettstad (2002), por exemplo, apontam a importância da análise dos regimes na avaliação e explicação da eficácia de políticas ambientais na União Européia (UE). Assim, discutem a interação entre regulamentações regionais e globais, assinalam limitações para o estudo da eficácia no âmbito doméstico e sugerem que este tipo de estudo pode lucrar com as pesquisas acerca da integração regional das políticas de meio ambiente. Posteriormente, Skjærseth et al. (2006) trabalham a questão da eficácia na implementação de normas internacionais no contexto de *soft law* e *hard law*, também na UE e considerando a interação entre diferentes instituições. Em trabalho sobre tema semelhante, Sprinz (2004) aborda a questão da eficácia relativa dos regimes *versus* a eficácia absoluta também no contexto da UE, tratando de legislação doméstica, europeia e internacional, bem como da interação entre os atores destes diferentes níveis.

A maioria dos estudos recentes que analisa a eficácia dos regimes ambientais tem como dada a ideia de que os regimes importam. De fato, Young (1999: 249) afirma que “podemos dizer, sem hesitar, que os regimes importam sim na sociedade internacional, então não há nada a se ganhar com a perpetuação do debate entre neoinstitucionalistas e neorrealistas sobre a ‘falsa promessa das instituições internacionais’⁸”. Por outro lado, Sprinz (2005: 12) apresenta uma visão mais cautelosa e indicam que, a despeito de sua influência, “é provável que muitos regimes ambientais internacionais atualmente ainda não exploram completamente seu potencial”.

Sobre perspectivas futuras, Sprinz (2005) acredita que uma nova onda de pesquisas em eficácia enfocará três problemas de pesquisa:

- 1) Como separar e agregar o efeito de regimes múltiplos (relacionados ou não)?
- 2) Como criar referenciais absolutos que permitam comparações ao longo do tempo?
- 3) Qual o papel dos não-regimes?

⁸ Alusão ao título de um artigo por John Mearsheimer na revista *International Security* durante a década de 1990.

1.3. Elementos de eficácia dos regimes de meio ambiente

Os estudos apresentados anteriormente vêm, ao longo dos últimos anos, revelando as variáveis independentes que contribuem para a eficácia dos regimes ambientais (considerando esta como variável dependente). Discutiremos três grupos delas, bem como elementos que compõem cada um: tipo de estrutura do problema, contexto político e capacidade de resolução do problema. Ressalta-se que a classificação destes grupos e seus respectivos componentes baseia-se frouxamente nas propostas de Victor et al. (1998) e Miles et al. (2002).

1.3.1. Tipo e estrutura do problema

A avaliação da eficácia de um acordo de meio ambiente não depende apenas da formatação do regime em si, mas também na estrutura do próprio problema ambiental (Mitchell, 2006). É verdade que isso acontece de forma semelhante com outras temáticas; porém, no caso do meio ambiente, a estrutura do problema adquire relevância especial devido à sobreposição entre aspectos intrinsecamente humanos e os outros fatores bióticos e abióticos⁹ do bioma¹⁰ terrestre. Isto faz com que a problemática ambiental adquira ainda mais complexidade em termos políticos. Young (2001), por exemplo, aponta que vários problemas ambientais envolvem mudanças em diferentes áreas de análise, como fenômenos biogeofísicos, questões distributivas e padrões de comportamento dos atores.

O Protocolo de Montreal sobre Substâncias que Destroem a Camada de Ozônio, de 1989, é frequentemente citado como um dos mais eficazes acordos internacionais de meio ambiente já implementado. Se, por um lado, argumenta-se que o aparato institucional utilizado foi necessário para salvar a camada de ozônio¹¹ de sua destruição (ver, por exemplo, Parson, 1993; Brown Weiss, 1998), a estrutura diferenciada do

⁹ Um fator biótico é um ser vivo ou algo que deriva de um, enquanto um fator abiótico está relacionado a coisas não vivas (Wright & Nebel, 2002).

¹⁰ Conjunto de diferentes ecossistemas, que possuem certo nível de homogeneidade; também pode ser definido como um conjunto de zonas climáticas dispostas em faixas mais ou menos paralelas ao Equador, onde cada uma possui vegetação e fauna específica, sob o controle de dois elementos fundamentais do clima: temperatura e pluviosidade (Dajoz, 2008).

¹¹ A camada de ozônio é uma barreira protetora de gás ozônio (O_3) na região mais elevada da atmosfera, que filtra radiação ultravioleta nociva advinda do sol (Wright & Nebel, 2002).

problema é inegável: a forte evidência científica comprobatória, a fraca e descoordenada oposição por parte da indústria produtora dos gases nocivos, a existência de alternativas viáveis e a pequena quantidade de atores em comparação a outros problemas ambientais (Parson, 1993; Mitchell, 1996). Ademais, a fonte de degradação se restringe a uma quantidade relativamente pequena de substâncias.

Por outro lado, um regime como o Protocolo de Quioto¹² lida com um problema de estrutura bem mais complexa: as evidências científicas custaram a se comprovar e a convencer; há forte oposição do setor petrolífero; ainda há resistência quanto às fontes de energia renováveis; a quantidade de atores envolvida é descomunal; o problema surge de causas múltiplas, que se intensificam com as interações entre si; entre outros complicadores¹³. Assim, a forma de se avaliar a eficácia deste protocolo necessita de uma dinâmica diferenciada. Por um lado, seria simples apenas analisar os índices de gases emitidos ao longo dos anos e estudar, politicamente, as causas do seu aumento ou redução nos países. Porém, a esta altura é difícil concluir se o protocolo evitou, significativamente, problemas socioambientais e socioeconômicos, o quanto os impactos causados ainda são reversíveis e o quanto a qualidade de vida na Terra já está comprometida.

Neste contexto, Mitchell (2006) é enfático ao destacar a necessidade de levar em conta a estrutura do problema ao avaliar a eficácia, bem como seu impacto no desenho e comportamento institucional. Ele sugere que a própria variação no desenho institucional dos regimes ambientais pode ser consequência desta estrutura, caracterizando uma relação endógena em certos casos¹⁴. Por isso, para os casos onde não há como saber se o desenho institucional e a estrutura do problema são independentes, o autor sugere avaliar três questões: 1) A estrutura do problema determinou um acordo entre Estados, bem como os principais aspectos do mesmo? 2) A estrutura do problema deu margem de manobra em relação ao desenho institucional do acordo? ou 3) A estrutura do

¹² Acordo adotado em 1997 (e que entrou em vigor em 2005) para reduzir as emissões de gases promotores do efeito estufa.

¹³ Ver Levy & Egan (1998), Rowlands (2000) e Levy & Egan (2003).

¹⁴ Corroborando com esta ideia, Carlin (2002) aponta que, no caso da regulamentação da poluição marinha por óleo de navios, os países optaram por não criar um regime com alta capacidade de resolução devido aos riscos políticos e econômicos; neste caso, o desenvolvimento do regime esteve mais relacionado com questões de poder, coerção, agendas ocultas e motivos ulteriores e interesses econômicos mais imediatos.

problema simplesmente facilitou o estabelecimento de uma instituição pelos Estados, apesar da possibilidade de falhas?

O autor mencionado anteriormente também ressalta que a estrutura dos problemas ambientais globais possui implicações importantes, inclusive, para a própria definição de eficácia. Segundo ele, a natureza do problema molda a forma como os Estados o percebem e como montam seus objetivos em termos de mudanças comportamentais e resolução, com soluções mais superficiais ou mais aprofundadas. Por exemplo: um comportamento nocivo ao meio ambiente pode ser banido ou apenas restringido e o uso de uma espécie pode ser proibido completamente, restrito ou apenas manejado. Metodologicamente, essas percepções dos Estados (e dos outros atores) implicam em rever os padrões esperados pela pesquisa e as estimativas em termos da eficácia.

Neste contexto, Carlin (2002) classifica a natureza dos problemas ambientais em três tipos: a natureza da complexidade intelectual, a natureza da assimetria (ou seja, como as partes a percebem e o quão assimétrico é o sistema de atividades regulamentado) e a natureza política (ou seja, maligna, benigna ou mista) do problema.

Entretanto, Mitchell (2006) destaca duas dificuldades ao considerar a estrutura em análises de eficácia, especialmente em estudos comparativos: como definir tal estrutura e como operacionalizar sua avaliação? No primeiro caso, estudos comparativos como aqueles compilados por Miles et al. (2002) tendem a trazer uma classificação simplista de regime benigno, maligno ou misto. Apesar deste tipo de classificação ter sido embasada e justificada teoricamente (Underdal, 2002), Mitchell (2006) argumenta que tal categorização, mesmo que relevante, agrupa as variáveis da estrutura e dificulta seu uso para fazer previsões sobre o desenho institucional. A segunda dificuldade diz respeito à sua operacionalização e inserção empírica, o que é difícil na ausência de um banco de dados sistemático que liste os diversos acordos ambientais e a estrutura de cada problema (Mitchell, 2006).

Para solucionar estas questões, Mitchell (2006) sugere seguir os seguintes passos: 1) descrever a variação da estrutura do problema, 2) limitar o número de casos, 3) avaliar as variáveis da estrutura e sua influência e 4) utilizar termos apropriados.

No primeiro passo é preciso distinguir entre aspectos relacionados a incentivos, capacidades, informação, contexto normativo, natureza política, número de atores

envolvidos, assimetria de poder, influência de atores não governamentais e comunidades epistêmicas, entre outros¹⁵. Em relação aos casos, estes devem limitar ao máximo a variação de estrutura. Aqui é possível realizar estudos que comparem acordos sobre temas semelhantes, tais como gestão compartilhada de lagos, rios e estoques pesqueiros ou a prevenção de poluição em tais áreas. Quanto ao terceiro ponto, que consiste em avaliar as variáveis da estrutura e sua influência no desenho institucional e no comportamento dos atores, é preciso levar em conta que mesmo em amostras limitadas, ainda haverá variação entre pelo menos alguns aspectos; isso deve ser considerado e deixado claro na pesquisa. Por fim, no quarto passo, o autor destaca a importância de encontrar pontos comuns cujos termos possam ser intercambiados ao comparar diferentes regimes (Mitchell, 2006).

Apesar das críticas relevantes de Mitchell (2006), destaca-se como exemplo os estudos compilados por Miles et al. (2002), os quais concebem uma complexa análise da estrutura dos problemas ambientais, conforme apresentado por Underdal (2002a) em um dos capítulos iniciais; estes são conceituados em termos de malignidade (uma função da incongruência, assimetria e clivagens cumulativas) e benignidade (problemas com bom nível de coordenação, simetria e clivagens transversais). Nesta tipologia, o autor também considera dois aspectos dos problemas políticos internacionais: o nível intelectual (relativo ao conhecimento disponível e se tal conhecimento é consensual ou não) e o nível político (que leva em conta os interesses e preferências dos atores e respectivas questões de incongruência e coordenação).

O primeiro caso estaria mais ligado à capacidade intelectual necessária não somente para a resolução do problema, mas também o esforço anterior de descrever e diagnosticar o mesmo. Ou seja, este nível demanda pessoas qualificadas, conhecimento teórico e quantidades substanciais de dados. Outra questão fundamental seria o quanto o conhecimento disponível é consensual entre os atores. Porém, o referido autor enfatiza que os problemas de ação coletiva tão comuns no âmbito político-ambiental internacional, são também de natureza política, onde sua malignidade “...é, primariamente, uma função da configuração dos interesses dos atores e das preferências geradas” (p. 15). Assim, estes dois níveis poderiam ser analisados a partir de dois elementos de eficácia: o caráter do problema e o estado de conhecimento a seu respeito,

¹⁵ Para uma extensa discussão acerca destes aspectos ver Miles et al. (2002).

onde “... um problema perfeitamente benigno seria caracterizado por preferências idênticas. Quanto mais nos distanciarmos deste estado harmônico, mais maligno se torna o problema” (p. 15).

Neste contexto, Underdal (2002a) constrói as seguintes hipóteses principais:

- H₁ - Sendo todo o resto constante, quanto mais maligno o problema, menos chances há das partes chegarem a uma solução de cooperação eficaz;
- H₂ - Existe uma tendência de interação entre a malignidade de um problema e as incertezas na base de conhecimentos disponíveis, aumentando a dificuldade de resolver o problema;
- H₃ - Regimes com problemas de alta malignidade serão eficazes apenas se tiverem uma ou mais de uma das seguintes características: incentivos seletivos para a cooperação, ligações com problemas mais benignos ou um sistema com grande capacidade de resolução de problemas. Todavia, ter algum (ou alguns) destes fatores não garante, necessariamente, a eficácia.

Entretanto, ao final da pesquisa, Miles et al. (2002) concluem que a malignidade só possui grande impacto na eficácia durante os estágios iniciais da criação do regime e, apenas, quando está atrelado a incertezas (ver H₁). Já a segunda e terceira hipóteses recebem forte apoio empírico. Um exemplo, dentre os estudos compilados, é o caso da Convenção de MARPOL¹⁶ (Carlin, 2002). Durante sua avaliação, a autora sublinha que a natureza politicamente maligna do problema só conseguiu ser superada em alguns momentos pontuais quando outros fatores (como a existência de uma parte hegemônica ou fortes choques exógenos) permitiram uma alta capacidade de resolução.

¹⁶ Convenção Internacional para a Prevenção da Poluição por Navios, de 1973.

1.3.2. Contexto político

Aqui será apresentado o contexto político de um problema internacional baseando-se em três componentes: ligações com outros problemas, motivos ulteriores e visibilidade doméstica.

O primeiro caso é de alta relevância para os problemas ambientais, dado que estes são quase impossíveis de separar de outras questões relacionadas ao meio ambiente, conforme visto nas seções 2.2 e 2.3. De fato, tem se buscado promover ações sinérgicas entre as partes signatárias dos acordos ambientais (ver, por exemplo, Hoffmann, 2003 e UNCCD Secretariat et al., 2004; 2004a); tais ações, porém, ainda são raras. Portanto, é essencial levar em conta a ligação entre problemáticas ambientais internacionais e seu impacto na eficácia dos acordos. Sobre este quesito, relembramos Underdal (2002a), que postula sobre a importância de ligações com problemas mais benignos para promover a eficácia de regimes que tratam de questões de alta malignidade.

O segundo componente é mais simples, porém mais difícil de avaliar. Ao ratificar um acordo, os países podem trazer (muitas vezes de forma oculta) motivos ulteriores para tal. Estes motivos, por sua vez, podem promover ou atrapalhar os objetivos do regime em questão (Underdal, 2002; 2002a).

Por fim, a questão da visibilidade doméstica merece maior destaque. Cortell & Davis (1996) estão entre os autores mais citados em relação à importância dos processos políticos domésticos para as normas internacionais. Em trabalho posterior (Cortell & Davis, 2000), destacam a importância da visibilidade doméstica (*domestic salience*) para salientar os diferentes níveis de força entre as normas internacionais, visto que nem toda norma internacional terá a mesma aceitação nacionalmente. Porém, sugerem que as normas com alta visibilidade doméstica têm mais chances de serem cumpridas por promoverem sentimentos de obrigação pelos atores ou de arrependimento quando violadas.

Cortell & Davis (2000) também apresentam que a mensuração da visibilidade doméstica de um regime deve envolver a investigação de três componentes principais de mudança: nos discursos nacionais, nas instituições do Estado e nas políticas domésticas. Baseado na análise destes três elementos, sugerem uma escala de visibilidade de quatro

níveis: alta (os objetivos da norma não são contestados em nenhuma instância e seu uso é rotineiro); moderada (promove-se algumas mudanças na agenda e instituições nacionais, mas com exceções, reservas e condições especiais nos discursos); baixa (a norma está presente no discurso nacional, porém não se observa mudanças institucionais ou de agenda); e ausente (não existem atores nacionais promovendo a norma ou esta é usada apenas para justificar casos muito específicos).

Um exemplo de avaliação da visibilidade doméstica de um problema político-ambiental global é o trabalho de Cass (2007), que tenta mensurá-la na Alemanha, Estados Unidos e Grã-Bretanha em relação às mudanças climáticas¹⁷. Apesar de não ser focado na eficácia, apresenta uma escala de oito pontos para classificar a visibilidade dos problemas ambientais nos países: 1 – irrelevante; 2 – rejeitado; 3 – relevante domesticamente; 4 – apoiado de forma retórica; 5 – impactado pela política externa; 6 – impactado pela política doméstica; 7 – norma proeminente; 8 – completamente inserida na estrutura nacional.

1.3.3. Capacidade de resolução do problema

Cenário institucional

Acerca do cenário institucional como um dos componentes da capacidade de resolução de um regime internacional, Underdal (2002a) traz as seguintes considerações conceituais:

“Neste estudo, usamos o termo cenário institucional de forma ampla, como um rótulo para duas noções distintas de instituição – a saber, instituições como arenas e organizações como atores. A distinção se refere a funções e não implica um ranking em termos de importância. Instituições podem dar forma a saídas e resultados tanto ao unir atores e problemas e determinar as regras do jogo, quanto ao entrar no jogo como atores mais ou menos independentes. Arenas são importantes por

¹⁷ Segundo o texto do acordo global que trata do tema, as mudanças climáticas podem ser definidas como: “Mudanças no clima, atribuídas direta ou indiretamente a atividades humanas, que alteram a composição da atmosfera global e que se somam à variabilidade natural do clima observada ao longo de períodos de tempo comparáveis” (UN, 1992a).

mérito próprio e por razões diferentes. (...) Instituições como arenas podem ser descritas ao responder as seguintes questões: quem lida com que, como, quando e onde? (...) Arenas diferem em termos de regras de acesso, regras de decisão e regras procedimentais, bem como em termos de cultura informacional. (...) Para qualificar como ator, uma organização deve ter um nível mínimo de coerência interna (unidade), autonomia, recursos e atividade externa” (p. 24).

O autor lembra, também, que apesar de qualquer instituição poder servir como arena, nem toda instituição pode ser um ator, que neste caso precisaria de unidade, autonomia, recursos e a capacidade de agir externamente. Um exemplo seria os secretariados das convenções internacionais, que apenas em alguns casos qualificariam como atores.

Outros fatores de destaque dentro do cenário institucional seriam a regra de decisão utilizada no âmbito dos acordos, a existência ou não de uma organização intergovernamental para lidar com o problema em questão, a existência ou não de incentivos seletivos para resolver o problema e o nível de integração e participação das redes transnacionais e comunidades epistêmicas.

O último ponto merece destaque. Zürn (1998) define redes transnacionais como aquelas que incluem pelo menos dois tipos de associação não governamental com atuação transnacional. Entre estas, pode-se identificar as chamadas comunidades epistêmicas, grupos com autoridade para falar de um conjunto de conhecimentos específicos e que servem de canais para novas ideias entre a sociedade e o governo, tanto no mesmo país quanto entre países (Haas, 1992). Outro tipo seriam as organizações governamentais internacionais que trabalham pelas populações mais negligenciadas. Segundo Zürn (1998), no primeiro caso a ênfase seria nos aspectos cognitivos das relações internacionais, enquanto o segundo enfocaria a luta por bens públicos e influenciaria a política dos movimentos sociais.

Haas (1992) lista alguns pontos pelos quais as comunidades epistêmicas podem ter impacto sobre a política dos Estados, todos ligados à disponibilização de informação e consultoria especializada. Anteriormente, Haas (1989) já trazia apoio empírico para esta ideia ao analisar o sucesso de um regime de controle da poluição marinha, onde

sugere que as comunidades epistêmicas apresentam alternativas inovadoras para as políticas públicas e, frequentemente, levam os governos a implementá-las. O autor também acredita que estas comunidades contribuem para o aprendizado dos governos sobre as questões ambientais. Também, aponta que os regimes em si contribuem para um maior empoderamento de grupos não governamentais, o que os fortalece ainda mais, em um círculo virtuoso bastante positivo.

Ainda sobre a questão institucional, outros autores vêm destacando características relevantes da influência do desenho institucional para a eficácia dos regimes de meio ambiente. Victor et al. (1993), por exemplo, listam várias características institucionais que contribuem para o sucesso de um regime, entre as quais: coordenação institucionalizada de pesquisas relevantes; coleta e disseminação sistemática de dados e determinação de metas obrigatórias.

Similarmente, Victor et al. (1998) listam dez elementos de eficácia relacionados ao desenho institucional: início imediato, flexibilidade, transparência em cada aspecto das organizações relevantes, enfoque nas políticas públicas, descentralização, universalidade, equidade, ênfase em cooperação ao invés de abordagens intrusivas, papel significativo para as organizações não-governamentais (ONGs) e conhecimentos específicos.

Outro exemplo é o dado por Hall (1998), baseado em elementos institucionais para classificar a eficácia de regimes relativos ao manejo comum de estoques pesqueiros internacionais. Como principal elemento de eficácia, destaca a capacidade de criar, com sucesso, soluções imediatas e duráveis em termos de acesso e direito aos recursos pesqueiros. Entretanto, aponta a importância do consenso sobre a alocação dos recursos no momento da criação do regime. Enfatiza, também, que cada um destes regimes mostrou-se como uma regra de apropriação robusta, gerando estabilidade em relação às expectativas futuras sobre os recursos.

Bernauer (1995) destaca a importância de separar os efeitos das variáveis exógenas (não-institucionais) dos das variáveis endógenas (institucionais) na hora de analisar o papel das instituições de meio ambiente. De acordo com o autor, o primeiro grupo pode incluir a variação: nas preferências e estruturas de poder, na economia, nas inovações tecnológicas, no crescimento populacional, no *spillover* de outras instituições, e nas mudanças no ambiente natural, entre outras.

Distribuição de poder

O segundo componente da capacidade de resolução de um regime internacional trazida por Underdal (2002a) é a distribuição de poder entre os atores envolvidos. Sobre esta questão o autor afirma que:

“...precisamos indagar não apenas se a distribuição de poder é unipolar, bipolar ou multipolar, mas também se está enviesada a favor de partidos que advogam medidas regulatórias fortes ou fracas. Em outras palavras, gostaríamos de conhecer qual a distribuição de poder acima da configuração das preferências. O pressuposto básico desta junção pode ser exposto de forma simples: a probabilidade que uma certa solução será adotada e implementada com sucesso é uma função de até que ponto ela é percebida como servindo ao interesse dos atores poderosos”
(p. 30).

Assim, tendo como base uma definição restrita de poder como “controle sobre eventos importantes” (Coleman, 1973 apud Underdal 2002a), Underdal (2002a) postula que uma maior unipolaridade do sistema promoverá maior agregação de preferências nas decisões tomadas coletivamente, principalmente nos casos onde a regra de decisão é mais exigente.

Habilidade e esforço político

Ao apresentar o terceiro e último componente de capacidade de resolução dos problemas internacionais, Underdal (2002a) afirma o seguinte: para avaliar a habilidade e esforço político disponíveis para resolver um determinado problema internacional, seria necessário realizar estudos comportamentais complexos, bem como promover debates conceituais profundos sobre como se definiria, precisamente, habilidade e esforço. Por outro lado, este autor acredita ser possível utilizar este terceiro componente da capacidade de resolução de um regime internacional por meio da análise da criação política de soluções eficazes. Para tal, seria preciso realizar três tarefas: 1) verificar quais soluções substantivas são, de fato, politicamente viáveis; 2) observar como são criados “arranjos institucionais que levam ao desenvolvimento, adoção e implementação

de soluções eficazes” (p. 35); e 3) analisar quais estratégias dos atores são eficazes na promoção da cooperação de parceiros políticos. Porém, Underdal (2002a) lembra que a habilidade e o esforço político não podem ser considerados constantes, podendo melhorar ao longo do tempo à medida que ocorre o aprendizado institucional e dos atores.

Neste contexto, este autor aponta para a importância da liderança instrumental na formação e implementação dos regimes, que pode se originar dentro ou fora dos governos, como em grupos de trabalho intergovernamentais, delegações oficiais, ONGs, redes de informação, etc. Tal liderança também pode estar ligada a redes transnacionais e comunidades epistêmicas, conforme visto anteriormente.

2. Referencial metodológico

Esta seção discute alguns pontos metodológicos teóricos fundamentais a esta pesquisa (questões ontológicas e epistemológicas, necessidades metodológicas específicas ao estudo das políticas ambientais internacionais, o uso de estudos de caso em pesquisas sobre política ambiental, abordagens metodológicas para analisar a eficácia, e como adaptar o estudo da eficácia para países individuais), bem como os objetivos do trabalho e a metodologia utilizada.

2.1. Questões ontológicas e epistemológicas do estudo das políticas ambientais internacionais

Diversos autores dentro das ciências sociais apontam para a importância de estruturar os projetos de pesquisa com perguntas empiricamente ou teoricamente embasadas¹⁸, selecionando a metodologia *a posteriori* (ver, por exemplo, Smith, 2002). Porém, para tanto, é essencial ao pesquisador conhecer seu posicionamento ontológico e epistemológico. Daale (2003) vai além e afirma que para fazer uma escolha informada quanto ao seu paradigma de pesquisa, é necessário ao acadêmico “compreender as premissas filosóficas de cada paradigma, baseado na definição de abordagens ontológicas, epistemológicas, axiológicas, retóricas e metodológicas”.

¹⁸ Em inglês, *problem-driven* ou *theory-driven*.

Keohane (2003) acredita que levar em conta a ontologia ajuda o pesquisador a ampliar seus horizontes acadêmicos e refletir sobre conceitos e teorias antes de “pegar indicadores operacionais e rodar regressões”. Similarmente, acerca da epistemologia, Barkin (2006) aponta para a importância de aplicar métodos e técnicas de pesquisa num contexto epistemológico maior a fim de conhecer os verdadeiros usos e limitações destas abordagens. De fato, Marsh & Furlong (2002) apresenta a metáfora da ontologia e epistemologia como sendo a “pele” do pesquisador, não um suéter que pode ser tirado e colocado a qualquer hora.

Blaikie (2007) define a ontologia como “um ramo da filosofia que se preocupa com a natureza do que existe”, que nas ciências sociais responde à questão “qual a natureza da realidade social?”. A epistemologia, por sua vez, é apresentada por este autor como uma maneira de saber como a realidade social pode ser conhecida; ou seja, a epistemologia teria entre suas preocupações principais a natureza e escopo do conhecimento humano, as formas possíveis, os critérios para julgar sua confiabilidade e fazer distinções entre conteúdo científico e não científico. Marsh & Furlong (2002) afirmam que a postura ontológica de um pesquisador ajuda a determinar a posição epistemológica do pesquisador e, assim, a importância da ontologia e epistemologia para a ciência política estaria em ajudar a promover a reflexão e análise crítica (Bates & Jenkins, 2007).

Estes conceitos possuem igual relevância para a área de relações internacionais. Friedman & Starr (1997), por exemplo, apresenta-os no contexto do problema fundamental de agência vs. estrutura. Em trabalho sobre tema semelhante, Wight (2006) acredita que compreender as diferenças ontológicas que permeiam as visões conflitantes existentes sobre o mundo deve ser o objetivo central de qualquer análise crítica em relações internacionais, e afirma: “sem ontologia não há teoria”.

O mesmo ocorre no que diz respeito aos problemas de meio ambiente e à temática ambiental de forma geral. Neste caso, é preciso tomar cuidado especial para não deixar que o tema de pesquisa, por estar em voga, fique acima do seu design. Mitchell & Bernauer (1998) ressaltam que jamais se deve permitir que os casos direcionem os questionamentos da pesquisa. Mais uma vez, é importante o embasamento ontológico e epistemológico. Lipschutz (2003), por sua vez, apresenta dilemas ontológicos como “Os seres vivos possuem valor intrínseco?”, podendo-se

acrescentar questões como “O homem deve conservar os recursos naturais ou explorá-los ao máximo?” ou “A humanidade está acima da natureza ou é parte integrante dela?”. Também enfatiza que compreender questões ontológicas acerca da natureza humana é fundamental ao nosso entendimento da natureza: seria o ser humano inherentemente mau, como na visão hobbesiana, um “bom selvagem” como dito por Rousseau ou a *tabula rasa* sugerida por Locke? Epistemologicamente, as respostas para as questões ontológicas de meio ambiente como problema político podem ser construídas a partir de fontes religiosas, populares ou científicas, podem ser deduzidas, inferidas ou interpretadas, e cada forma de adquirir conhecimento trará suas próprias implicações. Assim, sob a ótica do materialismo histórico, este autor defende que:

“Apesar do ambiente natural ser um sistema físico e biológico, um que pode ser estudado inteiramente ou em parte e que, quem sabe, ser compreendido em termos científicos e materiais, as políticas que se desenrolam acerca das mudanças e degradação ambientais são sociais. A política é uma atividade humana, organizada e estruturada por meio de um histórico material específico e baseada num conjunto de crenças sobre os indivíduos, a sociedade e o mundo. Tanto a história quanto as crenças possuem a qualidade de parecerem fixas e imutáveis, e é esse caráter ‘natural’ que as dá seu poder e faz com que pareçam ‘verdadeiras’.”

De fato, até mesmo essa passagem está carregada com os pressupostos ontológicos específicos de Lipschutz (2003), o que reforça a necessidade das reflexões ontológicas tanto no design das pesquisas quanto na análise crítica dos trabalhos já realizados. No caso das pesquisas sobre políticas ambientais internacionais, isso adquire ainda mais importância, visto que o pesquisador precisa compreender a ontologia relativa tanto ao campo das relações internacionais quanto aquelas ligadas ao meio natural e às percepções que os países têm deste meio, bem como as interações entre todos estes aspectos.

Compreender as questões ontológicas e epistemológicas, entretanto, nem sempre é fácil ao pesquisador. Nesta subseção discutiremos¹⁹ questões ontológicas e epistemológicas relevantes ao estudo da interface entre as relações internacionais e o meio ambiente. Assim, inicia utilizando trabalhos clássicos para exemplificar alguns dos principais debates ontológicos e epistemológicos dentro da teoria das relações internacionais; segue apresentando considerações gerais acerca da temática ambiental nas relações internacionais e termina traçando considerações ontológicas e epistemológicas sobre o tema.

2.1.1. Ontologia e epistemologia na teoria das relações internacionais

Wendt (1999) afirma ser possível responder às questões relativas às relações internacionais em dois níveis distintos. O primeiro responderia questões fundacionais ou de “segunda ordem”, enquanto o segundo, o das perguntas “de primeira ordem”, abordaria questões mais substantivas e específicas a cada área. É este primeiro caso que trata das questões relativas à ontologia, epistemologia e método, e apesar de serem indagações mais amplas da teoria social de forma geral, o referido autor afirma que é importante aos estudiosos das relações internacionais respondê-las, ao menos implicitamente:

“...[os estudiosos] não podem continuar seu trabalho sem tirar poderosas premissas sobre que tipos de coisas podem ser encontradas na vida internacional, como estão relacionadas e como podem ser conhecidas. Estas premissas são particularmente importantes porque ninguém pode 'ver' o estado ou o sistema internacional. A política internacional não se apresenta diretamente aos sentidos, e as teorias das políticas internacionais são frequentemente contestadas com base na ontologia e epistemologia, ou seja, no que o teórico 'vê'. (...) A longo prazo, o trabalho empírico poderá nos ajudar a decidir qual conceitualização é melhor, mas a 'observação' do inobservável é sempre repleta de teoria, o

¹⁹ Bates & Jenkins (2007) trazem vários elementos importantes acerca do ensino da ontologia e epistemologia na ciência política, inclusive problemas conceituais encontrados nos mais influentes livros-texto.

que envolve uma lacuna inerente entre teoria e realidade (a 'indeterminação da teoria pelos dados'). Sob estas condições, as questões empíricas estarão fortemente ligadas às questões ontológicas e epistemológicas; como respondemos 'o que causa o que?' dependerá, em parte importante, de como respondemos primeiro 'o que existe?' e 'como podemos estudar o que existe?'" (p. 5).

Similarmente, pode se exemplificar a importância de todas as premissas para o design da pesquisa, cada qual com desdobramentos distintos (ver Quadro 02).

Marsh & Furlong (2002), levando em conta a ciência política, classificam a epistemologia em três tipos gerais: positivista, realista e interpretativa. No primeiro caso, leva-se em conta uma ontologia fundacionalista: nesta epistemologia, o mundo existe independente do nosso conhecimento dele. Por isso, os fenômenos sociais são analisados por meio de observação direta, de modo a estabelecer relações causais e criar modelos explanatórios e preditivos. Para o positivismo é possível separar questões empíricas de questões normativas; ou seja, seria o pesquisador teria a capacidade de manter-se objetivo e remover valores pessoais de sua pesquisa. Ademais, na epistemologia positivista acredita-se existir diversos paralelos entre as ciências naturais e as ciências sociais, podendo-se gerar hipóteses passíveis de serem testadas pela observação dos fenômenos. Similarmente, a epistemologia realista é fundacionalista e estabelece relações causais; porém, neste caso a visão é de que nem todos os fenômenos sociais podem ser observados diretamente, mas é possível observar as consequências de suas relações estruturais. De acordo com esses autores, "frequentemente, para o realista, existe uma dicotomia entre a realidade e a aparência", o que traz fortes implicações metodológicas. Por fim, a epistemologia interpretativa baseia-se numa ontologia anti-fundacionalista²⁰, que vê o mundo como socialmente construído; ou seja, o foco é no significado e compreensão do comportamento ao invés enfocar a explicação. Não se acredita ser possível, neste caso, a existência de pesquisadores independentes das suas interpretações do mundo, nem tampouco análises objetivas. Porém, é importante ressaltar que esta classificação tripartite de Marsh & Furlong (2002) é apenas uma de várias formas possíveis, conforme pode ser observado na literatura; seu uso aqui segue

²⁰ Outra forma de diferenciação ontológica destas três epistemologias seria como materialista (a matéria determina a mente) e idealista (a mente determina a matéria), conforme Engle (2009).

fins didáticos e não exclui outras possibilidades (Quadro 02, inclusive, apresenta uma tipologia onde o positivismo e o realismo estão fundidos em um só paradigma). Ademais, diversas terminologias (como os conceitos que serão vistos posteriormente nesta subseção) podem ter status de ontologia, epistemologia ou mesmo de ferramenta analítica²¹, a depender da situação.

Quadro 02. Paradigmas de pesquisa de acordo com diferentes premissas²².

<i>Premissa</i>	<i>Indagação</i>	<i>Paradigma positivo-realista</i>	<i>Paradigma interpretativo</i>
Ontológica	Qual a natureza da realidade?	A realidade é objetiva e singular, a parte do pesquisador	A realidade é subjetiva e múltipla, conforme percebida pelos participantes do estudo
Epistemológica	Qual o relacionamento do pesquisador com o objeto de estudo?	O pesquisador independe do objeto de estudo	O pesquisador interage com o objeto de estudo
Axiológica	Qual o papel dos valores?	Sem valores ou parcialidade	Impregnado de valores e parcialidade
Retórica	Qual a linguagem da pesquisa?	Formal; baseado num conjunto de definições; voz impessoal; uso das palavras quantitativas aceitas	Informal; decisões em evolução; voz pessoal; uso das palavras qualitativas aceitas
Metodológica	Qual o processo de pesquisa?	Processo dedutivo; causa e efeito; design estático, com categorias isoladas antes do estudo; livre de contexto; generalizações que levam a predições, explanação e compreensão; preciso e confiável por meio de validação	Processo indutivo; moldação mútua e simultânea dos fatores; design emergente, com categorias identificadas ao longo do processo de pesquisa; ligado ao contexto; padrões e teorias desenvolvidas para a compreensão; preciso e confiável por meio de verificação

²¹ Fearon & Wendt (2002), por exemplo, argumentam que é mais produtivo (sob o ponto de vista pragmático) ver o racionalismo e o construtivismo como ferramentas analíticas em comparação ao seu enquadramento ontológico.

²² Adaptado de Daale (2003) apud Firestone 1987; Guba & Lincoln, 1988; McCracken, 1988; Creswell, 1994. Daale (2003), entretanto, equipara as abordagens quantitativas com o positivismo e as qualitativas com o interpretativismo, o que pode ser contestado (ver, por exemplo, King et al., 1994; 1995).

Esta subseção abordará algumas correntes dentro das relações internacionais sob o ponto de vista ontológico e epistemológico, utilizando trabalhos clássicos na área. O propósito central é exemplificar, didaticamente (e, de certa forma, puristicamente) como se pode observar as questões ontológicas e epistemológicas dentro do estudo das relações internacionais e melhor contextualizar suas implicações para o debate político-ambiental a ser apresentado na seção seguinte; não se pretende, aqui, esgotar todas as nuances ou sobreposições possíveis, nem tampouco exaurir a literatura referente às bases teóricas do estudo das relações internacionais. Assim, exemplificaremos o viés positivista com a teoria da cooperação de Robert Axelrod, o viés realista com o trabalho de Kenneth Waltz e sua teoria do estruturalismo realista e o viés interpretativo com o sócio-construtivismo de Alexander Wendt.

Um viés positivista: a teoria da cooperação de Axelrod

O cientista político americano William H. Riker foi um dos fundadores da teoria política positiva, na década de 1960, trazendo a teoria dos jogos e a matemática para fazer previsões no campo da ciência política. Seu livro *Liberalism Against Populism* explora a teoria da escolha social e tenta explicar as mudanças político-sociais sob esta ótica e conciliar os ideais democráticos com esta nova perspectiva (Riker, 1982).

De acordo com Forbes (2004), a teoria política positiva pode ser compreendida de duas maneiras: de uma forma mais restrita, considerando a teoria da escolha racional, e mais amplamente considerando outras abordagens e ferramentas analíticas. Acerca da teoria da escolha racional, Elster (1989) acredita ser possível resumir-a em uma única frase: “Quando defrontadas com vários cursos de ação, as pessoas comumente fazem o que acreditam que levará ao melhor resultado global”. E apesar de admitir a relevância de algumas críticas, Ward (2002) defende que a escolha racional é parte essencial do instrumental analítico do cientista político. De fato, Green & Shapiro (1996) lembram que esta teoria vem trazendo contribuições importantes para a ciência política desde a década de 1950, por meio de modelos e teoremas e Snidal (2002) considera a escolha racional uma das mais proeminentes abordagens do estudo das relações internacionais pós-guerra, trazendo avanços consideráveis para a disciplina.

Se a escolha racional é um bom exemplo de abordagem positiva, a teoria dos jogos é uma excelente forma de ilustrar como esta funciona. Aqui podemos analisar, de

forma breve, o trabalho de Robert Axelrod (1981) em seu livro *The Evolution of Cooperation*, que apesar de não ter sido direcionado apenas para as relações internacionais, trouxe implicações marcantes para este campo.

O argumento central da teoria da cooperação é a de que indivíduos que buscam seus próprios interesses sem o apoio de uma autoridade central precisam cooperar. Isso não significa a ausência de conflitos, mas sim indagações acerca de como cooperar, com quem e quando (Axelrod, 1981). De fato, em revisão posterior, Axelrod (2000) aponta as três questões centrais da teoria da cooperação: “1) Sob que condições pode a cooperação emergir e ser sustentada entre os atores que são egoístas? 2) Que conselhos podem ser oferecidos ao jogador em um dado cenário sobre a melhor estratégia para usar? 3) Que conselhos podem ser oferecidos aos reformadores que querem alterar os próprios termos da interação para promover a emergência da cooperação?”

Esta teoria exemplifica bem o viés positivo por se apoiar fortemente no uso de modelos matemáticos e jogos, como o dilema do prisioneiro. Mais especificamente sobre as relações internacionais, Axelrod & Keohane (1985) reúnem estudos que tentam responder algumas destas perguntas com casos do cenário global e o uso de jogos e evidência experimental. Com base neste apanhado de estudos, estes autores concluem que a cooperação internacional é favorecida em três tipos de situação: quando há interesse mútuo, quando há questões futuras envolvidas (especialmente se forem a longo prazo, se houver regularidade no que está em jogo, se a informação sobre a ação dos outros países for confiável e se houver resposta rápida acerca das ações das outras partes) e quando há poucos atores envolvidos. Mais recentemente, acerca de uma temática ambiental, Araújo & Carneiro (2009) construíram um modelo para demonstrar os efeitos perversos do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima por meio de um jogo de soma zero.

Um viés realista: o caso do neorealismo de Kenneth Waltz

O livro de Kenneth Waltz (1979), um clássico da teoria das relações internacionais *Theory of International Politics*, apresenta a teoria do neorealismo ou estruturalismo realista. Centra-se na ideia do sistema político internacional como sistema anárquico, distinto do cenário político nacional e da política externa dos países e

formado por unidades interdependentes que interagem dentro de uma estrutura fixa. Estrutura esta que, por sua vez, afeta as estratégias dos atores (os estados-nação) e faz com que estes nem sempre possam atingir os resultados almejados.

Segundo este autor, pode-se destacar três características básicas para o sistema internacional. A violência é a primeira delas, como na visão hobbesiana: o autor propõe que o estado de natureza entre as nações é o equivalente a um estado de guerra (real ou iminente). Porém, aqui se ressalta que a ameaça da violência e o uso da força não é, conforme o que comumente se pensa, uma característica distintiva entre o espaço político nacional e internacional: a diferença está nas suas estruturas e em como as unidades de cada nível lidam com esta violência. A segunda característica é a interdependência entre as unidades do sistema, diferente da integração encontrada dentro de cada Estado-nação: a interdependência descreve a condição entre nações, entre unidades similares de um sistema de autoajuda²³, enquanto a integração descreve a condição interna das nações, entre órgãos que seguem uma hierarquia. Contudo, conforme o conceito de estrutura de Waltz (1979), estas unidades similares diferem no que diz respeito às suas capacidades; cada uma se preocupa com sua sobrevivência, e esta preocupação condiciona seu comportamento. Em terceiro lugar, as estruturas causam ações que têm consequências não intencionais e inesperadas; ou seja, os atores nem sempre podem atingir os objetivos de suas estratégias. Afirma, ainda, que as restrições estruturais são difíceis de mudar e que não existe uma agência global que ajude a resolver os problemas internacionais, corroborando a sua posição de que não existem outros atores importantes no sistema internacional além dos estados. Por outro lado, acredita que mudanças na distribuição das capacidades entre os componentes de um sistema podem alterar sim a sua estrutura, e isso faz com que o relacionamento entre as nações mude também.

É importante lembrar que, na visão neorrealista de Waltz (1979), a anarquia do sistema internacional não concentra apenas pontos negativos, mas também virtudes: é horizontal, descentralizada, homogênea, não direcionada e mutuamente adaptativa, diferente da hierarquia encontrada no âmbito nacional, que inclui a autoridade, a lei, a verticalidade, a centralidade, a heterogeneidade, a direcionalidade e a artificialidade.

²³ *Self-help system.*

Waltz (1979) também trás uma definição diferente da interdependência do sistema internacional, que valoriza a vulnerabilidade mútua e a desigualdade entre as partes em detrimento da sensibilidade:

“A interdependência sugere a reciprocidade entre as partes. Duas ou mais partes são interdependentes se dependem uma na outra mais ou menos de forma igual para a oferta de bens e serviços. São interdependentes se os custos de romper estas relações ou de reduzir suas trocas são mais ou menos iguais para cada uma delas. Interdependência significa que as partes são mutuamente dependentes.”

A ontologia fundacionalista do autor, bem como seus preceitos epistemológicos, ficam evidentes quando afirma que três perguntas básicas devem ser feitas ao tentar construir uma teoria:

1. *O objeto a ser investigado permite o uso do método analítico da física clássica (que examine os atributos e interações das variáveis enquanto outros fatores se mantêm constantes)?*
2. *O objeto permite a aplicação de testes estatísticos quando o número de variáveis é grande?*
3. *Caso não permita nenhuma das abordagens acima, o objeto requer um enfoque sistêmico?*

Ademais, sua epistemologia realista fica clara em vários outros momentos, como quando afirma que hipóteses não levam a teorias e teorias não podem simplesmente ser deduzidas da observação. Por isso, sugere a simplificação para indicar relações de causa e efeito no processo de construção teórica, apontando quatro formas possíveis: 1) por isolamento de alguns fatores-chave; 2) por abstração e enfoque em apenas alguns poucos itens; 3) pela agregação de vários elementos distintos; pela idealização de uma situação perfeita.

Um viés interpretativo: o sócio-construtivismo de Alexander Wendt

Segundo Adler (2002), “Todas as vertentes do construtivismo convergem em uma *ontologia* que descreve o mundo social como estruturas e processos intersubjetivamente e coletivamente significativos.” Assim, este autor elenca quatro características distintivas: 1) o mundo construtivista é mais inesperado e cheio de surpresas que o mundo neorrealista ou neoliberal; 2) os fatos estudados pelo campo das relações internacionais são diferentes dos fatos da natureza por dependerem na consciência e linguagem humana; 3) as ideias, conceitos e significados trazidos por cada indivíduo fazem parte de um contexto maior, que inclui entendimentos intersubjetivos, regras e linguagem; e 4) em geral, a questão da agência-estrutura é considerada mutuamente na ontologia construtivista.

O influente sócio-construtivista Alexander Wendt (1992; 1999) inovou o campo das relações internacionais questionando a ideia da anarquia do sistema internacional como dada e a apresentando como uma construção cultural ao invés de uma estrutura definida sob o ponto de vista material; esta construção cultural, por sua vez, pode tomar formas diferentes, como a hobbesiana, a lockiana e a kantiana. E como a anarquia não é dada, as chamadas “culturas anárquicas” podem mudar estruturalmente de acordo com fatores como interdependência, homogeneização e identidade cultural. Porém, esse autor enfatiza que isso não ocorre facilmente, visto que as estruturas internacionais são percebidas como fonte de estabilidade e segurança. Para ele, o desejo de não mudar “está enraizado na necessidade humana pela segurança ontológica, que cria uma preferência generalizada por ordem e previsibilidade”.

Posteriormente, Wendt (2006) mais uma vez traz ideias revolucionárias ao questionar aspectos ontológicos da sua própria teoria, em uma autocritica do livro *Social Theory of International Politics*. De acordo com o autor, no livro está implícita uma visão cartesiana dual, onde as idéias e a matéria são “substâncias distintas, irredutíveis”:

“A virtude do dualismo é que ele acomoda o que eu acredito ser duas verdades fundamentais: que as ideias não podem ser reduzidas a condições materiais (o ‘movimento interpretativo’) e que podemos, de toda forma, conseguir um conhecimento do mundo cada vez mais

adequado por meio do método científico (o 'movimento positivista'). O problema do dualismo é que muito poucos cientistas e filósofos o levam a sério. O pensamento contemporâneo sobre a mente é dominada pela visão de mundo materialista da física clássica, de acordo com a qual a realidade é, em última instância, puramente material. Nesta visão, a mente nada mais é do que o cérebro e a suposição [do livro] Social Theory de que as ideias são ontologicamente autônomas devem então estarem erradas”.

Independente destas novas reflexões, o viés interpretativo fica claro na teoria sócio-construtivista de Wendt pela sua ontologia anti-fundacionalista, que leva em conta a visão de mundo dos atores na construção do conhecimento e a parcialidade do pesquisador e de suas próprias percepções na hora de investigar este conhecimento.

2.1.2. Meio ambiente e relações internacionais: considerações ontológicas e epistemológicas

De acordo com Lipschutz (2003), as explicações acerca das políticas ambientais globais geralmente se baseiam em uma de quatro ontologias: competição, cooperação, desenvolvimento ou dominação (Quadro 03). Este autor vai além e afirma que a ontologia que predomina num determinado estado irá determinar as práticas de suas instituições. Internacionalmente, isso se traduz em levar em conta a percepção dos países em relação ao meio ao realizar estudos sobre política ambiental global. Ademais, estas ontologias frequentemente interagem e se chocam com as ontologias vigentes na teoria das relações internacionais de forma mais ampla.

Quadro 03. Fundamentos ontológicos das explicações sobre política ambiental global, de acordo com Lipschutz (2003).

	Motivação / Estado da natureza	
Forma de organização / natureza humana	Acúmulo de poder / Tendências violentas	Acúmulo de riqueza / Tendências harmônicas
Mais individual	<p><i>Competição</i></p> <ul style="list-style-type: none"> ● Realismo – os recursos naturais são escassos e há conflitos e guerras pelo controle da natureza ● Malthusianismo – os recursos são escassos e o crescimento populacional sobrecarrega a natureza, resultando em conflito ● Liberalismo – os recursos são escassos, mas a competição do mercado e a privatização promovem eficiência e conservação da natureza 	<p><i>Desenvolvimento</i></p> <ul style="list-style-type: none"> ● Crescimento sustentável – os recursos podem tornar-se mais abundantes por altos níveis de crescimento e oportunidades econômicas para os mais pobres ● Desenvolvimento sustentável – tanto a pobreza quanto o consumo excessivo causam danos ambientais, por isso meio ambiente e desenvolvimento estão intimamente relacionados ● Estado estacionário – o excesso de bens de consumo causa degradação, por isso os países devem tornar-se autossuficientes e optar por produtos duráveis ● Redistribuição radical – a produção com redistribuição fará com que todos tenham acesso aos recursos e diminuirá o impacto dos ricos no meio ambiente
Mais social	<p><i>(Anti) Dominação</i></p> <ul style="list-style-type: none"> ● Ecomarxismo / ecosocialismo – a dominação do capitalismo nas hierarquias socioambientais e no controle dos recursos destrói as pessoas e a natureza ● Ecofeminismo – a posição dominante do homem nas hierarquias sociais enfraquece tanto a mulher quanto a natureza ● Ecocentrismo (ecologia profunda) – a posição dominante do ser humano nas hierarquias ecológicas destrói a natureza, por isso precisa ser eliminada ● Governamentalidade ambiental – é essencial gerir as populações, o meio ambiente e os bens de consumo para alcançar a estabilidade. 	<p><i>Cooperação</i></p> <ul style="list-style-type: none"> ● Institucionalismo neoliberal – os estados negociar e cooperar de forma favorável a todos por meio de regimes internacionais ● Ecoanarquismo – os seres humanos podem proteger a natureza e cooperar uns com os outros por meio de práticas ecologicamente corretas e democráticas ● Naturalismo social – a humanidade pode viver em harmonia consigo mesma e com a natureza em pequenas comunidades autogovernadas e integradas ao meio

Ademais, Keohane et al. (1993) lembram que o campo da política ambiental internacional é permeado pela ação simbólica, e é frequente que o objetivo maior dos acordos implementados seja tranquilizar a público ou outros países afetados sem impor muita pressão na indústria doméstica ou nos interesses agropecuários, por exemplo. Ou seja, a ontologia presente no discurso da comunidade internacional apresenta possibilidades de conservação e uso sustentável da natureza (inclusive apresentando o homem como parte do meio), enquanto as práticas reais dos países frequentemente subjugam-na a favor de outros interesses, considerando a ontologia anterior vigente do homem como senhor da natureza e separado dela.

Esta subseção mostrará exemplos de como os paradigmas de pesquisa ambientais interagem com as relações internacionais, novamente sob o ponto dos três olhares apresentados anteriormente: o viés positivista, realista e construtivista. Mais uma vez, enfatiza-se o caráter didático desta análise, que não pretende desconsiderar outras possibilidades, interações ou nuances.

Um viés positivista: separatismo, racionalidade e a Tragédia dos Comuns

Um dos pontos de partida para a análise ontológica das questões socioambientais é a percepção separatista da natureza e do ser humano *versus* a ideia holística do homem integrado ao meio. O primeiro caso pode apresentar diversas variações, tais como o homem como senhor da natureza, a natureza como exclusiva fornecedora de matérias primas, a natureza como algo a ser subjugado e dominado, apenas o que têm utilidade para o homem é passível de conservação, etc. Há, inclusive, autores que afirmam que as próprias ciências sociais se desenvolveram sobre uma “rígida dicotomia entre cultura e natureza” (Fitzgerald, 2006); ou seja, que haveria uma ontologia dicotômica permeando suas disciplinas²⁴. No segundo caso, equipara-se o ser humano com as outras formas de vida, não sendo ele melhor ou pior que elas; considera-se a importância intrínseca de todos os organismos, independente de sua utilidade para o homem; apresenta a humanidade como dependente dos recursos naturais para sobreviver, como os outros seres, e aponta que é preciso conservar o bioma global como um todo para que nenhuma espécie ou ecossistema seja desfavorecido.

²⁴ Descola & Pálsson (1996) e Foster (2005) trazem relevantes discussões a este respeito; nesta última obra, se destaca o primeiro capítulo, “A concepção materialista de natureza” (pp. 39-96); ressalta-se, também, a discussão de Barros-Platiau et al. (2004).

Bell (2004) denomina estas distinções de “separatismo moral” e “holismo moral”, argumentando que são percepções são contraditórias e supérfluas sob o ponto de vista moral. No primeiro caso, mostra que se o ser humano fosse totalmente parte da natureza não haveria mais o que fazer por ela, pois tudo já estaria sendo feito; no segundo, nada seria possível, pois sendo nós separados na natureza não haveria interesse algum (ou mesmo possibilidade) de fazer qualquer coisa por ela. Assim, em uma discussão acerca da “natureza humana da natureza”, afirma que qualquer filosofia da natureza, para ter sucesso, precisa oferecer algum tipo de solução às contradições morais existentes.

Independente de questões morais, estas duas ontologias permeiam o mundo atual. O separatismo, em particular, é bastante evidente no cenário político-econômico atual, inclusive na academia. O pensamento macroeconômico tradicional, por exemplo, considera os ecossistemas como externalidades ao chamado “sistema econômico” (Cavalcanti, 2003). Porém, apesar das refutações dentro da própria disciplina²⁵ (ver, por exemplo, Cavalcanti 2003, 2004; Daly, 2004) e a criação de disciplinas correlatas que partem de outra ontologia, como a economia ecológica (Cavalcanti, 2004), esta visão vem influenciando outras disciplinas, inclusive a ciência política e relações internacionais. De fato, ideias do campo econômico influenciaram aportes teóricos significativos dentro das relações internacionais, como a escolha racional.

Com o campo ambiental não foi diferente, e o exemplo clássico que une o separatismo, a escolha racional e o meio ambiente é, inevitavelmente, o influente artigo de Garrett Hardin (1968) acerca da “tragédia dos comuns”. Este artigo exemplifica, apresentando atores racionais que escolhem maximizar seus ganhos, um problema de ação coletiva em torno de uma área de pastoreio comum cujo resultado final é o esgotamento deste recurso. A despeito de muitas críticas, este artigo serve de modelo, até hoje, para diversos estudos de meio ambiente e relações internacionais com a ideia de um *commons* global ou o comparando ao pasto da metáfora de Hardin e o adequando

²⁵ Em 1974, o economista Celso Furtado já dizia que “A literatura sobre desenvolvimento econômico do último quarto de século nos dá um exemplo meridiano desse papel diretor dos mitos nas ciências sociais: pelo menos 90% do que aí encontramos se funda na ideia, que se dá por evidente, segundo a qual desenvolvimento econômico tal qual vem sendo praticado pelos países que lideraram a revolução industrial, pode ser universalizado. Mais precisamente: pretende-se que os padrões de consumo da minoria da humanidade, que atualmente vive nos países altamente industrializados, são acessíveis às grandes massas de população em rápida expansão que formam o chamado Terceiro Mundo. (...) Cabe, portanto, afirmar que a ideia de desenvolvimento econômico é um simples mito”.

a modelos como o dilema do prisioneiro (ver, por exemplo, Ostrom (1990) para uma extensa discussão sobre os recursos naturais globais e modelos relativos a problemas de ação coletiva).

Um viés realista: segurança e meio ambiente

Homer-Dixon (1991) enfatiza o potencial que as mudanças ambientais possuem para causar conflito, devido à sua capacidade de afetar o bem-estar físico, social e econômico da sociedade. Segundo este autor, as áreas mais propícias a provocar problemas seriam quatro: queda na produção agrícola, declínio econômico, deslocamento de populações e transtornos no relacionamento entre as instituições legítimas e a sociedade.

Carius et al. (1996) definem segurança como a ausência de conflito violento, a integridade e a soberania²⁶ continuada dos estados e sua convivência pacífica no sistema internacional. Numa visão mais política, Buzan et al. (1998) compreendem a segurança como aquilo que “leva a política para além das regras estabelecidas do jogo e enquadra a questão ou como um tipo especial de política ou como acima da política”. Similarmente, a securitização seria um contínuo extremo da politização que pode ser classificado em não politizado, politizado e securitizado. A despeito de ressalvas acerca do estudo da segurança ambiental como disciplina independente (ver, por exemplo, Buzan, 1984; Baldwin, 1996), este tipo de pesquisa está em expansão, tendo sido iniciado na década de 1980 como resposta aos conceitos mais estreitos de segurança nacional comuns na época (Ullman, 1983).

Conforme evidenciado por Barnett (2003), a questão das mudanças climáticas é uma das mais proeminentes temáticas ambientais designadas como problema de segurança da atualidade, apesar da ideia já vir sendo sugerida desde o início da década de 1970. Esse autor lista uma série de interfaces entre segurança e mudanças climáticas: questões de soberania por perdas de território costeiro (ou de nações inteiras, como no caso dos países-ilha), instabilidade econômica e consequentes conflitos internos e externos, diminuição na disponibilidade de água e alimento e problemas relacionados,

²⁶ Segundo Philpott (1995), é difícil encontrar uma definição apropriada ao termo “soberania” dada toda sua evolução e usos históricos. Porém, argumenta que existe um conceito central, quase filosófico, que consegue abranger todas as nuances do termo: “autoridade”. Neste sentido, oferece uma definição simples de soberania: “autoridade suprema dentro de um território”.

disseminação de epidemias, diminuição dos níveis de riqueza e poder militar, aumento das desigualdades, perdas substanciais do PIB de alguns países e aumento no número de migrações. Entretanto, o autor também enfatiza que a maior parte desses problemas não são causados, unicamente, pelas mudanças climáticas. Na verdade, as mudanças climáticas ajudam a potencializar problemas já existentes, como a fome e a desigualdade social.

Um viés interpretativo: a construção social do meio ambiente internacional

Bell (2004) aponta que, independente de outras definições possíveis, o meio ambiente é também uma construção social: “Como vemos a natureza depende da nossa perspectiva de vida social. E a medida que essa perspectiva muda no tempo e no espaço, com a história e a com a cultura, a natureza muda com ela.”. Este autor afirma, ainda, que a natureza é “um fenômeno inevitavelmente social e político”.

Muitos dos problemas ambientais internacionais resultam do choque entre a visão acerca da natureza e a definição de desenvolvimento. Assim, Rist (1990) também aponta para a construção social deste conceito:

“...o mito é compartilhado por todos, não é nunca desafiado, e é um plano de ação pronto, disponível em quaisquer circunstâncias; por implicação, o mito é também histórico, resultado de uma criação coletiva a que a sociedade, não conscientemente, dá forma. Finalmente, o mito como tal não se relativiza: trata-se de um estereótipo não falado, que determina comportamentos a todo momento, expressando-se a si próprio através de costumes e hábitos que contribuem para reforçá-lo, podendo ser descoberto apenas por um observador externo. O mito é um mapa para a ação que dispensa reflexões. É suficiente que ele seja uma crença compartilhada. Nós agimos como agimos porque não conseguimos imaginarmos atuando de outra forma. A primeira causa não tem causa”.

Crabbé & Leroy (2008) afirmam que o viés construtivista é útil na avaliação das políticas ambientais quando existem opiniões contrastantes entre os diversos atores

envolvidos, impedindo a cooperação. Apesar do construtivismo ainda não estar tão presente no estudo das políticas ambientais internacionais quanto outras abordagens, existe grande potencial para tal.

2.2. Política, relações internacionais e meio ambiente: necessidades específicas às suas interfaces

A interface política internacional-meio ambiente representa um desafio de alta complexidade; é difícil separar onde começa e onde termina a aplicabilidade das convenções ambientais, dada a sobreposição dos temas. Analisando apenas as chamadas convenções do Rio²⁷, tem-se que as mudanças climáticas, aceleradas pela ação do homem, causam perda de biodiversidade e acentuam o processo de desertificação²⁸, enquanto que o desmatamento e a perda de diversidade vegetal intensificam as mudanças climáticas e aceleram a desertificação. A desertificação, por sua vez, torna solos improdutivos, dificultando a recuperação da vegetação e biodiversidade original, deixando as áreas afetadas ainda mais vulneráveis à ação das mudanças climáticas. Para dificultar ainda mais, as iniciativas sinérgicas de implementação destas convenções ainda são incipientes.

Assim, inúmeros fatores ambientais, nacional ou internacionalmente, podem impactar os sistemas político-sociais e requerer instrumentos políticos, tais como situações transfronteiriças, áreas comuns que abrigam recursos naturais e interligações entre diferentes temas da questão ambiental. São vários os tópicos relevantes para estudo: políticas públicas de meio ambiente, regimes internacionais de desenvolvimento sustentável, *accountability* de instituições ambientalistas do terceiro setor, refugiados ambientais, conflitos decorrentes de escassez ambiental, questões do tipo “tragédia dos comuns”, entre outros. De fato, vários autores acreditam que abordagens metodológicas específicas ou mesmo novas são necessárias para pesquisar a interface política-meio ambiente (ver, por exemplo: Sundgren, 1994; Young, 1994; Homer-Dixon, 1996). Nesta

²⁷ As convenções resultantes da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento – CNUMAD, ou Eco-92, que tratam de mudanças climáticas, biodiversidade e desertificação, respectivamente.

²⁸ “A formatação e expansão de áreas degradadas de solo e cobertura vegetal em áreas áridas, semiáridas e sazonalmente secas, causadas pelas variações climáticas e atividades humanas”. Assim, as terras desertificadas costumam ter sua produtividade fortemente reduzida (Wright & Nebel, 2002: 651).

seção trataremos das principais dificuldades de abordar temáticas ambientais dentro da ciência política e relações internacionais e o porquê da necessidade de cuidados metodológicos específicos. Para tal, discute-se o paradoxo da dicotomia ser humano-natureza e certos desdobramentos ontológicos e epistemológicos, alguns desafios conceituais das pesquisas em política ambiental e as implicações do tipo de informação escolhida para ser analisada neste tipo de estudo, com ênfase no estudo da eficácia dos regimes.

2.2.1. O estudo da política ambiental: distinção de outras subdisciplinas

Tratar de questões ambientais num contexto político traz a tona um paradoxo: o ser humano ao mesmo tempo em que faz parte do meio ambiente, percebe-se separado dele. Ou seja, apesar da inevitável interdependência entre o *Homo sapiens sapiens* e o meio em que vive, a grande maioria das sociedades humanas historicamente se enxerga como um grupo de seres “separado” da “natureza” ou mesmo superior e senhor desta (White Jr., 2000)²⁹. Esta dicotomia está presente, inclusive, na academia (ver Fitzgerald, 2006), conforme discutido anteriormente. Por isso, é imprescindível ao pesquisador estar ciente desta discussão para que 1) possa deixar claro seu posicionamento ontológico e epistemológico ao realizar qualquer pesquisa sobre política ambiental e 2) saiba que há a possibilidade da própria percepção dos atores envolvidos no caso em estudo tenha influência sobre o problema em foco. Estes dois pontos podem fazer com que estudos em política ambiental pareçam demasiadamente difíceis de realizar, mas isto não precisa necessariamente ser verdade. Sobre o primeiro ponto, como já foi dito, a importância está em ter um posicionamento claro no momento da estruturação da pesquisa, bem como na hora de sistematizar e publicar os resultados. Ou seja, considerase, como ponto de partida, a dicotomia ser humano-natureza ou uma perspectiva mais integrada? A partir da resposta desta e de outras perguntas possíveis, é preciso decidir como lidar com o segundo ponto ou mesmo escolher (explicitamente) ignorá-lo.

Questões conceituais também devem ser levadas em consideração ao estudar o meio ambiente num contexto político. Choucri (1993) lista três desafios conceituais para a ciência política originados nas mudanças ambientais globais: o desafio da ligação

²⁹ White Jr. (2000) discute a origem judaico-cristã da dicotomia ser humano-natureza; para uma revisão de outros pontos de vista sobre esta origem, ver Fernandes & Sampaio (2008).

(*linkage*), o desafio das políticas e o desafio institucional. Estes desafios sinalizam a necessidade de aprofundar o conhecimento sobre as ligações, interligações e processos de *feedback* na complexa biosfera terrestre e todas as implicações resultantes.

O primeiro desafio trata de como relacionar as variáveis e processos ambientais (interações climáticas, interdependência dos ecossistemas, ciclos biogeoquímicos, biodiversidade, entre outros) às questões sócio-políticas (atividades sociais, características nacionais, relações internacionais, soberania, etc.); segundo Rosenau (1969 apud Choucri, 1993), estas ligações ocorrem em qualquer momento que uma atividade em um sistema afete as condições de outro sistema, subsistema ou ambiente. Já o desafio das políticas, estaria em desenvolver definições e abordagens apropriadas para se referir ao manejo do *commons* global tendo como dado o fato do bem estar do planeta e seus habitantes ser afetado diretamente pelo comportamento dos indivíduos, países, instituições, etc. Neste sentido, a noção de *tragedy of the commons* de Hardin (1968) apresentada anteriormente, é instrutiva. Segundo Baylis & Smith (2006), esta noção pode ser resumida da seguinte forma:

“Em suma, esta noção mostra como é possível que ações racionais individuais levem a práticas coletivas irracionais, resultando na catastrófica sobre-exploração dos recursos comuns. Onde o acesso a um recurso comum é aberto e sem regulamentações, cada usuário continua a ter um interesse individual em explorá-lo ao máximo. Cada usuário ganha, inteiramente, o benefício extra de continuar a extrair os recursos, enquanto o custo da sobre-exploração é compartilhado por todas as comunidades que usam este recurso” (p. 459).

Por fim, o desafio institucional seria como identificar respostas institucionais apropriadas para lidar com as mudanças antrópicas no ambiente.

Entretanto, é importante destacar que o primeiro desafio citado por Choucri (1993) também remete a duas outras questões com implicações conceituais: a primeira, já mencionada, seria a própria percepção que o ser humano tem do meio ambiente, a começar pela dicotomia ser humano-natureza ou meio ambiente-sociedade; o segundo caso refere-se a uma controvertida noção de equilíbrio ecológico. É comum, salvo entre

os meios acadêmicos que tratam de ecologia pura, a visão de que os ecossistemas saudáveis permaneçam numa espécie de “equilíbrio estático” até que o homem venha e cause um “desequilíbrio” (a este respeito, ver interessante discussão de Mazotti, 1997); por este motivo, alterações não-antropogênicas no ambiente (e suas interações com o impacto antrópico) são frequentemente deixadas de lado em estudos que lidam com a interface meio ambiente-sociedade.

Outra questão pertinente ao estudo das políticas ambientais é que tipo de dados será avaliado para responder as indagações da pesquisa: indicadores puramente biológicos, efeitos políticos observáveis ou uma mistura de ambos? Optar por quaisquer destes três tipos de dados traz consequências que precisam ser levadas em consideração para avaliar a viabilidade da pesquisa. No primeiro caso é preciso verificar a disponibilidade e confiabilidade dos dados biológicos. Helm & Sprinz (2000), em trabalho teórico sobre a eficácia dos regimes ambientais, destacam que as pesquisas nesta área podem tornar-se mais lentas devido à carência de dados biológicos e/ou pelo longo período de tempo necessário para a recuperação do problema em estudo. E mesmo quando há dados disponíveis, Rosendal (2000) aponta para a dificuldade de mensurar sucessos obtidos em relação a problemas político-ambientais globais. Neste sentido, autores como Keohane et al. (1993) sugerem optar pelo segundo grupo de dados, enfocando os efeitos políticos observáveis das instituições e não o impacto ambiental em si. De acordo com estes autores, tais efeitos podem ser observados pelo desempenho das próprias instituições:

“Instituições eficazes podem afetar o processo político em três pontos-chave na sequência de criação e implementação de políticas ambientais: (1) Podem contribuir para agendas mais apropriadas, refletindo a convergência de consensos políticos e técnicos sobre a natureza das ameaças ambientais; (2) podem contribuir para políticas internacionais mais detalhadas e específicas, acordadas por meio de um processo político cuja base é a negociação intergovernamental; e (3) podem contribuir para a criação de políticas nacionais em resposta ao problema que controlam as fontes de degradação ambiental diretamente” (Keohane et al., 1993).

Similarmente, Homer-Dixon (1993) afirma que estudos sobre política ambiental trazem em si uma série de incertezas que dificultam a análise das variáveis, e lista alguns dos fatores que contribuem para o nível destas incertezas: qualidade da teoria utilizada, qualidade e quantidade de dados, dúvidas sobre a habilidade de resposta antrópica ao problema e processos caóticos. Ademais, salienta que grande parte do mundo socioambiental³⁰ integra sistemas caóticos e imprevisíveis que, portanto, não possuem relações lineares. A capacidade de resposta dos seres humanos à degradação ambiental seria outro ponto problemático, mesmo porque é frequente que as pessoas sequer queiram mudar os processos sociais, econômicos, tecnológicos e outros fatores que contribuem para este quadro. De fato, em outro momento Homer-Dixon (1996) afirma que os estudos sobre a escassez ambiental e sua relação com conflitos sociais caracterizam-se “por um número imenso de variáveis desconhecidas e conexões causais desconhecidas entre estas variáveis, por interações, *feedback* e relações não-lineares e por uma alta sensibilidade a pequenas perturbações”. De forma geral, pode-se dizer que isso se aplica a todas as questões político-ambientais, o que deve ser levado em consideração no desenho metodológico deste tipo de estudo. Entretanto, mais uma vez, salienta-se que estes fatores não devem impedir a realização de estudos sobre política ambiental, mas sim reforçar os cuidados e escolhas metodológicas. Uma saída referente a esta última discussão seria optar por analisar os efeitos políticos observáveis (conforme sugerido por Keohane, 1993) no caso de temas com poucos dados ou variáveis muito incertas, enquanto um maior enfoque nos dados biológicos poderia ser utilizado em casos com maior disponibilidade e confiabilidade deste tipo de informação.

Obviamente, como os sistemas político-ecológicos, a maioria dos objetos de estudo da ciência política também é de extrema complexidade. Porém, viu-se nesta seção que no caso específico das políticas ambientais é imprescindível levar em consideração três questões principais: implicações ontológicas e epistemológicas acerca da dicotomia ser humano-natureza e sua percepção; desafios conceituais relativos a *linkage*, manejo dos recursos globais e instituições; e a escolha do tipo de dados a ser analisado. A partir de tais considerações o pesquisador poderá utilizar a metodologia de estudo de caso de forma sólida, conforme veremos mais adiante.

³⁰ Acerca do termo “socioambiental” ver, por exemplo, discussão de Fernandes & Sampaio (2008).

2.2.2. Meio ambiente e relações internacionais

A relação do ser humano com o restante do meio já foi tão integrada que na ontologia predominante da sociedade não havia sequer a percepção da existência da natureza como algo extra-humano (Carvalho, 1991 apud Ribeiro, 2004). Com o tempo, a ontologia vigente passou a ser mais dual, e o meio e o homem começaram a serem vistos como entidades distintas¹⁷; mais tarde, depois de várias outras concepções que variaram de acordo com o momento histórico da humanidade, chegou-se à Revolução Industrial com a percepção dominante da natureza como fornecedora de matéria-prima para o ser humano. De fato, até meados do Século XIX, o pensamento ocidental vigente considerava a natureza como um grande celeiro de recursos quase que infinitos, podendo ser explorados plenamente (Ribeiro, 2004).

Deste ponto em diante, novas visões começaram a surgir que, embora divergissem entre si, colocavam maior responsabilidade sobre o homem no seu relacionamento com o meio. Neste contexto nasceram várias filosofias ambientalistas, de base ontológica distinta, tais como o conservacionismo, o preservacionismo, a ecologia profunda, a ecologia social e o ecofeminismo. O preservacionismo e, em especial, o conservacionismo, têm presença marcante até os dias de hoje, servindo de base para outras filosofias ambientalistas e moldando grande parte das práticas e ideias político-ambientais. Gifford Pinchot, um engenheiro florestal que chefiou o serviço florestal americano de 1898 a 1910, é considerado o pai dessa corrente (Goldfarb, 2000), tendo sistematizado seus três princípios básicos no livro *The Fight for Conservation*: desenvolvimento, preservação (no sentido de evitar o desperdício) e bem comum (Pinchot, 1910); ou seja, esta corrente é favorável ao que hoje se chamaria de “desenvolvimento sustentável”, sendo possível ao ser humano conviver com o meio de maneira harmônica, utilizando os recursos naturais de forma racional para atender às necessidades humanas. O preservacionismo, por sua vez, teve como principal voz a de um naturalista escocês radicado nos Estados Unidos, John Muir (1838-1914), que ressaltava o valor intrínseco da natureza. Esse movimento considera necessária a demarcação de grandes áreas de ecossistemas selvagens (Goldfarb, 2000) sem atividades comerciais ou industriais e servindo, no máximo, para fins recreativos ou de pesquisa científica. Ontologicamente, fica clara a diferença entre essas duas correntes

do pensamento ambientalista, sendo o conservacionismo antropocêntrico e o preservacionismo ecocêntrico.

Assim, no século XX, a ontologia prevalente começou a mudar mais uma vez, principalmente a partir da Conferência sobre Meio Ambiente Humano, realizada em Estocolmo (1972) pela Organização das Nações Unidas – ONU; esta ocasião marcou o momento onde as questões ambientais passaram a ser tratadas de forma mais abrangente dentro do cenário internacional, inclusive considerando o ser humano como parte integrante do meio (UNEP UK/IIED, 1992) e, ao longo das próximas décadas, eventualmente chegando a ideia da “sustentabilidade” tão em voga atualmente. Obviamente no mundo atual coexistem diversas ontologias, porém esta mudança influenciou o quadro das relações internacionais.

O Século XX foi marcado pela grande quantidade de problemas ambientais transfronteiriços e, consequentemente, pelo crescente número de regimes internacionais nesta área. De fato, vários tratados sobre o assunto foram assinados, principalmente na década de 1970 em diante. Antes da Conferência sobre Meio Ambiente Humano, o enfoque era a conservação de determinadas espécies para que pudessem continuar a ser exploradas pelo homem a longo prazo; ou seja, havia uma preocupação em salvaguardar os interesses econômicos e comerciais das partes maior que a da preservação ambiental em si (Nascimento e Silva, 2002). A partir da Conferência de Estocolmo foi criado o primeiro órgão internacional de meio ambiente, o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente – PNUMA, além de diversos ministérios e departamentos de meio ambiente em países de todo o mundo (UNEP UK & IIED, 1992). Os problemas ambientais passaram a ser mais pesquisados e conhecidos e em 1992, na famosa Eco-92, metade das questões discutidas eram novas em relação ao que se conhecia na época de Estocolmo (Nascimento e Silva, 2002).

Só recentemente o ambientalismo ganhou força como temática global, mas é importante lembrar que ideias semelhantes podem ser traçadas até os primórdios da civilização (Kovarik, 2007); ademais, pensadores mais recentes também tiveram influência na esfera da política e da filosofia ambiental contemporânea. O liberalismo é um exemplo disso. Apesar de inúmeros acadêmicos e militantes apontarem o liberalismo como um dos grandes males da humanidade e um dos principais causadores de muitos dos problemas ambientais de hoje, há autores que argumentam que basta uma

análise mais profunda da tradição liberal clássica para revelar uma afinidade entre os liberais e os ambientalistas (Stephens, 1996; Wissenburg, 2006). De acordo com Stephens (1996), o liberalismo seria dividido em um “liberalismo não natural” (neutro em relação aos diferentes conceitos de bem comum e crença na liberdade como prioridade maior) e um “liberalismo cinza”³¹ (a parte negativa do liberalismo moderno, como tendências para a abstração, o reducionismo, a desconsideração de aspectos da própria natureza humana e o individualismo possessivo); porém, haveria ainda um terceiro tipo de liberalismo, o “liberalismo naturalista”³². Mais próximo da teoria política verde, esta variação incluiria as emoções e “espírito” humanos como valores essenciais (Stephens, 1996), tendo várias raízes no pensamento de John Stuart Mill. Paralelamente, o liberalismo cinza, apesar de só ter ganhado força no final do século XIX, teria suas raízes no pensamento de John Locke (Stephens, 1996; 1999). Por outro lado, existe também um debate entre duas correntes sobre qual liberalismo seria “mais verde”, o de Locke ou o de Mill³³.

É importante lembrar que o próprio conceito de meio ambiente pode ser visto de diversas formas, que vão desde conceituações físico-químicas, passando por definições biológicas (como, por exemplo, a Hipótese de Gaia, que considera todos os componentes bióticos e abióticos planeta como um sistema dinâmico e auto-regulável) até chegar a conceitos que levam em conta o meio como um espaço socioambiental. Neste último caso, considerando trabalhos de estudiosos de educação e percepção ambiental e outras áreas ligadas à relação dos indivíduos e da sociedade com a natureza, o meio ambiente é visto como um local percebido pelas pessoas onde interagem, constantemente, aspectos naturais e sociais (Reigota, 1994), cuja percepção é um processo mental de interação do indivíduo com o meio que se dá através de mecanismos perceptivos e cognitivos (Del Rio, 1999). Vem sendo encontrada, também, relação significativa entre valores pessoais e atitudes para com o meio ambiente, conforme diversos trabalhos na área de psicologia ambiental (ver, por exemplo, Schultz & Zelezny, 1999; Schultz, 2001; Milfont & Gouveia, 2006).

³¹ Baseado na obra de John Rawls, *A Theory of Justice* (1971).

³² Baseado nas ideias de John Zvesper, em seu livro *Nature and Liberty* (1993).

³³ Ver debate entre os filósofos Piers H. G. Stephens e Marcel Wissenburg (Stephens, 2001a,b; Wissenburg, 2001).

2.2.3. Necessidades metodológicas específicas para a temática político-ambiental: o caso da eficácia dos regimes

Para Sprinz & Helm (1999), os problemas ambientais globais são aqueles causados em várias partes do mundo, agregados e transformados por um meio ambiental e que, ao fim, causam efeitos em graus variados pelo planeta. Porém, apesar dos efeitos diferirem regionalmente, sua resolução depende da ação conjunta de muitos ou todos os países.

No caso da eficácia dos regimes, tema central deste trabalho, Skjærseth & Wettstad (2002a) lembram que, apesar das diferentes formas de conceituar e analisar tal eficácia, não há como evitar duas perguntas: (i) Como podemos medir o que foi realizado pelo regime?; (ii) Como podemos relacionar estas realizações a algum padrão ou critério sobre o que pode, de fato, ser feito? Neste contexto e conforme citado anteriormente, é importante ressaltar que a maioria dos estudos que analisa a eficácia dos regimes ambientais tem como dada a ideia de que regimes importam. De fato, Zürn (1998) afirma que a análise da eficácia dos regimes é uma área extremamente promissora devido ao seu potencial de mostrar que os regimes importam e como.

Uma análise típica da eficácia pode ter como hipótese que o regime é eficaz em um dado local e como hipótese nula que determinado país não estaria diferente, de forma significativa, na ausência dele. O teste destas hipóteses, entretanto, não é simples e pode envolver uma série de indagações: Que mecanismos causais tiveram impacto no nível doméstico e como? Que mudanças comportamentais ocorreram após a implementação do regime? Quais destas mudanças resultaram diretamente da implementação? Que fatores contribuíram para estas mudanças? Como o regime contribuiu para o aprendizado sobre o problema? Como estaria o *status quo* se o acordo não tivesse sido implementado? Como estaria o *status quo* caso o acordo tivesse sido implementado de forma perfeita?

Porém, retomando Keohane et al. (1993), o campo da política ambiental internacional é com frequência permeado pela ação simbólica. Sobre o mesmo tema, Mitchell & Bernauer (2004) afirmam que este tipo de estudo apresenta oportunidades e desafios distintos para a pesquisa qualitativa pelo fato da governança nesta área ser difusa e mal coordenada, tendo sido dissipada entre centenas de acordos bilaterais e

multilaterais firmados sem muita preocupação com a sinergia entre os mesmos. Outro problema seria a falta de consenso sobre certos termos-chave, como a questão de cooperação *vs. compliance* e o próprio conceito de eficácia.

Duas das principais dificuldades em avaliar a eficácia dos regimes de meio ambiente são a carência de dados biológicos (e/ou confiáveis) e o longo período necessário para a recuperação do problema (Helm & Sprinz, 2000). Autores como Keohane et al. (1993), indagam se a qualidade ambiental está melhor por causa da instituição ou se a situação estaria pior sem as instituições; por isso destacam que, idealmente, estes regimes deveriam melhorar a qualidade de vida global. Todavia, devido à falta de dados sistemáticos e pela existência recente de muitos dos problemas ambientais, este tipo de avaliação nem sempre é possível. Por isso, sugerem que o enfoque seja nos efeitos políticos observáveis das instituições e não no impacto ambiental em si.

Para Rosendal (2000), a questão não é tão simples assim, pois os acordos de meio ambiente raramente possuem padrões mensuráveis claros para avaliar seu sucesso. Por isso pergunta: é suficiente determinar se um regime importa com base unicamente nas mudanças de comportamento e legislação domésticos, independente de uma avaliação sobre a real resolução do problema? Esta indagação se torna ainda mais complexa ao considerar que os problemas ambientais frequentemente se sobreponem; assim, é difícil avaliar o que, efetivamente, contribuiu para a resolução de um problema específico.

Conforme discutido anteriormente, um outro fator importante é a seleção dos tipos de dados a serem usados em pesquisas sobre políticas ambientais (indicadores puramente biológicos, efeitos políticos observáveis ou uma mistura de ambos?), as consequências desta escolha e questões relativas à mensuração. Similarmente, Homer-Dixon (1993) afirma que estudos sobre política ambiental trazem uma série de incertezas que dificultam a análise das variáveis e lista alguns dos fatores que contribuem para o nível destas incertezas: a qualidade da teoria utilizada, a própria qualidade e quantidade de dados, dúvidas sobre a habilidade de resposta antrópica ao problema e a existência frequente de processos caóticos e imprevisíveis, sem relações lineares. Entretanto, fatores como estes não devem impedir a realização de estudos sobre política ambiental, mas sim reforçar os cuidados e escolhas metodológicas.

Assim, é imprescindível ressaltar, mais uma vez, a importância de levar em conta três as implicações ontológicas e epistemológicas acerca da relação ser humano-natureza e sua percepção no contexto do objeto em estudo³⁴; os desafios conceituais apontados por Choucri (1993) relativos a *linkage*, manejo dos recursos globais e instituições; e a escolha do tipo de dados a ser analisado.

2.3. O uso de estudos de caso em pesquisas sobre política ambiental: vantagens e limitações³⁵

Analizar questões ambientais num contexto político nem sempre é tarefa fácil dada a complexidade social do sistema político somada à complexidade ecológica dos sistemas naturais, que englobam a sociedade de forma aninhada e interconectada. Ademais, conforme comentado anteriormente, é preciso considerar as questões ontológicas e epistemológicas particulares ao tema e levar em conta considerações metodológicas específicas, fato este já apontado por vários autores (ver, por exemplo: Homer-Dixon, 1996; Mitchell & Bernauer, 1998; Zürn, 1998; Mitchell & Bernauer, 2004).

O estudo de caso é uma metodologia abrangente usada com bastante frequência nas pesquisas ligadas à política ambiental. De fato, é um método comum de investigação dentro da ciência política de forma geral, e como qualquer metodologia científica, possui vantagens e limitações com maior ou menor importância de acordo com cada tipo de estudo. Em uma reedição do seu livro clássico sobre estudos de caso, Yin (2003) sugere que o sucesso do método dependerá do tipo de indagação da pesquisa, do nível de controle sobre os eventos pesquisados e da época que está sendo enfocada (contemporânea ou histórica). Esta constatação possui relevância especial em temas ligados à interface meio ambiente-política, principalmente em relação ao nível de controle do evento em questão (comumente baixo no que diz respeito aos problemas ambientais) e à época em foco (muitos dos problemas ambientais são recentes). Em ambos os pontos, conforme veremos com maior detalhe ao longo do texto, o posicionamento de muitas das temáticas político-ambientais se apresentam como problemas de pesquisa ideais para o uso da metodologia de estudo de caso.

³⁴ Neste quesito ver, também, relevante discussão de Barros-Platiau et al. (2004).

³⁵ Uma versão desta seção foi publicada na *Revista de Sociologia e Política* (Steiner, 2011).

Esta seção discutirá o papel da metodologia de estudo de caso em pesquisas na área de política ambiental, mostrando as vantagens e limitações relevantes para esta subdisciplina. Servirá, também, como pano de fundo para a seção seguinte, que tratará de abordagens metodológicas no contexto específico da eficácia dos regimes. Assim, inicia com uma discussão conceitual sobre este método listando, inclusive, suas forças e fraquezas gerais e algumas das principais abordagens utilizadas. A seguir, distingue-se o estudo da política ambiental de outros temas de pesquisa dentro da ciência política, contextualizando suas necessidades metodológicas específicas. O próximo tópico une as duas discussões e analisa o papel dos estudos de caso nas pesquisas sobre política ambiental, abordando suas ambiguidades inerentes e as vantagens e limitações gerais da metodologia e de algumas das formas de análise possíveis.

2.3.1. Para que serve um estudo de caso?

Para entender o papel dos estudos de caso nas pesquisas sobre política ambiental, é preciso, primeiramente, ter uma compreensão conceitual mais aprofundada sobre essa metodologia, para que serve e em quais circunstâncias não se aplica. Afinal, apesar de amplamente utilizada dentro das ciências sociais, a metodologia de estudo de caso é pouco compreendida, vista com preconceito e até taxada de “pouco científica” (Yin, 2003; Gerring, 2004). De fato, o método tem várias desvantagens e limitações inerentes (agravadas pelo frequente mau uso), como veremos a seguir; porém, vários autores identificam uma série de vantagens do mesmo (ver, por exemplo, King et al., 1994; Bennett, 2004; Gerring 2004; Bennett & Elman, 2006a).

Existem diversas definições sobre o que seria um estudo de caso. Para Yin (2003), o estudo de caso seria o método mais apropriado para perguntas do tipo “como?” e “por quê?”, com temas sobre os quais o pesquisador tem pouco controle e com enfoque em algum fenômeno contemporâneo. Assim, traz o seguinte conceito:

“Um estudo de caso é uma investigação empírica que pesquisa um fenômeno contemporâneo dentro do seu contexto real, principalmente quando os limites do fenômeno e do seu contexto não estão claramente evidentes (...) A pergunta do estudo de caso lida com uma situação

tecnicamente distinta, na qual haverá mais variáveis de interesse que pontos de dados e que, consequentemente, conta com fontes múltiplas de evidências e dados que precisam convergir de forma triangular, além de se beneficiar do desenvolvimento prévio de proposições teóricas para guiar a coleta e análise dos dados” (p. 13-14).

Há também definições mais restritivas como a de Bennett (2004), que descreve a metodologia de estudo de caso como “análises de casos únicos e comparações entre um pequeno número de casos”, ou mais amplas como a de VanWynsberghe & Khan (2007) (“...uma heurística transparadigmática e transdisciplinária que envolve a delinearção cuidadosa dos fenômenos para os quais a evidência está sendo coletada”). Porém, para os propósitos deste trabalho, utilizaremos a definição sugerida por Gerring (2004), em uma revisão conceitual do método que o descreve como:

“...um estudo intensivo de uma única unidade com o objetivo de generalizar para um grupo maior de unidades. Os estudos de caso contam com o mesmo tipo de evidência de covariância usado em outros tipos de pesquisa. Assim, o método de estudo de caso pode ser compreendido corretamente como um modo específico de definir casos, não uma forma de analisar casos ou uma maneira de modelar relações causais” (p. 341).

Neste contexto, este autor traz as seguintes delinearções: uma “unidade” refere-se a qualquer fenômeno limitado no espaço, cujo estudo enfoca um determinado momento pontual ou período histórico prolongado; cada ponto observado dentro da unidade constitui um “caso”; um grupo de unidades constitui uma “amostra” e amostra somada aos casos não estudados constitui uma “população”. Porém, o que cada um destes termos representa na prática irá depender do desenho específico de cada trabalho; por exemplo, o grupo de eleitores de um determinado país poderá ser uma unidade ou um caso, de acordo com a pesquisa (Gerring, 2004).

Ainda segundo Gerring (2004), existem três tipos básicos de estudo de caso, classificados segundo sua (co)variância espacial e/ou temporal: o tipo 1, onde a

covariância pode ser observada em uma única unidade, diacronicamente (ou seja, há tanto variação espacial quanto temporal); o tipo 2, onde a covariância pode ser observada em uma única unidade, sincronicamente (inclui apenas variação espacial); e o tipo 3, onde a covariância pode ser observada *dentro* de uma única unidade, diacronicamente (novamente com variação espacial e temporal). Este mesmo autor afirma que os estudos de caso podem empregar diversas abordagens, não necessariamente qualitativas ou presas a um N pequeno. Neste sentido, Bennett (2004) lista *process tracing*, testes de congruência, análises de contrafactual e diversos tipos de métodos comparativos entre algumas das principais formas de análise dos estudos de caso. Similarmente, Blatter & Blume (2007; 2008b) delineiam três abordagens distintas como “tipologias ideais” de estudos de caso: estudos de caso covariantes, *process tracing* causal e análises de congruência. Aqui estas abordagens serão tratadas como formas de análise e extração de inferências dentro da metodologia mais ampla de estudo de caso, conforme delineado adiante.

Sete traços principais distinguem os estudos de caso de outras metodologias, de acordo com Gerring (2004). O primeiro (e mais óbvio) seria sua afinidade com estudos de maior profundidade e menor amplitude. Segundo, os casos estudados são geralmente passíveis de comparação entre si por terem origem na mesma unidade, apesar de deixarem a desejar em termos de representatividade. O terceiro traço aponta para sua maior ligação com a inferência descritiva e menor com a causal. Porém, dentre as investigações causais, têm como quarto traço característico promoverem a análise de *mecanismos* causais com maior segurança que a dos *efeitos* causais (cuja natureza é mais probabilística). Similarmente, o quinto traço mostra que o estudo de caso é uma metodologia que explica melhor relações causais sem variabilidade do que aquelas com relações de probabilidade. Em sexto lugar estaria a utilidade dos estudos de caso quando uma variância relevante só está disponível para uma única unidade (ou um pequeno número de unidades). Por fim, a sétima e última característica distintiva traz que os estudos de caso são extremamente importantes para pesquisas pioneiras e exploratórias, menos comuns que os estudos que buscam testar ou confirmar teorias existentes.

Os traços característicos listados acima podem ser vistos como vantagens em relação a outras metodologias nos aspectos mencionados. Porém, há ainda mais vantagens, tais como a identificação de variáveis e hipóteses novas ou omitidas, o

desenvolvimento de explicações históricas sobre certos casos, altos níveis de validade teórica e a possibilidade de usar generalizações para construir modelos mais complexos de causa de efeito (Bennett, 2004). Da mesma forma, os diferenciais e as vantagens mencionadas servem para mostrar algumas das limitações dos estudos de caso, entre os quais: dificuldade de escolher casos relevantes, baixa representatividade e possibilidades de generalização, pouca capacidade de avaliar o “peso causal” das variáveis, alto nível de indeterminação e uma frequente falta de independência entre os casos estudados (Bennett, 2004). Ademais, Gerring (2004) sustenta que sua aplicação para o teste e/ou confirmação de teorias é limitada.

Todavia, estas desvantagens e limitações têm sua gravidade diminuída quando vemos que, de forma geral, os estudos de caso complementam outros tipos de pesquisa e têm seu lugar garantido dentro dos inúmeros métodos utilizados nas ciências sociais e nos estudos sobre política ambiental.

Métodos de análise

Conforme citado anteriormente, existem diversos tipos de métodos de análise que podem ser usados nos estudos de caso. Aqui descreveremos cinco tipos importantes com relevância especial para as pesquisas sobre política ambiental, onde cada qual permite extrair inferências de forma distinta: análises de covariância, uso de contrafactuals, *process tracing* causal, testes de congruência e comparação entre casos. O Quadro 04 traz uma síntese destes métodos.

Segundo Blatter & Blume (2007; 2008a; 2008b), a abordagem covariante enfoca os efeitos causais (sobre as diferenças epistemológicas dos efeitos das causas *versus* as causas dos efeitos ver a discussão de Bennett & Elman, 2006a). As inferências causais do estudo, por sua vez, irão ter origem nos indicadores observáveis destes efeitos causais, bem como nos fatores causais. Este tipo de abordagem procura se aproximar ao máximo com um experimento controlado e a evidência utilizada pode ser de origem sincrônica, diacrônica, comparativa ou histórica (Gerring, 2007). Ademais, a relação de covariância entre as variáveis deverá fornecer algum tipo de ligação entre as observações empíricas e uma ou mais vertentes teóricas, geralmente na forma de uma hipótese. Entretanto, não é necessário realizar observações empíricas de todo o processo

causal, visto que é possível extrair conclusões abstratas baseadas na teoria que está sendo utilizada (Blatter & Blume, 2007; 2008a; 2008b).

O uso de *process tracing* (um “rastreamento” de processos causais) é outra abordagem interessante para os estudos de caso. Conforme indicado por Mitchell & Bernauer (1998), permite a realização de pesquisas qualitativas de boa qualidade nas ciências sociais. É definido por George & Bennett (2005 apud Tansey, 2007) como um método que objetiva identificar o processo causal entre uma ou mais variáveis independentes, bem como o resultado da variável dependente. Neste contexto, os mecanismos causais seriam processos físicos, sociais ou psicológicos impossíveis de se observar, mas pelos quais os agentes causais agem em contextos específicos. Falleti (2006) também descreve o método de *theory-guided process-tracing* – uma abordagem que vai um pouco além do método original, sugerindo que a pesquisa deve fornecer narrativas teoricamente explícitas que tracem e comparem as sequências de eventos do processo.

Os testes de congruência, por sua vez, enfocam os valores das variáveis dependente e independentes, sendo possível testar, com base nas variáveis independentes, se os valores esperados da variável dependente condizem com o resultado do caso em estudo. Ou seja, as inferências advêm da congruência (ou não) entre as observações realizadas e as previsões que o pesquisador construiu a partir das teorias disponíveis. Diferentemente da abordagem covariante, as previsões não se limitam à covariância entre as variáveis independentes e dependente, podendo ser bastante diversificadas (Bennett, 2004; Blatter & Blume, 2007; 2008b).

Contrariamente, o uso de contrafactuals se constitui em analisar situações que não ocorreram na realidade: projetar cenários hipotéticos sobre como as coisas seriam caso a situação enfocada pelo pesquisador não tivesse ocorrido (um contrafactual que permite análises em termos de melhoria relativa) ou “soluções perfeitas” onde tudo o que é possível foi atingido (ou seja, até que ponto o problema foi realmente resolvido?)³⁶ (Fearon, 1991). Por exemplo, no primeiro caso poderia se perguntar como estariam os solos e os ecossistemas de Burkina Faso caso a desertificação jamais tivesse afetado aquele país, enquanto que no segundo se indagaria como estaria a situação se o

³⁶ De acordo com Fearon (1991), os contrafactuals são condicionantes que fazem inferências acerca de eventos que não aconteceram de fato. Por exemplo, simulações do tipo “se x acontecesse (ou não acontecesse), y aconteceria”.

problema da desertificação naquele estado tivesse sido solucionado da melhor forma possível. Outro modo de aplicar um contrafactual é fazendo um exercício sobre o que ocorreria se certa variável tivesse um valor específico (Bennett, 2004): aproveitando o mesmo exemplo, que implicações passíveis de serem observadas e/ou testadas estariam disponíveis caso a Convenção de Combate à Desertificação tivesse sido implementada de forma completamente eficaz em Burkina Faso? Porém, vale salientar a importância de criar contrafactuals que estejam de acordo com as teorias existentes, bem como com os resultados de outros estudos que tenham sido realizados na área estudada; contrafactuals sem bases sólidas raramente terão valor acadêmico.

O ideal seria utilizar as diferentes formas de contrafactuals de maneira complementar, contanto que os valores possíveis derivados de cada uma não fossem usados equivalentemente (Underdal, 1992). Fearon (1991) argumenta que a aplicação de contrafactuals tem um papel importante dentro da ciência política por ajudar na delinearção de hipóteses causais, principalmente em estudos de *N* pequeno. Entretanto, o uso de contrafactuals não se limita a estudos qualitativos. Outros autores têm desenvolvido coeficientes numéricos para estudar temas como a eficácia dos regimes, restringidos por limites superiores e inferiores; ou seja, o ótimo coletivo e o contrafactual do “não-regime”, respectivamente (Helm & Sprinz, 2000; Sprinz & Helm, 1999; Sprinz, 2005).

Quadro 04. Síntese de cinco das principais abordagens dentro da metodologia de estudo de caso*.

Tipo de abordagem	Pré-condições	Observações concretas	Conclusões abstratas
Análises de covariância	Controle sobre outras variáveis e uma hipótese com base teórica para verificar a direção do processo causal	A covariância é observada ao longo de um período de tempo e/ou espaço entre indicadores das variáveis dependente (Y) e independente (X)	X tem um efeito causal sobre Y
<i>Process tracing</i> causal	Observações conclusivas; disponibilidade de uma cadeia ininterrupta de evidência que fornece uma visão completa e detalhada dos eventos dentro dos seus respectivos contextos	Mudanças temporais de ações, eventos, motivações, mecanismos, evidências de interações entre fatores causais, informações sobre contextos específicos e seus catalizadores ou restritores, detalhes de certos resultados	Funcionamento real de um mecanismo causal; interações reais entre os elementos da configuração causal
Testes de congruência	Pluralidade de teorias correntes e coerentes de onde é possível retirar expectativas concretas; diversidade e pluralidade entre as observações disponíveis	Correspondências e/ou disparidades entre os resultados empíricos e as expectativas derivadas da teoria utilizada	Relevância ou força relativa de teoria(s) para explicar/compreender o caso
Uso de contrafactuals	Suficientes dados empíricos e teorias robustas para construir uma situação fictícia bem embasada	Conformidade ou desconformidade com a situação projetada	Se a situação não-X tivesse ocorrido, consequentemente não-Y teria ocorrido
Comparação entre casos	Existência de casos comparáveis entre si	Semelhanças e diferenças entre os casos; antecedentes causais comuns	Inferências causais baseadas em causas antecedentes aos casos sendo comparados; desenvolvimento de “teorias tipológicas”

*Fonte: Elaboração da autora com base em Fearon (1991), Bennett (2004) e Blatter & Blume (2007; 2008a; 2008b).

Por fim, as comparações entre casos (única das cinco abordagens que requer, obrigatoriamente, a análise de mais de um caso dentro de uma unidade) são uma forma eficiente de extrair inferências causais, contanto que haja cautela para evitar erros inferenciais, comum nesta forma de análise. Bennett (2004) destaca duas maneiras de comparar casos. Na primeira, o método de concordância direta de John Stuart Mill, é necessário buscar antecedentes causais comuns aos casos sendo estudados e que sejam, de forma ideal, condições necessárias aos casos. Na segunda maneira, o método de comparação enfocada e estruturada de casos (desenvolvido por Alexander George), o pesquisador deve:

“...1) especificar o problema de pesquisa e a classe de eventos a ser estudada; 2) definir as variáveis independentes, dependentes e intervenientes das teorias relevantes; 3) selecionar os casos a serem estudados e comparados; 4) decidir a melhor forma de caracterizar a variância nas variáveis independentes e dependentes; e 5) formular um conjunto detalhado de questões padrão para aplicar a cada caso”.

Neste sentido, aponta para a utilidade dos estudos de caso na criação de teorias tipológicas, que seriam generalizações sobre os diferentes padrões causais possíveis de ocorrer para o fenômeno enfocado. De forma geral, o autor advoga o uso complementar destas duas maneiras de comparar casos (inclusive com outras maneiras), principalmente devido à restritividade de cada uma (mais e menos restritiva, respectivamente).

O perigo desta abordagem é atribuir muita representatividade aos casos e sair do estudo de caso para um estudo de unidades múltiplas, perdendo a profundidade e detalhamento inerente aos estudos de caso. Existe, também, a dificuldade de encontrar casos passíveis de serem comparados. Por outro lado, dá uma maior possibilidade de extração e por vezes é mais simples de aplicar por haver um roteiro de questões a seguir e aplicar para todos os casos.

A despeito de suas desvantagens e limitações, os cinco métodos de análise descritos aqui poderão ser muito úteis ao pesquisador na correta aplicação da metodologia de estudo de caso para investigar temáticas relacionadas às políticas

ambientais. Porém, antes de destacar suas vantagens para esta subdisciplina, é preciso primeiro discutir porque o estudo da interface política-meio ambiente necessita de atenção especial quanto à metodologia aplicada, enfoque da seção a seguir.

2.3.2. Vantagens e limitações do uso de estudos de caso na pesquisa sobre política ambiental

Foi visto que o estudo de caso é um tipo de metodologia com várias vantagens e desvantagens, bem como alguns métodos de análise de interesse para a ciência política, também com suas limitações. Ademais, é necessário lembrar que certas particularidades das questões político-ambientais precisam ser levadas em consideração na hora de se projetar estudos a respeito, conforme observado anteriormente. Nesta subseção abordaremos o uso da metodologia de estudo de caso (e das formas de análise e extração de inferências descritas anteriormente) em pesquisas sobre política ambiental; por isso, discutiremos algumas das ambiguidades do método e sua relevância para o tema, além de ressaltar vantagens e limitações dos estudos de caso e cinco de suas formas de análise no contexto da política ambiental.

Devido à natureza diferenciada do tema, Mitchell & Bernauer (1998) reconhecem que as pesquisas sobre a política ambiental (mais especificamente a política ambiental internacional) têm maior necessidade de utilizar a metodologia de estudo de caso, principalmente no que diz respeito à análise e avaliação de inferências causais. Entretanto, salientam que é preciso seguir seis passos-chave para que estas pesquisas tenham boa qualidade: 1) identificar uma questão teórica importante; 2) desenvolver hipóteses e identificar variáveis; 3) selecionar casos; 4) ligar dados a propostas; 5) examinar correlações e rotas causais; e 6) generalizar para outros casos. Estes autores também sugerem que os estudos sobre política ambiental respeitem cinco critérios principais:

- a) Validação teórica – as informações empíricas reunidas representam, verdadeiramente, os conceitos ou variáveis do modelo teórico proposto ou do caso em estudo?

- b) Validade interna – o método analítico mostra a correlação entre a variável independente e a variação observada na variável dependente para cada hipótese de relação causal, de forma que nenhuma outra variável (ou variáveis) fornece uma explicação melhor sobre a variação observada?
- c) Validade externa – está claro o limite entre a população de casos para a qual generalizações podem ser feitas e outros casos para os quais estas generalizações são improváveis?
- d) Confiabilidade – outros pesquisadores poderiam replicar as técnicas utilizadas na pesquisa e chegar aos mesmos resultados?
- e) *Status* de pesquisa progressista – o estudo contribui, de forma cumulativa para um programa de pesquisa maior?

Desta forma, estes estudos devem tentar responder uma questão empírica específica, bem como uma questão teórica maior. Ao lado destes passos e critérios, deve se levar em consideração alguns outros fatores na hora de conceitualizar um estudo deste tipo, tais como as ambiguidades inerentes ao método e sua relevância para pesquisas sobre política ambiental.

O problema das ambiguidades

De acordo com Gerring (2004), os estudos de caso trazem seis ambiguidades inerentes que podem ser problemáticas dependendo da forma como se lida com as mesmas:

1. É possível construir tais estudos com diferentes tipos de evidência co-variante, visto que alguns estudos de caso envolvem mudanças de nível de análise e outros mesclam diferentes tipos de observação sobre ou dentro da mesma unidade, caracterizando tipos de estudo de caso distintos;
2. Existe uma linha tênue entre a unidade em foco (a unidade formal) e outras unidades adjacentes que possam ser incluídas no estudo de forma mais solta (as unidades informais);

3. É comum que vários estudos de caso sejam reunidos num único estudo (ou seja, mais de uma unidade é analisada, caracterizando outro tipo de metodologia);
4. Comumente são englobados dois mundos empíricos distintos (da unidade em si e de uma classe mais ampla de unidades) e, consequentemente, os resultados do trabalho passam a se aplicar a populações diferentes;
5. O status do trabalho é passível de mudar após ser analisado mais profundamente pela comunidade científica;
6. As inferências do estudo podem ser ilustrativas ou falsificáveis.

Tomando esta lista como base, pode-se analisar o impacto destas ambiguidades nas pesquisas sobre política ambiental. A primeira ambiguidade, que lida com a questão dos níveis de análise e/ou tipos de observação dentro da unidade em análise (resultando em diferentes tipos de evidência covariante), é um problema real dentro das pesquisas nesta área. Ao longo desta seção utilizaremos como exemplo a análise hipotética de um regime ambiental global, a Convenção Internacional para a Regulamentação da Pesca da Baleia (CIRPB). Neste caso, o estudo poderia analisar desde o impacto do tratado na diversidade genética de populações locais de baleias, até a cooperação entre países para a troca de informações sobre pesquisas realizados acerca do estado de determinada espécie. Similarmente, Choucri (1993) lista quatro níveis de análise possíveis num estudo sobre política internacional ambiental: 1) as decisões individuais (ex: pescar ou não pescar baleias); 2) as decisões organizadas de grupos sociais dos mais diversos (escolha de uma colônia de pescadores ou empresa de pesca de respeitar ou não o tratado internacional citado e continuar ou descontinuar a capturar baleias); 3) o sistema internacional competitivo e seus mecanismos institucionais de tomada de decisão (a decisão de cada país em ratificar ou não a convenção); e 4) o sistema global natural e social, completamente interligado por processos de *feedback* altamente dinâmicos (a relação das espécies de baleias capturadas com toda a biosfera e sua própria resiliência em face da caça). Por outro lado, como lembra Gerring (2004), esta ambiguidade é relativamente fácil de evitar com a redação de projetos de pesquisa com objetivos precisos e delimitação clara da unidade a ser estudada; a unidade, os casos e as populações, por exemplo, devem estar bem definidos para dar maior credibilidade e

maior nível de falsificabilidade ao trabalho. Isso não elimina a possibilidade de realizar observações em diferentes níveis de análise caso entenda-se como relevante; porém, é imprescindível deixar claro o enfoque do estudo tanto para o próprio pesquisador quanto para os colegas que irão ler e utilizar seu trabalho como base para outras pesquisas. Ou seja, a unidade estudada poderia ser a eficácia da CIRPB e os casos seriam alguns países signatários, em meio a uma população que incluiria todas as partes do tal acordo.

Este problema está ligado à segunda ambiguidade, que mostra a tênue linha entre a unidade que está sendo enfocada e outras unidades adjacentes que possam ser relevantes (ou seja, unidades informais). Mais uma vez é necessário que isso esteja claro na pesquisa, o que se traduzirá na forma como o estudo é conduzido: enquanto a unidade formal deve ser analisada de forma intensiva e aprofundada, as unidades informais podem ser analisadas por meio de literatura secundária, por exemplo, e discutidas fora do corpo central do texto, como na introdução ou nas conclusões (Gerring, 2004). Aqui cabe retomar a discussão sobre as implicações dos tipos de dados usados na análise. Digamos, por exemplo, que não houvesse dados científicos suficientes sobre o estado das populações de baleia, ou que estas informações não fossem homogêneas para todas as partes do mundo onde estes animais ocorrem.

Neste contexto, uma forma de realizar o estudo sem cair nas armadilhas da segunda ambiguidade seria analisar a unidade formal (digamos que fosse mesmo a eficácia da convenção) usando como dados os efeitos políticos observáveis da CIRPB, como criação de instrumentos legais e/ou novos órgãos governamentais para cuidar do assunto, estímulo à pesquisa por meio de novas linhas de fomento, programas educativos para as comunidades baleeiras, etc. Por outro lado, as unidades adjacentes poderiam incluir as consequências do regime; como neste caso não haveria a necessidade de avaliações mais aprofundadas, poderia se utilizar os escassos dados biológicos disponíveis.

Em um exemplo semelhante, digamos que em determinado país a pesca deste animal tenha caído drasticamente após a ratificação da CIRPB e que haja dados biológicos que comprovem a recuperação das populações de baleias. A pergunta central neste caso seria o porquê da convenção ter sido eficaz naquele país, enquanto a unidade formal de análise seria a eficácia da convenção e o caso seria o país escolhido. Seria

possível usar, também, outros países (casos) onde a convenção não foi eficaz ou funcionou apenas parcialmente. Neste contexto, poderia se estudar os relatórios enviados para as Nações Unidas, as políticas públicas criadas como resultado da convenção ou mesmo criar contrafactuals sobre como estaria a situação baleeira no(s) país(es) enfocados se o regime não tivesse sido implementado. Porém, outras unidades (ou seja, unidades informais) também poderiam ser estudadas de forma mais periférica, tais como a eficácia da Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar e sua influência na regulamentação da pesca da baleia naquele(s) país(es).

Relembrando o terceiro passo-chave promovido por Mitchell & Bernauer (1998), quando estes autores salientam a importância do processo de seleção dos casos a serem estudados, que somente deverá ocorrer após o devido embasamento com as teorias disponíveis. Neste sentido, afirmam que jamais se deve permitir que os casos direcionem os questionamentos da pesquisa:

“Na maioria dos casos, questões teoricamente ‘quentes’ não podem ser respondidas usando casos politicamente quentes. (...) ...estudos de ‘temas-manchete’ [sobre eficácia dos regimes] resultarão em pouco ou nenhum conhecimento sobre como projetar acordos internacionais para induzir a melhoria ambiental simplesmente porque os dados necessários para identificar as fontes de eficácia nestes casos ainda não estão disponíveis” (p. 14-15).

A terceira ambiguidade se refere às situações onde vários estudos de caso são reunidos numa pesquisa maior, analisando-se mais de uma unidade. À primeira vista não haveria problema; porém Gerring (2004) salienta que quanto mais casos há para se estudar, menor o aprofundamento dado em cada caso. Ademais, este autor afirma que se o pesquisador acredita que os casos utilizados são muito representativos, passará a tratar o conjunto de casos mais como uma amostra do que como uma série de casos individuais. A despeito das pesquisas político-ambientais, esta ambiguidade poderá ter maior ou menor importância dependendo do assunto tratado. Além disso, se não houver muita informação disponível, é preferível priorizar um estudo de caso individual,

analizando-o de forma mais intensiva (como no exemplo anterior, onde havia dados biológicos aprofundados sobre a população de baleias de um único país).

A quarta ambiguidade, que trata dos mundos empíricos distintos comumente englobados por um único estudo de caso (ou seja, o mundo da unidade em si e de uma classe mais ampla de unidades), está intimamente ligada ao sexto preceito listado por Mitchell & Bernauer (1996). Estes autores afirmam que os resultados dos estudos de caso devem ser generalizáveis para outros casos; porém, Gerring (2004) chama a atenção para o problema de se ter um trabalho cujos resultados se apliquem, contraditoriamente, a populações completamente diferentes. Apesar das generalizações serem desejáveis quando possível, o pesquisador precisa tomar cuidado para não ser ambicioso demais. Segundo Mitchell & Bernauer (1996), o escopo da generalização dependerá no nível de validade externa do trabalho; ou seja, quanto mais semelhantes as relações causais do caso estudado com amostras de casos maiores, maior a chance de encontrar conexões válidas com debates teóricos mais amplos. De fato, estes autores ressaltam que muitas teorias gerais sobre relações internacionais, por exemplo, servem também para explicar problemas político-ambientais globais.

Por outro lado, é relativamente comum que os pesquisadores da área de política ambiental sejam cautelosos demais na hora de extrapolar seus resultados para debates mais gerais. Apesar desta área estar em constante crescimento dentro da ciência política, ainda é pouco estudada em comparação a outros temas e até mesmo marginalizada ou ignorada. Porém, muitos dos resultados de suas pesquisas e suas consequentes contribuições teóricas têm muita relevância para outros debates mais amplos e poderiam ser melhor aproveitados na ciência política de forma geral. Um exemplo clássico de sucesso neste sentido é o trabalho de Haas (1989) sobre regimes de controle de poluição marinha no Mediterrâneo, citado com frequência até os dias de hoje no debate sobre a famosa questão “*Do regimes matter?*”.

A quinta ambiguidade dos estudos de caso traz a possibilidade de que o *status* do trabalho mude após uma análise mais intensiva pela comunidade científica. Um exemplo é das revisões de literatura, que podem tentar unir vários estudos de caso e analisá-los conjuntamente, formando uma grande amostra. O perigo deste tipo de prática dependerá do assunto em questão, bem como da similaridade entre os casos e de sua validade externa comum. Em estudos ligados à política ambiental deve haver

cautela em como isso deverá ser feito. Um exemplo de sucesso é a compilação de Miles et al. (2002), citada anteriormente, que reúne vários estudos sobre a eficácia de diversos regimes ambientais. Os autores foram muito cuidadosos ao agrupar os estudos em três classificações, baseadas na eficácia do acordo enfocado: regimes eficazes, mistos e de baixa eficácia, além de um regime controle fora da área ambiental. Mitchell (2006), por outro lado, ressalta a importância de levar em conta a estrutura do problema ambiental ao pesquisar a eficácia deste tipo de acordo, e a mesma pode, inclusive, moldar a forma como os estados o percebem e montam seus objetivos em termos de mudanças comportamentais e resolução dos problemas ambientais em si, com soluções mais superficiais ou mais aprofundadas. Por exemplo: um comportamento nocivo ao meio ambiente pode ser banido ou apenas restrinrido e o uso de uma espécie pode ser proibido completamente, restrito ou apenas manejado.

A última ambiguidade que discutiremos talvez seja a mais importante: a do *status* ilustrativo ou falsificável das inferências resultantes dos estudos de caso. O primeiro caso (bastante comum nos estudos sobre política ambiental, principalmente os pioneiros) advém de estudos com enfoque mais descritivo e com pouca pretensão de generalizar os resultados para outros casos ou para debates teóricos mais amplos; são muito importantes para temas com histórico recente e/ou poucos dados disponíveis. Um bom exemplo é o da Convenção sobre Diversidade Biológica, foco desse estudo. Talvez devido à sua natureza ambiciosa, profundamente política e de amplo espectro (Le Prestre, 2002b), a CDB é um dos regimes ambientais menos estudados politicamente, principalmente em termos de sua eficácia.

Um dos poucos pesquisadores a abordar este assunto foi Le Prestre, em estudos principalmente descritivos (2002; 2002a; 2002b; 2003). Além de ser um regime relativamente recente, que entrou em vigor em 1993, este regime apresenta uma série de desafios para a pesquisa devido à falta de dados científicos e indicadores de diversidade biológica. Assim, os achados de Le Prestre são muito importantes para pesquisas subsequentes (como o presente estudo) por fornecer subsídios para maior aprofundamento sobre o assunto, como sugestões preliminares que mais tarde poderão ser pesquisadas mais detalhadamente.

Contrariamente aos estudos de caráter ilustrativo ou sugestivo, existem estudos de caso que resultam em novas hipóteses ou teorias robustas e passíveis de ser

falsificáveis. Como lembra Gerring (2004), estes dois tipos de estudo de caso partem de bases metodológicas completamente distintas. Por outro lado, este autor aponta para a vantagem de usar os estudos de caso para estes fins. Afinal, a flexibilidade do próprio método é, em muitos sentidos, superior às pesquisas mais “formais” ou quantitativas, que muitas vezes ficam presas na sua própria rigidez e conseguem apenas confirmar ou falsificar outras teorias e hipóteses:

“...a própria 'subjetividade' das pesquisas de estudo de caso permite a geração de um grande número de hipóteses e percepções que talvez não ficariam aparentes ao pesquisador de múltiplas unidades que trabalha com um conjunto de dados empíricos mais superficial de um grande número de unidades e com uma definição mais determinada (fixa) de casos, variáveis e resultados. É a própria difusidade dos estudos de caso que lhes dá uma forte vantagem nas pesquisas em estágios exploratórios, pois os estudos de uma única unidade permitem o teste de uma multitudde de hipóteses de forma rápida e informal” (Gerring, 2004: 350).

Esta flexibilidade do método também representa uma vantagem a mais para os estudos de caso em política ambiental, dada à carência frequente de dados e indicadores biológicos.

Vantagens e limitações gerais para estudos sobre política ambiental

Uma das principais vantagens do uso da metodologia de estudos de caso para questões ambientais é a possibilidade de identificar variáveis e hipóteses novas ou omitidas que podem, inclusive, servir de base para outros estudos e/ou para a construção de novas hipóteses e teorias. Apesar desta vantagem não ser, necessariamente, peculiar às questões ambientais, é muito útil em situações onde é preciso realizar pesquisas iniciais ou exploratórias por falta de (por exemplo) dados biológicos. Nesta mesma linha, o trabalho de Yin (2003) sobre estudos de caso em geral já sugere sua importância para a temática político-ambiental ao afirmar que o método é apropriado para situações onde o pesquisador tem pouco controle, quando os limites do fenômeno e do seu contexto não estão claros e cujo enfoque está em algum fenômeno contemporâneo.

Outra vantagem ainda pouco aproveitada é a capacidade de usar a flexibilidade do método para criar novas hipóteses e teorias e suprir carências neste sentido. Estas novas hipóteses e teorias passíveis de serem testadas subsidiam, assim, outros estudos de caso de caráter mais confirmatório/desconfirmatório, visto que muitas abordagens requerem a pré-existência de boas teorias para que possam prover explicações mais completas.

De fato, existe uma limitação nos casos onde não existam teorias específicas para a temática político-ambiental (ou nenhuma teoria geral que se aplique), visto que muitas das abordagens possíveis possuem como pré-condição a disponibilidade de teorias robustas embasadoras. Outro problema é a dificuldade de escolher casos relevantes e generalizáveis, que o nem sempre é possível.

Por outro lado, é importante salientar que, da mesma forma que os estudos de caso complementam outros tipos de pesquisa, as diversas formas de análise e extração de inferências também podem ser utilizadas de forma complementar nos estudos de caso sobre a interface política-meio ambiente.

Vantagens e limitações das abordagens específicas

Anteriormente descrevemos cinco abordagens utilizadas para realizar inferências nos estudos de caso, a saber: análises de covariância, *process tracing* causal, testes de congruência, uso de contrafactuals e comparação de casos. Aqui debateremos as vantagens e limitações destas abordagens especificamente para as pesquisas sobre política ambiental.

As análises de covariância trazem várias vantagens para os estudos de caso com enfoque em interfaces político-ambientais. Sua semelhança com experimentos controlados favorece os casos onde as consequências políticas da degradação ambiental estão fortemente ligadas a fatores naturais mais fáceis de contabilizar (ex: efeito da chuva ácida no desempenho agrícola e consequente impacto político). Outra vantagem é não ter que realizar observações empíricas de todo processo causal, sendo possível extrair conclusões abstratas originadas da teoria que está sendo utilizada como base. Porém, esta vantagem pode se transformar numa limitação caso não existam teorias disponíveis. Neste caso pode-se tentar procurar teorias mais amplas, fora do campo ambiental, para serem usadas na abordagem.

O método de *process tracing*, bem mais distante do desenho quase experimental das análises de congruência e dos testes de congruência, talvez seja a abordagem de maior sucesso nas pesquisas sobre política ambiental. Existem vários exemplos de bons estudos de caso nesta área que utilizaram *process tracing* causal como forma de análise, e que inclusive serviram de base para volumes inteiros na área de política internacional ambiental: Haas et al. (1993) compilam uma série de estudos que aplicaram, com sucesso, análises causais para investigar a eficácia das instituições internacionais em relação a sete questões ambientais, complementadas por rigorosas análises de contrafactual hipotéticos; Victor et al. (1998) editam um livro sobre a implementação e eficácia de tratados internacionais de meio ambiente que inclui 14 estudos de caso que utilizam esta abordagem; por fim, Rosendal (2000) utiliza *process tracing* para analisar o processo de implementação de um regime ambiental, em um volume sobre a Convenção sobre Diversidade Biológica que enfoca os países em desenvolvimento.

Para compreender como uma análise de *process tracing* causal de um fenômeno político-ambiental funciona na prática, exemplificaremos com um estudo por Kotov & Nikitina (1998) sobre a implementação e eficácia de um regime sobre chuva ácida na Rússia, a Convenção sobre a Poluição Atmosférica Transfronteiriça a Longa Distância. Estes autores realizaram uma análise aprofundada de diversos aspectos da convenção no país, principalmente o histórico do regime (inclusive sua implementação doméstica e os níveis de *compliance* nacional) e os efeitos comportamentais do acordo em diversas áreas. Assim, puderam traçar uma história completa sobre a causa e o efeito do processo em foco, concluindo que o regime estudado teve maior importância política para a Rússia que eficácia ambiental propriamente dita.

É importante lembrar que neste caso, o uso de *process tracing* foi possível devido à escolha de um regime com um histórico relativamente longo (a convenção enfocada, que possui também oito protocolos, foi assinada em 1979 e ratificada em 1983); ademais, os autores tiveram o cuidado de não confundir instâncias de correlação com relações verdadeiras de causa e efeito, distinguindo os processos de implementação e *compliance* do regime (Victor et al., 1998). Afinal, uma das principais limitações da abordagem de *process tracing* é a grande quantidade de dados necessários para construir a cadeia causal de onde as inferências serão extraídas. Na prática, isso se traduz num esforço de campo grande (e muitas vezes custoso) para o pesquisador, ou mesmo na

impossibilidade de realização quando as informações necessárias não são suficientes em quantidade e/ou profundidade. Assim, é um método mais apropriado para temas de pesquisa com histórico suficientemente longo e bem documentado; a eficácia de regimes ou políticas públicas recém-implementadas, por exemplo, dificilmente se beneficiariam desta abordagem.

Um exemplo relevante, delineado por Homer-Dixon (1996), é o do estudo de causa e efeito em sistemas político-ecológicos complexos que levam à violência devido à escassez ambiental; neste caso, o autor defende que a maioria dos princípios metodológicos utilizados na ciência política é inapropriada para este tipo de pesquisa devido à pouca compreensão que se tem dos sistemas políticos-ecológicos. Assim, advoga uma pluralidade metodológica que deve se iniciar com o uso de *process tracing* causal e passar para outros métodos de acordo com cada estudo. Por outro lado, este autor salienta que o conceito de causalidade é impreciso, principalmente nos estudos que mesclam variáveis sociais e ambientais, o que deve ser levado em consideração na hora de traçar o procedimento metodológico. Uma alternativa apontada seria enfocar não apenas a causa, mas também o efeito, em uma relação caracterizada por sete variáveis: necessidade, força, proximidade, exogeneidade, multicausalidade, interatividade e não-linearidade. Ademais, salienta a importância do método escolhido para testar as hipóteses; segundo ele, é preciso ir além dos modelos utilizados nas ciências naturais para obter uma compreensão mais aprofundada das questões político-ecológicas (Homer-Dixon, 1996).

O uso de contrafactuals é talvez a forma mais promissora de extrair inferências sobre o mundo político-ambiental, já tendo sido usado com sucesso em vários estudos. Além dos trabalhos compilados por Haas (1993) mencionados anteriormente, podemos citar: Mitchell (1994), em estudo sobre o cumprimento de dois regimes relativos à poluição marinha por petróleo (como estariam os níveis de conformidade com e sem as mudanças de regras?); a série de estudos sobre a eficácia de regimes internacionais de meio ambiente compilados por Miles et al. (2002); alguns dos estudos do volume sobre a implementação e eficácia de acordos ambientais compilado por Victor et al. (1998), entre outros. Uma de suas grandes vantagens é a possibilidade de delinear explicações e criar hipóteses e até mesmo teorias quando não há grandes quantidades de informações e/ou casos observáveis no mundo real. Por outro lado, não pode ser realizado sem

embasamento teórico: as análises de contrafactuals de boa qualidade devem levar em conta as teorias disponíveis.

Para uma melhor compreensão do uso deste método na área político-ambiental, utilizaremos como exemplo o estudo de Wettestad (2002a) sobre os regimes que tratam da destruição da camada de ozônio, a chamada Convenção de Viena e seu respectivo Protocolo de Montreal. Neste trabalho, o autor analisa dois pontos de vista opostos: 1) qual a melhoria relativa da situação da camada de ozônio usando como base um cenário sem a existência da convenção e 2) qual a distância de um ótimo coletivo ideal. No primeiro caso, analisa a questão do cumprimento (*compliance*) baseado nas evidências palpáveis, bem como a possível influência de outros instrumentos implementados na mesma época. No caso do coletivo ótimo, utiliza as recomendações científico-tecnológicas e políticas existentes, não sem questionar suas limitações devido à falta de dados completos. Baseado nestes dois contrafactuals, bem como em outros tipos de análise (principalmente histórica), conclui que os acordos estudados foram altamente eficazes por terem causado mudanças comportamentais significativas, principalmente nos países do norte.

Porém, vale salientar que a natureza do problema em questão facilitou o uso de contrafactuals neste estudo; apesar da complexidade do problema da camada de ozônio, a fonte de degradação se restringe a uma quantidade relativamente pequena de substâncias produzidas, principalmente, num grupo reduzido de países. Uma questão como a das mudanças climáticas, por exemplo, certamente seria mais complicada de analisar desta forma, devido à quantidade ainda maior de variáveis envolvidas.

Semelhante às análises de covariância, os testes de congruência permitem realizar análises qualitativas relativamente “controladas” e possuem vantagens e limitações parecidas. Porém, conforme mostrado anteriormente, permitem extrair previsões mais diversificadas por não se limitar à covariância das variáveis verificando a congruência (ou não) entre as observações realizadas e as previsões que o pesquisador construiu a partir das teorias disponíveis (Bennett, 2004; Blatter & Blume, 2007; 2008b). Assim, como no caso das análises de covariância, é preciso haver teorias robustas disponíveis, bem como dados palpáveis para a realização dos testes. Neste sentido, é um método bastante interessante para casos com disponibilidade de índices e outros indicadores socioambientais.

Na prática, podemos exemplificar os testes de congruência com um estudo que analisa a regulamentação ambiental relativa ao lago de Constança, um corpo de água transnacional localizado na Alemanha, Áustria e Suíça. Discutindo desde teorias racionalistas até enfoques sócio-construtivistas, o autor testa a congruência das expectativas em torno da gestão conjunta do lago, unindo estas discussões com dados empíricos dos órgãos regulatórios e comparações com outros casos relevantes, além de verificar os valores das variáveis independentes. Ao final, conclui que existe um mecanismo causal por trás do desempenho das regulamentações ambientais da área que vai além da problemática e contexto do próprio lago (Blatter, 2004; Blatter, 2007 apud Blatter & Blume, 2007).

Por fim, a comparação entre casos (estudo de caso múltiplo) é outra abordagem frequentemente usada nos estudos de caso sobre política ambiental. É preciso cautela na hora de comparar os casos para evitar erros inferenciais e, antes de tudo, é necessário deixar claro o que está sendo comparado. Existem várias possibilidades comparativas num estudo sobre regimes ambientais, por exemplo, onde o enfoque pode ser: a eficácia do regime em diversos países, o processo de implementação de diferentes regimes, o nível de *compliance* dos países-membro de uma determinada convenção, entre outros. Apesar de não ser um estudo de caso comparativo por si, por reunir vários estudos de caso, o livro compilado por Miles et al. (2002) sobre a eficácia de regimes ambientais dá uma ideia interessante das possibilidades dos estudos de caso neste sentido. Tentando responder por que algumas convenções são eficazes e outras não, compara 14 estudos de caso, classificando-os em três grupos: regimes eficazes, regimes de baixa eficácia e regimes mistos.

Nesta abordagem, há o perigo de atribuir muita representatividade aos casos e confundir, perdendo a profundidade e detalhamento inerente aos estudos de caso, bem como a dificuldade de encontrar casos passíveis de serem comparados na área político-ambiental. Por outro lado, permite uma maior possibilidade de extração, o que nem sempre é possível aos estudos de caso em política ambiental. Também há uma maior facilidade de aplicar teorias mais abrangentes de outras áreas quando não há teorias específicas às questões político-ambientais. Outra vantagem é a possibilidade de criar teorias tipológicas, de grande valia na área.

Dentre as cinco abordagens discutidas (cujas vantagens e desvantagens são resumidas no Quadro 05), duas se destacam das demais para uso nas pesquisas político-ambientais: *process tracing* e o uso de contrafactuals. A primeira pela possibilidade de realizar estudos detalhados e ao mesmo tempo abrangentes, construindo uma cadeia completa de causa e efeito. Já a segunda abordagem é extremamente útil em casos recentes e com poucos dados, como os problemas ambientais que têm surgido nas últimas décadas e para os quais ainda não existem muitos dados biológicos disponíveis, por exemplo. Entretanto, como foi mostrado, estas abordagens se encontram em posições quase que opostas em termos de vantagens práticas e aplicabilidade. Realizar um estudo de *process tracing* causal requer uma quantidade de dados que nem sempre está disponível no meio ambiental, para que toda a cadeia de processos envolvidos no tema estudado possa ser acompanhada. Por outro lado, quando estes dados existem, as possibilidades explicativas são, na maioria dos casos, bem superiores às das outras abordagens. Já o uso de contrafactuals requer, pelo menos em tese, uma quantidade menor de dados por ser um exercício de certa forma “fictício”; porém, para que os resultados possam ser transpostos para a realidade, precisa estar solidamente fundada no campo teórico. Por isso, o uso complementar destas e das outras abordagens, seja em um ou mais estudos sobre o mesmo tema de política ambiental, é extremamente útil para o desenvolvimento empírico e teórico desta sub-disciplina.

De forma geral, temos que a interface política-meio ambiente é uma área com inúmeras possibilidades de estudo e que, apesar de requerer alguns cuidados metodológicos distintos, pode se beneficiar consideravelmente de estudos de caso e suas diversas possibilidades de análise e extração de inferências.

Foi visto que as cinco abordagens utilizadas nos estudos de caso discutidas aqui (análises de covariância, uso de contrafactuals, *process tracing* causal, testes de congruência e comparação entre casos) podem e devem ser utilizadas de forma complementar. Seria interessante, também, promover mais estudos colaborativos entre diversos pesquisadores e grupos de pesquisa, otimizando o uso das abordagens possíveis e de sua complementaridade. Afinal, os estudos em política ambiental vêm contribuindo de forma crescente para a ciência política como um todo e a metodologia de estudos de caso é mais um instrumento para que isso continue a acontecer.

Quadro 05. Vantagens e limitações de cinco das principais abordagens qualitativas utilizadas na metodologia de estudo de caso para as pesquisas sobre política ambiental.

Tipo de abordagem	Vantagens	Desvantagens
Análises de covariância	Sua semelhança com um experimento controlado favorece os casos onde as consequências políticas estão fortemente ligadas a fatores estritamente ambientais; várias sub-abordagens podem ser utilizadas; não é necessário realizar observações empíricas de todo processo causal, sendo possível extrair conclusões abstratas baseadas na teoria que está sendo utilizada	O estudo pode ser afetado negativamente (ou ser impossível de realizar) se houver falta de teorias robustas
Uso de contrafactuals	Permite delinear explicações e criar hipóteses e até mesmo teorias quando não há grandes quantidades de informações e/ou casos observáveis no mundo real	Apesar da existência de teorias embasadoras não ser sempre necessária, as análises de contrafactuals de boa qualidade preferencialmente devem ter forte embasamento teórico, o que nem sempre é possível
<i>Process tracing causal</i>	Fornece explicações robustas e completas para problemas políticos ambientais; permite tanto elementos dedutivos (com uso de teorias disponíveis) quanto indutivos (com a possibilidade de encontrar variáveis acidentalmente omitidas)	Necessita de evidências contínuas entre a causa e efeito do tema pesquisado, frequentemente indisponível para as questões político-ambientais; pode ser inviabilizado quando não há teorias robustas para serem usadas nas deduções; variáveis omitidas acidentalmente podem causar erros inferenciais graves, o que pode incluir variáveis socioambientais ainda não conhecidas
Testes de congruência	Aliada à(s) teoria(s) disponíveis, é possível criar previsões ricas com base nas mais diversas fontes e sobre diversos fatores do processo, sendo possível utilizar índices e outros indicadores socioambientais	É difícil de aplicar se não houver teorias robustas que possam ser usadas como base para as previsões ou dados disponíveis sobre o tema
Comparação entre casos	Maior capacidade de extração; maior facilidade de aplicar teorias de outras áreas; possibilidade de criar teorias tipológicas	Possíveis erros inferenciais; perigo de atribuir muita representatividade aos casos; dificuldade de encontrar casos passíveis de serem comparados

*Fonte: Elaboração da autora com base em Fearon (1991), Bennett (2004) e Blatter & Blume (2007; 2008a; 2008b).

2.4. Abordagens metodológicas para analisar a eficácia dos regimes ambientais³⁷

A grande quantidade de problemas ambientais transfronteiriços citada anteriormente possibilitou a criação de um número avassalador de tratados relacionados; somente o Brasil já ratificou 27 atos multilaterais globais, cinco regionais e 16 bilaterais, num total de 48 atos ligados ao meio ambiente (MMA, 2008). Entretanto, a criação de um regime por si só não garante sua implementação nem tampouco a obtenção plena de seus objetivos (ou, menos ainda, a resolução do problema em questão). Este fato vem estimulando um debate interessante: os regimes internacionais são realmente eficazes para tratar de questões de meio ambiente?

O estudo da eficácia dos regimes de meio ambiente representa um campo importante dentro da ciência política e áreas correlatas, cujos resultados e reflexões podem contribuir para a melhor implementação dos atos internacionais e para a saúde do planeta como um todo. Afinal, estes estudos trazem a possibilidade de compreender as condições pelas quais os regimes falham ou obtêm sucesso (Underdal, 1992; Zürn, 1998). A presente seção discute os principais métodos de análise da eficácia dos regimes internacionais de meio ambiente.

Conforme apresentado anteriormente, os estudos sobre eficácia começaram a ganhar consistência teórico-metodológica a partir da contribuição de Underdal (1992) e sua posterior discussão com Young e outros sobre as formas de avaliar esta eficácia, no que passou a ser conhecido como a solução Oslo-Potsdam (Helm & Sprinz, 2000; Young, 2001; 2003; Hovi et al., 2003a; 2003b).

Grande parte dos estudos da eficácia utiliza como abordagem metodológica básica o estudo de caso. De fato, Bennett & Elman (2007) argumentam que este método foi fundamental para o desenvolvimento das relações internacionais como subdisciplina da ciência política. Porém, o estudo de caso comporta diversos tipos de opções analíticas, as quais serão discutidas a seguir.

Quer seja qualitativamente, quantitativamente ou de forma mista, existem várias maneiras de estudar a eficácia de um regime ambiental. Sprinz (2000) sugere que a busca por ferramentas de avaliação internacional levem em conta quatro perguntas:

³⁷ Uma versão desta seção foi publicada na revista *Contexto Internacional* (Steiner & Medeiros, 2011).

1. Como definimos, conceitualmente, a eficácia dos regimes?
2. Que métodos podem assegurar que o regime internacional (e não outros fatores) é responsável pelos efeitos?
3. Quais são os achados empíricos sobre a eficácia dos regimes?
4. Como podemos explicar a variação na eficácia dos regimes?

No caso dos acordos de meio ambiente, é possível listar quatro principais abordagens (que podem se sobrepor): o uso de simulações, a avaliação de modelos comportamentais, a análise de mecanismos causais e a utilização de instrumentos comparativistas. Independentemente do tipo de análise, é importante deixar claro o método escolhido, utilizar um único parâmetro de avaliação no mesmo estudo (Underdal, 1992) e conhecer as implicações da abordagem escolhida.

2.4.1. Usando simulações

Conforme apresentado anteriormente, o uso de simulações consiste em projetar cenários hipotéticos sobre como as coisas seriam caso a situação enfocada não tivesse ocorrido ou soluções perfeitas onde tudo o que é possível foi atingido (Fearon, 1991). Similarmente, pode-se realizar um exercício sobre o que ocorreria se certa variável tivesse um valor específico (Bennett, 2004). De forma ideal, se utiliza os diferentes tipos de contrafactual complementarmente, com o cuidado de não usar os valores derivados de cada um de maneira equivalente (Underdal, 1992). Fearon (1991) argumenta que os contrafactuals possuem papel importante dentro da ciência política por ajudar na delinearção de hipóteses causais, principalmente em estudos de N pequeno; os contrafactuals também podem ser usados em conjunto com outras abordagens (*cf. infra*). Depois, é importante salientar que as simulações precisam estar de acordo com as teorias existentes e com os resultados de outros estudos que na mesma área. Ou seja, sem bases teóricas sólidas, simulações como estas dificilmente terão valor acadêmico.

O uso de simulações não se limita a estudos puramente qualitativos. No campo da eficácia vem-se desenvolvendo coeficientes numéricos restritos por limites superiores e inferiores; ou seja, o ótimo coletivo ($OC=1$) e o contrafactual do não-regime ($NR=0$), respectivamente (conforme representado anteriormente pela Figura 01).

Este índice, denominado de solução Oslo-Potsdam (Sprinz & Helm, 1999; Helm & Sprinz, 2000; Hovi et al., 2003a; 2003b; Sprinz, 2005), aplica escores numéricos para a eficácia de regimes individuais com base em dados documentais e entrevistas com especialistas e atores-chave.

Young (2001: 109), porém, questiona a validade dos índices na avaliação da eficácia e questiona se é realístico acreditar na possibilidade de construir índices “genéricos o suficiente para se aplicar a um amplo espectro de regimes, mas ao mesmo tempo substantivos o bastante para serem úteis a quem deseja comparar e contrastar a performance de regimes individuais”. Por outro lado, ressalta que a criação de um bom índice comum de eficácia seria altamente benéfica para o campo. E, apesar de ser um dos seus maiores críticos (ver Young 2001, 2003), elege a solução Oslo-Potsdam como uma das melhores tentativas existentes de explicar a eficácia dos regimes internacionais (Young, 2001).

Miles et al. (2002), mencionados previamente, conseguiram compilar uma série de estudos que aplicam simulações com sucesso. O volume reúne o resultado de pesquisas sobre 14 regimes ambientais que usaram uma variante da solução Oslo-Potsdam. Conforme apresentado por Underdal (2002) em um dos capítulos introdutórios, as pesquisas reunidas conseguiram transformar os resultados qualitativos/verbais encontrados por meio de *process tracing* (*cf. infra*) em escores numéricos que, por sua vez, permitiram posicionar os regimes em uma escala ordinal.

2.4.2. Avaliando modelos comportamentais

Young (2001a) compara modelos de ação coletiva *versus* modelos de práticas sociais (ambos como efeitos comportamentais de regimes ambientais) para testar as predições a respeito dos acordos; o primeiro enfoca os membros formais do regime (ou seja, os signatários) e o segundo inclui outros atores. O modelo de ação coletiva prevê que os regimes serão frágeis e que as violações e o não cumprimento de suas diretrizes serão comuns; enquanto o modelo de práticas sociais prevê a sobrevivência e o sucesso dos regimes pelo fato de que “não deve haver relação discernível entre a conformidade e a execução” (Young, 2001a: 24).

Entretanto, o autor destaca que é necessário cautela nas escolhas metodológicas ao realizar estes testes, criando programas de pesquisa que mesclam várias abordagens. No caso da eficácia, Young (2001) argumenta que é possível identificar a variância de um determinado fenômeno (como os mecanismos de execução de um regime) conduzindo experimentos naturais. Já ensaios laboratoriais podem ser aplicados na forma de modelos ou simulações, com a possibilidade de controlar fatores individualmente, de maneira artificial. Porém, neste caso é preciso cuidado ao extrapolar os resultados para o mundo real. O uso de contrafactuals é um exemplo de como isso pode ser feito, conforme descrito anteriormente.

Young (2001a) também ressalta que avaliar modelos comportamentais pode trazer resultados distintos e até mesmo opostos, cada qual comprovando o modelo em questão, sem apoiar uma teoria unificada para explicar como os regimes podem resolver problemas de meio ambiente. Contudo, afirma que apesar de uma teoria assim ser desejável, é de igual importância compreender as condições sob as quais os diferentes modelos comportamentais prevalecem; afinal, todos estes resultados irão aprofundar o conhecimento sobre o papel das instituições internacionais em geral.

2.4.3. Rastreando os processos causais

O rastreamento dos processos causais ou *process tracing* é uma das abordagens mais comuns na análise da eficácia dos regimes, frequentemente usada na forma de estudo de caso³⁸. Bennett & Elman (2006) afirmam que esta abordagem permite revelar traços do mecanismo causal em hipótese usando apenas um ou alguns casos. Afinal, apesar das evidências fornecidas pelos casos geralmente terem pesos variados e não serem comparáveis entre si, o conjunto de informações obtido sobre o mecanismo em questão possibilita tirar conclusões sobre a viabilidade ou não de uma explicação. Assim, *process tracing* é definido por George & Bennett (2005 apud Tansey, 2007) como um método que objetiva identificar o processo causal entre uma ou mais variáveis independentes, bem como o resultado da variável dependente. Dentro desta definição, os mecanismos causais seriam processos físicos, sociais ou psicológicos impossíveis de se observar, mas pelos quais os agentes causais agem em contextos específicos. Indo um

³⁸ Para uma discussão geral sobre o estudo de processos causais em sistemas político-ecológicos, inclusive o uso de *process tracing*, ver Homer-Dixon (1996).

pouco mais além, Falleti (2006) descreve o método de rastreamento dos processos causais guiados pela teoria (*theory-guided process-tracing*), uma abordagem que requer narrativas teoricamente explícitas que tracem e comparem sequências de eventos.

Tomando como base o trabalho de Keohane et al. (1993), Zürn (1998: 640) exemplifica o rastreamento de processos causais na prática:

“A ideia fundamental do rastreamento de processos causais é avaliar a causalidade registrando cada elemento da cadeia causal. Considere, por exemplo, a noção do aumento de interesse por parte do governo [sobre determinada questão]. Para poder avaliar a eficácia institucional neste sentido, parece ser necessário, primeiramente, descrever atividades institucionais eficazes, tais como “disseminar conhecimento científico” relacionado a este mecanismo causal. Segundo, deve-se confirmar se a informação afetou o raciocínio dos tomadores de decisão nacionais na maneira determinada pelo mecanismo causal. Terceiro, deve haver um resultado político no nível nacional ou social que esteja alinhado com o respectivo conhecimento científico. Somente se todos os passos sucessivos são demonstrados por meio de evidências descritivas (...) pode-se falar de eficácia institucional por meio do mecanismo causal ‘aumento do interesse governamental’”.

Complementarmente, Stokke (2007) aponta que os mecanismos causais avaliados nos estudos de eficácia geralmente podem ser classificados em três grupos: mecanismos utilitários, normativos ou cognitivos. No primeiro caso, os regimes atuariam na racionalidade dos atores, alterando seu comportamento ao mudar a percepção que estes têm da utilidade de cada opção comportamental relacionada ao problema tratado pelo regime. Na categoria normativa, o regime serviria para mudar a percepção da atratividade normativa das ações necessárias à resolução do problema. Por fim, no quesito cognitivo, os regimes influenciariam os atores num nível de sensibilização, fazendo com que estes passassem a ter mais consciência do problema, de suas consequências e das possíveis soluções.

Um exemplo pioneiro de *process tracing* na avaliação da eficácia dos regimes ambientais é o volume compilado por Haas et al. (1993), onde se aplicou, com sucesso, análises causais para investigar sete problemas globais, complementadas por rigorosas análises contrafactualis. Assim, identificaram-se diversos elementos de eficácia possíveis, os mecanismos pelos quais atuam para, então, avaliar o real funcionamento destes mecanismos.

Existem, todavia, críticas a esta abordagem. Zürn (1998), por exemplo, acredita que a mesma poderia ser mais sistemática ao deixar claro, de antemão, que tipo de evidências pode ser usado como indicador da existência de um mecanismo causal. Além disso, aponta que estes indicadores precisam ser descritivos, não podendo conter afirmações causais inclusas ou subentendidas.

2.4.4. Aplicando instrumentos comparativistas

Em uma recente revisão do método comparativo dentro da ciência política, Schmitter (2009) conclui que a distinção entre a política comparada e as relações internacionais deve ser extinta; na sua opinião, a diferença atual não é entre disciplinas ou subdisciplinas, mas ontológicas, onde o uso ou não de abordagens comparativistas dependerá de cada situação. Também aponta para a análise comparativa qualitativa (*qualitative comparative analysis – QCA*), criado por Charles Ragin (Ragin, 1987 apud Young, 2001), como ferramenta promissora neste campo. Isso é corroborado por Young (2001), que argumenta que o QCA, bem como as análises comparativas de forma geral, pode contribuir muito para o estudo da eficácia dos regimes ambientais. Neste sentido, sublinha a importância do desenvolvimento da Base de Dados dos Regimes Internacionais³⁹. Até recentemente este banco de dados continha informações de 172 elementos de 23 regimes e há potencial para que este número ultrapasse 100 acordos nos próximos anos (ver Young & Zürn, 2006). Um exemplo de estudo que usa esse banco de dados é Hall (1998), que analisa a gestão internacional comum de estoques pesqueiros.

³⁹ O *International Regimes Database – IRD*, ferramenta criada por um grupo de pesquisadores estadunidenses e alemães, codificou aspectos diversos relacionados 23 regimes internacionais de meio ambiente; encontra-se disponível para download em <http://www.fernuni-hagen.de/polis/lg2/projekte/InternationalRegimesDatabase.shtml>

Zürn (1998) define uma comparação como uma “abordagem quase estatística que deve ser usada para resolver o problema da 'razão entre o número de variáveis e casos' inerente às pesquisas de estudo de caso qualitativas” e prossegue afirmando que, neste tipo de pesquisa, variáveis relativas aos resultados do regime que não possuem afirmações causais implícitas devem ser correlacionadas com variáveis independentes observáveis. Salienta que, neste caso, a eficácia não pode ser usada como variável dependente, nem tampouco as mudanças pós-regime; neste último caso, jamais podem ser consideradas como variáveis dependentes por serem específicas para cada caso e, assim, não poderem ser comparadas.

Na ausência de casos adequados para comparar, autores como Sprinz (2000) sugerem análises de todo o ciclo de vida de um regime, comparando-se as suas diferentes fases entre si (para um exemplo do uso desta abordagem, ver também Hejny, 2007). Ele também aponta que, malgrado a dificuldade (ou impossibilidade) de fazer experimentos controlados com regimes internacionais, em alguns casos é possível montar quase-experimentos (experimentos naturais) por meio de avaliações do tipo antes e depois. Neste caso, o enfoque não é apenas nas mudanças da variável antes e depois da implementação do regime, mas sim o estudo de todo o ciclo do acordo (formação, implementação e impacto) para então extrair conclusões sobre sua eficácia. Entretanto, é preciso tomar o cuidado de evitar confusões conceituais com áreas de estudo correlatas, conforme apresentado anteriormente. Por outro lado, tais ciclos remetem ao dinamismo dos regimes, que precisa ser levado em conta nas análises de eficácia (Underdal, 1997; Sprinz, 2000; Hejny, 2007).

2.4.5. Do global ao nacional: considerações sobre o estudo da eficácia para países individuais

Estudar a eficácia de um regime ambiental no âmbito específico de uma ou mais partes é uma oportunidade para obter maior aprofundamento acerca dos elementos de eficácia. De fato, tal detalhamento favorece ainda mais na descoberta de dados empíricos sobre a eficácia. Usando como exemplo o caso do regime de biodiversidade, Inoue (2004) afirma que faltam estudos que abordem os resultados globais e locais de forma integrada. Ressalta-se que o foco desse tipo de estudo, apesar de necessariamente

analisar as políticas públicas do país em questão (Sprinz, 2000), ainda é a política internacional. Usando, mais uma vez, o exemplo de Inoue (2004):

“A separação entre esses dois conjuntos de literaturas, uma com foco nos aspectos internacionais-globais, outra nos aspectos locais-regionais, dificulta uma visão integrada sobre a questão da biodiversidade. Assim, nas tentativas de análise, as dimensões global e local acabam se separando, enquanto na realidade as duas são interrelacionadas. A proteção global da biodiversidade depende de ações locais. Por outro lado, essas são, em parte, resultados de processos globais” (p. 1).

Neste contexto, é possível utilizar todas as abordagens de avaliação da eficácia apresentadas anteriormente, a saber: estudos de caso, simulações, modelos comportamentais, rastreamento de processos causais e instrumentos comparativistas. Entretanto, alguns passos adicionais precisam ser destacados. Primeiramente, é necessário ao pesquisador conhecer (por meio da literatura ou de investigação própria) a eficácia geral (global) do regime a fim de poder situar a situação do país ou países enfocados dentro desse cenário. Em segundo lugar, dentro da(s) abordagem(ns) escolhida(s), alguns pontos deverão ser complementados e/ou transpostos para o âmbito nacional, tais como: os relacionamentos entre países (ou seja, analisa-se a relação entre ministérios, órgãos governamentais ou não-governamentais, etc.), a construção dos contrafactual ótimo e de ausência do regime no cenário internacional (no cenário nacional), a criação de instituições internacionais responsáveis (nacionais), entre outras possibilidades. Por fim, no caso dos instrumentos comparativistas, novas possibilidades surgem: ao invés de comparar a eficácia de diferentes regimes, é possível comparar a eficácia de determinado regime em mais de um país, ou mesmo do desempenho de um país com o cenário ótimo e de ausência do regime.

Vale salientar que os mesmos cuidados em relação a conceitos (ex: conceito de eficácia), metodologia e teoria também deverão ser observados. Nesse sentido, uma questão que se torna ainda mais proeminente é a forma de assegurar que os métodos utilizados podem, verdadeiramente, verificar que o regime internacional é responsável pelos efeitos observados, e não outros fatores. É importante lembrar, também, do

dinamismo dos regimes, que frequentemente passam por “ciclos de vida” com níveis de eficácia distintos, (a este respeito ver, por exemplo, Underdal, 1997; Sprinz, 2000; Hejny, 2007), o que também pode afetar e/ou acontecer em seus países-parte.

2.5. Objetivos e metodologia utilizados no trabalho

2.5.1. Objetivos

Esta pesquisa teve por objetivo principal avaliar a eficácia da Convenção da Diversidade Biológica no Brasil, com foco na biodiversidade marinha, no intuito de contribuir para o conhecimento dos elementos de eficácia dos regimes internacionais de meio ambiente. Assim, trouxe os seguintes objetivos específicos:

- a) Criar cenários baseados em uma situação ótima e de não-regime a fim de comparar e situar a eficácia da CDB no Brasil em termos de sua performance real, com considerações específicas acerca da conservação da biodiversidade marinha;
- b) Construir uma cadeia causal entre os elementos de eficácia já revelados pela literatura (tipo e estrutura do problema, contexto político e capacidade de resolução do problema) e a eficácia da CDB no país;
- c) Confrontar a performance da CDB com a de outros regimes ambientais de desempenho semelhante, conforme disponível na literatura;
- d) Comparar a performance da CDB no Brasil com a situação do acordo em outros países com estudos disponíveis.

2.5.2. Pressupostos teóricos, conceitos e variáveis

Este trabalho parte de um pressuposto ontológico onde os seres humanos e o restante do meio estão interligados e possuem a capacidade de influir um no outro; assim, o planeta é visto aqui como um ambiente dinâmico de interação de fatores antropogênicos e não-antropogênicos. Isso insere a conservação da biodiversidade em um contexto no qual tanto os seres humanos podem provocar, diretamente, perdas e

danos à biodiversidade planetária, como tais perdas e danos podem trazer consequências graves para a humanidade. Ademais, considera que alterações também podem ser causadas sem interferência antrópica.

Como são mesclados dados baseados em efeitos políticos observáveis e indicadores biológicos, torna-se inevitável que a princípio o trabalho traga uma postura epistemológica positivista-realista, no sentido da realidade biológica e seus desdobramentos políticos independarem do pesquisador. Entretanto, é impossível não haver aspectos interpretativos; afinal, como lembram Hovi et al. (2003b), o conceito de eficácia dos regimes já é, em si, normativo.

O segundo pressuposto é de que os regimes ambientais importam sim, ao considerar a definição mais restrita de Keohane (1989) apresentada anteriormente e novamente abaixo. Assim, quatro conceitos são centrais a este trabalho:

- ▲ Regimes internacionais – “instituições com regras explícitas, acordadas entre os governos, que são pertinentes a grupos específicos de temas nas relações internacionais” (Keohane, 1989);
- ▲ Eficácia dos regimes – poder de resolução (inclusive em termos de mudança de comportamento) de um problema internacional, por meio de um acordo bilateral ou multilateral, conforme comparação com algum referencial;
- ▲ Regime ambiental eficaz – arranjo internacional bilateral ou multilateral com capacidade de resolver um determinado problema, trazendo mudanças de comportamento político alinhadas aos objetivos do acordo e/ou melhorias no meio ambiente, e cujos resultados possam ser mensuráveis quando comparadas a algum referencial;
- ▲ Diversidade biológica ou biodiversidade – “variabilidade de organismos vivos de todas as origens e os complexos ecológicos de que fazem parte: compreendendo ainda a diversidade dentro de espécies, entre espécies e de ecossistemas” (UN, 1992).

Sendo os regimes importantes, o trabalho trata a eficácia dos regimes como variável dependente, sendo o problema em questão “como conservar a biodiversidade

planetária em termos políticos globais?”. Assim, três dos principais elementos de eficácia apresentados pela literatura até o momento são utilizados como variáveis independentes: tipo e estrutura do problema, contexto político e capacidade de resolução do problema. Estas variáveis, já apresentadas na primeira seção do trabalho, serão discutidas mais profundamente em termos de biodiversidade ao longo do texto; por ora, estão resumidas no Quadro 06, onde são listados seus respectivos componentes.

Quadro 06. Variáveis independentes utilizadas no trabalho para avaliar a eficácia da Convenção sobre Diversidade Biológica no Brasil, tendo como base a eficácia do regime como variável dependente.

Variável independente	Componentes
Tipo e estrutura do problema	Caráter do problema
	Estado do conhecimento
Contexto político	Ligações com outros problemas
	Motivos ulteriores
	Visibilidade doméstica
Capacidade de resolução do problema	Cenário institucional
	Nível de integração da comunidade epistêmica
	Distribuição de poder
	Habilidade e esforço político
	Liderança internacional

2.5.3. Eficácia da CDB: principais passos da análise

A fim de sintetizar parte do que já foi descrito até o momento e facilitar a compreensão do trabalho, serão listados aqui os principais passos necessários para analisar a eficácia de um regime internacional de meio ambiente, baseando-se principalmente no trabalho de Underdal (1992; 2002; 2002a). A escolha da presente pesquisa é apresentada após cada passo e questionamento feito por este autor:

1. Definição precisa do objeto a ser estudado (a Convenção sobre Diversidade Biológica no Brasil, mais especificamente quanto à biodiversidade marinha):
 - a) *Os custos de produção e manutenção do acordo foram levados em consideração?* Não foi possível efetuar esse cálculo.
 - b) *O sucesso foi baseado unicamente em termos dos benefícios líquidos ou num conceito mais amplo de concretização?* Baseia-se num conceito mais amplo, visto que o aprendizado institucional (por exemplo) também é considerado parte deste sucesso.
 - c) *A capacidade institucional e a quantidade de energia política foram considerados?* Dois dos três elementos de eficácia considerados são a capacidade de resolução do problema e o contexto político, respectivamente. Conforme será visto ao longo do trabalho, no primeiro caso inclui-se o cenário institucional, a distribuição de poder, a liderança e a habilidade e esforço político. No caso do contexto político, analisam-se ligações com outros problemas, motivos ulteriores e visibilidade doméstica.
 - d) *Em qual estágio está o regime e o que foi possível avaliar até este ponto?* O regime encontra-se em estágio de implementação, tendo entrado em vigor em 1993. Assim, o período analisado por este estudo é de 17 anos (1993-2010).
2. Determinação do referencial em relação ao qual o objeto deve ser avaliado e os tipos de operação necessários para aplicar valores de eficácia a um determinado regime:
 - a) Determinação de pontos de referência – de um lado, o contrafactual da não existência da CDB; de outro, o cenário da implementação perfeita do mesmo, ambos baseados em documentos e entrevistas com especialistas no tema, enfocando o Brasil.
 - b) Definição dos fatores de sucesso – os principais elementos de eficácia já revelados pela literatura (tipo e estrutura do problema,

contexto político e capacidade de resolução do problema) e seus respectivos componentes, analisados tendo em mente os objetivos do próprio texto do regime e indicadores biológicos do estado atual da biodiversidade. De forma secundária, são analisados dados relativos à melhoria real do meio ambiente (biodiversidade) no Brasil;

- c) Determinação das unidades de medida – a eficácia foi medida em termos político-institucionais (efeitos políticos observáveis). Porém, de forma secundária e complementar, realiza-se uma análise da eficácia em termos biológicos e ecológicos (melhorias reais no meio ambiente, utilizando indicadores de biodiversidade), tecendo-se algumas considerações a esse respeito.

3. Aplicação de “escores” de eficácia (ou, *como se transitou do conceitual ao empírico?*)

- a) Seguindo o trabalho de Helm & Sprinz (1999) e Helm & Sprinz (2000) (ver Figura 01) e utilizando os dados coletados em documentos e por meio de entrevistas com especialistas, a CDB foi situada em uma escala entre os dois referenciais delimitados e classificada utilizando o sistema não numérico de Miles et al. (2002), que classifica os regimes como eficazes, regimes performance mista e de baixa eficácia.
- b) As entrevistas com especialistas reconhecidos entre os diversos atores-chave foram complementadas com documentos governamentais e da ONU, além de legislação pertinente;
- c) Foram utilizadas variáveis dependentes e independentes claras.

2.5.4. Escolha dos dados e da área de estudo

Dada a natureza socioambiental do tema em questão, optou-se por utilizar uma mistura de dados (indicadores biológicos e efeitos políticos observáveis), conforme discutido anteriormente. Os dados biológicos baseiam-se, principalmente, em indicadores de biodiversidade retirados de relatórios e outros trabalhos acadêmicos

sobre o tema (Lewinsohn & Prado, 2000, 2005; Migotto & Marques, 2003; Walpole et al., 2009; Butchart et al., 2010; 2010a; Leadley et al., 2010; McGeoch et al., 2010; Pereira et al., 2010, 2010a; Perrings et al., 2010, 2011; Rands et al., 2010; entre outros). Os dados políticos, por sua vez, têm origem em entrevistas, documentos oficiais e literatura especializada.

Entretanto, conforme lembra Underdal (2002a), a utilização de dados diferentes podem produzir resultados diferentes. Assim, toma-se o cuidado de respeitar este quesito e distinguir quais dados produziram quais resultados.

A relevância atual do tema biodiversidade justificaria este tipo de estudo em boa parte do globo. Porém, destaca-se a especial importância do Brasil, que abriga uma enorme variedade de ecossistemas, inclusive a maior biodiversidade do planeta. Considerando apenas o número de espécies identificadas, o país é lar de cerca de 9,5% do total das espécies conhecidas, número este que sobe para 13,1% ao se considerar em um cálculo que tem com base os 17 táxons⁴⁰ mais conhecidos; assim, estima-se que o número total de espécies ocorrentes no Brasil esteja entre 1,4 e 2,4 milhões (Lewinsohn & Prado, 2005; 2005a). De fato, cerca de 700 novas espécies são descobertas no país a cada ano (Brasil, 2010). Ademais, abriga 12,7% das águas fluviais do planeta (5.190 m^3 por ano) (Brasil, 1999).

Em termos de biodiversidade marinha, é relevante o fato de o Brasil possuir mais de 4.5 milhões de km² de ecossistemas costeiros e marinhos, incluindo áreas de manguezal⁴¹ e recifes de coral. Ademais, sua produção pesqueira (que oscila entre 419.000 e 540.000 toneladas anuais) vem sobre-exploatando diversas espécies comerciais (Brasil, 2010).

Outro fator importante é sua população indígena significativa, que apesar de só representar 0,25% da população brasileira, inclui em torno de 460.000 pessoas vivendo em aldeias de 225 sociedades; ademais, estimativas indicam a existência de mais 100.000 a 190.000 indígenas vivendo em áreas urbanas (FUNAI, 2011). Estas

⁴⁰ Um táxon representa um organismo ou grupo de organismos com características em comum (ICZN, 2011).

⁴¹ Comunidade vegetal de ambiente salobro, localizado na desembocadura de rios, onde cresce uma vegetação especializada, adaptada à salinidade (IBGE, 1992).

populações, em conjunto com a infinidade de outras populações tradicionais existentes, mostram a relevância do país no âmbito do terceiro objetivo da CDB⁴².

O Brasil também se destaca politicamente como um dos líderes do Grupo dos Países Megadiversos Afins (cujos integrantes detém mais de 50% da biodiversidade da Terra), além de ser uma das maiores lideranças globais neste tema (Brandon et al., 2005).

2.5.5. Hipóteses e indagações do trabalho

Em face do exposto até o momento, três questões iniciais podem ser colocadas, entre as quais duas perguntas empíricas e uma pergunta teórica:

- A CDB foi eficaz no Brasil, inclusive em termos de biodiversidade marinha?
- Que fatores institucionais influíram e ainda influem no nível de eficácia da CDB no país?
- Que fatores influem no nível de eficácia de um dado regime?

Assim, as hipóteses testadas pela pesquisa foram:

- H_1 : A CDB é eficaz no Brasil
- H_0 : A biodiversidade do Brasil não estaria significativamente diferente na ausência da CDB.

2.5.6. Metodologia utilizada

A presente pesquisa baseia-se em um estudo de caso de um país (Brasil) no âmbito de uma unidade (a Convenção sobre Diversidade Biológica no conjunto de todas as suas partes). As abordagens utilizadas neste estudo incluíram: *process tracing causal*,

⁴² "...a repartição justa e equitativa dos benefícios derivados da utilização dos recursos genéticos, mediante, inclusive, o acesso adequado aos recursos genéticos e a transferência adequada de tecnologias pertinentes, levando em conta todos os direitos sobre tais recursos e tecnologias, e mediante financiamento adequado" (UN, 1992).

uso de contrafactuals e comparação entre cenários de eficácia (cenário ótimo, contrafactual do não-regime e performance real do país). Comparou-se, também, os resultados obtidos aqui com aqueles de Miles et al. (2002) para três casos de regimes de desempenho semelhante, além da performance da CDB no Brasil com a situação do acordo em três outros países com estudos disponíveis.

Tomando como referencial os traços dos estudos de caso delineados por Gerring (2004), tal metodologia é apropriada para este estudo pelos seguintes motivos: 1) ser de maior profundidade e menor amplitude; 2) apesar de utilizar maior inferência causal que descritiva, busca promover a análise por meio de mecanismos causais; 3) não busca encontrar relações de probabilidade; 4) a pesquisa possui, também, cunho pioneiro e exploratório no sentido de que a CDB é uma convenção pouco estudada quanto à sua eficácia. Ademais, buscou-se respeitar os critérios de Mitchell & Bernauer (1998) acerca de estudos de caso sobre política ambiental e contornar as ambiguidades existentes, conforme alertado por Gerring (2004).

2.5.7. Coleta e sistematização dos dados

Entre 2007 e 2011 foram realizadas entrevistas com 16 atores-chave de diversos setores: governo, organizações não governamentais, academia, ONU e empresariado⁴³. O Apêndice 01 traz uma relação dos entrevistados com seus respectivos cargos no momento da entrevista e outras informações relevantes. Durante o mesmo período foram analisados documentos de diversos órgãos da ONU e do governo brasileiro; os documentos citados diretamente encontram-se listados nas referências bibliográficas. As entrevistas foram gravadas quando permitidas pelo(a) entrevistado(a).

O questionário apresentado no Apêndice 02 foi adaptado de Miles et al. (2002) e usado frouxamente como roteiro nas entrevistas. No caso das perguntas com opção de resposta por categorias (múltipla escolha), algumas vezes a classificação foi atribuída pela própria autora com base nas respostas do(a) entrevistado(a). Ao final, todos os resultados foram compilados para que, junto com o material coletado da literatura (índices, etc.) e documentos, serem criados pontos de referência para então situar os níveis de eficácia dentro no país. Assim, cenários ótimos (Como o país estaria se a CDB

⁴³ Por motivos de agenda e de logística, não foi possível entrevistar todos os grupos de atores em igual proporção, o que será feito em estudo complementar futuro.

tivesse sido implementada de forma perfeita em relação à biodiversidade marinha?) e de contrafactuals hipotéticos (Como o país estaria se a convenção não tivesse sido implementada?) foram construídos para então avaliar a performance real do Brasil em termos da eficácia da CDB no país.

O desenvolvimento destes cenários seguiu os passos recomendados por Underdal (1997) no sentido de: 1) buscar informações de documentos oficiais, preferencialmente “neutros” em termos partidários; 2) procurar informações de especialistas, preferencialmente independentes e neutros em termos partidários; e 3) utilizar julgamento próprio baseado nas informações disponíveis para chegar à performance real. Conforme ressaltado pelo mesmo autor, o resultado final obtido refere-se a um determinado momento temporal, visto que os regimes são dinâmicos e não estáticos (Underdal, 1997; Sprinz, 2000; Hejny, 2007). Dois entrevistados revisaram os cenários finais.

Foi compilada, também, uma lista de indicadores de eficácia mais completa para cada variável independente, complementando a lista inicial apresentada no Quadro 06.

O passo seguinte foi usar os dados para examinar quais os fatores institucionais que tiveram influíram para a eficácia (ou não) da CDB no Brasil e as relações causais pelas quais estes fatores operaram, traçando uma cadeia causal que possibilitará discutir os resultados num contexto mais amplo.

O cálculo da eficácia da CDB seguiu, de forma geral, o método utilizado por Miles et al. (2002) modificado para países individuais, conforme explanado na seção 2.4.5⁴⁴.

⁴⁴ O método original utilizado por Miles et al. (2002) refere-se à eficácia dos regimes no seu espectro global (quer sejam acordos, órgãos internacionais ou um grupo de instituições em torno de um problema comum), não especificamente para países-membro. Ver também nota de rodapé nº 4.

PARTE II

A CONSERVAÇÃO DA DIVERSIDADE BIOLÓGICA COMO PROBLEMA POLÍTICO INTERNACIONAL

3. Caracterização do problema

3.1. A importância sociopolítica da biodiversidade e de sua conservação

A diversidade biológica, ou biodiversidade, é fundamental à sobrevivência humana e de outras espécies, bem como dos ecossistemas onde vivem. Engloba não apenas os chamados “recursos naturais”, mas também os organismos “não úteis” para o ser humano (Koziell & Saunders, 2001). Assim, a biodiversidade é fonte de um sem número de benefícios à nossa espécie, que podem ser divididos em sete grandes grupos: alimentação, agricultura (ciclagem de nutrientes, controle de pragas, polinização), indústria (matérias primas como fibras, madeiras de lei e essências), regulação climática (sequestro de carbono), saúde (substâncias para remédios, controle de vetores de doenças), auto-regulação (resiliência e auto-recuperação de danos ambientais) e cultura e lazer (recreação, estética, valor religioso) (Hassan et al., 2005). Conforme explicitado pelas Metas de Biodiversidade de Aichi⁴⁵, a diversidade biológica:

“...sustenta o funcionamento dos ecossistemas e o fornecimento de serviços ecossistêmicos essenciais para o bem-estar humano. Fornece segurança alimentar, saúde humana, ar e água limpos; contribui para a subsistência local e para o desenvolvimento econômico; e é essencial para atingir os Objetivos de Desenvolvimento do Milênio, inclusive a redução da pobreza” (CBD COP, 2010).

Koziell & Saunders (2001) classificam os benefícios da biodiversidade em aqueles de uso direto, de uso indireto e os não utilitários. Entre os benefícios de uso direto estariam a subsistência (cujos beneficiários incluiriam comunidades rurais e tradicionais, entre outros) e a comercialização (empresas de pequeno e grande porte, bem como seus funcionários e clientes, entre outros). Já os benefícios de uso indireto incluiriam os serviços ambientais, a informação, a evolução e a estética. Por fim, os benefícios não utilitários incluiriam uma espécie de “seguro” contra incertezas e problemas futuros, além do valor intrínseco dos seres. As autoras destacam, ainda, que a

⁴⁵ Aichi: Província do Japão cuja capital é a cidade de Nagoya.

biodiversidade não inclui apenas benefícios, mas também pragas, doenças e outros aspectos nocivos ao ser humano. O Quadro 07 traz um detalhamento dessas informações, enquanto a Tabela 01 apresenta um panorama geral sobre valores gerados pela biodiversidade genética em diversas áreas.

No caso brasileiro, o primeiro relatório do país para a CDB salienta a importância da biodiversidade para o desenvolvimento econômico e aponta que 40% do PIB do Brasil (baseado em dados de 1997) vêm da agroindústria, 4% do setor agroflorestal e 1% do setor pesqueiro. Ademais, mostra que, à época, 31% das exportações brasileiras eram de produtos da biodiversidade. No caso energético, o relatório apresenta que 26% da demanda de energia do Brasil advinham de biomassa vegetal (cana-de-açúcar, lenha, carvão, etc.); no caso do Nordeste, essa fração chegava a 50% (Brasil, 1999).

As principais ameaças à biodiversidade incluem a fragmentação, degradação e destruição de habitats (causado pelo desmatamento, queimadas, etc.); as mudanças climáticas; a erosão do solo e a desertificação; a poluição; a sobre-exploração das espécies; e as espécies exóticas invasoras. No quadro brasileiro atual, tais ameaças advêm da expansão agrícola e da especulação imobiliária (Brasil, 1999).

O primeiro relatório do Brasil para a CDB apresenta que, até meados de 1980, as políticas governamentais forneciam fortes incentivos para a mineração e agropecuária, sem muita preocupação com a parte ambiental: um total de mais de US\$700 milhões entre 1970 e 1985. Tais incentivos resultaram em vasta degradação de ecossistemas como o Cerrado e a Amazônia, incluindo 631 projetos de desmatamento para a criação de gado apenas na região amazônica (Brasil, 1999).

Existem várias formas de conservar a biodiversidade, sendo a conservação *in situ* (áreas de conservação) uma das mais comuns⁴⁶. Tais áreas, entretanto, nem sempre são eficientes na prática devido a particularidades locais, e frequentemente não chegam a sair do papel (Chape et al., 2005). No caso brasileiro, outro problema é o tamanho reduzido das reservas (a maioria com menos de 100.000 ha), que dificulta a manutenção de populações geneticamente viáveis de algumas espécies (Brasil, 1999). Reid & Miller (1989) lembram que as áreas protegidas precisam ser criadas e manejadas como parte de

⁴⁶ Outros instrumentos são a restauração de áreas, a conservação *ex situ* (em zoológicos, aquários, jardins botânicos, bancos de sementes, etc.), a educação ambiental e a legislação local, nacional e internacional.

um sistema de áreas (inclusive zonas de transição bem geridas), que juntas podem suprir as necessidades humanas e de proteção da biodiversidade.

Quadro 07. Os benefícios múltiplos da biodiversidade*.

VALOR		DESCRÍÇÃO	BENEFICIÁRIOS PRIMÁRIOS
Uso direto	Subsistência	A biodiversidade fornece e dá suporte uma série de produtos que podem ser caçados ou coletados de sistemas naturais, seminaturais ou manejados, tais como alimento, material de construção, resinas, corantes, etc.	Camponeses, pequenos produtores, populações indígenas e tradicionais, praticantes da medicina tradicional
	Comercial	A biodiversidade fornece e dá suporte que podem ser caçados ou coletados de sistemas naturais, seminaturais ou manejados, a uma gama de produtos que podem ser comercializados fora do local de origem, tais como: madeiras de lei, pescado e outros animais e plantas, e recursos genéticos	Empresas de pequeno, médio e grande porte, bem como seus empregados e os consumidores dos seus produtos. Ex: artesãos, pescadores, empresários, madeireiras, operários, etc.
Uso indireto	Serviços ambientais	A biodiversidade é o meio pelo qual o ar, a água e os gases e substâncias químicas circulam para criar os serviços ambientais. Isso ocorre em grande escala por meio de bacias hidrográficas conservadas e armazenamento de carbono, por exemplo, e em menor escala por meio da ciclagem de nutrientes, controle de pragas e doenças, etc. Garante a resiliência e produtividade dos ecossistemas que fornecem os produtos de uso direto	Toda a população em nível global. Em nível local, os pequenos produtores dependem dos serviços ambientais quando fatores artificiais não são utilizados
	Informação e evolução	A biodiversidade compõe a diversidade genética e a informação associada, utilizada pelas pessoas para criar novas variedades de cultivares, derivados farmacêuticos, etc. Também permite que a adaptação ocorra, por meio da seleção natural e artificial	Agricultores de pequeno e grande porte; criadores de plantas e animais; pesquisadores e geneticistas; bancos de germoplasma; empresas agroquímicas, alimentícias, farmacêuticas, etc.
	Estético	As espécies e ecossistemas únicos que são admirados pelas suas qualidades estéticas são, em certos contextos, importantes aos mercados, como no caso do ecoturismo	Empresas de turismo, turistas, ecoturistas, etc.
Não-utilitário	Seguro (contra riscos futuros e incertezas)	A biodiversidade pode incluir espécies ou genes que podem ser necessários no futuro, como no combate a novas doenças ou na adaptação a novas condições climáticas	As gerações futuras
	Intrínseco	A biodiversidade engloba uma importância intrínseca que pode justificar sua própria existência. Essa importância transcende seu uso e valor financeiro, por razões estéticas, cultural, éticas, filosóficas, religiosas, etc.	Populações urbanas, praticantes de diversas religiões, populações indígenas, artistas, conservacionistas, etc.

* Fonte: Tradução e adaptação de Koziell & Saunders (2001) apud Pearce & Moran (1994), Bass et al. (2001) e Cromwell et al. (2001).

Tabela 01. Estimativas para os mercados anuais em várias categorias de produtos derivados de recursos genéticos*.

Setor	Estimativa (baixa) de mercado, em US\$	Estimativa (alta) de mercado, em US\$
Farmacêutico	75	150
Fitoterápico	20	40
Agrícola (venda de sementes)	300 (30)	450 (30)
Plantas ornamentais (horticultura)	16	19
Proteção à lavoura	0,6	3
Biotecnologia (exceto saúde e agricultura)	60	120
Beleza e higiene pessoal	2,8	2,8
Total arredondado	500	800

*Fonte: Traduzido e adaptado pela autora de ten Kate & Laird (1999).

3.2. A conservação da biodiversidade como problema político internacional

Nem todos os aspectos da biodiversidade justificam, por si só, a criação de um mecanismo global de conservação. Apesar de sua importância, muitos dos benefícios da diversidade biológica são privados. Outros variam em termos de escala, podendo ser locais, nacionais, regionais ou globais. Os benefícios globais incluem a informação genética, o sequestro de carbono e a manutenção da resiliência dos ecossistemas (Swanson & Mullen, 2010).

Outro fator relevante na dimensão político-internacional da conservação da biodiversidade é a sua distribuição assimétrica pelo planeta (ver Figura 02); há uma tendência a maior diversidade biológica nas regiões de clima mais quente, principalmente próximo ao equador, e frequentemente de forma inversa à distribuição dos recursos monetários (Rosendal, 2000; Gutman & Davidson, 2007; Swanson & Mullen, 2010). Esse fato trouxe um poder de barganha diferenciado a diversos países em desenvolvimento (Rosendal, 2000), a exemplo do Grupo dos Países Megadiversos Afins.

Nesse contexto, essa subseção apresenta um breve histórico da ascensão da biodiversidade na agenda política internacional e dos respectivos mecanismos financeiros, inclusive do processo de negociação e implementação da CDB. Discute, também, a biodiversidade no âmbito dos Objetivos do Milênio e, por fim, apresenta

perspectivas futuras em torno das Metas de Biodiversidade de Aichi e do Protocolo de Nagoya.

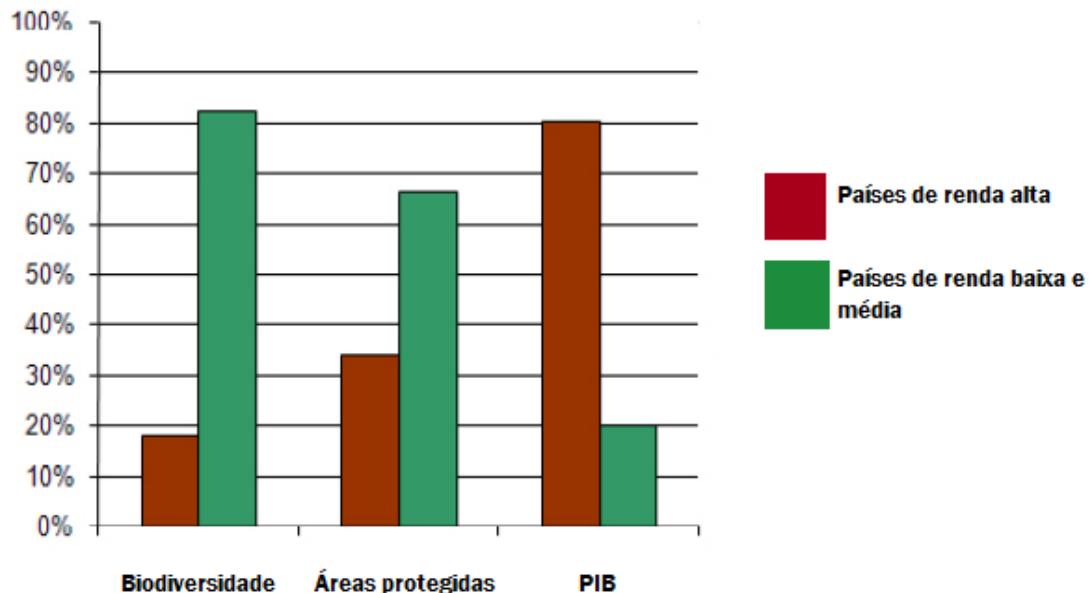


Figura 02. Distribuição de renda, biodiversidade e áreas protegidas. Fonte: traduzido pela autora com base na compilação de Gutman & Davidson (2007).

3.2.1. A ascensão da biodiversidade na agenda política internacional: gênese de um processo

Um dos primeiros apelos conhecidos para a criação de um tratado planetário de conservação ocorreu durante o XIII Congresso Internacional de Zoologia, realizado na Suíça em 1903. À época, o renomado zoólogo e antropólogo Paul Sarasin lançou a ideia de uma cooperação global para a proteção da natureza que, segundo ele, encontrava-se ameaçada pela especulação industrial, favorecendo lucros temporários em detrimento das belezas naturais. Assim, convocou acadêmicos e representantes governamentais para tal articulação (Paisley, 2008).

De fato, dez anos depois o governo suíço convocou um congresso internacional, a Conferência de Berna para a Proteção Internacional da Natureza, com delegados de quatorze países: Alemanha, Argentina, Áustria, Bélgica, Dinamarca, Estados Unidos,

França, Grã-Bretanha, Hungria, Itália, Noruega, Portugal, Suécia e Suíça (Paisley, 2008). De Klemm & Shine (1993) relatam que, na ocasião, formou-se uma comissão de representantes governamentais com o objetivo de levantar e publicar dados internacionais relativos à proteção da natureza e, a partir daí, produzir propaganda a respeito.

Entretanto, devido à 1^a Guerra Mundial, o esforço não se consolidou. Assim, tal ideia só foi resgatada após a 2^a Guerra Mundial, na reunião fundadora da União Internacional para a Proteção da Natureza – IUPN⁴⁷, em 1948 (ocasião quando foi também fundada a instituição, com 80 membros). Ela seria discutida com maior profundidade no ano seguinte, durante a Conferência Técnica Internacional sobre Proteção Natural, realizada nos EUA pela IUCN e pela Organização das Nações Unidas para a Educação, Ciência e Cultura – UNESCO, nos EUA. Entretanto, os delegados participantes acharam impossível obter um acordo praticável em meio às disparidades entre os países, e se concordou que seria melhor continuar firmando acordos bilaterais e regionais, deixando-se a ideia de um acordo global de conservação para o futuro.

De 1948 em diante, a IUCN passou a realizar conferências regulares com o propósito de promover, entre as partes, a discussão sobre as questões relacionadas à conservação ambiental. Hoje a IUCN é composta de governos e organizações não-governamentais. Atualmente o chamado Congresso Mundial de Conservação (*World Conservation Congress*) acontece a cada quatro anos, incluindo uma assembleia geral e um fórum.

No período entre 1948 e 1972, essa instituição desempenhou papel importante no cenário internacional da conservação da biodiversidade. Nesse sentido, criou uma Comissão de Espécies (1950), uma Comissão de Áreas Protegidas (1958), a Lista Vermelha das Espécies Ameaçadas (1963) e uma Comissão de Políticas Econômicas e Sociais; apoiou a criação do Fundo Mundial para a Natureza – WWF⁴⁸ (1961), elaborou, em conjunto com UNESCO, uma lista de locais considerados Patrimônio da Humanidade e concebeu projetos de conservação na África e Ásia (IUCN, 2011).

Nesse sentido, de Klemm & Shine (1993) apresentam que, sob o ponto de vista político, somente se obteve consenso sobre a necessidade de se conservar a diversidade

⁴⁷ A qual assumiria, posteriormente, a denominação de União Internacional para a Conservação da Natureza – IUCN.

⁴⁸ World Wide Fund for Nature.

biológica planetária durante a Conferência de Estocolmo, em 1972. Na ocasião foi lançada a Declaração de Estocolmo, documento cujos 26 princípios serviram de base para diversas convenções posteriores, inclusive a Convenção sobre Diversidade Biológica (UN, 1972). Porém, esse movimento pela conservação mundial da natureza só ganhou força na década de 1980, período para o qual de Klemm & Shine (1993) ressaltam a importância e influência de vários outros instrumentos de *soft law* para o estabelecimento de regimes relacionados à biodiversidade, tais como a Carta Mundial da Natureza (1982) e o Relatório Brundtland (1987).

Nesse período, a IUCN continuou a exercer influência ao lançar, em 1980, uma estratégia mundial de conservação e introduzir o termo “desenvolvimento sustentável” (Grober, 2007), além de propor a Convenção sobre Diversidade Biológica em 1982 (IUCN, 2011).

Rosendal (2000) divide em três fases a ascensão da biodiversidade na agenda política internacional. A primeira, entre 1982 e 1987, engloba o caminho trilhado até que a biodiversidade chegasse, de fato, à agenda política internacional. A autora afirma que, nesse período, havia um reconhecimento de uma questão que necessitava de ações coletivas, mas não havia consenso sobre o que era, verdadeiramente, o problema. Isso incluía noções relativas ao direito de propriedade sobre os recursos genéticos e à soberania relativa a tal quesito. Havia também, o conhecimento de que a diversidade é distribuída de forma heterogênea pelo globo, similarmente (e frequentemente de forma inversa) à distribuição dos recursos econômicos e tecnológicos necessários à exploração, uso e geração de benefícios monetários da biodiversidade. Ademais, existia um duplo consenso na comunidade científica: o primeiro, quanto à necessidade de conservar a diversidade biológica, e o segundo, relativo à gravidade das ameaças à mesma.

A segunda fase (1989-1992) abrange as negociações em torno da CDB e das outras duas convenções do Rio. Nesta fase, Rosendal (2000) destaca: a importância de líderes específicos dentro das delegações dos países-membro; as próprias negociações como “arena de aprendizagem” para os países (mediada pelas comunidades epistêmicas), que gerou maior aceitação da problemática ambiental e sua relação com questões de desenvolvimento socioeconômico; a contribuição de outros fóruns de debate que não estavam ligados diretamente à questão ambiental, tais como: a

Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação – FAO e, até mesmo, a Organização Mundial do Comércio – OMC.

Por fim, a terceira fase (1993-1997) é o período quando se inicia a implementação da CDB e trata-se de conflitos mal resolvidos por esse acordo. Nesse período ainda havia várias questões pendentes, por exemplo: maior clareza sobre os recursos e mecanismos para financiamento; medidas práticas para conservação e uso sustentável em geral; como realizar a conservação e o uso da biodiversidade agrícola e florestal; maior conhecimento sobre práticas indígenas e de outras comunidades tradicionais; como deveria ser o acesso aos recursos genéticos; como se efetuar transferências de tecnologia; regulamentação quanto à propriedade intelectual relacionada à biodiversidade e como isso estaria ligado ao Acordo TRIPs⁴⁹; questões vinculadas à biossegurança; procedimentos quanto à identificação, monitoramento e avaliação da diversidade biológica.

Poderia se adicionar, também, duas outras fases, onde a quarta incluiria o período de maior maturidade na implementação da convenção pelos países-membro e as ações realizadas para atingir a meta 7B dos Objetivos do Milênio (1997-2009), conforme será discutido adiante. Neste sentido, o quinto período estaria iniciando e seria um momento de avaliação do que foi atingido dos Objetivos do Milênio (de 2010 em diante).

Sob uma perspectiva mais jurídica, McGraw (2002) divide o movimento por um aparato legal internacional em torno da biodiversidade em quatro fases: (i) o uso da legislação internacional para conservar a biodiversidade (décadas de 1950-1970); (ii) o desenvolvimento conceitual sobre um possível acordo de biodiversidade (1980-1986); (iii) a negociação de um acordo de biodiversidade (1987-1992); e (iv) a operacionalização e implementação da CDB (1993-2002).

A primeira fase remete a um período (décadas de 1950-1970) onde se começou a conservar a biodiversidade planetária, de forma mais intensa através de uma série de tratados internacionais relacionados, direta ou indiretamente, a esta temática (McGraw, 2002). Nesse contexto, é importante lembrar que a CDB não é o primeiro acordo internacional a tratar de biodiversidade. Desde o início do século XX, sobretudo após o

⁴⁹ *Agreement on Trade-Related Aspects of Intellectual Property Rights* (Acordo Relativo aos Aspectos do Direito da Propriedade Intelectual Relacionados com o Comércio), tratado internacional que integra os acordos assinados em 1994 que criaram a Organização Mundial do Comércio.

I Congresso Internacional para a Proteção da Natureza, ocorrido em Paris, em 1923, vários tratados relacionados a este assunto foram assinados, principalmente sobre a proteção de determinadas espécies; porém, o objetivo primordial era a proteção dos interesses econômicos e comerciais das partes, não a preservação ambiental em si (Nascimento e Silva, 2002). Sem embargo, existem atualmente mais de 300 acordos multilaterais para a proteção do meio ambiente, dos quais cerca de 30% tratam da questão da biodiversidade diretamente; a maioria desses acordos é, porém, regional (McGraw, 2002).

Assim, anterior à CDB podemos destacar: a Convenção Internacional para a Regulamentação da Pesca da Baleia (Washington/EUA, 1946), que busca regulamentar a pesca deste cetáceo e garantir a conservação de seus estoques para gerações futuras; a Convenção Internacional para a Conservação dos Atuns do Atlântico – ICCAT (Rio de Janeiro/Brasil, 1966), que objetiva conservar atuns e espécies similares do Oceano Atlântico e adjacências; a Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional, Especialmente como Habitat de Aves Aquáticas ou Convenção de Ramsar (aberta para assinaturas em 1971, em Ramsar, Irã), que propõe delinearões importantes sobre a conservação de diversos hábitats; a Convenção sobre o Comércio Internacional das Espécies da Flora e Fauna Selvagens em Perigo de Extinção – CITES (Washington/EUA, 1973); a Convenção das Espécies Migratórias Pertencentes à Fauna Selvagem (Bonn/Alemanha, 1979); a Convenção para Conservação dos Recursos Vivos Marinhos Antárticos – CCAMLR (Camberra/Austrália, 1980), para preservar o ambiente marinho antártico; e a Convenção das Nações Unidas para o Direito do Mar (Montego Bay/Jamaica, 1982), que traz inovações importantes para o direito marítimo e substitui quatro tratados anteriores. Outro documento importante foi o Compromisso Internacional da FAO para os Recursos Genéticos Vegetais (1983) que, apesar de não ter a mesma força legal de uma convenção, era naquele momento o documento mais completo em relação à distribuição dos benefícios gerados pelos recursos genéticos das plantas (Rosendal, 2000). O Quadro 08 mostra estes e outros tratados globais anteriores à CDB, porém ligados direta ou indiretamente ao tema. Somado a esses tratados existem, também, uma grande quantidade de acordos e outros instrumentos legais regionais, conforme apresentado por de Klemm & Shine (1993).

A segunda fase jurídica delineada por McGraw (2002) quanto ao movimento por um aparato legal internacional para a conservação da biodiversidade encerra o período entre 1980 e 1986: para esse período é possível observar a evolução conceitual em torno da possibilidade de um acordo de biodiversidade. Tal conceituação envolveu reuniões no âmbito da IUCN, onde se iniciou a discussão de princípios para guiar o desenvolvimento de um texto para um possível acordo internacional. Tais princípios, aprovados na 16^a Assembleia Geral da IUCN, em 1985, incluíam aspectos relacionados a: recursos genéticos (inclusive acesso aos mesmos), responsabilidade dos Estados na conservação, legislação nacional, recursos financeiros e uso comercial da biodiversidade. O manuscrito resultante de todas essas discussões foi então repassado para governos e ONGs (de Klemm & Shine, 1993; Mc Graw, 2002).

Este manuscrito foi um passo fundamental para se chegar às negociações formais em torno da conservação da biodiversidade, conforme a terceira fase descrita por McGraw (2002); afinal, este texto preliminar serviu para despertar o interesse dos governos e do próprio PNUMA na ideia de instituir um acordo global de biodiversidade. Nessa fase (1987-1992), a CDB foi negociada ao longo de dez reuniões intergovernamentais, incluindo reuniões específicas com especialistas da área. Ademais, alguns acontecimentos paralelos ajudaram no processo inicial, tais como a produção do documento *Our Common Future*, também conhecido como Relatório Brundtland (WCED, 1987).

Na quarta fase (1997-2002), de implementação e operacionalização, McGraw (2002) também descreve questões relacionadas ao que ficou mal resolvido pela CDB, semelhante ao que foi apresentado por Rosendal (2000). McGraw (2002) ressalta a necessidade de várias negociações pós-CDB, com várias decisões importantes tomadas nas COPs e/ou nas reuniões dos grupos de especialistas em biodiversidade.

Quadro 08. Acordos internacionais globais relacionados à conservação da biodiversidade*.

ACORDO	LOCAL E DATA DA CONCLUSÃO DAS NEGOCIAÇÕES
<i>Instrumentos legais internacionais sobre questões ambientais abrangentes que incluem pelo menos um aspecto relacionado à biodiversidade</i>	
Convenção do Alto-mar	Genebra/Suíça, 1958
Convenção para a Conservação das Focas Antárticas	Londres/Inglaterra, 1972
Convenção sobre a Proteção do Patrimônio Cultural e Natural	Paris/França, 1972
Convenção das Espécies Migratórias Pertencentes à Fauna Selvagem	Bonn/Alemanha, 1979
Convenção para Conservação dos Recursos Vivos Marinhos Antárticos	Camberra/Austrália, 1980
Convenção das Nações Unidas para o Direito do Mar	Montego Bay/Jamaica, 1982
Acordo Internacional de Madeiras Tropicais ⁵⁰	Genebra/Suíça, 1983
<i>Instrumentos legais internacionais que lidam diretamente com a conservação e manejo da fauna, flora e/ou habitats</i>	
Convenção Relativa à Preservação da Fauna e da Flora em seu Estado Natural	Londres/Inglaterra, 1933
Convenção para a Proteção das Aves Úteis à Agricultura	Paris/França, 1902
Convenção Internacional para a Regulamentação da Pesca da Baleia ⁵¹	Washington/ EUA, 1946
Convenção Internacional para a Proteção das Aves	Paris/França, 1950
Convenção Internacional de Proteção às Plantas	Roma/Itália, 1951
Convenção sobre a Pesca e Conservação dos Recursos Vivos do Alto-mar	Genebra/Suíça, 1958
Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional, Especialmente como Habitat de Aves Aquáticas	Ramsar/Irã, 1971
Convenção sobre o Comércio Internacional das Espécies da Flora e Fauna Selvagens em Perigo de Extinção	Washington/EUA, 1973

* Fonte: Elaborado pela autora com base em de Klemm & Shine (1993) & McGraw (2002).

⁵⁰ Substituído, posteriormente, por outro acordo de mesmo nome, aberto para assinaturas em 1994 que, por sua vez, foi substituído em 2006.

⁵¹ Sucedeu o Acordo Internacional para a Regulamentação da Pesca da Baleia (Londres, 1937) e seus respectivos protocolos.

Por fim, uma ótica diferenciada sobre a agenda internacional de biodiversidade é a de Inoue (2003; 2004), que traz a ideia de um “regime global de biodiversidade”, que engloba não somente a CDB e aspectos relacionados no âmbito mundial, mas também projetos e iniciativas locais não-estatais:

“O regime global de biodiversidade consiste no conjunto de elementos balizadores normativos e cognitivos, ao redor dos quais interagem os atores, produzindo, do global ao local, decisões, ações e dinâmicas de trocas de recursos e de conhecimento sintonizadas com a Convenção sobre Diversidade Biológica. (...) O conceito de regime global de biodiversidade somente faz sentido no atual contexto da globalização caracterizado pela interconectividade global (Held et al., 1999) e pelo surgimento de novos atores políticos, entre os quais se podem destacar indivíduos e ONGs que têm relevância particular nas questões relativas à biodiversidade. Esse difere do conceito de regime internacional ao incorporar os elementos cognitivos que pautam as decisões e ações relativas à biodiversidade, ao enfatizar a existência de múltiplos atores e interações, além das interestatais, e ao reconhecer o nível local como relevante na implementação do regime” (Inoue, 2004: 4).

3.2.2. A Convenção sobre Diversidade Biológica

Adotada em 29 de dezembro de 1993, a Convenção sobre Diversidade Biológica é um dos acordos mais ratificados do mundo, com 168 países o tendo feito até o momento (Rands et al., 2010). No total, 193 países fazem parte da CDB por ter assinado e/ou declarado interesse em ratificá-la; de fato, todos os países-membro da ONU, com exceção dos Estados Unidos e do recém-criado Sudão do Sul, são partes da CDB; ou seja, a aceitação da convenção é praticamente universal. Niue e as Ilhas Cook, ambos estados associados da Nova Zelândia, também são países-parte da CDB.

É importante ressaltar três princípios centrais que marcam o desenho da CDB: a implementação nacional, a coordenação com outros acordos e a possibilidade de negociações posteriores de anexos e protocolos com força legal (além de programas de

trabalho não vinculativos do ponto de vista jurídico). Mesmo após a década de 1970, quando a preocupação ambiental se tornou mais intensa, os tratados costumavam focar apenas aspectos pontuais ou específicos da conservação da biodiversidade, geralmente não incluindo o ser humano neste cenário. Assim, a despeito da quantidade de convenções relacionadas à biodiversidade, conforme apresentado anteriormente, Rosendal (2000) destaca que:

“A CDB foi a primeira convenção a abordar a conservação de toda a diversidade biológica planetária, e a primeira a incluir o uso sustentável desses recursos. Em conjunto com a Convenção sobre Mudanças Climáticas, a CDB é o primeiro tratado global que engloba, diretamente, as dimensões socioeconômicas e reconhece que as questões ambientais não podem ser separadas do desenvolvimento econômico” (p. 69).

Ademais, diferentemente das duas outras convenções do Rio, que seguem uma linha mais remediadora, a CDB tem como base o princípio da precaução e como objetivos:

“...a conservação da diversidade biológica, a utilização sustentável de seus componentes e a repartição justa e equitativa dos benefícios derivados da utilização dos recursos genéticos, mediante, inclusive, o acesso adequado aos recursos genéticos e a transferência adequada de tecnologias pertinentes, levando em conta todos os direitos sobre tais recursos e tecnologias, e mediante financiamento adequado.” (UN, 1992).

Huft & Muttenzer (2002) definem a CDB como “um conjunto de normas, regras e procedimentos que estruturam o comportamento e expectativas das partes interessadas, reduz as incertezas que tais partes enfrentam e facilita a busca por objetivos em comum” (p. 291).

A CDB trouxe como principais inovações o uso do princípio da precaução, ou seja, garantia contra riscos em potencial que ainda não podem ser identificados com o

estado atual do conhecimento científico; e o reconhecimento do valor intrínseco dos seres vivos. Além disso, McGraw (2003) ressalta que:

“...as tentativas, por parte dos atores governamentais e não-governamentais, de criar uma convenção com foco apenas na conservação da biodiversidade foram frustradas. A CDB vai além da preservação ambiental e fornece o compartilhamento – com comunidades e países de origem – dos benefícios que derivam do uso dos recursos genéticos. A enorme renda gerada por esses recursos – a matéria prima para indústrias multinacionais bilionárias nas áreas de agricultura, biotecnologia e farmacêutica – levanta a questão sobre quem possui, controla e lucra da informação genética armazenada nas espécies. O fato da CDB abordar tais questões econômicas faz dela mais que um tratado ambiental. Sua abordagem de ponta para lidar com a conservação traz implicações para os direitos de propriedade intelectual, o comércio, a tecnologia, a saúde humana e a cultura” (p. 7).

De Klemm & Shine (1993) também apontam que, a despeito do conceito de soberania nacional absoluta sobre os recursos naturais⁵², a convenção inclui ressalvas nesse sentido e se utiliza de duas ideias lançadas na Conferência de Estocolmo: “...a responsabilidade de assegurar que atividades sob sua jurisdição ou controle não causem dano ao meio ambiente de outros Estados ou de áreas além dos limites da jurisdição nacional” (UN, 1992). Ademais, esses autores destacam que a CDB prevalece sobre outras convenções em casos onde há conflitos, com exceção da Convenção sobre Direito do Mar, além de fornecer certo espaço para cooperação com outras convenções ambientais.

Sob o ponto de vista mais prático, é possível listar os seguintes mecanismos da CDB (de Klemm & Shine, 1993):

⁵² “Os Estados, em conformidade com a Carta das Nações Unidas e com os princípios de Direito Internacional, têm o direito soberano de explorar seus próprios recursos segundo suas políticas ambientais” (UN, 1992).

- A obrigatoriedade dos países em apresentar relatórios quanto às medidas tomadas para atingir os objetivos da convenção e a eficácia das mesmas;
- A possibilidade de criar órgãos subsidiários;
- A função de adotar protocolos sobre quaisquer aspectos do acordo;
- O papel de adotar anexos sobre aspectos procedimentais, científicos, técnicos ou administrativos do acordo ou de algum protocolo do acordo;
- A existência de um secretariado responsável por questões ligadas à convenção.

Em nível nacional, é fundamental destacar a estratégia e plano nacional para a biodiversidade⁵³, ambos previstos no artigo 6 da convenção. Esse artigo também está ligado à obrigatoriedade de apresentar relatórios nacionais sobre as medidas tomadas (artigo 26) e integrar a temática nos processos decisórios nacionais (artigo 10a) (UN, 1992).

Por outro lado, a CDB tem sido alvo de várias críticas desde a sua criação. Tais críticas estão relacionadas principalmente ao conteúdo vago do acordo e, por vezes, ambíguo do acordo, à ausência de metas concretas no texto em si e a pendências e omissões importantes (Raustiala & Victor, 1996; Le Prestre 2002, 2003; Aubertin & Filoche, 2011).

A primeira conferência das partes (COP) da CDB ocorreu em 1994, nas Bahamas, onde foram aprovadas decisões sobre seu programa de médio prazo, seu secretariado, o estabelecimento do Mecanismo de Compensação⁵⁴ e a criação do Órgão Subsidiário de Assessoramento Científico, Técnico e Tecnológico (SBSSTA). Até o momento, sete programas temáticos já foram acordados pelas COPs da CDB: (i) agrobiodiversidade, (ii) biodiversidade das áreas secas e sub-úmidas, (iii) biodiversidade florestal, (iv) biodiversidade das águas interiores, (v) biodiversidade das ilhas, (vi) biodiversidade marinha e costeira e (vii) biodiversidade das montanhas, bem como dezessete temas transversais relevantes a todos os programas. Um protocolo

⁵³ National Biodiversity Strategies and Action Plans (NBSAPs)

⁵⁴ Clearing House Mechanism (CHM).

suplementar sobre biossegurança (o Protocolo de Cartagena) também foi adotado alguns anos depois, em 2000, além do Protocolo de Nagoya sobre o Acesso a Recursos Genéticos e a Repartição Justa e Equitativa dos Benefícios Oriundos de sua Utilização, acordado em 2010.

Seguindo a ideia de dinamismo e ciclos dos regimes (Underdal, 1997; Sprinz, 2000; Hejny, 2007), após um período de crescimento, há indícios⁵⁵ de estagnação nos processos relativos à CDB a partir de 2002-2003, após a COP6, realizada em Haia (Holanda, 2002) e a assinatura do Protocolo de Cartagena (Colômbia, 2003). À época, a força reduzida nas ações e articulações relativas à conservação da biodiversidade pôde ser notada, inclusive, no próprio discurso do movimento ambientalista, com muitos grupos migrando para lidar com a questão do clima. Os entrevistados também apontam para retrocessos na área de transgênicos. Tal declínio acompanhou a tendência geral observada nos movimentos ambientalistas a partir do final da década de 1990 e na virada do milênio⁵⁶. Porém, é possível que a recente adoção do Protocolo de Nagoya e do lançamento das Metas de Biodiversidade de Aichi traga novo fôlego à convenção.

3.2.3. Mecanismos financeiros para a conservação da biodiversidade planetária

Swanson & Mullan (2010) destacam que, enquanto a biodiversidade é um bem comum global, os custos de conservação são locais. Por este motivo, os mecanismos financeiros vêm preencher a necessidade de transferir os benefícios da diversidade biológica àqueles que precisam arcar com os custos.

A CDB possui três artigos que tratam da questão do financiamento: o artigo 20, sobre recursos financeiros; o artigo 21, sobre mecanismos financeiros; e o artigo 39, sobre questões financeiras provisórias. Os artigos 20 e 21 trazem três ideias centrais: 1) cada país-membro deve disponibilizar, na medida do possível, recursos financeiros para a conservação da sua biodiversidade; 2) os países desenvolvidos (bem como os países “em transição para uma economia de mercado”, se assim desejarem) devem ajudar, financeiramente, os países em desenvolvimento a cumprir as obrigações da convenção; 3) deve se estabelecer mecanismos financeiros para disponibilizar recursos para os

⁵⁵ Segundo entrevistas com Nurit Bensusan e Rubens Harry Born.

⁵⁶ Grendstad et al. (2006) analisam declínio similar no movimento ambientalista norueguês a partir de 1993.

países-parte, além de promover o fortalecimento de instituições financeiras já existentes que possam prover recursos para a conservação da diversidade biológica. O artigo 39 indica o Fundo Global para o Meio Ambiente (conhecido pela sigla inglesa, GEF⁵⁷) como instituição de financiamento provisório da convenção (UN, 1992).

Huft & Mutzenzer (2002), entretanto, lançam a seguinte crítica sobre o GEF:

“O Fundo Ambiental Global (GEF), criado pelo Banco Mundial um ano antes da Eco-92, foi designado, por falta de alternativa melhor e como resultado da pressão de países do Norte, como o mecanismo financeiro temporário para a Convenção. (...) Formalmente coadministrado pelo Banco Mundial, o Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento e o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente, é fortemente influenciado pela cultura organizacional do banco e do regime de assistência ao desenvolvimento” (p. 295).

Durante a primeira COP (Nassau, Bahamas, 1994), a Decisão I/2 (“Recursos e mecanismo financeiros”) resolve que o GEF (na sua forma reestruturada) continue a ser o mecanismo de financiamento formal da convenção e, entre outras deliberações, traz um anexo que descreve a “Política, estratégia, prioridades do programa e critérios de elegibilidade para o acesso a e utilização dos recursos financeiros”. Na mesma COP, a Decisão I/6 (“Financiamento e orçamento da Convenção”) apresenta as regras relativas ao Fundo Fiduciário da CDB, a ser administrado pelo PNUMA, bem como os orçamentos referentes aos anos de 1995 e 1996. Posteriormente, durante a COP2 (Jacarta, Indonésia, 1995), a Decisão II/6 resolveu que o GEF continuasse a servir de instituição financeira da CDB, além de instituir uma primeira avaliação nesse sentido em 1997, seguida de avaliações tri-anuais.⁵⁸ Diversas deliberações financeiras foram acatadas durante a COP3 (Buenos Aires, 1996), inclusive se solicitando maior colaboração aos países-parte. Tal solicitação foi feita em várias outras COPs, também na forma de decisões.

⁵⁷ Global Environmental Facility.

⁵⁸ Todas as decisões das COPs da CDB estão disponíveis no site do Secretariado: <http://www.cbd.int/decisions/>

Entretanto, tais solicitações não tem se mostrado suficientes. Com base em dados de 2005, Gutman & Davidson (1997) estimam que entre 6,5 e 10 bilhões de dólares são destinados, anualmente, para a biodiversidade, incluindo recursos vindos de cooperação bilateral e regional entre os países e pelas agências da ONU (a maior parcela); projetos financiados por ONGs e fundações privadas; fontes mercadológicas, inclusive de ecoturismo, turismo e produtos ecologicamente corretos (orgânicos, comércio justo, etc.) e pagamentos por serviços ambientais (ver Figura 03). Porém, os mesmos autores apresentam estimativas de que algo entre 1 e 45 bilhões de dólares adicionais seriam necessários para conservar a biodiversidade global adequadamente.

Por outro lado, a despeito da dimensão global dos mecanismos de financiamento para a conservação da biodiversidade, Inoue (2003; 2004) aponta para a importância da dimensão local nesse sentido:

“A dinâmica dos recursos para biodiversidade deve ser compreendida numa perspectiva que vai além da CDB. Esse fluxo depende da região do planeta e do grau de atenção que ela consegue obter da opinião pública e países doadores do Norte. Por sua vez, isso é influenciado grandemente pela atuação de redes transnacionais, em particular comunidades epistêmicas. Seus membros são pesquisadores/cientistas ligados a instituições acadêmicas e/ou ONGs, que se mobilizam para dar publicidade a suas pesquisas, conscientizar a opinião pública por meio de ONGs e OIs e influenciar a formação de agendas políticas e política públicas, o que, por sua vez, influencia a direção dos recursos de cooperação” (Inoue, 2004, p. 14).

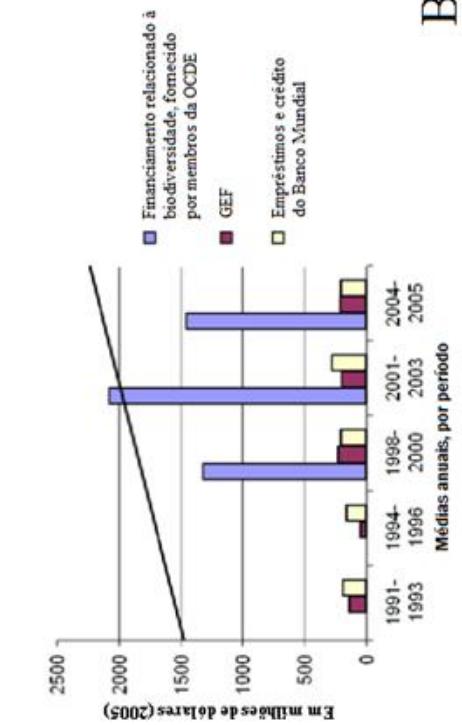
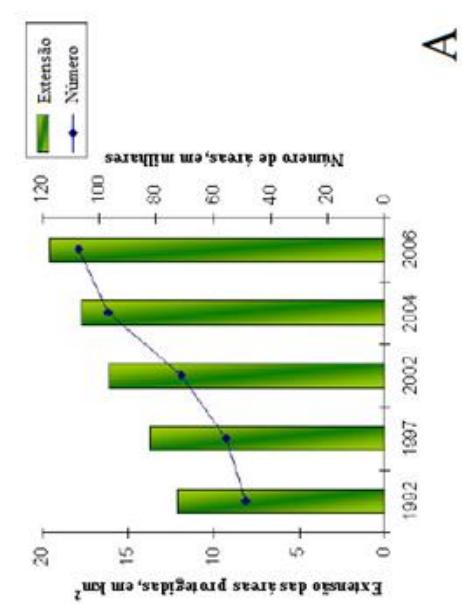


Figura 03. A) Número e extensão das áreas protegidas no planeta; B) Financiamento internacional da conservação da biodiversidade. Fonte: traduzido da compilação de Gutman & Davidson (2007).

3.2.4. A biodiversidade no âmbito dos Objetivos do Milênio

A conservação da biodiversidade global passou a ganhar ainda mais destaque ao ser incluída dentro dos Objetivos do Milênio. A meta 7B deste instrumento da ONU sublinhou que os países deveriam “Reducir a perda da biodiversidade, atingindo, até 2010, uma redução significativa no índice de perda” (UN, 2008). Para tal, apresenta os seguintes indicadores:

- “7.1 Proporção de áreas de terra cobertas por floresta;
- 7.2 Emissões de CO₂ totais, per capita e por \$1 de PIB (PPC)⁵⁹;
- 7.3 Consumo de substâncias degradadoras da camada de ozônio;
- 7.4 Proporção dos estoques pesqueiros dentro de limites biológicos seguros;
- 7.5 Proporção do total de recursos hídricos utilizados;
- 7.6 Proporção das áreas protegidas terrestres e marinhas;
- 7.7 Proporção das espécies ameaçadas de extinção.”

Por outro lado, existe uma série de problemas relacionados à utilização desses indicadores. Segundo Walpole et al. (2009), alguns indicadores não foram realizados em escala global, poucos foram bem desenvolvidos e abrangearam séries temporais significativas (mais de 10 anos), e não houve nenhum para avaliar o terceiro objetivo da CDB acerca do acesso e repartição justa dos benefícios gerados pela biodiversidade. Esses autores também apontam que certos indicadores são fracos, como por exemplo, a cobertura vegetal (item 7.1), que é um indicador de estoques madeireiros, mas não necessariamente de biodiversidade florestal. Além disso, os dados coletados ao longo dos anos em questão são muitas vezes incompletos, inclusive aqueles dos relatórios nacionais submetidos ao Secretariado da CDB pelos países-membro.

Cabe salientar que tais indicadores podem ser complementados por outros, como aqueles acordados pela Decisão VIII/15. A fim de melhor avaliar os objetivos (CBD COP, 2002), traz indicadores mais detalhados (CBD COP, 2006) para os seguintes

⁵⁹ Produto interno bruto (paridade do poder de compra).

objetivos e metas estratégicas da Decisão VI/26 (que apresenta o Plano Estratégico para a Convenção sobre Diversidade Biológica):

1. A CDB cumpre seu papel de liderança nas questões internacionais de biodiversidade (formando a agenda, promovendo a cooperação, conseguindo fazer com que a biodiversidade esteja inserida em programas e políticas proeminentes, etc.);
2. As partes da CDB melhoraram sua capacidade financeira, humana, científica, técnica e tecnológica para implementar a convenção (criação de planos estratégicos nacionais, captação de recursos financeiros e tecnológicos, fortalecimento dos setores técnicos e acadêmicos, etc.);
3. As estratégias nacionais de biodiversidade e a incorporação do tema pelos setores relevantes servem de base para a implementação dos objetivos da convenção (planos estratégicos eficazes, existência de base legal para implementação do Protocolo de Cartagena, o tema da biodiversidade é integrado a planos, programas e políticas setoriais e trans-setoriais proeminentes, as questões prioritárias nacionais relacionadas à biodiversidade estão sendo implementadas e contribuem para a agenda internacional, etc.);
4. Existe um entendimento melhor da importância da biodiversidade e da convenção, o que tem levado a um maior engajamento social e uma implementação mais abrangente (existência de estratégias de educação e comunicação da população, inclusive relativo ao Protocolo de Cartagena e direcionado às populações indígenas e outros atores-chave).

Com a chegada de 2010, também declarado o Ano Internacional da Biodiversidade pela ONU, diversas publicações avaliaram o estado da diversidade biológica planetária em face da meta 7B (ver, por exemplo, Walpole et al., 2009; Butchart et al., 2010; McGeoch et al., 2010, entre outros) e mostram que essa meta ficou longe de ser cumprida. Butchart et al. (2010), em estudo que compilou 31

indicadores, observaram que as áreas onde houve piora incluíram risco de extinção, tamanho e condição dos habitats, composição de populações e comunidades de organismos, consumo de recursos naturais, espécies exóticas invasoras, poluição por nitrogênio, sobre-exploração e impactos das mudanças climáticas. As melhorias, por sua vez, foram principalmente locais e relativas às respostas aos problemas relacionados à conservação da biodiversidade, tais como: tamanho e diversidade de áreas protegidas, manejo florestal sustentável, políticas para o controle de espécies invasoras e financiamento para conservação da biodiversidade. No geral, porém, esses autores concluíram que a perda de biodiversidade continua em ritmo elevado.

O próprio Secretariado da CDB admitiu, em documento avaliativo, que a meta não foi cumprida em nível global, declarando que:

Nenhuma das vinte e uma sub-metas acompanhando a meta geral de reduzir, de forma significativa, a taxa de perda de biodiversidade até 2010, foi atingida globalmente, apesar de algumas terem sido atingidas parcialmente ou localmente. A despeito dos esforços de conservação, o estado da biodiversidade continua a declinar, de acordo com a maioria dos indicadores, em grande parte porque as pressões sobre a biodiversidade continuam a aumentar. Não há indicação uma redução significativa na taxa de declínio da biodiversidade, nem tampouco de uma redução significativa das pressões sobre ela. Entretanto, tendências negativas têm diminuído ou sido revertidas em alguns ecossistemas. Existem várias indicações que as respostas à perda da biodiversidade estão aumentando, apesar de não ser ainda em escala suficiente para afetar as tendências negativas gerais do estado da biodiversidade ou das pressões sobre a mesma (SCBD, 2002: 17).

Por outro lado, em reunião avaliativa dos Objetivos do Milênio ocorrida em 2010, os países reafirmaram sua preocupação com as diversas “crises interligadas” pelas quais o planeta está passando, tais como “os crescentes desafios apresentados pelas mudanças climáticas e a perda de biodiversidade”. (UN, 2010). Nesse contexto, o compromisso de

continuar com os esforços em torno da conservação da biodiversidade global permanece até 2015, quando as outras metas vencem.

3.2.5. Perspectivas futuras: as Metas de Biodiversidade de Aichi e o Protocolo de Nagoya

Em relatório técnico para a CDB, Leadley et al. (2010) afirmam que apenas com ações fortes e imediatas em nível local, nacional e internacional para mitigar os fatores que promovem a perda de biodiversidade e desenvolver estratégias de gestão ambiental adequadas para cada região será possível reverter ou reduzir os perigosos efeitos das transformações nocivas sofridas pela diversidade biológica global.

Em face desse cenário e, de certa forma, dando novo fôlego à CDB após o fracasso quase que total da meta 7B dos Objetivos do Milênio, novas metas foram estabelecidas. Durante a COP10, foi adotado um plano estratégico para o período de 2011-2010 denominado de Metas de Biodiversidade de Aichi. Tal plano tem como objetivo “promover a implementação eficaz da Convenção por meio de uma abordagem estratégica, compreendendo uma visão compartilhada, uma missão e objetivos e metas estratégicas” (CBD COP, 2010). Nesse contexto, ele traz cinco objetivos estratégicos principais, cada qual com suas respectivas metas. Grosso modo, o plano enfatiza a conservação integrada da diversidade biológica, de forma participatória entre os diversos atores, bem como o uso e manejo sustentável, a redução do consumo, o aumento das áreas de conservação e a repartição justa e equitativa. O Quadro 09 resume os objetivos e metas desse plano estratégico.

Quadro 09. Metas de Biodiversidade de Aichi (CBD COP, 2010).

OBJETIVOS ESTRATÉGICOS	METAS
Objetivo estratégico A. Enfrentar as causas por trás da perda da biodiversidade através da integração do tema da biodiversidade em todos os setores do governo e da sociedade	<p>Meta 1: Até 2020, no mais tardar, as pessoas estarão conscientes dos valores da biodiversidade e dos passos que podem ser tomados para conservá-la e usá-la sustentavelmente</p> <p>Meta 2: Até 2020, no mais tardar, os valores da biodiversidade estarão integrados no desenvolvimento local e nacional e nas estratégias de redução da pobreza e processos de planejamento, e estarão sendo incorporados na contabilidade nacional e nos sistemas de informação conforme apropriado</p> <p>Meta 3: Até 2020, no mais tardar, os incentivos (inclusive subsídios) prejudiciais à biodiversidade terão sido eliminados, terminados gradativamente ou reformados para minimizar ou evitar impactos negativos, e incentivos positivos para a conservação e uso sustentável da biodiversidade terão sido desenvolvidos e aplicados, consistentes e em harmonia com a convenção e outras obrigações internacionais relevantes, levando em conta as condições socioeconômicas nacionais</p> <p>Meta 4: Até 2020, no mais tardar, os governos, empresas e atores em todos os níveis terão tomado passos para atingir ou terão implementado planos para a produção e consumo sustentáveis e terão mantido os impactos do uso dos recursos naturais dentro de limites ecológicos seguros</p>
Objetivo estratégico B. Reducir as pressões diretas sobre a biodiversidade e promover o uso sustentável	<p>Meta 5: Até 2020, a taxa de perda de todos os habitats naturais, inclusive das florestas, terão caído pelo menos pela metade e, quando viável, próxima a zero, e a degradação e a fragmentação estarão reduzida significativamente</p> <p>Meta 6: Até 2020, todos os estoques de peixes, invertebrados e plantas aquáticas estarão sendo manejadas e coletadas de forma sustentável e legal, aplicando abordagens ecossistêmicas, para evitar a sobre-exploitação; planos e medidas de recuperação estarão sendo tomadas para todas as espécies exauridas; a pesca não terá impactos negativos significativos nas espécies ameaçadas e os ecossistemas vulneráveis e os impactos da pesca nos estoques, espécies e ecossistemas estarão dentro de limites ecologicamente seguros</p> <p>Meta 7: Até 2020, as áreas de agricultura e de floresta estarão sendo manejadas sustentavelmente, assegurando a conservação da biodiversidade</p> <p>Meta 8: Até 2020, a poluição (inclusive do excesso de nutrientes) terá atingido níveis que não prejudiquem o funcionamento dos ecossistemas e da biodiversidade</p> <p>Meta 9: Até 2020, as espécies exóticas invasoras e seus caminhos estarão identificados e priorizados, as espécies prioritárias estarão controladas ou erradicadas, e medidas terão sido tomadas para gerir os caminhos de entrada e prevenir sua introdução e estabelecimento</p> <p>Meta 10: Até 2015, as pressões antropogênicas múltiplas nos recifes de coral e outros ecossistemas vulneráveis impactados pelas mudanças climáticas e acidificação dos oceanos estarão minimizadas, a fim de manter sua integridade e funcionamento</p>
Objetivo estratégico C: Melhorar o <i>status</i> da biodiversidade salvaguardando a biodiversidade ecossistêmica, de espécies e genética	<p>Meta 11: Até 2020, pelo menos 17% das áreas terrestres e águas interiores, e 10% das áreas costeiras e marinhas, especialmente áreas de importância especial à biodiversidade e aos serviços ecossistêmicos, estarão conservados por meio de sistemas de áreas protegidas que sejam manejados de forma eficaz e equitável, ecologicamente representativas e bem conectadas, além de outras medidas efetivas de conservação de áreas, e integradas nas paisagens terrestres e marinhas maiores</p> <p>Meta 12: Até 2020 a extinção de espécies ameaçadas conhecidas terá sido evitada, e seu <i>status</i> de conservação, especialmente daquelas em maior declínio, terá melhorado</p>

	Meta 13: Até 2020, a diversidade genética das plantas cultivadas e dos animais domesticados, bem como seus parentes selvagens (inclusive outras espécies de valor socioeconômico e cultural) estará mantida, e estratégias terão sido desenvolvidas e implementadas para minimizar a erosão genética e salvaguardar sua diversidade genética
Objetivo estratégico D: Otimizar, para todos, os benefícios dos serviços da biodiversidade e ecossistemas	Meta 14: Até 2020, os ecossistemas que fornecem serviços essenciais (inclusive serviços relacionadas à água) e que contribuem para a saúde, sustento e bem-estar, estarão restaurados e salvaguardados, levando em conta as necessidades das mulheres, comunidades indígenas e locais e populações pobres e vulneráveis Meta 15: Até 2020, a resiliência dos ecossistemas e a contribuição da biodiversidade aos estoques de carbono terão sido otimizadas por meio da conservação e restauração, inclusive da restauração de pelo menos 15% dos ecossistemas degradados, contribuindo assim à mitigação das mudanças climáticas e à adaptação e combate à desertificação Meta 16. Até 2015, o Protocolo de Nagoya estará em vigor e operacional, consistente com a legislação nacional
Objetivo estratégico E. Otimizar a implementação por meio de planejamento participatório, gestão de informações e construção de capacidades	Meta 17: Até 2020, cada parte terá desenvolvido, adotado como instrumento político e iniciado a implementação de uma estratégia e plano de ação nacional de biodiversidade participatória e atualizada Meta 18: Até 2020, o conhecimento tradicional, inovações e práticas das comunidades indígenas e locais relevantes para a conservação e uso sustentável da biodiversidade, e seu uso costumeiro dos recursos biológicos estará respeitado, sujeito à legislação nacional e obrigações internacionais relevantes, e inteiramente integrado e refletido pela implementação da convenção com a participação inteira e efetiva das comunidades indígenas e locais, em todos os níveis relevantes Meta 19: Até 2020, o conhecimento, base científica e tecnologias relacionadas à biodiversidade, seus valores, funcionamento, <i>status</i> e tendências, bem como as consequências de suas perdas, terão melhorado e serão amplamente compartilhados, transferidos e aplicados Meta 20: Até 2020, no mais tardar, a mobilização de recursos financeiros para implementar, efetivamente, o Plano Estratégico para a Biodiversidade 2011-2020 (advindos de todas as fontes e segundo o processo consolidado e acordado na Estratégia para a Mobilização de Recursos) deverá aumentar substancialmente em relação a todos os níveis atuais. Essa meta estará sujeita a mudanças contingentes às avaliações das necessidades dos recursos a serem desenvolvidas e relatadas pelas partes

Fonte: tradução livre de CBD COP (2010).

Outra promessa da COP10 foi o Protocolo de Nagoya, dispositivo aguardado há muito tempo entre Estados detentores de alta biodiversidade e outras partes interessadas cujo objetivo é “...a repartição justa e equitativa dos benefícios oriundos da utilização dos recursos genéticos” (SCBD, 2011). Aubertin & Filoche (2011) afirmam que, a despeito de suas falhas, o texto do referido protocolo satisfaz tanto países fornecedores quanto usuários da biodiversidade. Assim, traz que ambos têm responsabilidade sob a origem legal dos recursos oriundos da biodiversidade (o princípio de controle duplo). Um novo ponto importante foi a liberação do acesso a patógenos durante emergências médicas de grande porte, além de respectivas compensações ao país fornecedor. Por outro lado, ignorou questões importantes como conceitos em torno de derivados e retroatividade e reformas na legislação de patentes.

Sem embargo, a conservação da biodiversidade emerge como um problema internacional incontornável, dado o grau de conectividade que ela engendra não somente entre os diversos atores, mas igualmente entre os diversos campos das atividades humanas. Como anotado, governar hoje a conservação da biodiversidade significa, *pari passu*, governar interesses econômicos, comerciais, de saúde pública e de segurança – entre outros. A necessidade de gerenciamento de um bem público de caráter global incita a formação de regimes que, de uma maneira ou de outra, estabelece contingências à ação dos conglomerados multinacionais, das organizações não-governamentais e, principalmente, dos Estados-nação, tornando-os progressivamente mais interdependentes. Ao mesmo tempo em que aufere às instituições internacionais lugar privilegiado na regência desta interdependência. A situação, como atesta Morrissey (2002: 25), é complexa:

“O aspecto fundamental dos bens públicos internacionais é sua natureza não-excludente e não-rival através de uma escala espacial global. A não-excludibilidade é a fonte dos problemas de coordenação e de financiamento, visto que sempre há um incentivo para caronear. Como todos os países se beneficiam, todos devem contribuir para arcar com o custo de fornecer bens públicos. Como a habilidade de contribuir varia, o nível das contribuições também deve variar. Essa questão das contribuições financeiras, entretanto, independe da classificação dos

bens públicos internacionais. A não-rivalidade é a fonte dos problemas relativos ao fornecimento de uma quantidade ótima do bem. Alguma forma de calcular o custo-benefício é necessária para determinar quanto de certos bens públicos em particular devem ser fornecidos”.

Neste sentido, a Convenção sobre Diversidade Biológica – CDB, a meta 7B dos Objetivos do Milênio, o Protocolo de Nagoya e as Metas de Biodiversidade de Aichi cumprem um papel relevante, na medida em que constituem balizas que enquadram as ações perpetradas na arena internacional. Ademais, ajudam a nortear a governança em sua vertente endógena. Assim, o Estado-nação, malgrado sua situação histórica de enraizamento intrínseco e seminal no exercício pleno da soberania, demonstra, sobretudo a partir do último quartil do século passado, uma paulatina tendência a se conformar às novas situações onde a tomada de decisão passa a ser compartilhada, caracterizando o que alguns autores denominam de *pooled sovereignty*. A tipologia proposta por Krasner (1999: 03), ancorada no contraste entre a noção de autoridade e a de controle ensejado por Thompson (1995), corrobora esta percepção:

“O termo soberania tem sido usado em quatro maneiras diferentes – soberania legal internacional, soberania Westfaliana, soberania doméstica e soberania interdependente. (...) Os vários tipos de soberania não covariam necessariamente. Um Estado pode ter um, mas não o outro”.

Claro que os espaços submetidos a este tipo de exercício são ainda restritos e, quase sempre, limitados a setores específicos das relações políticas, sociais ou econômicas⁶⁰. Porém, não se pode ignorar que a conservação da diversidade biológica tem contribuído para a ampliação destes espaços e para o aprofundamento da interdependência global.

⁶⁰ O sistema político da União Europeia seria um lócus onde podemos identificar a prática da *pooled sovereignty*.

3.3. A conservação internacional da biodiversidade marinha

A importância da conservação marinha tem sido levantada por autores de áreas distintas (por exemplo: Hockey & Branch, 1994; Kimball, 1995; Barr & Lindholm, 2000; Lindholm & Barr, 2001; Hughes et al., 2005). Abordar as questões de conservação marinha também é de extrema relevância devido à urgência do problema das mudanças climáticas, que afetam e são afetadas diretamente pelas variações em riqueza e biodiversidade marinhas. O caso dos recifes de coral⁶¹ é uma ilustração clara deste fato (Bryant et al., 1998).

Devido às características distintas dos ecossistemas marinhos, acadêmicos e conservacionistas têm destacado a necessidade de estratégias de conservação e acordos direcionados especificamente à sua biodiversidade (ver, por exemplo, Barr & Lindholm, 2000; Hockey & Branch, 1994; Carr et al., 2003). Estas incluem diferenças físicas, padrões de diversidade, modos de distribuição das espécies, histórias de vida, estrutura populacional e tipos de destruição antropogênica (May, 1994; Hockey & Branch, 1994; Carr et al., 2003). Ademais, como a biodiversidade terrestre, a diversidade de organismos marinhos também se distribui de forma desigual pelo globo (Figura 04).

Conforme apresentado anteriormente para outros problemas ambientais, as questões marinhas comumente transpõem fronteiras políticas e por isso constituem um tópico relevante dentro das relações internacionais. De fato, entre os estudos sobre regimes ambientais internacionais, uma quantidade considerável de pesquisas tem sido desenvolvida sobre problemas transfronteiriços ligados ao mar, tais como poluição marinha (ver, por exemplo, Haas, 1989; Mitchell, 1993; Carlin, 2002; Miles, 2002a; Skjærseth, 2002; Skjærseth et al., 2006) e gestão de recursos pesqueiros (Peterson, 1993; Hønneland & Jørgensen, 2003; entre outros).

⁶¹ Os recifes de coral são estruturas calcárias tropicais, de águas rasas, formados principalmente por corais, além de outros organismos como hidrocórais, moluscos, algas calcárias, entre outros. Este conjunto de seres vivos irá, direta ou indiretamente, contribuir para construção de um complexo ecossistema (Kaplan, 1982; Ruppert & Barnes, 1996). Apesar destes ecossistemas ocuparem menos de 0,25% do ambiente oceânico, abrigam mais de 25% de todas as espécies de peixes marinhos e são considerados as florestas tropicais do mar devido à sua alta biodiversidade (Bryant et al., 1998); são extremamente sensíveis a mudanças de temperatura (ver, por exemplo, Michael & Schleyer, 2002 e, para águas brasileiras, Amaral et al., 2006), daí sua importância no âmbito das políticas internacionais relativas às mudanças climáticas.

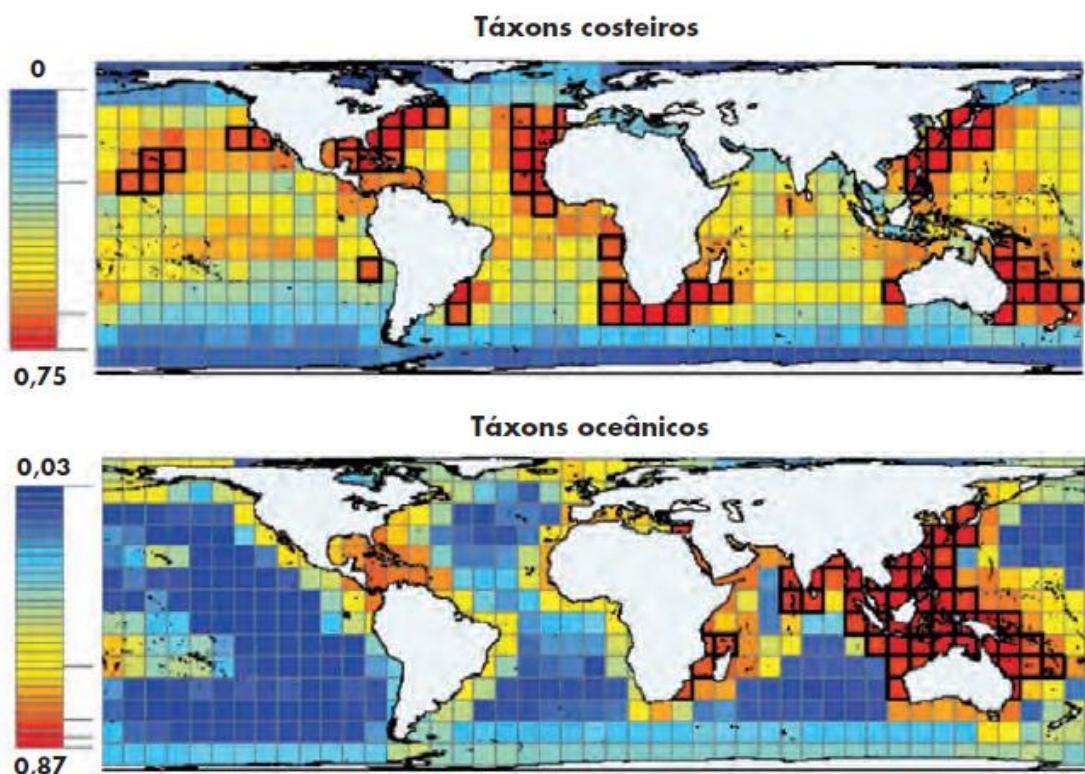


Figura 04. Distribuição global da biodiversidade marinha das espécies costeiras e oceânicas de acordo com projeções de Tittensor et al. (2010) com base em treze dos principais táxons marinhos; as cores vão do menor (azul) para o maior (vermelho) índice de diversidade.

Em extenso relatório que apresenta projeções e cenários relativos a mudanças de biodiversidade para o Século XXI, Leadley et al. (2010) destacam que o crescimento populacional e o aumento da renda, em conjunto pela maior procura pelo pescado, irá provocar perdas crescentes na biodiversidade marinha caso a sobrepesca não seja combatida de imediato. Entre as ações recomendadas para frear o declínio da biodiversidade marinha, estes autores recomendam a criação de acordos para regular a pesca em águas internacionais e a mitigação dos efeitos das mudanças climáticas, além de ações a serem realizadas pelos governos nacionais e/ou locais, tais como o combate à pesca ilegal, a eliminação dos subsídios para a sobrepesca, o manejo apropriado dos recursos marinhos, a criação de grandes áreas de proteção marinhas, a recuperação de corpos d'água e a melhoria das práticas agrícolas a fim de reduzir a quantidade de fertilizantes e agrotóxicos carreados para o mar.

Thorne-Miller (1999) aponta que a conservação do ambiente marinho demorou mais tempo a ser considerado um problema político internacional em relação a outras questões ambientais. Neste contexto, destaca que o tema percorreu três caminhos a fim de se inserir na agenda política global: o uso compartilhado dos oceanos para o comércio; a soberania dos países dentro das águas nacionais, os direitos comuns nas águas fora de jurisdição nacional e o acesso aos recursos naturais em ambos os casos; e a proteção direta do ambiente marinho e a conservação de suas espécies.

Consequentemente, cada um desses caminhos (e suas respectivas discussões) levou a acordos internacionais específicos, tais como a Convenção de Londres e a Convenção de Marpol, no primeiro caso; a Convenção sobre Direito do Mar, no segundo caso; e a CITES e a CDB, no terceiro caso. Porém, Kimball (2005) lembra que, a despeito da quantidade de acordos especializados para questões marinhas, a grande maioria não traz disposições juridicamente vinculativas. Ainda nessa linha, Chape et al. (2005) destacam que, enquanto 12,2% da superfície terrestre é composta por áreas protegidas, para os oceanos essa fração é de apenas 0,5%⁶².

Halley (2002) apresenta que a primeira onda de instrumentos legais internacionais para a conservação marinha era, em seu conjunto, difusa e incoerente. Segundo o autor (e de forma semelhante ao que ocorria, à época, com o restante do aparato legal de meio ambiente no âmbito global), os acordos serviam para responder a propósitos específicos, não necessariamente com preocupações primariamente ambientais:

“No geral, a primeira geração de acordos internacionais que lidavam com ambientes e recursos marinhos se desenvolveram em torno de problemas óbvios e alarmantes: eram criados para solucionar ou aliviar problemas específicos, tais como derramamentos de óleo, despejo de lixo ao mar, sobrepesca de baleias e perda de zonas húmidas. Apesar de alguns desses acordos abordarem a proteção do meio e das espécies de forma direta, a maioria estava mais preocupada com a natureza limitada dos recursos marinhos e a necessidade de compartilhar seu uso e evitar seu esgotamento” (p. 250).

⁶² Utilizando dados do *World Database on Protected Areas* (WDPA), base ligada ao PNUMA – <http://www.wdpa.org/>

O autor destaca, ainda, que poucas espécies marinhas estão sob proteção internacional (basicamente alguns mamíferos e certas aves migratórias e estoques pesqueiros).

Por outro lado, é preciso salientar a importância da Convenção sobre Direito do Mar ao estender às Zonas Econômicas Exclusivas – ZEEs para 200 milhas da costa de cada país-membro, fazendo com que cerca de 95% das espécies marinhas ficassem sob a jurisdição nacional (de Klemm & Shine, 1993). Thorne-Miller (1999) também destaca os principais órgãos internacionais ligados à gestão e conservação dos recursos e biodiversidade costeira, a saber: o PNUMA (conservação ambiental), a Organização Marítima Internacional (regula a circulação dos navios) a FAO (controle mundial das populações de peixes), a Comissão de Desenvolvimento Sustentável da ONU – CDS, a Comissão Baleeira Internacional – CBI e o Grupo de Peritos nos Aspectos Científicos da Proteção Ambiental Marinha⁶³. O referido autor afirma que essas e outras organizações internacionais desempenharam papéis importantes, como a criação e financiamento de programas e projetos relevantes na área. Aqui cabe ressaltar o papel do Secretariado da CDB, promovendo os dispositivos descritos a seguir.

Ainda no âmbito da CDB, o Mandado de Jacarta sobre Diversidade Biológica Marinha e Costeira foi criado para lidar com questões relacionadas à biodiversidade marinha. Adotado pela Decisão II/10 numa reunião do Órgão Subsidiário de Assessoramento Científico, Técnico e Tecnológico (SBSTTA)⁶⁴ realizada durante a COP2, em 1995, o mandado engloba cinco subtemas: Gestão Integrada de Áreas Marinhas e Costeiras, Recursos Vivos Marinhos e Costeiros, Áreas Protegidas Marinhas e Costeiras, Maricultura e Espécies Exóticas. Estudos sobre este mandado também são escassos e têm resultado principalmente em artigos descritivos, como os de Goote (1997) e Pranoto & Arifin (2000). Similarmente à própria CDB, este programa enfrenta vários desafios, entre os quais criar métodos de trabalho eficientes para a reunião dos seus especialistas, a escolha de prioridades, o uso do princípio da precaução, a aplicação dos objetivos e conceitos da convenção às características específicas do ambiente

⁶³ Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection (GESAMP), conselho consultivo ligado à ONU, criado em 1969.

⁶⁴ Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice, conselho científico multidisciplinar criado pela CDB que reúne especialistas e tomadores de decisão das suas partes signatárias.

marinho e a colaboração e a ação concertada com outros organismos relevantes (Goote, 1997).

Porém, apesar destes desafios, esse mandado vem trazendo resultados interessantes. Entre eles está a sistematização de dados científicos globais relevantes à biodiversidade marinha e o reconhecimento internacional de questões como a importância da gestão costeira integrada, dos recursos genéticos das fossas abissais e da conservação dos recifes de coral.

4. O Brasil e as políticas de conservação da biodiversidade

4.1. O Brasil no cenário político internacional da conservação da biodiversidade: breve histórico

Lago (2007) analisa a atuação e discurso do Brasil nas três grandes conferências ambientais da ONU e destaca a liderança do país desde a Conferência de Estocolmo. Nessa primeira grande conferência apresenta o papel brasileiro em combater o conceito dos recursos naturais como “bem comum da humanidade” e defender a soberania dos países na gestão desses recursos, além de promover a ideia da ligação do homem e do desenvolvimento com o meio e da importância de adotar fórmulas diversas na conservação da natureza, de acordo com cada contexto:

“No auge do regime militar, o Brasil, portanto, defendeu uma agenda que, nos anos subsequentes, provaria ser adequada a um país democrático. Alguns setores do ambientalismo brasileiro apontaram a atitude do Brasil em Estocolmo como um erro histórico: o Brasil ajudou a bloquear a agenda ambiental pelo temor à criação de instrumentos que legitimassem a diminuição da soberania, temor que só se justificava pelos abusos que eram cometidos pelo Governo, principalmente na área de direitos humanos. Essa análise estaria baseada no princípio de que a agenda proposta pelos países ricos era ‘progressista’. Em retrospecto, no entanto, é indiscutível que as soluções propostas pelos países ricos em 1972 se revelaram muito mais incorretas e pouco democráticas do

que a luta dos países em desenvolvimento para que a agenda ambiental fosse inserida no contexto mais amplo do desenvolvimento” (p. 142).

Para o período entre a Conferência de Estocolmo e a Eco-92, Lago (2007) destaca que a abertura do país e o fim do regime militar permitiram a maior atuação da sociedade civil e o fortalecimento de instituições locais. Por outro lado, o autor lembra que a despeito da crescente consciência ambiental, havia outros temas que precisavam de atenção prioritária, tais como saúde, educação, segurança pública e alimentação.

Lago (2007) apresenta que a ideia, surgida em 1988, de sediar a Eco-92 em plena crise econômica veio como forma de melhorar a imagem brasileira perante a comunidade internacional. Essa imagem vinha piorando em termos ambientais com as extensas queimadas na Amazônia e o assassinato de Chico Mendes, entre outros problemas.

Como na Conferência de Estocolmo, antes e durante a Eco-92 o Brasil ajudou a fortalecer ideias relativas à interface ser humano-meio ambiente-desenvolvimento e à soberania dos países quanto a gestão dos seus recursos naturais, inclusive no âmbito da CDB:

“Na Convenção sobre Diversidade Biológica, o Brasil teve de evitar, antes de tudo, o avanço do conceito de que os recursos biológicos representariam ‘patrimônio comum da humanidade’. O Brasil conseguiu que se reconhecesse, ao contrário, a soberania sobre recursos naturais: isto ocorria pela primeira vez em uma Convenção, um passo importante, pois passava ao direito positivo um Princípio da Declaração de Estocolmo. As outras principais preocupações centravam-se em conseguir o reconhecimento do valor econômico da necessidade de compensar as comunidades indígenas e locais pela utilização de seus conhecimentos tradicionais. O Brasil encontrava-se, ao mesmo tempo, na posição de país detentor de biotecnologia, com jurisdição sobre a maior proporção de recursos biológicos e genéticos do planeta, e de demandar de mais recursos e de transferência de novas tecnologias. Coube-lhe, assim, papel conciliador de grande valia para que a

Convenção fosse terminada em tempo hábil para a Conferência do Rio”
(Lago, 2007: 164).

O autor lembra, também, que o Brasil trouxe contribuições importantes para os outros documentos assinados na Eco-92, como a Declaração sobre Florestas, a Agenda 21 e a Convenção-Quadro sobre Mudanças Climáticas.

4.2. A tradução da CDB em políticas públicas no Brasil

4.2.1. Breve histórico pré-CDB

Alguns marcos legais na conservação do meio ambiente foram o Código das Águas e o Código Florestal, ambos de 1934 (esse último revisado em 1965) e a Lei de Conservação da Fauna (1967) (Brasil, 2010). Porém, o primeiro relatório do Brasil para a CDB apresenta que medidas mais abrangentes para a conservação ambiental governamental no país só começaram a ser tomados a partir da década de 1970, estimulados pela Conferência de Estocolmo⁶⁵. Assim, criou-se em 1973 a SEMA – Secretaria Especial do Meio Ambiente, seguido de várias unidades de conservação e estudos para estruturar uma política nacional de meio ambiente (Brasil, 1999); à época, a SEMA fazia parte do extinto Ministério do Interior.

Em 1981, criou-se o Sistema Nacional de Meio Ambiente – SISNAMA (Lei no. 6.938, regulamentada quase dez anos depois pelo Decreto no. 99.274 de 06/06/1990), com respectivos órgãos federais, estaduais e municipais que foram sendo criados posteriormente. Atualmente é constituído pelo Conselho de Governo (seu órgão maior), o Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA (órgão consultivo e deliberativo), o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA e o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio (órgãos executores), os órgãos estaduais responsáveis pelas questões ambientais (órgãos seccionais) e os órgãos municipais com mesma função nas suas respectivas jurisdições (órgãos locais) (MMA, 2011).

⁶⁵ Para um histórico mais das questões ambientais no Brasil desde o período colonial ver, por exemplo, Marcondes (2005).

No mesmo ano foi lançada a Política Nacional do Meio Ambiente (Lei no. 6.938 de 31 de agosto de 1981)⁶⁶, cujo objetivo é a “preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental propícia à vida, visando assegurar, no País, condições ao desenvolvimento socioeconômico, aos interesses da segurança nacional e à proteção da dignidade da vida humana” (Brasil, 1981). Alguns anos depois, em 1985, é dado *status ministerial* ao SEMA, que se tornou o Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente – MDU, e após diversas transformações passou a ter o formato atual em 1999. Em 1989, foi criado o IBAMA, que herdou as atribuições da extinta Superintendência da Borracha – SUDEVHEA, do Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal – IBDF, da Superintendência do Desenvolvimento da Pesca – SUDEPE e da SEMA. Nesse mesmo ano foi instituído o Fundo Nacional do Meio Ambiente – FNMA (MMA, 2011).

A própria Constituição Federal em vigor, primeira a não apresentar a questão ambiental de forma puramente economicista, inovou ao incluir um artigo dedicado inteiramente ao meio ambiente e afirmar ser um direito de todos um “meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida” (artigo 225). Tal documento também inclui referências ao meio ambiente em vários outros artigos, inclusive mostrando ligações com outras temáticas (Brasil, 1988).

Em termos de biodiversidade marinha, destaca-se o pouco lembrado Código de Pesca (Brasil, 1967), sobre o qual Wolff (2000) comenta:

“O Decreto-Lei nº 221/67, que dispõe sobre a proteção e estímulo à pesca é pouco lembrado no meio jusambientalista, talvez em razão de sua tendência ao ‘utilitarismo’, assim percebida pelo direito ambiental. As preocupações protecionistas relativas aos seres animais e vegetais que tenham na água o seu habitat, ou mais frequente meio de vida, parecem ficar, no instrumento legal, em segundo plano, em face da finalidade precípua de aproveitamento econômico” (p. 16).

A criação da Comissão Interministerial para os Recursos do Mar – CIRM, é outro destaque, “com a finalidade de coordenar os assuntos relativos à consecução da Política

⁶⁶ Essa lei passou por várias alterações posteriores.

Nacional para os Recursos do Mar” e a ser coordenada pelo Ministro da Marinha (Brasil, 1974); a legislação de tal comissão foi revisada algumas vezes e regulamentada em 2001 (Brasil, 2001) e posteriormente foi aprovada a Política Nacional para os Recursos do Mar – PNRM, em 1980 (Brasil, 1980), com revisões posteriores. Para esse período pré-CDB também ser citada a criação do Instituto Nacional de Estudos do Mar – INEM (Brasil, 1984), e a consequente regulamentação do Fundo de Estudos do Mar – FUNDEM (Brasil, 1985), além do lançamento do Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro – GERCO (Brasil, 1988a).

4.2.2. Evolução pós-CDB

Dois anos após a Eco-92, o governo brasileiro criou a Comissão Interministerial para o Desenvolvimento Sustentável – CIDES, para “com a finalidade de assessorar o Presidente da República na tomada de decisões sobre as estratégias e políticas nacionais necessárias ao desenvolvimento sustentável, de acordo com a ‘Agenda XXI’” (Brasil, 1994). Entretanto, tal comissão nunca foi instituída. Posteriormente criou-se a Comissão de Políticas de Desenvolvimento Sustentável e da Agenda XXI Nacional (Brasil, 1997), com objetivo de “propor estratégias de desenvolvimento sustentável e coordenar, elaborar e acompanhar a implementação daquela agenda [21]”. Essa comissão foi suplantada em 2003 (Brasil, 2003), e novamente em 2004, pela Comissão de Políticas de Desenvolvimento Sustentável e da Agenda 21 Brasileira – CPDS, que amplia a participação da sociedade civil (Brasil, 2004).

Em 1994 foi criado, no âmbito do MMA, o Programa Nacional de Diversidade Biológica – PRONABIO, para “promover parceria entre o Poder Público e a sociedade civil na conservação da diversidade biológica, utilização sustentável de seus componentes e repartição justa e equitativa dos benefícios dela decorrentes” (Brasil, 1994). Foi revisada extensamente em 2003, quando passou a se chamar Comissão Nacional da Biodiversidade – CONABIO. Seus objetivos são:

“orientar a elaboração e a implementação da Política Nacional da Biodiversidade, com base nos princípios e diretrizes instituídos pelo Decreto nº 4.339, de 22 de agosto de 2002 [as diretrizes da Política

Nacional de Biodiversidade], mediante a promoção de parceria com a sociedade civil para o conhecimento e a conservação da diversidade biológica, a utilização sustentável de seus componentes e a repartição justa e equitativa dos benefícios derivados de sua utilização, de acordo com os princípios e diretrizes da Convenção sobre Diversidade Biológica, da Agenda 21, da Agenda 21 brasileira e da Política Nacional do Meio Ambiente”.

O CONABIO prevê ampla participação e inclui representantes governamentais e não governamentais (Brasil, 1994a; 2003a).

Outro destaque é o Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira – PROBIO, criado em 1996 com uma doação do GEF para ser um mecanismo técnico e financeiro do PRONABIO. Já o PROBIO II (Programa Nacional de Ações Integradas Público-Privadas para a Biodiversidade) busca transformar modelos de produção, consumo e ocupação do solo (MMA, 2011).

O quarto relatório para a CDB informa, ainda, que o arcabouço legal existente antes da CDB foi complementado com novas “leis temáticas”, tais como a Lei de Biossegurança (1995), o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (2000), a Estratégia Nacional para Espécies Exóticas Invasoras (2009) e a Política Nacional sobre Mudança do Clima (2009) (Brasil, 2010). Outros destaques desse período foram a Lei de Patentes (1996), a Lei de Proteção a Cultivares (1997), a Lei de Crimes Ambientais (1998), a Política Nacional de Educação Ambiental (1999) (Wolff, 2000).

No Brasil, a Estratégia Nacional de Biodiversidade (prevista no artigo 6 da convenção e considerada um dos principais instrumentos de implementação em nível nacional) engloba a Política Nacional de Biodiversidade – PNB, o Plano de Ação para a Implementação da PNB – PAN-Bio, as Metas Nacionais para 2010 e os Relatórios Nacionais (MMA, 2011). A Figura 05 esquematiza o processo de criação da PNB.

A Resolução CONABIO no. 03, de 21 de dezembro de 2006, aprovou metas nacionais de biodiversidade a serem atingidas até o ano de 2010, as Metas Nacionais de Biodiversidade. Tais metas dividem-se em sete grupos: 1) conhecimento da biodiversidade; 2) conservação da biodiversidade; 3) utilização sustentável dos componentes da biodiversidade; 4) monitoramento, avaliação, prevenção e mitigação de

impactos sobre a biodiversidade; 5) acesso aos recursos genéticos e conhecimentos tradicionais associados e repartição dos benefícios; 6) educação, sensibilização pública, informação e divulgação sobre biodiversidade; e 7) fortalecimento jurídico e institucional para a gestão da biodiversidade (Brasil, 2006). Atualmente está sendo realizada uma consulta pública para definir novas metas para 2020 (MMA, 2011).

Posteriormente, na avaliação do quarto relatório para a CDB, conclui-se que (similarmente às metas globais) os avanços no Brasil foram heterogêneos. Dentre as Metas Nacionais de Biodiversidade para 2010, apenas duas das 51 metas foram atingidas integralmente: a publicação de listas e catálogos de espécies do país e a redução no número de focos de calor em cada bioma. Ademais, o relatório cita que quatro outras metas foram atingidas ao nível 75%, a saber: a conservação de pelo menos 30% do bioma amazônico e 10% dos demais biomas, o aumento nos investimentos para a pesquisa acerca do uso sustentável da biodiversidade, o aumento no número de patentes para componentes da biodiversidade e a redução (75%) na taxa de desmatamento da Amazônia (Brasil, 2010).

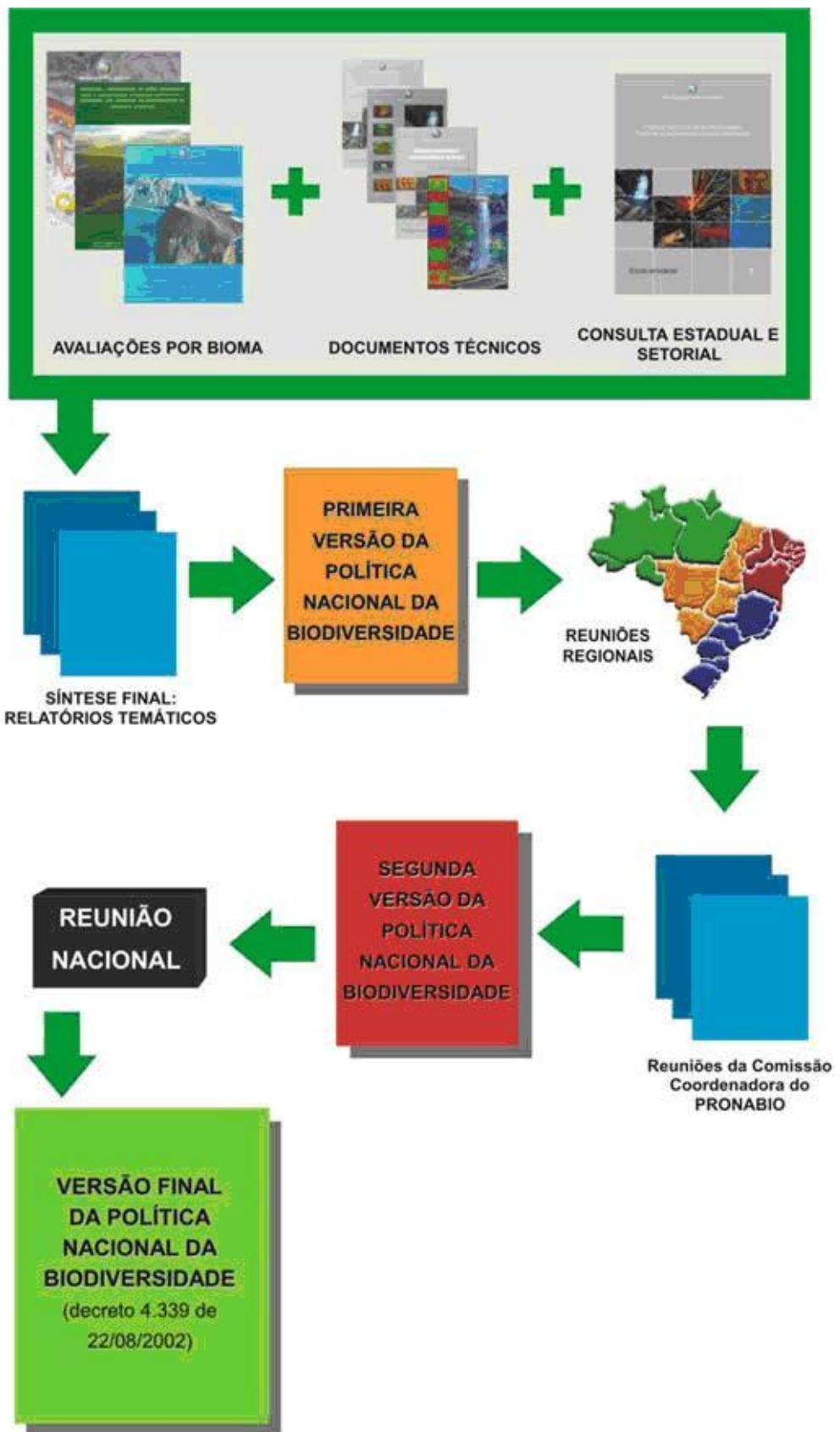


Figura 05. Desenvolvimento da Política Nacional de Biodiversidade. Fonte: MMA (2011).

Em análise sobre o amoldamento da legislação ambiental brasileira à CDB, Wolff (2000) classifica o grau de adequação a 14 dos artigos do acordo em três grupos: artigo satisfatoriamente atendido, parcialmente atendido e não atendido (Quadro 10). A autora ressalta que os artigos que foram atendidos satisfatoriamente são os mais abrangentes e genéricos.

Quadro 10. Amoldamento da legislação ambiental brasileira à CDB segundo Wolff (2000).

Artigo	Tema	Classificação
6	Medidas gerais para a conservação e a utilização sustentável	Satisfatório
7	Identificação e monitoramento	Parcialmente atendido
8	Conservação <i>in situ</i>	Parcialmente atendido
9	Conservação <i>ex situ</i>	Parcialmente atendido
10	Utilização sustentável de componentes da diversidade biológica	Parcialmente atendido
11	Incentivos	Satisfatório
12	Pesquisa e treinamento	Parcialmente atendido
13	Educação e conscientização pública	Parcialmente atendido
14	Avaliação de impactos e minimização de impactos	Parcialmente atendido
15	Acesso a recursos genéticos	Parcialmente atendido
16	Acesso à tecnologia e transferência de tecnologia	Parcialmente atendido
17	Intercâmbio de informações	Insatisfatório
18	Cooperação técnica e científica	Parcialmente atendido
19	Gestão da biotecnologia	Parcialmente atendido

4.2.3. Políticas públicas para a biodiversidade marinha

No Brasil, o tema da biodiversidade marinha se faz igualmente relevante. O país possui uma das maiores extensões litorâneas do planeta: cerca de um quarto da população brasileira vive ao longo da costa, que também concentra treze das capitais do país e, consequentemente, causa fortes pressões antrópicas sobre os ecossistemas costeiros e marinhos. A porção marinha, com cerca de 3,5 milhões de km², é considerada a “Amazônia Azul”, e representa uma área equivalente a mais da metade do território nacional terrestre. Essa área é uma grande provedora de proteína animal e gera aproximadamente 800 mil empregos diretos, além de cerca de quatro milhões de empregos indiretos (GBA/MMA, 2010).

Em termos internacionais, o país é signatário a uma grande quantidade de acordos relacionados. Entre estes, pode-se citar a Convenção Internacional para a Regulamentação da Pesca da Baleia (que entrou em vigor internacionalmente em 1946 e em 1973 para o Brasil); a Convenção de Ramsar (1975/1993), que inclui entre seus objetivos a conservação de zonas úmidas marinhas e estuarinas, entre outras; a Convenção Internacional para a Prevenção da Poluição por Navios ou Convenção de Marpol (1973/1996); a CITES (1975/1975); a Convenção sobre Prevenção da Poluição Marinha por Alijamento de Resíduos e Outras Matérias, ou Convenção de Londres (1982/1982); a Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar – CNUDM (1994/1995) e a própria CDB (1993/1994).

O Brasil possui 7.367 km de costa, incluindo ilhas oceânicas como os arquipélagos de Fernando de Noronha (PE) e São Pedro e São Paulo e a Ilha de Trindade e Martim Vaz (ES). Apesar de não estar entre os países de maior biodiversidade marinha, que na sua maioria concentra-se no Pacífico (Bryant et al., 1998), a diversidade desses ecossistemas no país é significativa, conforme mostra a Figura 06.

Em estudo sobre a conservação marinha e a CDB no Canadá, Halley (2002) afirma que, no período pré-CDB não havia uma legislação que protegia, claramente, o ambiente marinho. O autor também afirma que, nesse momento histórico, a abordagem era de “comando e controle”: ou seja, as leis serviam para delinear a conduta aceitável e punir os transgressores. Assim, a proteção de habitats marinhos era quase que nula, com

maior enfoque nos ecossistemas terrestres. No Brasil, é possível observar trajetória semelhante.

Existem, atualmente, diversos órgãos governamentais brasileiros relacionados à conservação da biodiversidade marinha, tais como a Gerência de Biodiversidade Aquática e Recursos Pesqueiros – GBA (Secretaria de Biodiversidade e Florestas do Ministério do Meio Ambiente), a Gerência de Recursos Pesqueiros da Diretoria do Programa Nacional de Conservação da Biodiversidade, o Comitê Nacional de Zonas Úmidas, a Coordenação Geral de Autorização de Uso e Gestão de Fauna e Recursos Pesqueiros – CGFAP (IBAMA), e o Núcleo da Zona Costeira e Marinha. Nesse âmbito, há diversos programas e projetos específicos, como os de conservação dos recifes de coral e manguezais, além do Programa Antártico Brasileiro – PROANTAR (MMA, 2011).

Nesse contexto, o Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC, engloba 38 áreas de proteção integral e 64 de uso sustentável, em um total de 102 áreas de proteção marinhas; isso representa 55.716 km² de área (apenas 1,57% da área marinha brasileira). Neste quesito, há também um esforço para se reconhecer mosaicos de unidades de conservação, que incluem ecossistemas terrestres, costeiros e marinhos interligados, como no caso da restinga, manguezal e recifes de coral (MMA, 2011).

Em termos dos recursos pesqueiros e a fim de tentar promover seu uso sustentável, o MMA publicou, junto a vários centros de pesquisa, uma lista nacional de espécies de peixes e invertebrados marinhos e dulciaquícolas ameaçados e sobre-exploitados. A lista destaca, também, 78 espécies de invertebrados aquáticos e 154 espécies de peixe como ameaçadas de extinção, bem como 11 espécies de invertebrados aquáticos e 39 espécies de peixe como sobre-exploitadas ou ameaçadas de sobre-explocação; assim, tais espécies ficam sujeitas à suspensão da pesca e ao desenvolvimento e implementação de planos de restauração e manejo, conforme a Instrução Normativa 05 do MMA, de 21 de maio de 2004 (Brasil, 2010).

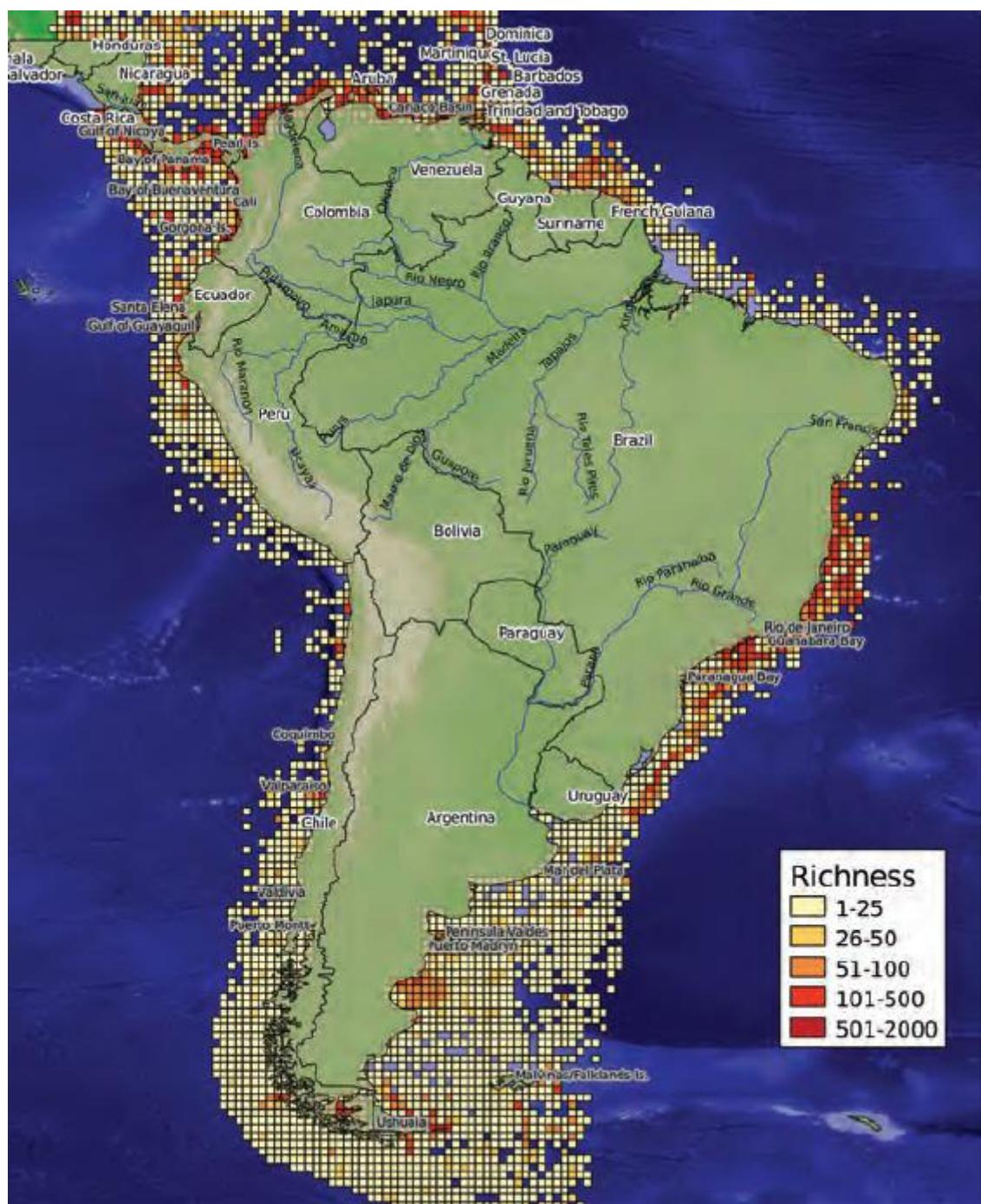


Figura 06. Riqueza das espécies costeiras e marinhas latino-americanas. Fonte: *Ocean Biogeographic Information* (<http://www.iobis.org/>).

As Metas Nacionais de Biodiversidade para 2010 trouxeram as seguintes metas relacionadas à conservação marinha e costeira (Brasil, 2006), nenhuma das quais foi atingida plenamente (Brasil, 2010):

- Meta 2.1. – 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;
- Meta 2.3. – 10% da Zona Marinha com áreas de exclusão de pesca, temporárias ou permanentes, integradas às Unidades de Conservação, criadas para proteção dos estoques pesqueiros;
- Meta 3.2. – Recuperação de no mínimo 30% dos principais estoques pesqueiros com gestão participativa e controle de capturas.

Por outro lado, os assuntos marinhos também estão fortemente ligados à CIRM e, consequentemente do Comando da Marinha, conforme evidenciado na Figura 07. Atualmente essa comissão é coordenada pelo Comandante da Marinha e é integrada por 28 órgãos (Brasil, 2001; 2009):

- Casa Civil da Presidência da República;
- Ministério da Defesa;
- Ministério das Relações Exteriores;
- Ministério dos Transportes;
- Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento;
- Ministério da Educação;
- Ministério da Saúde;
- Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior;
- Ministério de Minas e Energia;
- Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão;
- Ministério da Ciência e Tecnologia;
- Ministério do Meio Ambiente;
- Ministério do Esporte;

- Ministério do Turismo;
- Ministério da Integração Nacional;
- Ministério da Pesca e Aquicultura;
- Secretaria Especial de Portos da Presidência da República; e
- Comando da Marinha do Ministério da Defesa.

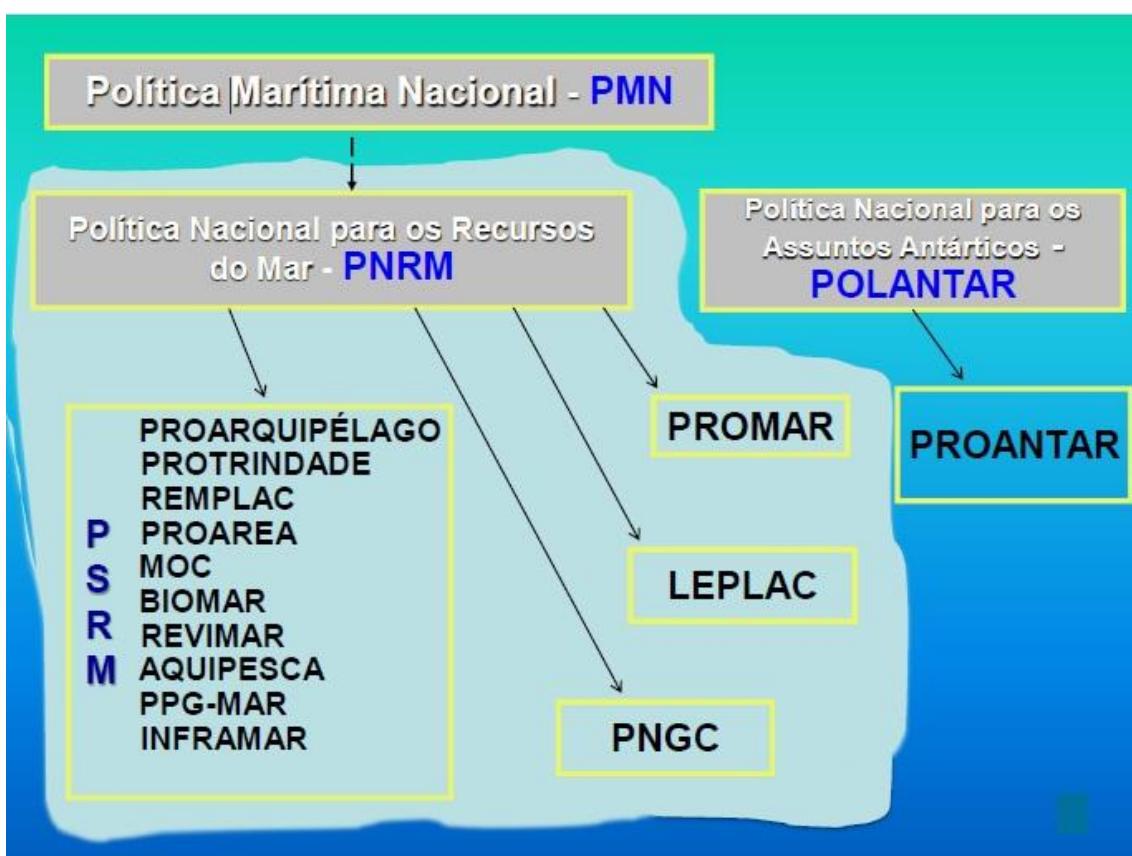


Figura 07. Principais políticas, planos e programas ligados à CIRM e à PMN; AQUIPESCA = Programa de Aquicultura e Pesca; BIOMAR = Levantamento e Avaliação do Potencial Biotecnológico da Biodiversidade Marinha; LEPLAC = Plano de Levantamento da Plataforma Continental; MOC = Monitoramento Oceanográfico e Climatológico; PNGC = Plano Nacional para o Gerenciamento Costeiro; PPG-MAR = Grupos de Pesquisa e Pós-Graduação em Ciências do Mar; PROAREA = Programa de Prospecção e Exploração de Recursos Minerais da Área Internacional do Atlântico Sul e Equatorial; PROARQUIPÉLAGO = Programa Arquipélago de São Pedro e São Paulo; PROMAR = Programa de Mentalidade Marítima; PROTRINDADE = Programa de Pesquisas Científicas na Ilha de Trindade; PSRM = Plano Setorial para os Recursos do Mar; REMPLAC = Programa de Avaliação da Potencialidade Mineral da Plataforma Continental; REVIMAR = Avaliação do Potencial Sustentável e Monitoramento dos Recursos Vivos Marinhos. Fonte: Ferreira (2010).

PARTE III

FACES DA EFICÁCIA DA CDB

5. Cenários de referência para a eficácia da CDB no Brasil

Essa seção apresenta os cenários de referência hipotéticos criados para situar a performance real do Brasil quanto a eficácia da CDB no país. Conforme explicitado na primeira parte do texto, baseia-se na ideia de Underdal (1992) de que a eficácia de um determinado regime só pode ser determinada se for comparada com algum padrão de sucesso ou realização (ou seja, o cenário do ótimo coletivo). Constrói, também, sobre a ideia de Helm & Sprinz (1999) de que a performance real de um regime situa-se entre o ótimo coletivo e o contrafactual do não-regime (ver Figura 01).

É importante resgatar a ideia de que os regimes não são entidades estáticas, mas sim dinâmicas, que mudam ao longo do tempo (Underdal, 1997; Sprinz, 2000; Hejny, 2007). Assim, Underdal (1997) afirma ser razoável esperar que o padrão típico da eficácia de um regime em termos temporais seja curvilíneo: “crescente à medida que o regime ‘amadurece’, porém decrescente à medida que o regime envelhece e se torna obsoleto”. O autor lembra que tal padrão também implica em relações causais para explicar a mudança ocorrida ao longo do tempo.

Nesse contexto, para a construção dos cenários foram aplicadas as recomendações de Underdal (1997) e Hovi et al. (2003b) para o uso de contrafactuals no estudo da eficácia dos regimes ao se utilizar a opinião de especialistas diversos, além de projeções e cenários publicados por pesquisadores da área (ver também seção 2.5.7). No caso do contrafactual do não-regime, o cenário também se baseou no *status quo* anterior à implementação da CDB. Já para o cenário ótimo, foram seguidas as sugestões desses autores ao utilizar como diretrizes os objetivos do regime e os resultados de discussões entre os tomadores de decisão.

Assim, essa seção baseia-se em entrevistas com especialistas, relatórios, documentos oficiais e literatura relevante (principalmente UN, 1992; Rosendal, 2000; Le Prestre, 2002, 2003; Walpole et al., 2009, 2009a; Leadley et al., 2010; Pereira et al., 2010; Pereira et al., 2010a; Perrings et al., 2010, 2011; Rands et al., 2010; UN, 2010).

5.1. O contrafactual do não-regime

Esta subseção apresenta um cenário hipotético de como estaria a biodiversidade brasileira caso a CDB nunca houvesse sido ratificada e implementada pelo Brasil.

Ao se levar em conta o lado mais ambiental do problema e tomando como base os três objetivos da CDB, pouco estaria sendo feito, de forma sistemática, para conservar a biodiversidade brasileira. Segundo os quatro grandes grupos de indicadores de mudanças na biodiversidade propostos por Pereira et al. (2010a) (extinção de espécies, abundância de espécies e estrutura de comunidades, degradação e perda de habitats e mudanças na distribuição de espécies e biomas), em termos ambientais teríamos o cenário a seguir (apresentado de forma breve, dado o enfoque político-institucional do trabalho).

A quantidade de espécies extintas ameaçadas de extinção continuaria aumentando, somado ao desmatamento desenfreado e à destruição de habitats em todos os tipos de ecossistema. Ocorreriam mudanças drásticas na estrutura das comunidades e abundância de suas espécies, somadas a fortes modificações na distribuição de espécies e ecossistemas.

A produção e consumo de produtos derivados da biodiversidade seria feita com pouca ou nenhuma preocupação com sustentabilidade, havendo uma postura primariamente extrativista. Ademais, o lucro advindo do uso da biodiversidade (inclusive o conhecimento tradicional e tecnologias relacionadas) não seria repartido com os detentores originais destes recursos naturais e intelectuais.

Dando maior destaque às implicações político-institucionais deste cenário, apresentamos dois grupos: as implicações de cunho internacional e as de cunho nacional.

Internacionalmente, não haveria um ponto de confluência para os quais os países pudessem convergir para tratar da biodiversidade global, nem tampouco motivação para tal; ou seja, não haveria parâmetros de conservação, marco legal internacional ou mesmo consenso (respaldado pelos governos⁶⁷) sobre o conhecimento relacionado, e as questões ligadas à conservação da biodiversidade seriam resolvidas à revelia de cada

⁶⁷ É possível que instituições como grandes ONGs ou mesmo instituições acadêmicas criassem tais parâmetros; porém, seria mais difícil obter respaldo e/ou alcançar o consenso dos governos nacionais.

país, inclusive no Brasil. Este ponto se torna mais claro ao se imaginar a ausência do SBSTTA. Segundo o artigo da CDB (UN, 1992) que institui o órgão, este deve:

- f) *Apresentar avaliações científicas e técnicas da situação da diversidade biológica;*
- g) *Preparar avaliações científicas e técnicas dos efeitos dos tipos de medidas adotadas, em conformidade com o previsto nesta Convenção;*
- h) *Identificar tecnologias e conhecimentos técnicos inovadores, eficientes e avançados relacionados à conservação e à utilização sustentável da diversidade biológica e prestar assessoramento sobre as formas e meios de promover o desenvolvimento e/ou a transferência dessas tecnologias;*
- i) *Prestar assessoramento sobre programas científicos e cooperação internacional em pesquisa e desenvolvimento, relativos à conservação e à utilização sustentável da diversidade biológica; e*
- j) *Responder a questões científicas, técnicas, tecnológicas e metodológicas que lhe formulem a Conferência das Partes e seus órgãos subsidiários.*

Segundo o site institucional do órgão (SBSTTA, 2011), desde sua criação o SBSTTA já se reuniu quatorze vezes; isso resultou em um total de 136 recomendações para a COP, muitas das quais foram acatadas integralmente, em parte ou de forma modificada.

Sem a CDB, tampouco a conservação da biodiversidade não teria tanto espaço na agenda internacional, sendo majoritariamente responsabilidade individual dos países. A biodiversidade continuaria a ser tratada de forma fragmentada, com acordos menores para tratar de questões específicas, como certas espécies ameaçadas e o patenteamento de patrimônio intelectual relacionado à diversidade biológica. Assim, proliferariam acordos bilaterais, com menos mecanismos de transparências e, possivelmente, servindo a interesses específicos, inclusive de empresas⁶⁸. Ou seja, cenário semelhante àquele

⁶⁸ Em estudo quantitativo, Bled (2009) aponta para a crescente participação de empresas nas reuniões da CDB; no caso das empresas brasileiras, isso ocorre marcadamente a partir da COP6 na Holanda, 2002. Entre 2002 e 2008, 25% dos representantes da indústria nas COPs eram de empresas brasileiras. Por outro lado, essa autora salienta que: "... a presença de atores privados nas delegações não é, necessariamente, um sinal de uma consciência ambiental pobre; pelo contrário, pode revelar uma legislação nacional particularmente forte relacionada aos objetivos da CDB. Por exemplo, a delegação brasileira às reuniões sobre ABS [acesso e repartição justa dos benefícios da biodiversidade] inclui membros de empresas brasileiras de cosméticos como a Natura. Em 2003, o governo brasileiro implementou uma

que de fato existia anteriormente à CDB, conforme descrito por Klemm & Shine (1993).

Outro fator importante na arena global, ao se considerar a ausência da CDB, seria a pouca pressão política internacional contra os países degradadores. Sem um instrumento agregador de diretrizes para a conservação da biodiversidade, seria mais difícil criar um grupo de pressão para criticar os degradadores e/ou estimulá-los à conservação de sua biodiversidade. De fato, estudos sobre respostas domésticas à pressão internacional mostram que tal pressão pode ter impacto inclusive sobre regimes autoritários (ver, por exemplo, Hawkins, 1997), ou na melhoria de questões trabalhistas (Caraway, 2004).

Este ponto leva às implicações da ausência da CDB em nível nacional. As informações levantadas indicam que a ausência de pressão internacional tornaria mais lenta a implementação de políticas públicas para a conservação da biodiversidade, bem como a criação de órgãos específicos para lidar com a questão. Também haveria menos recursos financeiros disponíveis para implementar ações de conservação, visto que mecanismos financeiros específicos, como o Fundo Fiduciário para a CDB⁶⁹, não existiriam.

Em relação às comunidades epistêmicas, as ONGs e redes transnacionais teriam menos argumentos para defender a relevância da biodiversidade, visto que haveria pouco ou nenhum respaldo consensual da comunidade internacional sobre o assunto (considerando os governos nacionais) nem tampouco a pressão internacional citada anteriormente. A parte da IUCN, haveria menos espaços de discussão comum para tais comunidades, visto que as COPs da CDB (como as de outras convenções) costumam dar espaço para eventos paralelos, tais como fóruns da sociedade civil.

Ademais, como o governo brasileiro costuma convidar representantes da sociedade civil e da academia para compor suas delegações oficiais para conferências da CDB e outros tratados de meio ambiente, esta seria mais uma oportunidade perdida no

legislação sobre ABS que envolve todas as partes interessadas na tomada de decisões relacionada ao acesso aos recursos naturais genéticos brasileiros. Atualmente, as empresas brasileiras estão então promovendo a adoção dessas regras em nível internacional” (p. 85).

⁶⁹ Trust Fund for the Convention on Biological Diversity, resultado da Decisão I/6 e regulado pelo seu Anexo I conforme modificações realizadas pela Decisão III/1.

sentido de influenciar o discurso oficial sobre o tema (o que também poderia repercutir em termos de transparência, conforme apresentado abaixo)⁷⁰.

Semelhantemente, considerando a academia, o nível de conhecimento existente sobre a diversidade biológica no país estaria bem mais defasado; afinal, haveria menos recursos disponíveis para projetos de pesquisa na área, além da ausência de diretrizes contidas na convenção, como o Artigo 17 (sobre intercâmbio de informações) e o Artigo 18 (acerca da cooperação técnica e científica), bem como o próprio SBSTTA citado anteriormente e instituído pelo Artigo 25.

Nesse cenário, a menor quantidade de informação científica, em conjunto com menos projetos e políticas públicas direcionadas à conservação da biodiversidade, faria com que o tema (que, conforme discutido em seções anteriores, por si só já é de difícil compreensão) tivesse pouca visibilidade doméstica. Considerando a escala de oito pontos proposta por Cass (2007)⁷¹, a visibilidade da conservação da biodiversidade como problemática política poderia receber pontuação de 3 (relevante domesticamente) ou, no máximo, 4 (apoiado de forma retórica).

Os dados coletados nas entrevistas também sugerem a possibilidade de um nível de transparência inferior, na ausência da CDB, dentre as organizações governamentais e outras instituições relacionadas (tanto internacionalmente entre os países quanto no âmbito de cada país). Schumann (2007) define a transparência nos dias atuais como uma linguagem comum em meio a discursos políticos e econômicos dispersos. Naurin (2006), por sua vez, diferencia três conceitos para auxiliar na compreensão da transparência: *publicidade, accountability e transparência propriamente dita*:

“Ao adotar, apenas, a noção senso comum de que ‘se as pessoas podem ver o que está acontecendo, os atores de elite terão que melhorar seu comportamento’ pode ser enganosa. Na verdade, o link causal está sujeito a duas condições: primeiro, para que a transparência alivie a

⁷⁰ Exemplo semelhante ocorreu na Cúpula Mundial sobre Desenvolvimento Sustentável, em Johanesburgo (2002), onde Lago (2007) apresenta que da delegação brasileira de 230 integrantes, 170 eram representantes de ONGs.

⁷¹ Ver subseção 1.3.2.

*fuga de agência*⁷², a informação disponibilizada também deve alcançar e ser introjetada pelo principal, no que chamarei de publicidade. Em segundo lugar, para afetar o comportamento do agente, o principal também deve dispor de algum tipo de mecanismo sancionatório em suas mãos: ou seja, uma possibilidade de accountability” (p. 90).

Consequentemente, a ausência da CDB diminuiria a quantidade de espaços propícios à transparência. Por este e outros motivos, as populações tradicionais, em especial as indígenas, estariam bem mais desprotegidas quanto ao seu conhecimento relacionado à biodiversidade. Afinal, não existiria o polêmico Artigo 8º⁷³ nem o respectivo Protocolo de Nagoya.

Especificamente para o âmbito marinho, os estoques pesqueiros da costa brasileira e da Zona Econômica Exclusiva estariam sendo explorados ao máximo, sem preocupação alguma com sua sustentabilidade. Haveria, tampouco, diálogos entre os ministérios relevantes (tais como os ministérios da Agricultura, Pecuária e Abastecimento; Meio Ambiente; Pesca e Aquicultura; Turismo; etc.). Os organismos marinhos de importância econômica que estivessem ameaçados dificilmente seriam incluídos nas listas de espécies ameaçadas de extinção por serem considerados apenas “recursos pesqueiros”.

A despeito do Código Florestal em vigor (que nesse momento vivencia uma crise em função de propostas legislativas que ameaçam seus princípios de preservação) (Lei no. 4.771, de 15/09/1965), que por enquanto garante a conservação das chamadas Áreas de Proteção Permanente e inclui ecossistemas de relevância para a manutenção das espécies marinhas (a saber, as restingas⁷⁴ e os manguezais) (Brasil, 1965), é

⁷² Segundo o mesmo autor, o conceito de *agency shirking* se refere a uma situação onde os tomadores de decisão “buscam políticas que promovem seus próprios interesses ao invés dos interesses daqueles que eles representam” (Naurin, 2006).

⁷³ “Em conformidade com sua legislação nacional, [países devem] respeitar, preservar e manter o conhecimento, inovações e práticas das comunidades locais e populações indígenas com estilo de vida tradicionais relevantes à conservação e à utilização sustentável da diversidade e incentivar sua mais ampla aplicação com a aprovação e a participação dos detentores desse conhecimento, inovações e práticas; e encorajar a repartição equitativa dos benefícios oriundos da utilização desse conhecimento, inovações e práticas” (UN, 1992).

⁷⁴ “Entende-se por vegetação de restinga o conjunto das comunidades vegetais, fisionomicamente distintas, sob influência marinha e fluvio-marinha. Essas comunidades, distribuídas em mosaico, ocorrem em áreas de grande diversidade ecológica, sendo consideradas comunidades edáficas por dependerem mais da natureza do solo que do clima” (Brasil, 1996).

provável que não houvesse tantos programas específicos de conservação e educação ambiental em torno dessas e outras áreas (como os recifes de coral, por exemplo). É possível que houvesse, também, menos recursos para a pesquisa sobre tais áreas e seus organismos; assim a fauna e flora marinha seriam bem menos conhecidas.

5.2. O cenário do ótimo coletivo

Esta subseção cria o cenário do “ótimo coletivo”, no qual a CDB teria sido implementada de forma perfeita pelo Brasil. A fim de evitar a crítica conceitual de Young (2001), que alerta que o cenário do ótimo coletivo é problemático devido à própria conceituação do que seria este “ótimo”, ressalta-se que esse cenário baseia-se nas diretrizes da própria CDB, conforme acordado pelas partes signatárias. Ademais, ainda conforme o alerta de Young (2001), salienta-se que tal cenário não deve ser considerado como um retrato estático, mas sim dentro do contexto socioambiental atual.

Primeiramente, ao se levar em conta o lado mais ambiental do problema e tomando como base os três objetivos da CDB (UN, 1992) e os Objetivos do Milênio (UN, 2010), teríamos que:

- Pelo menos 10% de cada bioma brasileiro estaria protegido, de fato, no âmbito do Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC;
- Todas as áreas prioritárias para a biodiversidade seriam devidamente conservadas;
- Todas as espécies anteriormente ameaçadas de extinção (ou a maioria delas) estariam com suas populações estabilizadas, com quantidade de indivíduos adequada;
- Haveria poucos ou nenhum organismo ameaçado de extinção pelo comércio internacional;
- Existiria pouca ou nenhuma destruição e/ou degradação de habitats naturais;
- Os caminhos de disseminação de espécies exóticas invasoras estariam conhecidos e controlados;
- Haveria planos de manejo bem estabelecidos para as principais espécies exóticas invasoras, que estariam sob controle;

- Haveria projetos robustos para fortalecer a resiliência dos ecossistemas quanto ao impacto das mudanças climáticas;
- A poluição dos ecossistemas estaria controlada e reduzida ao mínimo;
- Os ecossistemas estariam saudáveis ao ponto de continuar provendo bens e serviços necessários ao ser humano, inclusive em termos de segurança alimentar e saúde;
- O ritmo das mudanças climáticas estaria diminuindo e haveria formas concretas sendo implementadas para lidar com seus efeitos.

Quanto às implicações político-institucionais deste cenário, também apresentamos dois grupos: as implicações de cunho internacional e as de cunho nacional. Internacionalmente, a CDB teria grande destaque na agenda internacional e, em conjunto com seus espaços de discussão (as COPs, o SBSTTA, etc.), seria um fórum de debates respeitado e bem aproveitado. Assim, as recomendações do SBSTTA e dos outros órgãos da convenção seriam seguidas da melhor forma possível, considerando os recursos financeiros do país. Ademais, as questões ligadas à conservação da biodiversidade seriam tratadas de forma integrada com outros temas, inclusive se trabalhando a sinergia com outras convenções. Países degradadores sofreriam forte pressão internacional para mudar seu comportamento.

No Brasil, a questão da biodiversidade permearia todos os espaços do governo e teria o mesmo destaque que políticas relativas à saúde, educação e economia do país: haveria o entendimento, por parte dos tomadores de decisão das diversas áreas, de que a conservação da biodiversidade influí e é influenciada por muitas outras questões de relevância no país.

Devido aos recursos repassados pelos mecanismos de financiamento da CDB, haveria diversas parcerias técnicas e acadêmicas, e a diversidade biológica no país seria extensivamente estudada e estaria bem conhecida, catalogada e serviria a sociedade sem ser degradada.

Consequentemente, o tema biodiversidade teria grande visibilidade doméstica, com a disseminação de projetos educacionais que fizesse com que a população compreendesse melhor a questão e suas ligações com sua vida diária. Assim,

considerando a escala de oito pontos proposta por Cass (2007)⁷⁵, a visibilidade da conservação da biodiversidade como problemática política receberia pontuação entre 7 (norma proeminente) e 8 (completamente inserida na estrutura nacional).

Haveria conhecimento satisfatório sobre a diversidade genética de espécies com interesse para a agropecuária (e outras espécies de interesses para o ser humano) e ações para preservar tal diversidade, inclusive a diversidade de conhecimentos indígenas e/ou tradicionais sobre esse tema. Ademais, o lucro advindo do uso da biodiversidade (inclusive o conhecimento tradicional e tecnologias relacionadas) seria repartido com os detentores originais destes recursos naturais e intelectuais; ou seja, as populações tradicionais brasileiras com conhecimentos específicos sobre a biodiversidade receberiam sua parte nos benefícios gerados por tais conhecimentos. Além disso, toda e qualquer transferência de material genético estaria de acordo com a legislação internacional vigente.

Existiriam políticas para estimular o uso e consumo sustentável de produtos oriundos da biodiversidade, que viriam de fontes manejadas de forma adequada e cuja produção seguiria práticas consistentes com a conservação da diversidade biológica.

De forma geral, todo o processo relativo à conservação da biodiversidade seria feito com total transparência. Afinal, de acordo com Victor et al. (1993), os acordos que promovem a transparência das organizações que os põem em prática podem contribuir para a eficácia do próprio regime. Baseando-se nos estudos de eficácia institucional relacionada à questões ambientais internacionais compilados por Haas et al. (1993), instituições eficazes operam aumentando a preocupação com os temas, otimizando a capacidade das instituições e facilitando consensos, papéis que poderiam ser facilmente atribuídos à instituições governamentais transparentes.

No âmbito da biodiversidade marinha, as zonas econômicas exclusivas (ZEEs) seriam todas de uso protegido e o uso dos seus estoques pesqueiros e outros recursos de interesse econômico seria manejado de forma sustentável. Similarmente, pelo menos 10% da zona costeira estariam protegidos em unidades de conservação.

As práticas integradas de gestão marinha e costeira (*IMCAM – Integrated Marine and Coastal Area Management*) seriam implementadas integralmente, conforme recomendação da Decisão II/10 da CDB de 1995, o Mandado de Jacarta. Segundo o

⁷⁵ Ver subseção 1.3.2.

documento técnico que delinea a metodologia do IMCAM (AIDEnvironment et al., 2004), o mesmo se constitui num processo participativo que inclui todos os atores relevantes na tomada de decisões relativas aos impactos antrópicos nos ecossistemas marinhos e costeiros. Nesse contexto, a Decisão II/10 aponta algumas áreas que precisam de atenção especial no âmbito do IMCAM, entre eles atividades setoriais tais como: aquicultura, construção em áreas costeiras, turismo e lazer, práticas pesqueiras e manejo dos recursos hídricos. Assim, a referida decisão considera o IMCAM o método mais adequado para tratar dos impactos antrópicos nos ecossistemas costeiros e marinhos e promover sua conservação e uso sustentado, e recomenda que as partes:

“...estabeleçam e/ou fortaleçam, onde apropriado, arranjos institucionais, administrativos e legislativos para o desenvolvimento integrado do manejo e ecossistemas marinhos e costeiros, planos e estratégias para áreas costeiras e marinhas, e sua integração com os planos de desenvolvimento nacionais” (CBD COP, 1995).

Nesse contexto, as espécies marinhas anteriormente ameaçadas de extinção estariam com suas populações estabilizadas, com quantidade de indivíduos adequada, e aquelas que estivessem ameaçadas integrariam as respectivas listas, na sendo consideradas como meros “recursos pesqueiros”.

Todas as áreas de manguezal e recife de coral estariam sob proteção absoluta, sem exceções para projetos de utilidade pública, pois a própria biodiversidade desses locais e os serviços fornecidos por eles seriam vistos como de utilidade pública e interesse social (ver Mostaert & Steiner, 2010), incluindo aspectos relacionados ao turismo.

6. Elementos de eficácia do acordo: a performance real da CDB no Brasil

Ao avaliar os primeiros dez anos da CDB, Le Prestre (2002) afirma que naquele período houve progresso principalmente em relação a melhorias proceduralistas, tais como a criação de novas instituições, diretrizes e processos nacionais. Conforme apontado por ele, estudos deste tipo com a CDB enfrentam vários desafios devido à

falta de dados científicos e indicadores de biodiversidade biológica. Assim, este autor sugere que a convenção seja estudada em termos de sua capacidade de promover várias das pré-condições necessárias à eficácia de um regime ao invés da eficácia em si. Baseada na definição de eficácia como “uma mudança de comportamento consistente com os objetivos do regime” (p. 270), diversos pré-requisitos são listados: desenvolvimento, operacionalização e financiamento institucional; informação e transparência; capacitação (inclusive em nível nacional e de financiamento); criação de redes de organizações não governamentais, intergovernamentais, etc.; o desenvolvimento de conhecimentos consensuais, tais como ferramentas e indicadores; legitimidade; e aprendizado.

Quase uma década depois é possível observar que uma série de ações e processos de aprendizagem fora desencadeados ao longo dos 16 anos da convenção; porém a avaliação da última COP (COP10, em Nagoya, Japão) não foi muito otimista:

“A meta de biodiversidade de 2010 inspirou ações em muitos níveis. Entretanto, tais ações não ocorreram em uma escala suficiente para lidar com as pressões sobre a biodiversidade. Ademais, a integração das questões da biodiversidade nas políticas, estratégias, programas e ações mais abrangentes tem sido insuficiente; portanto, as causas por trás da perda da biodiversidade não foram reduzidas significativamente. Se por um lado hoje existe algum entendimento das ligações entre biodiversidade, serviços ecossistêmicos e bem-estar humano, o valor da biodiversidade ainda não está refletido pelas políticas e estruturas de incentivo mais amplas (CBD COP, 2010).

A implementação da CDB depende, até certo ponto, da boa vontade de cada país, que pode escolher entre realizar ações que preencham os requisitos dos relatórios da ONU (mas que na prática não fazem muito pela conservação da biodiversidade), ou ações verdadeiramente efetivas. De fato, uma entrevistada sugeriu que o alto número de signatários da CDB acontece porque o acordo consiste apenas de intenções⁷⁶.

⁷⁶ Entrevista com Nurit Bensusan.

Tanto para o Brasil como globalmente, os especialistas entrevistados concordaram que se fez pouco em relação ao que poderia ser feito. Afinal, para muitos países a conservação da biodiversidade ainda parece ser considerada um “luxo”, pois se realiza apenas o que não interfere em outros interesses considerados mais prioritários.

Nesse contexto, de certa forma a avaliação de Le Prestre (2002) parece permanecer válida, e os avanços citados por ele continuaram a ocorrer. Avançou-se também em termos de estudos científicos e no desenvolvimento de conhecimentos consensuais (tais como ferramentas e indicadores de biodiversidade).

Essa seção apresenta uma avaliação geral da eficácia da CDB no Brasil e serve de pano de fundo para a seção seguinte, que enfoca a eficácia da CDB em termos da conservação da biodiversidade marinha brasileira. Dessa forma, traz considerações acerca da melhoria do meio ambiente brasileiro no âmbito da CDB e apresenta, em seguida, os elementos de eficácia política da convenção no país.

6.1. Considerações acerca da melhoria do meio ambiente brasileiro no âmbito da CDB

Dados do Ministério do Meio Ambiente informam um total de seis biomas terrestres no Brasil (Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica, Pampas e Pantanal), o que inclui 47 principais tipos de vegetação, além de três grandes ecossistemas marinhos (que englobam oito ecorregiões) e 12 principais regiões hidrográficas (MMA, 2010).

No primeiro relatório do Brasil para a CDB, apresentado em 1999, relata-se que restavam as seguintes porcentagens de vegetação nativa nos biomas do país: 85% da Amazônia, 60% do Cerrado (com 50% da vegetação restante degradada), 50% da Caatinga, e 9% da Mata Atlântica⁷⁷. Esse relatório apresenta, ainda, que os ecossistemas costeiros estão entre os mais degradados devido ao processo de colonização do país, além de continuar a sofrer os impactos da especulação imobiliária, do turismo descontrolado, da sobrepesca industrial e de subsistência e da poluição e destruição dos manguezais (Brasil, 1999).

⁷⁷ O relatório não cita porcentagens para os outros biomas.

Em termos de conservação, o relatório indicava a existência de 184 áreas de proteção federal, em um total de 39.068.211 ha (4,59% do território brasileiro), o que incluía as áreas de uso direto e indireto (porém excluía as reservas indígenas). No âmbito estadual, à época existiam 451 reservas que cobriam uma área de 29,8 milhões de hectares. Somado às Reservas Particulares de Patrimônio Natural (as chamadas RPPNs), o número de reservas totalizava 785, com uma área de 69.174.600 ha. Além disso, o relatório apontava a existência de reservas municipais e privadas, como aquelas administradas por universidades ou centros de pesquisa. Destacava-se, também a necessidade de entre US\$600 milhões e US\$1 bilhão para o sistema nacional de reservas nos cinco anos subsequentes (Brasil, 1999).

Onze anos depois, o quarto (e mais recente) relatório apresentado traz dados semelhantes para a cobertura vegetal dos biomas terrestres; entretanto, vale salientar que esses dados advêm de imagens de 2002 do satélite Landsat, em conjunção com mapas de vegetação produzidos pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE e análises de situação de cada bioma (ou seja, além de possíveis erros relacionados a esse tipo de informação, a diferença é de apenas três anos entre os dados apresentados pelo primeiro e quarto relatórios) (Brasil, 2010).

Por outro lado, esse relatório salienta que o maior avanço ocorrido foi no âmbito das áreas protegidas, e apresenta dados onde o Brasil aparece como “responsável pela proteção de quase 75% de toda a área conservada em áreas protegidas no mundo estabelecidas desde 2003” (Brasil, 2010).

Porém, a existência de uma área protegida por si só não garante a conservação dos ecossistemas da localidade⁷⁸. A extensa literatura sobre gestão de áreas protegidas no Brasil atesta uma série de problemas nos diferentes tipos de unidade de conservação do SNUC, tais como: problemas na regulação do uso e ocupação do solo e outras questões fundiárias, conflitos de interesse (Pereira & Mungai, 2008; Porto et al., 2008; Gonçalves & Hoeffel, 2011), especulação imobiliária (Steiner et al., 2006; França et al., 2008), poluição por meio de dejetos domésticos e industriais, manejo inadequado dos resíduos sólidos, desmatamento, erosão, assoreamento dos corpos d’água (Hoeffel et al., 2010), caça e pesca ilegal, garimpo (Porto et al., 2008), turismo desordenado (Steiner et al., 2006; Costa et al., 2008; Spanó et al., 2008), entre outros. Relata-se, também, a falta

⁷⁸ Ver relevante discussão de Chape et al. (2005).

de processos democráticos e participativos na criação de tais áreas, ou mesmo de estudos prévios aprofundados, o que cria dificuldades posteriores e desestimula a colaboração da população (Porto et al., 2008)

Em relação ao número de organismos incluídos nas listas oficiais de espécies ameaçadas (Tabela 02), é possível observar um incremento, principalmente nas duas últimas décadas. Porém, no quarto relatório argumenta-se que esse fato também se deve às lacunas de conhecimento existentes no passado, bem como a evolução das metodologias aplicadas (Brasil, 2010).

Tabela 02. Evolução das Listas Oficiais de Espécies Brasileiras Ameaçadas.

Grupo	Instituição Normativa IBDF no. 303 de 29/05/1968	Instituição Normativa IBDF no. 3481 de 31/05/1973	Portaria IBAMA no. 1522 de 19/12/1989	Instituição Normativa MMA no. 03 de 22/05/2003	Tendência estimada para 2010: Otimista Intermediária Pessimista
Mamíferos	18	28	67	69	70 / 70 / 70
Aves	22	53	109	160	179/185,5/192
Répteis	2	3	9	20	24/25,5/27
Anfíbios	-	-	1	16	22/ 23,5 / 25
Insetos	-	1	29	89	112/119/127
Invertebrados Terrestres	-	-	30	130	168/180/193
TOTAL	42	85	219	395	574/604/633

*Fonte: Mello et al. (2006) apud Brasil (2010).

Acerca de algumas outras temáticas, dados do quarto relatório afirmam que (Brasil, 2010):

- Áreas prioritárias: estas foram estabelecidas (2004) e posteriormente revisadas (2007) a fim de guiar políticas e práticas de conservação e desenvolvimento sustentável;
- Espécies invasoras: os avanços ocorreram, principalmente, no âmbito das pragas agrícolas;
- Recuperação de áreas degradadas: não há dados sistemáticos abrangentes a esse respeito;

- Poluição: apenas 18% do esgoto recebem tratamento adequado, em torno de 50% das fontes de poluição da água e do solo estão sob monitoramento, 22 milhões de toneladas de resíduos sólidos ainda têm destinação inadequada (dados de 2007), e o Brasil ainda é “o principal destino de agrotóxicos banidos em diversos países”.

6.2. Elementos de eficácia política da CDB

Wolff (2009), em diagnóstico para subsidiar o quarto relatório do Brasil para a CDB, afirma que:

“...quando o Brasil firmou a Convenção sobre Diversidade Biológica – CDB, propôs-se a ajustar/adequar/reorganizar/formatar sua ordem jurídica nacional, de modo a estar em harmonia com os princípios e regras desse Instrumento Ambiental Internacional, buscando, para isso, proposições jurídicas e políticas com vistas à viabilização da complexa questão da proteção, preservação e conservação, em especial, da diversidade biológica e dos recursos genéticos, e do meio ambiente (fatores bióticos e abióticos), em geral”.

Conforme apresentado anteriormente utiliza-se, de forma geral, a categorização de Victor et al. (1998) e Miles et al. (2002) para classificar os elementos da eficácia da CDB no Brasil em três grupos de variáveis, cada qual com seus respectivos elementos: tipo de estrutura do problema (caráter, estado de conhecimento, complexidade intelectual, incongruidade, coordenação, entre outros); contexto político (ligações com outros problemas, motivos ulteriores, visibilidade doméstica); capacidade de resolução do problema (cenário institucional; distribuição de poder; habilidade e esforço político).

Pode-se dizer que a CDB teve o pior desempenho no Brasil em termos de tipo de problema, desempenho mediano quanto ao contexto político e o melhor desempenho em termos de capacidade de resolução do problema. Considerando a categorização de Miles et al. (2002), que classifica os regimes ambientais como “eficazes”, “de performance

mista” ou “de baixa eficácia”, os dados desse estudo consideram a CDB uma convenção de performance mista no Brasil:

“A linha de raciocínio que desenvolvemos (...) sugere a existência de dois caminhos principais para a performance mista. Um passa por um conjunto de escores intermediários: uma combinação de problemas que combinam aspectos benignos e malignos, capacidade intermediária de resolução de problemas e um contexto, em sua grande parte, neutro. O outro passa por uma combinação de escores positivos e negativos: por exemplo, problemas malignos e alta capacidade, ou problemas benignos e baixa capacidade (Miles et al., 2002: 173).

O caso brasileiro é mais semelhante ao segundo caminho descrito acima. Similarmente, em trabalho sobre o impacto local da CDB (focando o Projeto Mamirauá⁷⁹, na Amazônia), Inoue (2003) apresenta que 44,8% dos especialistas que responderam seu questionário ($n = 29$) afirmaram que a convenção era “razoavelmente efetiva” quanto à proteção da biodiversidade, enquanto 41,4% a consideraram “pouco efetiva”; em uma escala de 5 (muito efetivo) a 1 (nada efetivo) o acordo obteve uma média de 2,68.

Conforme discutido com maior profundidade adiante, os pontos fortes levantados aqui incluem a integração e influência de comunidades epistêmicas nos tomadores de decisão, o aumento de conhecimento acadêmico sobre o tema e a liderança internacional do país na área. Os pontos fracos, porém, incluem ligações com problemas mais malignos⁸⁰ (especialmente as mudanças climáticas) e a falta de abordagens sinérgicas para tratar de tais ligações, visibilidade doméstica abaixo do ideal, ausência de motivos ulteriores positivos e incentivos seletivos claros para a

⁷⁹ Projeto concebido por um grupo de biólogos e antropólogos brasileiros e estrangeiros que resultou na criação da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, em 1996, primeira unidade de conservação deste tipo a ser criada no Brasil. Este projeto também promoveu a elaboração e implementação do plano de manejo da reserva, além da criação de uma ONG e de um instituto de pesquisa (Inoue, 2003).

⁸⁰ Recapitulando Underdal (2002a: 15), “... um problema perfeitamente benigno seria caracterizado por preferências idênticas. Quanto mais nos distanciarmos deste estado harmônico, mais maligno se torna o problema”.

implementação do acordo e o fato da regra de decisão no âmbito das COPs ser por meio de consenso (Quadro 11).

Salienta-se que as variáveis são apresentadas aqui de forma separada para facilitar a compreensão; porém essas variáveis (e seus componentes) frequentemente se sobrepõem.

Quadro 11. Descrição e repercussões dos elementos de eficácia da CDB no Brasil*.

Elemento de eficácia	Componente	Descrição	Repercussões políticas
Tipo e estrutura do problema	Caráter do problema (benigno/maligno)	Problema intelectualmente complexo, politicamente maligno (com propensão a conflitos de interesses) e assimétrico	Problema de difícil compreensão para a população em geral e para tomadores de decisão sem conhecimento técnico; conflito de interesses, mesmo entre ambientalistas e diferentes setores governamentais. No âmbito governamental, requer maior sinergia entre as ações dos diferentes órgãos. Em termos de simetria, os países em desenvolvimento são os maiores detentores de biodiversidade; os países desenvolvidos/detentores dos recursos são os maiores usuários
	Estado do conhecimento	No Brasil há forte atuação da academia na produção de conhecimento; porém, apesar dos avanços, o nível de conhecimento permanece baixo	Necessidade de maior investimento governamental em pesquisas e capacitação na área
Contexto político	Ligações com outros problemas	Ligações com problemas mais malignos, como as mudanças climáticas	Necessidade de trabalhar o problema de forma mais sinérgica, o que representa um desafio
	Motivos ulteriores para resolver o problema	Falta de motivos ulteriores e incentivos seletivos claros	-----
	Visibilidade doméstica	Visibilidade moderada	Tema considerado de <i>low politics</i>

Capacidade de resolução do problema	Cenário institucional	Secretariado e vários outros organismos relacionados, além de dois protocolos ligados à convenção; decisão por consenso	A necessidade de enviar relatórios para o secretariado aumenta a pressão para a implementação de políticas públicas e projetos de conservação no país, que também criou vários órgãos para tratar do tema
	Nível de integração da comunidade epistêmica	Alto nível de integração tanto globalmente quanto no Brasil, inclusive com ONGs participando das delegações brasileiras nas reuniões da CDB.	Influência positiva de grupos não-governamentais na criação e implementação de políticas públicas e projetos de conservação
	Distribuição de poder	Globalmente há um poder de barganha por vezes diferenciado por conta da distribuição da biodiversidade. Nacionalmente, existe a atuação de setores distintos da sociedade para resolver o problema, tais como governo, ONGs, academia, etc.	O fato do governo permitir a participação de ONGs e acadêmicos nas delegações oficiais das reuniões da CDB já é um fator positivo, que se soma à atuação da sociedade civil em diversos conselhos e outros canais de participação criados pelo governo; porém, falta uma maior integração entre as ações
	Habilidade e esforço político	Na sua maior parte, existem apenas pré-condições para uma maior habilidade e esforço político em torno do tema	Houve algum aprendizado institucional, mas o tema entrou no discurso do governo e das empresas de forma predominantemente retórica
	Liderança internacional do país	O Brasil se destaca na atuação internacional com respeito à biodiversidade, inclusive com a participação de especialistas de renome nos debates, além de liderar o Grupo dos Megadiversos Afins	A visibilidade internacional do Brasil em relação à biodiversidade faz com que maior atenção se volte para o país e, consequentemente, ajude a promover maior transparência das ações e políticas alinhadas à CDB

*Fonte: Elaborado pela autora.

6.2.1. Tipo e estrutura do problema

A primeira variável independente considerada (tipo e estrutura do problema) inclui os seguintes elementos de eficácia: o caráter do problema (benigno/maligno), a simetria e o estado de conhecimento sobre o assunto. Em relação à benignidade ou malignidade do problema, Underdal (2002) sugere dois níveis de dificuldade ao tentar se resolver um problema ligado a uma política pública: o nível (complexidade) intelectual e o nível político.

Caráter do problema

Dada sua complexidade (a começar pela própria definição de biodiversidade), a conservação da diversidade biológica pode ser considerado um problema fortemente maligno sob o ponto de vista intelectual. Como agravante, há a má comunicação dos benefícios da biodiversidade, que permanece pouco palpável para a população em geral; consequentemente, a população tem uma percepção pequena dos efeitos da sua perda. As mudanças climáticas, por exemplo, constituem um problema muito mais tangível à população em geral, com alguma ajuda da mídia. Seus efeitos estão se tornando mais fáceis de visualizar pelas pessoas leigas, enquanto a biodiversidade permanece sendo um conceito abstrato cuja definição ainda é controversa até mesmo entre especialistas. De fato, sobre a própria CDB, Raustiala & Victor (1996) destacam que “A falta de foco no tratado reflete a ausência de concordância sobre dois conceitos principais: biodiversidade e conservação” (p. 40). Underdal (2002), por sua vez, ressalta que os problemas mais complexos implicam em maior capital intelectual e energia no desenvolvimento das soluções.

Recapitulando o que foi proposto por Mitchell (2006) (ver subseção 1.3), existe a necessidade de levar em conta a estrutura do problema ao avaliar a eficácia de um regime, bem como seu impacto no desenho e comportamento institucional, e sugere avaliar três questões:

- 1) A estrutura do problema determinou um acordo entre Estados, bem como os principais aspectos do mesmo?

- 2) A estrutura do problema deu margem de manobra em relação ao desenho institucional do acordo? ou
- 3) A estrutura do problema simplesmente facilitou o estabelecimento de uma instituição pelos Estados, apesar da possibilidade de falhas?

No caso da CDB, a complexidade do tema pode ter levado à criação de um tratado semelhante a uma convenção-quadro; ou seja, cria-se apenas uma “moldura” para a resolução do problema, deixando-se as questões aplicadas mais detalhadas para serem resolvidas internamente pelos países-membro (ver argumentos de Alencar, 1995). Por outro lado, pode se argumentar que a CDB desencadeou a criação de uma série de instâncias e diretrizes mais práticas também no âmbito global, como foi o caso do SBSSTA, os grupos de trabalho para tratar da repartição justa dos benefícios e das áreas protegidas, a Iniciativa Taxonômica Global, entre outros. Não se pode esquecer, tampouco, dos protocolos de Cartagena e de Nagoya, acordos de caráter mais prático para tratar de questões específicas no âmbito da convenção.

No Brasil a conservação da biodiversidade também pode ser considerada um problema maligno do ponto de vista político, principalmente devido ao conflito entre interesses socioeconômicos e socioambientais que podem ser observados no país. Os três objetivos da CDB, por si só, já dão espaço a conflitos simplesmente por conta das distintas maneiras possíveis de se promover a conservação da diversidade biológica de acordo com os diferentes atores⁸¹. No Brasil esses atores (que podem ser divididos, de forma geral, entre preservacionistas, conservacionistas e um grupo intermediário) vão desde aqueles que acreditam na permissão do uso dos ecossistemas por povos indígenas, outras populações tradicionais ou mesmo por empresas ambientalmente responsáveis até atores que preferem que sejam preservadas grandes extensões de áreas intocadas em reservas de uso restrito ou parques naturais com visitação regulada. Ou seja, existe um grupo de preservacionistas puros, existem aqueles que o homem faz parte do meio e precisa ter suas necessidades supridas (a postura conservacionista do uso sustentável) e, por fim, há alguns com uma visão intermediária de que o uso já é algo natural e que é preciso aprender com as comunidades mais tradicionais, como os indígenas. Por outro lado, em relação a tal configuração de interesses entre

⁸¹ Acerca das múltiplas percepções de biodiversidade por profissionais da área ver relevante discussão de Araújo (1998).

ambientalistas parece ser mais convergente que divergente e nas políticas públicas esta interação é diluída de forma que, geralmente, nenhuma se destaca demais em relação as outras).

Nessa mesma linha, Hufty & Muttenzer (2002) defendem que a comunidade epistêmica que converge em torno da CDB não é homogênea, e que os vários conflitos entre os atores são o resultado de pontos de vista vindos das áreas distintas (ecologia, economia, ciência política, filosofia, sociologia, direito, sociologia, além de representantes do terceiro setor, comunidades tradicionais, etc.).

Uma perspectiva semelhante é apresentada por Inoue (2004), ao afirmar que:

“...os princípios da Convenção reúnem grupos de tendências, que variam do “verde-claro” (aqueles cuja origem é biológica e posteriormente as variáveis sociais foram incorporadas) ao “vermelho-verde” (cuja origem é social e o biológico e ecológico foram incorporados depois), ou seja, atualmente a maioria dos atores consideram fatores naturais e sociais, com diferenças de ênfase. Isso não significa ausência de conflitos entre os grupos, já que existem diferentes nuances e ênfases” (p. 12).

Em termos de simetria, temos que, além da distribuição desigual da biodiversidade pelo planeta (frequentemente de forma inversa aos recursos monetários para explorá-la), os países desenvolvidos/detentores dos recursos são os maiores usuários. Segundo um entrevistado⁸², a forte assimetria na estrutura do problema da conservação da biodiversidade não é simples de trabalhar de forma transversal; por isso, é mais cômodo aos atores manter as abordagens mais cartesianas. Além disso, muitas pessoas ligadas mais diretamente às questões de conservação ambiental, inclusive dentro dos governos, sentem-se impotentes para agir de forma mais integrada diante dos inúmeros obstáculos de trabalhar a transversalidade e a multi e interdisciplinaridade. Assim, a questão da percepção do problema confronta a capacidade de resolvê-lo da forma mais adequada. Ainda sobre este quesito, o entrevistado citou um exemplo de uma pesquisa que realizou nos EUA; lá entrevistou pessoas do Departamento do

⁸² Entrevista com Rubens Harry Born.

Interior, onde existem órgãos separados para cuidar dos parques, das florestas, da água, etc. Como lidar com a interdisciplinaridade num caso assim? Como ficaria, por exemplo, um jacaré que por vezes está na água e por vezes na terra? Nestes casos, conforme resposta do referido departamento, o esforço final precisaria vir da articulação entre tais órgãos.

Estado de conhecimento

Apesar de parecer inquestionável que a CDB tenha promovido uma melhoria quanto à base se conhecimento sobre a biodiversidade brasileira, tanto de forma direta e indireta, muito resta a ser feito. Utilizando o exemplo do Canadá, Le Prestre (2002) aponta que:

“A complexidade e escopo da Convenção, sua relativa falta de visibilidade pública, suas ramificações políticas e o subdesenvolvimento das suas ferramentas-chave apresentam desafios significativos até mesmo para os países desenvolvidos, como o Canadá, que têm tido um papel significativo nas negociações e que têm promovido essa questãoativamente. Tanto no caso da biodiversidade marinha quanto da terrestre, o governo federal canadense ainda deixa a desejar na efetivação dos seus compromissos quanto à biodiversidade”.

Lewinsohn & Prado (2000) destacam a falta de profissionais especializados e relatam disparidade entre o conhecimento dos diferentes regiões e biomas brasileiros (inclusive diferenças profissionais e de infraestrutura entre instituições acadêmicas), bem como lacunas em certos táxons. Esses autores também apontam estimativas de que o número de espécies para o Brasil pode ser dez vezes maior do que catalogado, e que muitos séculos seriam necessários para descrever as espécies restantes no ritmo atual. Entretanto, os atores-chave de diferentes setores entrevistados para essa pesquisa concordam que um dos pontos fortes da implementação da CDB no Brasil tem sido a quantidade de informação gerada sobre a diversidade biológica e, em menor escala, o aprendizado governamental e transnacional.

Sobre esse quesito, Leadley et al. (2010) lembram que a informação científica sobre a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos, inclusive em termos de modelos e projeções de cenários futuros, é importante para subsidiar políticas adequadas. Assim, sugerem que tais modelos incluam interações e feedback que demonstrem as inter-relações entre a biodiversidade, o funcionamento dos ecossistemas, os serviços ecossistêmicos e os processos socioeconômicos.

Por outro lado, a CDB desencadeou iniciativas importantes, como a Iniciativa Taxonômica Global⁸³. O estado do conhecimento também evoluiu no sentido de uma compreensão mais sinérgica do tema. Um entrevistado⁸⁴ citou o exemplo de como, a época da COP-11 do clima (Montreal/Canadá, 2005), as mudanças do clima e a diversidade biológica ainda eram abordados como coisas quase que completamente distintas, que deveriam ser discutidas em espaços separados. Atualmente essa visão evoluiu e já se considera, por exemplo, os efeitos secundários negativos do MDL. No caso do Brasil, o aprendizado fica evidente quando se considera a elaboração da Estratégia Nacional de Biodiversidade. A elaboração da Política Nacional de Biodiversidade, por exemplo, envolveu uma consulta nacional com representantes de diversos setores, como governo, ONGs, estatais, academia, grupos indígenas e tradicionais e empresariado (MMA, 2011).

6.2.2. Contexto político

A segunda variável independente considerada é o contexto político, que inclui os seguintes elementos de eficácia: ligações com outros problemas (mais malignos ou mais benignos), motivos ulteriores ou incentivos seletivos para implementar o regime (positivos ou negativos) e visibilidade doméstica.

Ligações com outros problemas

Um dos grandes problemas da CDB é sua ligação com inúmeras outras questões, visto que praticamente tudo está relacionado à biodiversidade e isso dificulta ainda mais sua conservação. Assim, o primeiro componente do contexto político é problemático, principalmente no que diz respeito às ligações da biodiversidade com as mudanças

⁸³ Global Taxonomy Initiative.

⁸⁴ Entrevista com Rubens Harry Born.

climáticas. A relação com as mudanças climáticas constitui uma relação difícil de contabilizar principalmente porque as alterações e perdas de biodiversidade resultantes das mudanças climáticas acontecem a médio e longo prazo, que são espaços de tempo frequentemente incompatíveis com o tempo político; por isso, há pouco de concreto acerca da interação entre essas duas questões. Constitui-se, então, um círculo vicioso entre as mudanças climáticas e a perda da biodiversidade, principalmente no âmbito da biodiversidade ecossistêmica.

No Brasil outro ponto de fortes conflitos são os interesses entre a agricultura e a conservação das florestas, além de problemas relacionados ao Código Florestal. Isso acaba influindo no comportamento de alguns atores, que conseguem visualizar a conservação da biodiversidade apenas no sentido espacial mais tradicional; ou seja, vendo a criação de reservas como solução principal (que por si só já traz diversos obstáculos, conforme mencionado anteriormente) e ignorando suas ligações substantivas com outras questões como as já citadas mudanças climáticas.

É possível, também, que as ligações substantivas entre a conservação da biodiversidade e outros problemas (principalmente os mais malignos) afetem o comportamento dos próprios atores envolvidos, numa escala que fica mais ou menos entre a apatia e a resistência⁸⁵. Um exemplo é o caso do artigo no. 36 no SNUC⁸⁶, onde houve forte resistência do setor empresarial devido às compensações financeiras⁸⁷ cabíveis aos empreendimentos com significativo impacto ambiental (Brasil, 2000).

Nesse sentido, é essencial trabalhar os diferentes problemas ambientais de forma sinérgica. Um exemplo apontado é o da política de recursos hídricos, que ainda é muito utilitarista. Segundo uma entrevistada, existe a visão de que a “água é um recurso, que deve estar disponível para os usuários (indústria, agricultura, distribuição nas cidades, etc.) sem que os ecossistemas sejam vistos como um dos principais usuários. Na verdade, são os ecossistemas em equilíbrio que podem ‘produzir’ água em quantidade e

⁸⁵ De acordo com entrevista com Rubens Harry Born.

⁸⁶ “Nos casos de licenciamento ambiental de empreendimentos de significativo impacto ambiental, assim considerado pelo órgão ambiental competente, com fundamento em estudo de impacto ambiental e respectivo relatório – EIA/RIMA, o empreendedor é obrigado a apoiar a implantação e manutenção de unidade de conservação do Grupo de Proteção Integral, de acordo com o disposto neste artigo e no regulamento desta Lei” (Brasil, 2000).

⁸⁷ Ver Capítulo VIII do Decreto no. 4.340 de 22 de agosto de 2002 e Decreto 6.848 de 14 de maio de 2009.

qualidade que pode, então, estar disponível para os usuários”⁸⁸. Assim, a conservação da biodiversidade e dos recursos hídricos são duas áreas que, apesar de sua relação intrínseca, ainda caminham de forma paralela e interagem pouco. A entrevistada apontou, ainda a falta de conhecimento biológico dos engenheiros hidrólogos que trabalham na área, o que favorece o desenvolvimento de projetos em locais que deveriam ser preservados; nesse contexto, a biodiversidade aquática é bastante ignorada.

Motivos ulteriores

Não existem motivos ulteriores claros para a implementação da CDB no país. O mesmo parece ser verdade para os incentivos seletivos. Conforme lembrado por uma entrevistada⁸⁹, exemplos como o do ICMS ecológico⁹⁰ refletem resoluções da convenção mas são difíceis de traçar diretamente para a mesma. De fato, a despeito de sua contribuição para a conservação da biodiversidade, a literatura documenta que tal dispositivo surgiu em 1991, no Paraná (ver, por exemplo, Scaff & Tupiassu, 2004). Outro entrevistado destacou os incentivos perversos, como recentes casos de anistia de multas ambientais⁹¹.

Um entrevistado⁹² destacou a falta de mecanismos econômicos práticos atrelados à convenção, diferente da Convenção sobre Mudanças Climáticas, que atrai maior atenção dos gestores públicos e empresários por conta do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) e outros. Uma exceção seria a iniciativa *Business and Biodiversity*⁹³, que objetiva criar mercados que apoiem a conservação da natureza e o uso sustentável. Para o Brasil, o site lista três experiências: o Movimento Empresarial pela Biodiversidade – MEB, a certificadora LIFE (*Lasting Initiative for Earth*) e o movimento Planeta Sustentável.

Uma entrevistada⁹⁴ utilizou o exemplo da Convenção de Ramsar para ilustrar que a conservação da biodiversidade pode trazer interesses econômicos disfarçados:

⁸⁸ Entrevista com Maria Carolina Hazin.

⁸⁹ Entrevista com Maria Carolina Hazin.

⁹⁰ Imposto sobre a Circulação de Mercadorias e Serviços – Ecológico (ICMS Ecológico ou ICMS-E); é repassado a municípios que, por exemplo, tenha unidades de conservação, aterros sanitários, etc.

⁹¹ Ver Decreto no. 7.029 de 10 de dezembro de 2009.

⁹² Entrevista com Weber Amaral.

⁹³ Negócios e Biodiversidade; ver <http://www.cbd.int/business/>.

⁹⁴ Comunicação via e-mail com Maria Carolina Hazin.

“A Convenção de Ramsar aprovou uma Resolução que decide sobre a criação de uma lista, o Registro de San José, que aponta os Sítios Ramsar bem manejados. Considerando que a Convenção tem mecanismos de financiamento, que estes financiamentos podem favorecer ou destinar prioritariamente os fundos para os Sítios bem manejados (ou seja, os Sítios do Registro de San Jose), que a tendência é que os Sítios melhor manejados tendem a ser de países desenvolvidos e que nos países desenvolvidos, muitos dos Sítios são áreas utilizadas para produção sustentável. [Assim], gerou-se uma discussão durante a COP 8 sobre a possibilidade de que essa lista pudesse ser um mecanismo de subsídio à atividades produtivas, mascarada de um fundo para conservação de áreas alagadas. Lembrar que a Convenção admite a designação de uma área artificial como Sítio Ramsar, tais como salinas, reservatórios, campos de plantações tradicionais de arroz, na Ásia, etc. Ou seja, áreas produtivas”.

A entrevistada citou, também, o exemplo da Europa nesse contexto, onde o conceito de área protegida é diferente do Brasil e é comum que a conservação de áreas acabe servindo de subsídios ocultos para a agricultura, conforme citado acima. Outro exemplo é o das zonas marinhas além da jurisdição dos países, onde também há vários interesses econômicos (recursos minerais, pesqueiros, etc.). Assim, iniciativas como a da fertilização dos oceanos, que está começando a ser discutida, possuem fortes implicações comerciais, além de toda a questão da captura (e comercialização) de carbono.

Visibilidade doméstica

Apesar o reconhecimento mundial de que o Brasil abriga uma das maiores biodiversidades da Terra, a multiplicidade de pesquisas acadêmicas financiadas direta ou indiretamente devido à implementação da CDB têm falhado em trazer o conceito para o uso comum da população.

Nessa mesma linha, um entrevistado destacou a importância da transparência:

“A transparência é tão mais necessária quanto maior for a abrangência das decisões tomadas. Ou seja, se as decisões relativas a conservação da biodiversidade fossem locais, por país, certamente que estas estariam mais próximas dos cidadão afetado/interessado e, pelo menos em tese, mais suscetível à intervenção do mesmo, além disso o grau de complexidade a ser absorvido/entendido pelo cidadão seria menor”.

Alguns entrevistados apontaram que a questão da conservação da biodiversidade está mais avançada em países onde os efeitos da perda da biodiversidade são mais evidentes (principalmente na Europa). Ou seja, paradoxalmente o fato do Brasil ainda possuir muita biodiversidade é um problema, pois a percepção do problema torna-se menor diante da megadiversidade existente no país.

As dificuldades de comunicação em torno da biodiversidade também podem ser observadas na própria esfera governamental. Enquanto funcionários públicos com cargos técnicos têm encontrado dificuldades em convencer os tomadores de decisão sobre a importância socioeconômica da diversidade biológica, o mesmo pode ser dito para a comunicação e consenso entre os interesses dos diferentes setores governamentais (por exemplo: os órgãos que tratam do meio ambiente, da infraestrutura, da questão energética, da pesca, entre outros).

De fato, a conservação da biodiversidade ainda se apresenta como um “tema menor”, marginal até (ou mesmo de *low politics*, conforme lembra Krasner, 1982b), tanto na política global quanto na nacional. Ou seja: nem sempre é prioritário em relação a outras temáticas. Até mesmo no âmbito das temáticas ambientais, a conservação da biodiversidade perde para outras questões, como as mudanças climáticas. Por outro lado, ao se considerar uma perspectiva histórica, tal visibilidade tem melhorado desde a Eco-92, inclusive por conta de ONGs e redes da sociedade civil.

Assim, de forma geral a questão da biodiversidade tem um nível moderado de visibilidade doméstica no país, além de ser ofuscado por outras questões (principalmente as mudanças climáticas se considerarmos apenas a temática ambiental). Utilizando-se a classificação de Cass (2007), o tema obteria uma pontuação entre 3 e 6 dependendo da questão enfocada (3 – relevante domesticamente; 4 – apoiado de forma retórica; 5 – impactado pela política externa; 6 – impactado pela política interna).

Situação semelhante foi observada para o Canadá por Le Prestre & Stoett (2001), que destacam a importância do país na evolução da CDB, mas afirmam que a atenção que o tema recebeu da mídia oscilou ao longo dos anos.

O segundo e terceiro componente da variável contexto político pioraram ainda mais a eficácia da CDB no Brasil, visto que os especialistas entrevistados não apontaram motivos ulteriores claros para implementar a convenção no país (nem positivos nem negativos). Ademais, não há incentivos claros para a cooperação e implementação. Afinal, apesar da existência de várias leis e projetos brasileiros que podem ser considerados incentivos à conservação da diversidade biológica em algumas instâncias, é difícil dizer quais foram derivações diretas da CDB.

6.2.3. Capacidade de resolução do problema

A última variável independente considerada pode englobar cinco componentes principais: cenário institucional, nível de integração da comunidade epistêmica, distribuição de poder, habilidade e esforço político e liderança internacional (instrumental) do país. Baseado nas informações coletadas, se atribui a essa variável a maior pontuação entre as três variáveis independentes analisados, pelos motivos discutidos adiante.

Cenário institucional

Se por um lado, a tomada de decisão por meio de consenso que é praticada nas COPs pode desacelerar ou adiar decisões importantes tanto globalmente quanto nos países-membro individualmente (Underdal, 2002a), por outro, alguns fatores em nível internacional otimizam a capacidade de resolução de problema do acordo. Um exemplo é a existência do Secretariado da Convenção sobre Diversidade Biológica, ligado ao PNUMA, que trabalha para promover os objetivos do acordo e outras tarefas relevantes, e uma comunidade epistêmica internacional bem integrada e influente, que inclui ONGs ambientalistas e instituições acadêmicas, inclusive do Brasil. Especificamente para o caso brasileiro, existe o reconhecimento mundial da liderança e influência do país na área de biodiversidade, inclusive a de delegados específicos.

Existem, ainda, outros organismos ligados à secretaria da CDB, tais como o SBSSTA (mencionado anteriormente), o Grupo de Trabalho sobre Acesso e Repartição de Recursos, o Grupo de Trabalho sobre o artigo 8j (proteção do conhecimento tradicional), o Grupo de Trabalho sobre Áreas Protegidas e o Grupo de Trabalho sobre a Revisão da Implementação da Convenção.

No âmbito nacional, é possível listar vários órgãos, programas e projetos relacionados à conservação da biodiversidade, tais como o MMA, o CONABIO, o PROBIO, o PROBIO II e o PAN-Bio, além de um aporte legal extenso, conforme apresentado na subseção 4.2.2. Porém, é difícil dizer quais foram resultado direto da CDB e quais teriam existido independente do acordo.

Sob o ponto de vista de um entrevistado⁹⁵, as instituições nacionais que tratam da biodiversidade são fracas e falta continuidade entre os programas criados para abordar o tema. Ademais, considera que a sinergia ainda é tratada de forma predominantemente acadêmica (tanto no Brasil quanto globalmente) e, portanto, o país carece de políticas que abordem a biodiversidade de forma mais transversal e multidisciplinar.

Nível de integração da comunidade epistêmica

Em estudo sobre o regime global de biodiversidade, Inoue (2003; 2004) descreve a existência de uma rede transnacional de biologia da conservação, inserida em uma rede conservacionista maior, como uma comunidade epistêmica. Segundo a autora, tal rede é formada principalmente por biólogos, porém vai além do caráter científico por também compartilhar princípios do movimento ambientalista, além de objetivos políticos em comum. Assim, usa dos preceitos de Haas (1992) para construir um conceito de comunidade epistêmica em torno da conservação da biodiversidade, apresenta os seguintes pontos em comum compartilhados por tal comunidade:

“(1) valor de uso e não-uso da biodiversidade, conservação e preservação das espécies e dos seus habitats, sendo que foram incorporados posteriormente valores relativos à justiça social/desenvolvimento sustentável (...);

⁹⁵ Entrevista com Weber Amaral.

- (2) ciência da biologia da conservação/ciência da conservação enfatiza a diversidade da vida e os processos evolutivos, baseia-se ainda na biogeografia (...), biologia de populações (...), taxonomia, ecologia, economia ambiental, conhecimentos de antropologia (...);
- (3) por serem na sua maioria parte da mesma comunidade científica (biólogos), compartilham noções de validação, principalmente considerando que parte de suas ações políticas são tomadas com base em pesquisas de campo;
- (4) da preocupação com extinção de espécies e com a perda da biodiversidade (...) e agem, por exemplo, pela criação de áreas protegidas, áreas de amortecimento, zoneamentos e corredores ecológicos, proibição de caça de determinadas espécies, estabelecimento de períodos de defeso na pesca, proibição do comércio internacional de espécies ameaçadas. Isso corresponde ao que Haas (1992) denomina de um empreendimento político (policy) comum, isto é, um conjunto de práticas comuns associadas com um conjunto de problemas para os quais sua competência profissional é dirigida” (Inoue. 2004, p. 13).

Inoue (2003; 2004) destaca, ainda, que os atores dessa comunidade interagem de forma a trocar recursos e conhecimento, resultando em projetos e decisões em diversos níveis, do local ao global, sintonizados com os objetivos da CDB. A autora utiliza, ainda, o exemplo do Projeto Mamirauá (Amazônia), enfocado por sua pesquisa:

“Do ponto de vista global, Mamirauá não é uma iniciativa local isolada, mas representa uma tendência transnacional e internacional, no que diz respeito à integração dos objetivos de conservação da biodiversidade e desenvolvimento sustentável. Existem espalhadas pelo mundo diversas experiências semelhantes, que evidenciam transferência de recursos do nível global para o local e também a existência de uma rede transnacional de biólogos conservacionistas, que incorporaram questões socioeconômicas ao objetivo de proteger a diversidade biológica. Essa rede, ou mais precisamente comunidade epistêmica, faz a ponte/elo entre

desenvolvimentos conceituais globais e realidades locais, bem como contribui para que o fluxo de recursos de cooperação e de conhecimento se direcione para determinados locais, representando o caráter dinâmico do regime global de biodiversidade. Assim, experiências locais que integram conservação da biodiversidade e desenvolvimento sustentável implementadas em vários países e a existência de uma rede transnacional conservacionista podem estar inter-relacionadas. Ambas fazem parte do regime global de biodiversidade, sendo que o caso Mamirauá pode ser enquadrado no contexto desse regime. Desse modo, o conceito de regime global serve como uma ‘lente’ que possibilita uma visão integrada sobre a questão da biodiversidade, buscando reunir as dimensões global e local” (Inoue, 2004: 18).

Assim, a porção brasileira de tal comunidade epistêmica inclui representantes da academia e das ONGs (ambientalistas, socioambientalistas, do movimento indígena, das comunidades de pescadores).

Um dos pontos fortes é o fato de acadêmicos brasileiros e representantes de ONGs serem frequentemente convidados a participar das COPs integrando as delegações oficiais; de acordo com os entrevistados, essa é uma prática comum no país quando questões ambientais estão sendo discutidos em fóruns globais.

De fato, um entrevistado⁹⁶ afirmou que o regime ajudou mais estimulando ações de ONGs, por exemplo, e menos de forma direta. No governo, na opinião do entrevistado, serviu para apressar a criação e implementação de leis que antes não conseguiam sair do papel, pois ajudou a fortalecer a argumentação dos ambientalistas; talvez o rumo fosse outro sem a CDB. Por isso, acerca das comunidades epistêmicas, estas conseguiram penetrar e influenciar as ações do governo, e no Brasil houve um fortalecimento e maior articulação de grupo de ONGs, acadêmicos, empresas, etc. para promover a conservação da biodiversidade.

Posteriormente, tais grupos também ajudam a por em prática as resoluções aprovadas pelas COPs e também são grandes implementadores por meio de diversos projetos (o caso do supracitado Projeto Mamirauá é um exemplo claro, conforme

⁹⁶ Entrevista com Rubens Harry Born.

descrito por Inoue 2003; 2004). Assim, são fundamentais na sua contribuição junto aos governos (e, não raro, acabam por desempenhar papéis que, *a priori*, deveriam ser do governo, conforme veremos adiante).

Similarmente, temos que considerar que é difícil provar que as vitórias em termos de biodiversidade tenha sido fruto direto da CDB, que muitas vezes se encaixam numa trajetória e contexto maior. Conforme um entrevistado⁹⁷:

“Não creio que todos os ganhos, nem mesmo os principais, em termos de conservação da biodiversidade estejam atrelados a CDB. Ora, já havia um forte movimento social emergente, em termos ambientais, bem antes da CDB. Ao que me parece termos um arcabouço jurídico maduro (embora não consolidado e implantado) na defesa dos nossos recursos naturais. (...) Se observarmos bem, veremos que a maioria absolutíssima das ações de proteção/conservação da biodiversidade no país, tomando como base os quatro principais indicadores, na verdade são frutos da pressão política local (inclusive quanto a instrumentos legais), motivada por ameaças iminentes de degradação. Aliás, as ações são, via de regra, em nível estadual ou municipal. Se considerarmos políticas públicas mais abrangentes, constataremos as mesmas condições, demonstrando que as decisões estão muito mais perto do poder (do tomador da decisão) que das articulações internacionais em torno da CDB.

Destaca-se que a participação oficial das organizações não governamentais nos processos decisórios da ONU é antiga. Data de 1945, quando foi assinada a Carta das Nações Unidas, que inclui o seguinte artigo:

“Artigo 71 – O Conselho Econômico e Social poderá entrar nos entendimentos convenientes para a consulta com organizações não governamentais, encarregadas de questões que estiverem dentro da sua própria competência. Tais entendimentos poderão ser feitos com organizações internacionais e, quando for o caso, com organizações

⁹⁷ Entrevista com Alexandre Araújo.

nacionais, depois de efetuadas consultas com o Membro das Nações Unidas no caso” (UN, 1945, p. 36-37).

É sabido que a Eco-92 foi um grande catalisador para a criação de ONGs ambientalistas e sócio ambientalistas, além de ter promovido o desenvolvimento de redes da sociedade civil. Quase meio século depois da adoção do Artigo 71, o número de ONGs cadastradas estava quase 20 vezes maior (UN DESA, 1997, não paginado), em grande parte como resultado dessa conferência. Assim, o número de ONGs com status formal junto ao Conselho Econômico e Social da ONU, conhecido pela sigla inglesa ECOSOC, foi de aproximadamente 40 no final da década de 1940, para mais de 3.400 em 2010. Alger (2002) aponta para as interações ONGs-ONU como a área de maior dinamismo, crescimento e mudança pela prática dentro do sistema das Nações Unidas. De fato, vários autores reconhecem a importância das redes transnacionais (tais como as redes de ONGs ou grupos acadêmicos) no campo das relações internacionais, inclusive na eficácia dos regimes ambientais (ver, por exemplo, Haas, 1992; 1998; Jasanoff, 1997; Krut et al, 1997; Ringius, 1997; Zürn, 1998).

De fato, a Eco-92 foi um marco no que diz respeito a este tipo de participação na área de meio ambiente. Nesta ocasião, 1.378 ONGs receberam permissão para participar da conferência, entre as quais 539 organizações sem status na ECOSOC passarem a fazer parte do Cadastro da Comissão de Desenvolvimento Sustentável (CDS) posteriormente. Esta comissão foi criada em dezembro de 1992 para garantir com que as deliberações da Eco-92 fossem realizadas, além de monitorar e relatar a implementação dos acordos nos níveis local, nacional, regional e internacional (UN DESA, 1997, não paginado). O objetivo do cadastro da CDS era permitir a participação destas ONGs nas atividades da comissão sem que precisassem obter status consultivo junto a ECOSOC⁹⁸; os membros desse cadastro continuam os mesmos desde sua criação. A CDS atua como uma comissão funcional da ECOSOC e possui 53 países-membro que cumprem mandatos de três anos, reunindo-se anualmente.

⁹⁸ Posteriormente, em 1996, uma resolução permitiu às organizações interessadas do Cadastro da CDS obterem o status Cadastro da ECOSOC por meio do preenchimento de um formulário simples. Essa decisão foi revogada em 2001, que deliberou que as organizações que não tivessem preenchido o formulário até então teriam que passar pelo processo normal. Atualmente o processo de obtenção de status formal junto à ECOSOC é lento e burocrático.

Entretanto, para conseguir atuar junto à ONU e influenciar as políticas ambientais internacionais, as ONGs muitas vezes precisam transpor uma série de obstáculos que irão limitar seus métodos de ação. Estes métodos, por sua vez, podem ser dos mais diversos, dentro ou fora do contexto de formalidade. O caso das ONGs brasileiras, porém, tem mostrado que o sucesso ou não da ação nem sempre está ligado ao contexto de formalidade ou mesmo com a superação de determinadas dificuldades como, por exemplo, a falta de recursos.

Destaca-se aqui, a importância de definir, precisamente, o que se entende por “influência” (Betsill & Corell, 2001; Corell & Betsill, 2001). Corell & Betsill (2001) afirmam que as ONGs⁹⁹ ambientalistas podem fornecer a informação necessária para que os tomadores de decisão mudem seu curso de ação: “Dois aspectos dessa noção de influência são, primeiro, a transmissão intencional de informação e, segundo, as alterações de comportamento em resposta a essa informação” (p. 87).

Nesse contexto, existem vários métodos de ação que as ONGs podem utilizar para influenciar a política ambiental internacional, tanto no local das reuniões da ONU quanto nos países de origem. Para participar oficialmente nas atividades da ONU, porém, é necessário ter status formal junto a um de seus organismos ou permissão específica para tomar parte de uma determinada reunião. No caso da ECOSOC, o chamado “status consultivo” é dado a ONGs recomendadas pelo Comitê de ONGs deste conselho e pode ser Geral (para grandes ONGs, com agendas extensas, que cobrem a maior parte das temáticas trabalhadas pela ECOSOC) ou Especial (para ONGs menores, com competências especiais em apenas algumas das temáticas); ONGs com foco mais reduzido ou de caráter estritamente técnico, que não se enquadram nessas duas categorias, recebem o status denominado Cadastro (*Roster*). Neste último caso também podem ser incluídas ONGs com status formal junto a outros organismos da ONU (UN DESA, 1997).

No que tange as ONGs brasileiras, o banco de dados do ECOSOC¹⁰⁰ lista 211 ONGs, o que inclui organizações que já participaram de conferências da ONU e receberam passses temporários ou que simplesmente optaram por incluir seu perfil nessa base de dados. Entretanto, apenas 21 instituições possuem status consultivo na

⁹⁹ Definidas por eles como “uma grande gama de organizações envolvidas em negociações ambientais internacionais”.

¹⁰⁰ Disponível em: <http://esango.un.org/civilsociety/login.do>

ECOSOC¹⁰¹. Quatro dessas são entidades ambientalistas, das quais duas fazem parte do cadastro original da CDS¹⁰². Assim, a atuação por este caminho é impossível para a grande maioria, que busca outras formas de ação. O próprio Serviço da ONU de Assistência às ONGs (*UN Non-Governmental Liaison Service – NGLS*), em um guia para a sociedade civil (NGLS, 2003), dá vários exemplos de atuação fora das reuniões oficiais.

Nesse contexto, no local de determinada conferência da ONU a delegação de uma ONG pode influenciar os debates participando de forma direta ou indireta. A participação direta consiste em estar presente na reunião em si, podendo ouvir os debates, emitir pronunciamentos quando permitido e fazer lobby nos corredores junto a outros participantes, governamentais ou não, com o objetivo de contribuir com as resoluções e encaminhamentos. Porém, para as ONGs que chegaram até o local da conferência mas não conseguiram se cadastrar para participar da reunião em si, a atuação é semelhante à participação indireta citada acima. Neste tipo de atuação, os participantes oficiais podem ser abordados fora dos espaços restritos e/ou convidados para reuniões em fóruns paralelos, por exemplo (conferências comumente organizadas por ONGs para influenciar as reuniões oficiais).

Entretanto, como a grande maioria das ONGs sequer consegue chegar ao local das reuniões, ou por falta de recursos financeiros, ou por falta de pessoal fluente em outra(s) língua(s), as ONGs vêm desenvolvendo maneiras diferentes de influenciar as políticas internacionais, muitas vezes tão eficientes quanto a participação nas reuniões. O guia da NGLS (2003) recomenda, inclusive, várias alternativas que podem ser desenvolvidas no próprio país de origem, tais como:

- Contato com outra(s) ONG(s) que irão participar;
- Contato com delegações governamentais;
- Campanhas educativas locais/nacionais para sensibilizar a população quanto às questões em pauta;

¹⁰¹ 14 com status Especial, cinco com status Cadastro e duas com status Geral; ademais, 18 organizações brasileiras fazem parte do cadastro original da CDS.

¹⁰² A saber, as entidades: Amigos do Protocolo de Kyoto (Status Especial, obtido em 2011), Associação Pernambucana de Defesa da Natureza – ASPAN (Cadastro da CDS e Status Cadastro na ECOSOC, 1998), Fundação Museu do Homem Americano – FUNDHAM (Status Cadastro, 1996), Grupo de Estudos e Defesa dos Ecossistemas do Baixo e Médio Amazonas – GEDEBAM (Cadastro da CDS e Status Cadastro na ECOSOC, 1996).

- Contato com parlamentares para fomentar a discussão sobre as políticas governamentais;
- Reuniões preparatórias locais, nacionais, etc., com a preparação de documentos para enviar para a conferência por meio de outros participantes;
- Monitoramento dos resultados da conferência (websites, mídia, relatórios, contato com delegações governamentais ou não-governamentais, etc.);
- Monitoramento local acerca da implementação das decisões tomadas.

De fato, apesar das dificuldades mais óbvias como a falta de recursos (materiais, financeiros, de infraestrutura, etc.), as barreiras linguísticas e a dificuldade de se cadastrar em instâncias da ONU como a ECOSOC, no caso das ONGs brasileiras a influência tem se dado independentemente destes fatores. Edwards (1993), por exemplo, cita entre as verdadeiras barreiras para o sucesso da atuação das ONGs questões como a falta de uma estratégia clara, falhas na construção de alianças fortes e carência de desenvolvimento de alternativas plausíveis às ortodoxias atuais, todos fatores não necessariamente dependente de recursos. Outra barreira substancial que poderia ser incluída nesta lista seria a falta de conhecimento sobre o funcionamento da própria ONU e seus canais de participação. Porém, é possível observar que estas fraquezas não impedem que as ONGs ambientalistas brasileiras exerçam influência no cenário político ambiental internacional.

De forma geral, é possível observar que as ONGs brasileiras atuantes no sistema internacional têm como características marcantes seu papel na fiscalização e monitoramento local das convenções e sua forte capacidade de articulação. Na atuação durante os eventos da ONU, destaca-se o papel do lobby de corredor, dos eventos paralelos e das apresentações em plenária.

De volta ao país, as ONGs brasileiras contribuem bastante e firmam, inclusive, acordos de cooperação técnica e financeira com o governo (e vice-versa). Desenvolvem, inclusive, pesquisas de campo e fornecem feedback sobre o conhecimento gerado, além de participarem nos fóruns de discussão, como o CONABIO.

Inoue (2003; 2004) destaca o papel das comunidades epistêmicas, de modo geral, na transferência de recursos para a conservação da biodiversidade. Nesse contexto, grupos de pesquisadores e/ou integrantes de ONGs conseguem influenciar agendas políticas e financeiras, inclusive no direcionamento dos recursos:

“Quanto ao fluxo de recursos técnicos e financeiros e a atuação das agências de cooperação bilaterais e multilaterais, deve-se observar ainda que a questão da formação da agenda é complexa, pois devido à atuação de redes transnacionais, não se pode dizer que são os países do Norte que impõem uma agenda aos países do Sul. No entanto, é necessário identificar qual a coalizão ‘vencedora’, ou seja, que comunidades epistêmicas, redes de ativistas, grupos de interesses, etc., penetraram as ONGs internacionais e agências de cooperação e quais os temas, abordagens e ordem de prioridades que se estabeleceram” (Inoue, 2004, p. 14).

De forma similar, fica evidente a importância da dinâmica de pequenos grupos, conforme as ideias de Hudson (2006), essenciais na eficácia de algumas estratégias. E apesar de muitas vezes tais articulações terem um caráter regional (entre ONGs de diversos estados, por exemplo) ou mesmo internacional, os grupos que se intercomunicam são frequentemente restritos, formados por representantes de pequenas alianças de ONGs com filosofias semelhantes e que atuam como uma verdadeira rede de apoio umas às outras em momentos cruciais.

Salienta-se que os resultados favoráveis não são obtidos por um único método de ação em nenhum dos casos analisados, sendo imprescindível a junção de ações de menor e maior escala. E há também fracassos. No caso da CDB, um exemplo é o do Protocolo de Biossegurança, ou Protocolo de Cartagena. A COP8, (realizada em Curitiba/PR, em 2007) foi marcada pelo forte lobby das ONGs e movimentos sociais, reunidos em um grande fórum paralelo, contra os transgênicos.

Um dos fatores influentes é o caráter fortemente acadêmico da CDB, que tem a tendência de adiar as decisões por longos prazos, à espera de evidências científicas. Ademais, os recursos para a CDB são muitas vezes direcionados prioritariamente para a

pesquisa, deixando de lado as ações de implementação propriamente ditas. Assim, apesar das ONGs serem bem vindas nas COPs, sua participação não consta do texto da convenção (como é o caso da Convenção de Combate à Desertificação – CCD) e as muitas vezes as articulações precisam se focar mais na academia que nas delegações governamentais.

Distribuição de poder

O fato dos países em desenvolvimento abrigarem a maior parte da biodiversidade global traz um poder de barganha diferenciado e pode ser considerado outro aspecto positivo (ver discussão de Rosendal, 2000). Assim é o caso da liderança do Brasil no Grupo dos Países Megadiversos Afins (ou simplesmente Grupo dos Megadiversos) (Brandon et al., 2005). Criado na COP6, em 2002, por meio da Declaração de Cancún dos Países Megadiversos Afins, inicialmente com 10 dos 17 países considerados megadiversos (Figura 08), além de dois outros países de grande diversidade: África do Sul, Brasil, China, Colômbia, Costa Rica, Equador, Índia, Indonésia, México, Peru Quênia e Venezuela. Posteriormente, o grupo passou a contar com mais seis países megadiversos ou de grande diversidade (Quadro 12).

A própria prática de incluir representantes da sociedade civil nas delegações das COPs, conforme citado anteriormente, também pode ser considerada uma forma positiva de distribuição de poder no âmbito doméstico, mesmo que limitada em relação ao quadro geral do problema. Tal prática não é exclusiva para o Brasil, tendo sido citada para países como o Canadá (Le Prestre & Stoett, 2001), conforme discutido adiante (ver seção 8.2).



Figura 08. Os 17 países megadiversos, segundo a lista compilada em 1998 pela ONG Conservation International: África do Sul, Austrália, Brasil, Colômbia, Congo, Equador, Estados Unidos, Filipinas, Índia, Indonésia, Madagascar, Malásia, México, Papua Nova Guiné, Peru e Venezuela; imagem retirada do site Wikipedia: http://en.wikipedia.org/wiki/File:Megadiverse_Countries.PNG.

Quadro 12. Países megadiversos e as partes do Grupo dos Países Megadiversos Afins, criado em 2002.

Países Megadiversos ⁽¹³⁾	Partes do Grupo dos Megadiversos, quando da sua criação	Grupo dos Megadiversos, com adições posteriores ^Y
África do Sul	África do Sul	África do Sul
Austrália	---	---
---	---	<i>Bolívia</i>
Brasil	Brasil	Brasil
China	China	China
Colômbia	Colômbia	Colômbia
---	---	<i>Costa Rica</i>
Congo	---	<i>Congo</i>
Equador	Equador	Equador
Estados Unidos	---	---
Filipinas	---	<i>Filipinas</i>
Índia	Índia	Índia
Indonésia	Indonésia	Indonésia
Madagascar	---	<i>Madagascar</i>
Malásia	---	<i>Malásia</i>
México	México	México
---	---	<i>Nepal</i>
Papua Nova Guiné	---	---
Peru	Peru	Peru
---	Quênia	Quênia
Venezuela	Venezuela	Venezuela

^YNovas adições em itálico.

Liderança internacional

Desde a criação da CDB, o Brasil tem se apresentado como um dos líderes destes líderes, inclusive no quesito de líderes pessoais; de fato, muitas pessoas que trabalham atualmente no MMA ajudaram a escrever o próprio texto da CDB na ocasião de sua gênese e acompanham o processo desde então¹⁰³. A liderança do Brasil no âmbito do Grupo dos Megadiversos Afins é outro exemplo do destaque internacional do país nas questões políticas ligadas à conservação internacional da biodiversidade.

Por outro lado, é preciso lembrar que tal liderança nem sempre se reflete internamente. Conforme ressaltado por Le Prestre & Stoett (2001), a despeito da boa reputação canadense no âmbito da cooperação ambiental global, o país passou de “líder a vilão” devido a posturas internas relacionadas à mineração, ao desmatamento e à caça em várias de suas províncias. Assim, os autores afirmam que “No nível internacional, o Canada tem sido bastante ativo e tem tido um papel-chave na promoção da cooperação ambiental (...). No nível doméstico, seu histórico é bem pior”.

Habilidade e esforço político

De acordo com um entrevistado¹⁰⁴, a CDB não conseguiu mudar significativamente as prioridades da agenda política internacional ou o relacionamento geral dos países participantes; nesse sentido, citou como exemplo a ainda incipiente sinergia ao tratar da interface biodiversidade-mudanças climáticas (ou seja, a CDB e a Convenção do Clima). Por outro lado, citou como exceção a criação do Grupo dos Países Megadiversos Afins. No caso específico do Brasil, o entrevistado apontou que o tema “conservação da biodiversidade” realmente entrou no discurso do governo e das empresas, porém apenas de forma retórica. Similarmente, de acordo com outro entrevistado¹⁰⁵:

“A CDB também provocou, ou pelo menos catalisou, a aglutinação e concentração de esforços/investimentos de forças poderosas (indústria farmacêutica, alimentícia e cosmética, por exemplo) para a defesa de seus interesses na apropriação da biodiversidade, no nível internacional,

¹⁰³ Entrevista com Nurit Bensusan.

¹⁰⁴ Entrevista com Rubens Harry Born.

¹⁰⁵ Entrevista com Alexandre Araújo.

e nacional. Isso ocorreu, inclusive, no financiamento de pesquisas para provar e aprovar seus interesses, onde se promoveu campanhas públicas e se ‘apoiou’ ONGs e movimentos sociais’.

Tais ideias podem ser confirmadas ao observar a evolução dos quatro relatórios nacionais para a CDB, onde apesar dos inúmeros avanços em termos de legislação e aparato institucional, uma leitura mais minuciosa mostra que há muito que avançar em termos de priorização e integração do tema da biodiversidade na agenda do país e, consequentemente, de melhoria concreta no ambiente.

Por outro lado, há indícios de que o regime promoveu, sim, o aprendizado internacional e que houve algum progresso nas discussões desta arena¹⁰⁶. De fato, o aprendizado institucional e dos autores é uma das pré-condições para aperfeiçoar a habilidade e aumentar o esforço político, que tendem a melhorar à medida que o aprendizado se intensifica (Underdal, 2002a).

Ainda relacionado ao quesito aprendizado, para alguns entrevistados as partes da CDB em geral (inclusive o Brasil) possuem a percepção de que o problema da perda de biodiversidade é grave. Porém, tal percepção não é estática e é, frequentemente, mais positiva que o cenário real¹⁰⁷. Assim, os resultados das negociações das COPs podem ter um caráter mais ameno do que o almejado; porém, isso seria resultado da junção entre as posições políticas dos diplomatas (que sempre favorecem os interesses políticos, porém às vezes com interesses econômicos disfarçados¹⁰⁸) e a visão dos gestores e técnicos, que tende a ser mais homogênea entre si e entre os diferentes países¹⁰⁹.

Conforme delineado na terceira seção, as metas de conservação não estão sendo atingidas na prática e não está se tendo sucesso na conservação da biodiversidade, tanto no Brasil quanto no restante do planeta em geral. Um entrevistado¹¹⁰ citou que no Brasil de até pouco tempo atrás as discussões ficavam muito fechadas em torno do próprio grupo de pessoas que já trabalhavam com biodiversidade e/ou conservação

¹⁰⁶ Entrevista com Rubens Harry Born.

¹⁰⁷ Entrevista com Nurit Bensusan.

¹⁰⁸ Nas palavras de Maria Carolina Hazin, “[...][muitas vezes] as argumentações políticas e técnicas são as máscaras para interesses econômicos de alguns países, especialmente os desenvolvidos”.

¹⁰⁹ Entrevista com Maria Carolina Hazin.

¹¹⁰ Entrevista com Rubens Harry Born.

ambiental e que havia pouca relação intersectorial. Nesse sentido, citou como exemplo uma reunião governamental na qual participou em 2002 aproximadamente oito anos quando, ao se sugerir que o semiárido fosse incluído nas discussões sobre biodiversidade, um representante governamental replicou que as questões do semiárido já eram discutidas nos espaços sobre desertificação.

6.3. O caso da biodiversidade marinha brasileira

Apesar da extensão da zona marinha brasileira, que serve de fonte de alimento e emprego, tratar os recursos dessa área como ilimitados é um equívoco que pode trazer sérias consequências em termos de conservação: “A despeito de suas dimensões, grande parte da zona marinha do país é caracterizada por baixa concentração de nutrientes e por produtividade reduzida, contrariando a percepção de que essa região constitui fonte abundante ou inesgotável de recursos” (GBA/MMA, 2010).

Conforme citado anteriormente, a gestão costeira é um desafio onde entram em conflito os setores pesqueiro, petrolífero e de mineração, além da própria conservação. Retomando a tipologia de Le Prestre (2002), para o campo da biodiversidade marinha brasileira temos o seguinte para as pré-condições necessárias à eficácia de um regime:

- Desenvolvimento e operacionalização – criação de várias leis, instituições governamentais e não governamentais e outros dispositivos;
- Financiamento institucional – captação de recursos do GEF;
- Informação e transparência – grande quantidade de informações sistematizadas e disponibilizadas nos sites dos órgãos relevantes, porém com lacunas de conhecimento;
- Criação de redes de organizações não governamentais, intergovernamentais, etc. – em menor grau que a biodiversidade terrestre;
- Desenvolvimento de conhecimentos consensuais (ferramentas e indicadores) – há avanços, mas em menor grau que aqueles relacionados à biodiversidade terrestre;
- Aprendizado – houve aprendizado institucional, porém falta maior integração do tema com outros setores.

Um ponto importante é notar que muitos dos avanços, em termos de gestão costeira e marinha, estão mais ligados à participação do Brasil na CNUDM. Esse é o caso do Programa Revizee, que inventariou os recursos vivos da ZEE brasileira entre 1995 e 2004 a fim de verificar potenciais de uso sustentável. Também promoveu estudos sobre aspectos climatológicos, meteorológicos, hidrológicos, entre outros, além da identificação de novas espécies. Por outro lado, ressalta-se que os conhecimentos gerados puderam ser (e ainda são) apropriados para o uso em projeto e programas em consonância com a CDB (GBA/MMA, 2010).

De forma geral é possível observar que os progressos obtidos na conservação da biodiversidade marinha e costeira no Brasil vêm ocorrendo em menor escala que aquele no âmbito geral e/ou terrestre (Quadro 13). Essa seção apresenta considerações sobre a eficácia da CDB no país em termos da biodiversidade marinha, buscando retomar os elementos discutidos anteriormente e aplicá-los a esse contexto mais específico.

Quadro 13. Resumo do Relatório Voluntário sobre a Implementação do Programa de Trabalho sobre Diversidade Marinha e Costeira ou Mandado de Jacarta (Fonte: Brasil, 2009).

Objetivo	Progresso da implementação
Aplicar ferramentas políticas adequadas para a implementação do IMCAM	Criação de grupo técnico no âmbito Conselho Nacional de Recursos Hídricos – CNRH com o objetivo de integrar as políticas de gestão costeira e as de gestão dos recursos hídricos
Realizar ações diretas para proteger o ambiente marinho dos impactos negativos	O MMA apresentou o Programa de Ação Nacional para a Proteção do Ambiente Marinho na Reunião Intergovernamental do Programa de Ação Global para a Proteção de Ecossistemas Marinhos Ameaçados por Atividades Terrestres – GPA em 2006.
Desenvolver diretrizes para a avaliação dos ecossistemas, inclusive identificando e selecionando indicadores sociais e abióticos que distingam os efeitos naturais e antrópicos	O MMA atualizou as “Áreas Prioritárias para a Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira” com o propósito de definir metas de conservação, além de elaborar um mapa de áreas de importância para a biodiversidade
Promover abordagens ecossistêmicas para a conservação e uso sustentável dos recursos vivos marinhos e costeiros, inclusive identificando variáveis-chave ou interações para avaliar e monitorar os componentes da biodiversidade, seus usos e os efeitos dos ecossistemas	O Projeto GEF Mangue foi aprovado e suas atividades iniciaram em 2009; seu objetivo é promover o uso sustentável dos manguezais brasileiros e seus serviços ambientais, levando em conta o desenvolvimento do país e o bem-estar das comunidades costeiras. Outros projetos incluem o monitoramento dos recifes de coral e o manejo de estoques pesqueiros da região de Lagoa dos Patos (RS)
Disponibilizar, para as partes da CDB, informações sobre os recursos genéticos marinhos nas áreas fora da jurisdição nacional e, quando apropriado, sobre os recursos dentro da jurisdição do país	O Brasil participa de reuniões da ONU sobre os recursos genéticos marinhos em áreas fora da jurisdição nacional
Reunir informações e aumentar a capacidade de mitigar os efeitos de e promover o desenvolvimento de políticas, estratégias, ações e mecanismos de financiamento em torno de: consequências biológicas e socioeconômicas da destruição de ecossistemas marinhos, impactos do desmatamento dos manguezais e do branqueamento dos corais	O Brasil tornou-se membro da Iniciativa Internacional para os Recifes de Coral por meio de decreto federal. Para implementar a iniciativa nacional, criou-se um grupo técnico sobre recifes de coral sob os auspícios da Comissão Nacional de Zonas Úmidas – CZNU (Convenção de Ramsar). O Projeto GEF Mangue também desenvolve ações estratégicas em mosaicos de áreas protegidas
Otimizar a conservação e uso sustentável dos recursos vivos marinhos em áreas fora da jurisdição nacional	O Brasil participa de reuniões da ONU sobre o assunto
Estabelecer e fortalecer os sistemas nacionais e regionais de áreas costeiras e marinhas integradas em uma rede global e como contribuição a metas acordadas globalmente	O Brasil possui um sistema legal complexo relativo ao assunto, no âmbito no SNUC. Há também, uma base de dados sobre o assunto e uma resolução do CONAMA para preservar 10% dos ecossistemas costeiros e marinhos; entretanto, apenas 0,4% da ZEE possui unidades de conservação
Manejar as unidades de conservação costeiras e marinhas existentes de forma efetiva	Diversas ações têm sido tomadas, inclusive a atualização dos planos de manejo e a criação de fundos específicos para tais áreas

Apoiar e facilitar o monitoramento dos sistemas nacionais e regionais de unidades de conservação marinhas e costeiras	O Projeto de Monitoramento dos Recifes de Coral Brasileiros usa a metodologia “reef check” e é implementado em unidades de conservação para levantar dados; a metodologia AGGRA é utilizada na Bahia
Facilitar as pesquisas e monitorar as atividades para diminuir as lacunas de informação e as necessidades de gestão nos ecossistemas costeiros e marinhos	O MMA atualizou as “Áreas Prioritárias para a Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira” com o propósito de definir metas de conservação, além de elaborar um mapa de áreas de importância para a biodiversidade
Promover o uso de técnicas que minimizem os impactos da aquicultura na diversidade biológica costeira e marinha	Foram estabelecidas normas para limitar os impactos da carcinicultura nas unidades de conservação.
Promover o melhor entendimento dos caminhos e causas da introdução de espécies exóticas e seu impacto na biodiversidade	Estão sendo realizadas pesquisas acadêmicas nesse sentido
Instalar mecanismos de controle das espécies exóticas invasivas nos potenciais caminhos de entrada	O Brasil fez parte da primeira fase do projeto relativo ao controle das águas de lastro ¹¹¹ (Globallast), concluída em 2004; porém não fez parte da segunda fase
Manter uma lista de incidentes relacionados à introdução de espécies exóticas	O Projeto Águas de Lastro – Análise de Risco, Plano de Manejo Ambiental e Monitoramento de Espécies Exóticas no Porto de Paranaguá foi lançado em 2001. Em 2005 foi implementado o Projeto Preparando Relatórios sobre Espécies Exóticas Invasoras
Criar um banco de dados reunindo iniciativas relativas ao Mandado de Jacarta, com especial atenção ao IMCAM	---
Promover a colaboração, cooperação e harmonização efetiva de iniciativas com convenções, organizações e agências relevantes	O Brasil faz parte da Convenção de Ramsar e do ICRI

¹¹¹ Água carregada pelos navios para manter a estabilidade após o desembarque de sua carga.

6.3.1. Considerações acerca da melhoria do ambiente marinho brasileiro no âmbito da CDB

Atualmente, as principais ameaças aos ambientes costeiros e marinhos no Brasil incluem: destruição de habitats para a aquicultura e crescimento urbano e industrial; sedimentação excessiva provocada por práticas agrícolas (ou, em outros casos, falta de sedimentos devido a barramentos); invasão por espécies exóticas; poluição por agrotóxicos, fertilizantes, resíduos industriais e esgoto doméstico *in natura*; sobre-explotação; e mudanças climáticas.

O recém-publicado *Panorama da Conservação dos Ecossistemas Costeiros e Marinhos no Brasil* (GBA/MMA, 2010) traz que a zona costeira é a única onde se alcançou a meta de 10% de unidades de conservação; porém, no caso marinho, apenas 1,5% dos 3,5 milhões de km² de mar sob jurisdição brasileira estão sob proteção do Estado. Ou seja, considerando as zonas costeira e marinha, a proporção de áreas protegidas é de 3,14%.

Um problema sério que tem sido bem documentado é o das espécies exóticas invasoras: Lopes et al. (2009) trazem que das 58 espécies exóticas registradas para o Brasil, nove são invasoras, principalmente trazidas por água de lastro.

Pesquisas indicam o uso de zonas de exclusão de pesca para a recuperação de estoques pesqueiros e da biodiversidade marinha geral de certas áreas. Existem algumas experiências nesse sentido no Brasil, onde zonas de exclusão são inseridas dentro de unidades de conservação de uso sustentável adjacentes a unidades de proteção integral que, por sua vez, podem se situar junto a locais com projetos de ordenamento costeiro e de conservação de bacias hidrográficas (Prates, 2007 *apud* GBA/MMA). Porém, apesar do uso dessa ferramenta ter se mostrado eficaz em termos de recuperação da biodiversidade, sérios conflitos podem surgir com as comunidades locais na ausência de projetos de educação ambiental adequados (principalmente os pescadores artesanais que possuem ligações históricas com tais áreas); sem o apoio da população, tais conflitos podem repercutir negativamente para a conservação da área¹¹². Ademais, não há um cálculo preciso da extensão dessas áreas por conta de sua aplicação, também, em torno de plataformas de petróleo (por questões de segurança) (GBA/MMA, 2010).

¹¹² Entrevista com Fernanda Amaral.

Em uma análise geral dos relatórios e outros documentos governamentais recentes sobre a biodiversidade marinha e costeira é possível observar que o enfoque é, predominantemente, na porcentagem de áreas protegidas em unidades de conservação, além da representatividade dos ecossistemas marinhos e costeiros nessas áreas. Ou seja, há uma carência de levantamentos sobre o estado das unidades de conservação costeiras e marinhas e de sua eficácia em manter sua biodiversidade. De fato, Amaral & Jablonski (2005) afirmam que:

“As unidades de conservação são insuficientes em número e extensão e, em alguns casos, não tiveram seus planos de manejo elaborados ou implementados ou carecem de infraestrutura para efetivá-las. A gestão da atividade pesqueira ainda é precária, com baixa participação das comunidades envolvidas. As principais iniciativas de conservação incluem a identificação de áreas-chave para a conservação da biodiversidade, inventários, monitoramento intensivo da atividade pesqueira, educação ambiental e a criação de áreas protegidas e melhoria da gestão daquelas já existentes” (p. 43).

6.3.2. Elementos de eficácia política da CDB no contexto da biodiversidade marinha brasileira

Acerca da conservação da biodiversidade marinha, pode-se dizer que a CDB teve o pior desempenho no Brasil em termos de tipo de problema, desempenho mediano quanto ao contexto político e o melhor desempenho em termos de capacidade de resolução do problema. Um ponto forte foi o estímulo à pesquisa e a melhoria no estado de conhecimento. Os pontos fracos, porém, são muitos, muitas vezes em versões pioradas daqueles enfrentados pela biodiversidade terrestre: ligações com problemas mais malignos (especialmente as mudanças climáticas), a falta de *mainstreaming* do tema, baixa visibilidade doméstica e a ausência de motivos ulteriores para a conservação. Mais uma vez, salienta-se que as variáveis são apresentadas aqui de forma separada para facilitar a compreensão, porém é comum que se sobreponham (Quadro 14).

Quadro 14. Descrição e repercussões dos elementos de eficácia da CDB no Brasil com enfoque na biodiversidade marinha.

Elemento de eficácia (VI)	Componente	Descrição	Repercussões para a conservação da biodiversidade marinha brasileira
Tipo e estrutura do problema	Caráter do problema (benigno/maligno)	Problema intelectualmente complexo e politicamente maligno (com propensão a conflitos de interesses).	O problema adquire maior complexidade que o da conservação da biodiversidade terrestre por haver menor aporte de conhecimento e de técnicas específicas
	Estado do conhecimento	No Brasil há forte atuação da academia na produção de conhecimento, inclusive em parcerias com o governo; porém, apesar dos avanços, o nível de conhecimento permanece baixo.	Necessidade de maior investimento governamental em pesquisas na área, com criação de mais programas específicos para a biodiversidade marinha.
Contexto político	Ligações com outros problemas	Ligações com problemas mais malignos, como as mudanças climáticas	Necessidade de trabalhar o problema de forma mais sinérgica, um desafio.
	Motivos ulteriores para resolver o problema	Indiretamente, interesses de segurança e de extensão da ZEE	Estímulo a implementar políticas públicas alinhadas à CDB.
	Visibilidade doméstica	Visibilidade baixa e, por vezes, negativa	
Capacidade de resolução do problema	Cenário institucional	Aparato legal e institucional amplo, porém falta diálogo entre os diversos setores	Falta de <i>mainstreaming</i> do tema, inconsistências nas ações governamentais e na interpretação da legislação
	Nível de integração da comunidade epistêmica	Menor que aquele ligado à biodiversidade terrestre	Participação de movimentos sociais como o MONAPE no CONABIO
	Distribuição de poder	Existe a atuação de setores distintos da sociedade para resolver o problema, tais como governo, ONGs, academia, etc., porém em menor escala que no caso da biodiversidade terrestre	Participação de movimentos sociais como o MONAPE no CONABIO
	Habilidade e esforço político	Mediano	Houve algum aprendizado institucional, mas o tema entrou no discurso do governo e das empresas de forma predominantemente retórica
	Liderança internacional do país	Não há tanta liderança quanto no caso da biodiversidade terrestre	

Tipo e estrutura do problema

Em termos de tipo e estrutura, o caráter do problema de como conservar a biodiversidade marinha adquire ainda mais malignidade e complexidade ao se considerar que o conhecimento disponível é ainda menor que aquele revelado para a biodiversidade terrestre.

Ademais, a gestão costeira é um desafio onde entram em conflito os setores pesqueiro, petrolífero e de mineração, além da própria conservação. Focando o relacionamento entre as iniciativas de conservação da biodiversidade marinha e o setor pesqueiro no Brasil, uma entrevistada classificou a relação entre o MMA e o setor pesqueiro como extremamente complicada¹¹³, onde o enfoque maior do setor pesqueiro seria a produção. A entrevistada destacou, ainda, que a alternativa encontrada pelo governo para os estoques pesqueiros sobre-explotados seria a aquicultura, o que traz uma série de implicações ambientais negativas (destruição dos manguezais por meio do desmatamento, despejo de dejetos repletos de antibióticos, etc.); tais implicações, por sua vez, acabam comprometendo ainda mais os recursos pesqueiros em ambientes naturais. Assim, a entrevistada acredita que a relação entre o Ministério da Pesca e o MMA é conflituosa em muitos pontos, como na questão dos períodos de defeso. Ademais, destacou que a pesca industrial é cada vez mais valorizada em detrimento da pesca artesanal. Ressaltou, ainda, que em termos das negociações internacionais a CDB tem pouca integração com outros tratados internacionais sobre pescados, como o ICCAT¹¹⁴.

Por outro lado, a produção de informações sobre a biodiversidade marinha é um dos pontos fortes da implementação da CDB no Brasil, como é o caso do mapeamento dos recifes de coral nas unidades de conservação do país (Prates, 2006). Porém, as lacunas no conhecimento permanecem grandes.

Contexto político

Como a biodiversidade terrestre, a degradação da biodiversidade marinha está fortemente ligada às mudanças climáticas, o que é ainda mais grave nesse caso por conta da sensibilidade dos recifes de coral. Caso o cenário não mude, esses ecossistemas podem se extinguir quase que completamente nas próximas décadas, levando a uma

¹¹³ Entrevista com Maria Carolina Hazin.

¹¹⁴ International Convention for the Conservation of Atlantic Tuna, em vigor desde 1969.

diminuição drástica das populações de peixes e outras fontes de proteína para alimentação humana que dependem dos recifes de coral para sobreviver.

A falta de integração da temática ao se tratar dos grandes empreendimentos nacionais é outro problema que pode ser confirmado ao se considerar a devastação de áreas cruciais para a produção pesqueira, como é o caso dos manguezais. Além de tais áreas continuarem a ser degradadas e/ou desmatadas extensivamente para projetos de aquicultura insustentáveis e especulação imobiliária, não raro são dizimadas para a instalação de projetos governamentais. No último caso, há exemplos claros no estado de Pernambuco: na Zona Industrial Portuária de Suape se utilizou dispositivos jurídicos que remetem ao “interesse público” de alguns empreendimentos, desconsiderando a igualmente relevante importância social de preservar as áreas de manguezal, inclusive para a subsistência de populações locais de pescadores¹¹⁵ (Mostaert & Steiner, 2010).

A falta de *mainstreaming* do tema também fica evidente ao ser considerar que o governo executa projetos de grande porte como o Projeto GEF Mangue, ao mesmo tempo em que autoriza empreendimentos de carcinicultura em áreas de manguezal:

“A instalação de empreendimentos de carcinicultura na zona costeira é regulada pela Resolução Conama nº 312/02, que dispõe sobre o licenciamento ambiental dessa atividade no país. No entanto, além de não estar sendo cumprida, essa norma tem gerado interpretações errôneas, pelo poder público nos estados, sobre sua aplicação...”

(GBA/MMA, 2010: 105).

Somando todos esses fatores ao fato de não existir motivos ulteriores claros para conservar a biodiversidade marinha (a não ser que se considere a garantia de perpetuação dos estoques pesqueiros comerciais), o contexto político torna-se extremamente grave.

Por outro lado, aqui é possível destacar a atuação do Ministério da Marinha, que por motivos de segurança nacional (entre outros) tem ajudado a promover pesquisas e a conservar a biodiversidade marinha de várias regiões. Isso acontece no

¹¹⁵ Segundo Mostaert & Steiner (2010), apenas para o ano de 2010 o projeto de urbanização das Zonas Industriais (ZI) e Industrial Portuária (ZIP) do Complexo Industrial Portuário de Suape – CIPS, recebeu licença para subtrair 691,4574 ha de mata atlântica, inclusive mangue e restinga.

PROARQUIPELAGO, programa que visa garantir a extensão das 200 milhas da ZEE brasileira em torno do Arquipélago de São Pedro e São Paulo. Assim, mantém-se uma equipe de pesquisadores permanentemente no local, em regime de revezamento, realizando estudos sobre aquele ecossistema único (Hazin et al., 2010). Porém, é preciso destacar mais uma vez que tal interesse da Marinha pela conservação da chamada “Amazônia Azul” vem de antes da CDB, tendo apenas se alinhado aos objetivos da mesma após sua ratificação pelo país.

Outro programa importante é o de mentalidade marinha da Marinha do Brasil – PROMAR, que objetiva “conscientizar a população brasileira da importância do mar para o cidadão e para o país” por meio de diversas atividades (CIRM, 2011). Porém, é possível observar que a visibilidade doméstica em torno da conservação da biodiversidade marinha no país ainda é incipiente e tem se desenvolvido, principalmente, em torno das espécies-bandeira. Um exemplo marcante é o das tartarugas marinhas, por meio do Projeto TAMAR, um dos primeiros grandes projetos de conservação marinha do país. Outros exemplos são os peixes-boi, as baleias jubarte e francas, os golfinhos rotadores e os albatrozes. Por outro lado, há também uma visibilidade negativa ao se considerar a opinião pública em torno dos ataques de tubarão na costa pernambucana, onde ainda não se repassou de forma consistente e sólida para a população o entendimento da ligação de tais fatalidades com a degradação ambiental vigente.

Capacidade de resolução do problema

A capacidade do Brasil de conservar a biodiversidade marinha certamente melhorou. Porém, em termos de cenário institucional, nem sempre é possível afirmar que instituições, programas e projetos estão diretamente relacionados aos acordos internacionais relacionados ao tema, dificultando a avaliação dos mesmos em nível nacional. Por outro lado, no âmbito das políticas públicas brasileiras, os dados indicam que a implementação da CDB no Brasil estimulou a criação de diversos órgãos e programas de governo para a proteção da biodiversidade marinha nacional, sendo possível citar o Programa de Monitoramento dos Recifes de Coral Brasileiros e, mais recentemente, o Projeto GEF-Mangue.

Acerca da comunidade epistêmica em torno da conservação da biodiversidade marinha, esta parece ser predominantemente acadêmica, mesmo ao se considerar as organizações da sociedade civil que não estão ligadas às universidades. Porém, revisões na estrutura do CONABIO permitiram a inclusão do Movimento Nacional dos Pescadores (MONAPE) em 2004 (Brasil, 2004a).

Ao se considerar a distribuição de poder e a liderança internacional, temos que a biodiversidade marinha se concentra principalmente em países da Ásia e Oceania e, consequentemente, as principais lideranças na área.

Para a questão da habilidade e esforço político, o aparato institucional criado e o conhecimento produzido indicam progresso. Porém, exemplos como a da zona portuária em Pernambuco (citado anteriormente) evidenciam a conservação da biodiversidade marinha como algo que ainda está no discurso governamental de forma predominantemente retórica, e que ainda perde em prioridade quando há interesses econômicos concorrentes.

7. A eficácia da CDB em perspectiva comparada

7.1. Comparação do desempenho geral da CDB com outros regimes de performance mista

Dado que a eficácia da CDB é avaliada aqui de forma semelhante ao método utilizado por Miles et al. (2002) (ver seção 2.5), essa seção irá comparar os resultados obtidos nessa pesquisa com três regimes de desempenho similar conforme compilado por aqueles autores, a saber: a Convenção para a Prevenção da Poluição Marítima de Origem Telúrica, ou Convenção de Paris¹¹⁶ (Skjærseth, 2002); a Convenção sobre a Poluição Atmosférica Transfronteiriça a Longa Distância, conhecida pela sigla inglesa

¹¹⁶ Salienta-se que a Convenção de Paris vigorou entre 1978 e 1998, tendo sido atualizada e substituída (conjuntamente com a Convenção para a Prevenção de Poluição Marítima Causada por Operações de Imersão Efetuadas por Navios e Aeronaves, ou Convenção de Oslo) pela Convenção para a Proteção do Meio Marinho do Atlântico Nordeste, a Convenção OSPAR.

CLRTAP¹¹⁷ (Wettestad, 2002); e a Convenção Internacional sobre Estoques Pesqueiros de Alto-Mar do Oceano Pacífico Norte¹¹⁸ – CIEPA (Miles, 2002b).

O Quadro 15 destaca os principais aspectos de cada convenção, enquanto o as figuras 09 e 10 resumem o desempenho de cada tratado destacando, no primeiro caso, os elementos de eficácia e seus respectivos componentes. Salienta-se o caráter regional das três convenções analisadas pela compilação de Miles et al. (2002), bem como o fato de duas delas terem sido avaliadas ao longo de todo seu ciclo de vida^{35,36}; porém, tais aspectos não impossibilitam a comparação com a CDB.

Também é importante destacar, de forma breve, alguns aspectos contextuais dessas convenções. A CIEPA surgiu num momento de pós-guerra, e tem um histórico longo, que data do início do século XX. Assim, custou a incorporar ideias ambientalistas mais modernas, como o princípio de precaução (apenas a partir de 1987) e abordagens mais sinérgicas. Nesse último caso, afora o trabalho conjunto com a Convenção de Oslo, abordagens mais sinérgicas (como envolvimento dos ministros da agricultura para discutir a poluição oriunda de nutrientes e pesticidas) passaram a ocorrer apenas a partir de 1995 (Miles, 2002b).

No caso da CRLTAP, o autor que estudou sua eficácia destaca que, apesar do alto nível de *compliance* do acordo, grande parte do crédito deve ir para o cenário socioeconômico e político da década de 1980 (recessão, influência da Comunidade Europeia, etc.) e não o acordo em si (Wettestad, 2002).

Já a CDB se beneficiou de um momento histórico particular, que possibilitou a ampla participação na Eco-92 e resultou do *momentum* de duas décadas de evolução de um pensamento ambientalista mais holístico, considerando relações de interdependência, inclusive econômica.

¹¹⁷ Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution.

¹¹⁸ Essa convenção vigorou entre 1952 e 1992, e foi substituída pela Convenção para a Conservação dos Peixes Anádromos do Pacífico Norte, que entrou em vigor em 1993.

Quadro 15. Comparação entre a Convenção sobre Diversidade Biológica e outros regimes de performance mista*.

	CIEPA	Convenção de Paris	CLRTAP	CDB
Data	Assinatura – 1952; entrada em vigor – 1953; término – 1992	Assinatura – 1974; entrada em vigor – 1978; término – 1998	Assinatura – 1979; entrada em vigor – 1983	Assinatura – 1993; entrada em vigor – 1994
Escopo	Regional (países norte-americanos e asiáticos)	Regional (Europa)	Regional – Europa e América do Norte (EUA e Canadá)	Global
Objetivos	Manejar os estoques de seis espécies de salmão de alto mar de interesse comercial ocorrentes no Pacífico Norte	Reducir e prevenir a poluição marinha de origem terrestre no Mar do Norte	Reducir e prevenir a poluição do ar, inclusive aquela com alcance transfronteiriço	Conservação, utilização sustentável e repartição justa da diversidade biológica
No. de partes	4 (Rússia, Canadá, EUA e Japão)	15	51	193 (adesão quase universal)
Caráter do problema	Misto: alguns aspectos malignos (externalidades para três dos países) e alguns aspectos benignos (interesse igual em conhecer melhor os estoques das espécies)	Maligno	Fortemente maligno e intelectualmente complexo (com melhorias a medida que o conhecimento aumentou)	Intelectualmente e politicamente maligno, com propensão a conflitos de interesses
Estrutura do problema	Complexa e assimétrica (em termos da origem do recurso e das tecnologias de captura e processamento), com inversões e melhorias ao longo do ciclo de vida do regime	Complexa (fontes múltiplas de poluição) e assimétrica (países importadores ou exportadores de poluição)	Complexa (fontes múltiplas de poluição) e assimétrica (países importadores e/ou exportadores de poluição)	Complexa e assimétrica (distribuição assimétrica da biodiversidade pelo planeta, frequentemente de forma inversa à distribuição dos recursos monetários)
Estado do conhecimento	Iniciou baixo, mas aumentou ao longo do ciclo de vida do regime até haver as informações consensuais necessárias	Ausência de conhecimentos-chave para a resolução do problema até meados de 1980; muitas incertezas	Níveis variados de acordo com as diferentes substâncias químicas em questão; muitas incertezas; melhorias no conhecimento a partir dos anos 1980	Houve avanços, mas as lacunas ainda são grandes.
Ligações com outros problemas	Guerra Fria	Poluição terrestre	Outros tipos de poluição	Ligações com problemas mais malignos (ex: mudanças climáticas)
Motivos ulteriores	Facilitar, para os japoneses, a assinatura de um tratado de paz pós-guerra entre os EUA e Japão	Nenhum motivo ulterior ou incentivo seletivo claro	Melhorar a relação entre países do leste e oeste europeu	Nenhum motivo ulterior ou incentivo seletivo claro
Visibilidade doméstica	Baixa	Baixa	Baixa preocupação com o tema	Moderada

Principais organismos relacionados	Comissão Internacional para a Pesca no Pacífico Norte; Comitê Permanente de Biologia e Pesquisa	Comissão de, Secretariado com sede em Londres, grupo e programa de monitoramento conjunto ¹¹⁹ , grupos de trabalho técnico	Secretariado (com limitações), Corpo Executivo, grupos de trabalho técnicos e científicos, programas temáticos de cooperação	Secretariado com sede em Montreal; SBSSTA;
Monitoramento e metas		Não há necessidade de enviar relatórios; metas concretas apenas a partir de 1988; abordagens mais sinérgicas apenas a partir de 1995	Relatórios nacionais anuais, com avaliações mais aprofundadas a cada quatro anos; mecanismo de verificação independente de emissões	
Protocolos			Oito protocolos relativos ao monitoramento dos poluentes; às emissões de enxofre (2), nitrogênio, compostos orgânicos voláteis, metais pesados e compostos orgânicos persistentes; e à acidificação, eutrofização e ozônio troposférico	Protocolo de Cartagena, Protocolo de Nagoya
Regra de decisão		Maioria qualificada a partir dos anos 1980	Consenso, porém com flexibilidade (na prática)	Consenso
Nível de integração da comunidade epistêmica	Baixo	Baixo	Baixo	Alto
Distribuição de poder	Balanço de poder favorável aos EUA para a criação do acordo devido ao interesse do Japão no tratado de paz	Balanço de poder favorável aos países exportadores de poluição até a mudança de postura de alguns países poluidores	Balanço de poder favorável aos países exportadores de poluição até a mudança de postura de alguns países poluidores	Maior poder de barganha dos países detentores de biodiversidade; espaço para a participação das comunidades epistêmicas
Habilidade e esforço político	Mediano	Baixo	Alto	Baixo
Liderança instrumental	Forte	Fraca	Mediana	Forte
Melhora real no meio ambiente	Promoveu a criação do CEAPAN ⁴⁹	Lenta e gradual	Lenta e gradual	Lenta e gradual
Pontos fortes	Promoveu a real resolução do problema	Promoveu o aumento do conhecimento e a colaboração entre países	Promoveu o aumento do conhecimento e a colaboração entre países	Promoveu o aumento do conhecimento e a colaboração entre países
Principais desafios	----	Implementação doméstica	Implementação doméstica	Longo tempo de recuperação biológica; mecanismos práticos de repartição justa

*Fonte: elaborado pela autora com base em Oda (1957), Skjærseth (2002), Wettestad (2002), Miles (2002b), Miles et al. (2002), Davis (2003) e dados desta pesquisa.

¹¹⁹ Para as convenções de Paris e de Oslo.

Porém, diferente da CDB, as outras três convenções analisadas tratam de recursos (como o caso das espécies de salmão) ou problemas específicos (poluição do ar ou do mar). Assim, à primeira vista poderia se esperar que tivessem desempenho melhor que a CDB. Entretanto, apesar da problemática dessas convenções ser regional, em termos estruturais todas essas são complexas e assimétricas como é aquela da CDB. De fato, os quatro acordos apresentam desempenho bastante parecido quanto ao tipo e estrutura do problema. O caso da Convenção de Paris e da CLRTAP é semelhante, onde a complexidade do problema é resultado das fontes múltiplas de poluição: dezenas de substâncias tóxicas e com potencial bioacumulativo (além de excessos de fósforo e nitrogênio) advindas da agricultura (fertilizantes, agrotóxicos, etc.), indústria (dioxinas, cádmio, mercúrio, chumbo, etc.), esgoto doméstico, entre várias outras fontes. Ademais, há uma assimetria entre os principais países exportadores e importadores de poluição (Skjærseth, 2002; Wettstad, 2002; Miles et al., 2002).

No caso da CIEPA houve um diferencial: o problema era intrincado inicialmente devido à falta de conhecimento sobre os estoques pesqueiros em questão, mas foi melhorando à medida que as pesquisas foram revelando informações sobre as rotas migratórias das espécies e suas características morfológicas e fisiológicas. Por outro lado, a assimetria era intrínseca ao problema devido ao caráter anádromo das seis espécies de salmão (se reproduzem em água doce, mas passam grande parte de sua vida adulta no mar). Ou seja, essas vinham do território de três das partes (EUA, Canadá e Rússia), porém estavam sujeitas à pesca de alto-mar do Japão; por algum tempo o Japão também detinha maior tecnologia de captura e de processamento desse pescado *in situ*. Entretanto, há dois fatores positivos que distinguem o contexto dessa convenção e fazem com que o caráter do problema seja considerado misto ou intermediário (e não maligno): o interesse que todas as quatro partes tinham em conhecer melhor os estoques das espécies e as mudanças que foram ocorrendo à medida que o conhecimento científico melhorava (Miles, 2002b; Miles et al., 2002).

De fato, em termos de estado de conhecimento as convenções recebem avaliação intermediária por motivos diferentes. Primeiramente, é preciso dizer que todos os quatro acordos se mostraram eficientes, ao menos em alguns momentos, na promoção de conhecimentos necessários para a obtenção dos seus objetivos. No caso da CIEPA e, até certo ponto, da CLRTAP, tal conhecimento foi suficiente; porém levando

em conta o as várias fases desses dois regimes, ainda assim se classifica o estado de conhecimento intermediário ao considerar o desempenho em média. Já no âmbito das duas outras convenções analisadas, apesar de ter havido grande produção de conhecimento, ainda há muitas lacunas, principalmente com relação à biodiversidade (Skjærseth, 2002; Wettestad, 2002; Miles et al., 2002).

Juntamente com os outros componentes discutidos abaixo, é possível observar que as quatro convenções tiveram desempenho muito semelhante em termos de contexto político. Todas as questões tratadas têm ligações com problemas mais malignos de caráter ambiental (a exceção da CIEPA, que tinha ligações com um problema não ambiental, a Guerra Fria). Destaca-se que a situação da CDB é a mais grave de todas: além de estar ligada ao problema fortemente maligno, que é a questão das mudanças climáticas, é afetada pela poluição tratada pela Convenção de Paris e a CRLTAP, além de uma infinidade de outros problemas ambientais (Skjærseth, 2002; Wettestad, 2002; Miles et al., 2002).

A questão dos motivos ulteriores é complexa e muitas vezes difícil de comprovar; assim, só se considera a existência de tais motivos claros para a CRLTAP e a CIEPA. No primeiro caso, no momento em que a convenção entrou em vigor havia um empenho para melhorar a relação entre os países do leste e oeste europeu dentro do contexto político do final da década de 1970 e década de 1980. No caso da CIEPA o aspecto motivador é ainda mais claro: o Japão tinha forte interesse em assinar um tratado de paz no contexto pós-guerra no qual a convenção foi criada (início da década de 1950) (Wettestad, 2002; Miles et al., 2002).

Em relação à visibilidade doméstica, o único acordo que recebe avaliação intermediária é a CDB, que a despeito dos inúmeros problemas em tornar a biodiversidade um tema *mainstream* (ver subseção 7.2), seu caráter global e o contexto no qual foi criado e aberto a assinaturas (na célebre Eco-92) conseguiu fazer com que a temática chamassem mais atenção que os demais, além de agregar uma forte rede transnacional da sociedade civil e uma comunidade epistêmica bem articulada (Inoue, 2003; 2004). A CIEPA, por ter lidado com um problema que, sob o aspecto socioeconômico, afetava mais diretamente pequenos grupos¹²⁰, não instigava grandes repercussões ou mobilizações; ademais, o salmão (como a grande maioria dos peixes)

¹²⁰ A exemplo da indústria pesqueira do Alasca, que à época ainda se tornava um estado americano de fato e cujos objetivos não eram, necessariamente, prioritários para o país (ver Miles, 2002b).

não é uma espécie-bandeira¹²¹. A poluição transfronteiriça regional do mar e do ar, tratada, respectivamente, pela Convenção de Paris e pela CLRTAP, tampouco chama a atenção do grande público devido às origens dispersas e complexidade intelectual em torno da problemática (Skjærseth, 2002; Wettestad, 2002; Miles et al., 2002). De modo geral, é possível classificar todas as quatro temáticas como de *low politics* (Krasner, 1982b), mesmo que em diferentes graus.

De forma semelhante, os três acordos da compilação de Miles et al. (2002) não tiveram o poder de agregar ou articular comunidades epistêmicas bem organizadas em torno de suas temáticas e obtiveram avaliação baixa nesse quesito. Juntamente com a questão da liderança, esses dois componentes são os que mais diferem a CDB desses três outros acordos de performance mista, onde apenas a CDB obteve boa avaliação. Assim, a capacidade de resolução do problema talvez tenha sido o elemento de eficácia cujos componentes mais diferiram entre as quatro convenções analisadas. As exceções foram a habilidade e esforço político e a distribuição de poder: em ambos os casos todas as convenções analisadas obtiveram avaliação mediana (Skjærseth, 2002; Wettestad, 2002; Miles et al., 2002).

No primeiro caso vale destacar a afirmativa de Miles (2002b), que evidencia a distância entre os diversos atores dos diferentes aspectos necessários à resolução de um problema ambiental (técnicos, políticos, sociais, econômicos, etc.):

“Acabar com a incompatibilidade entre aqueles autorizados a criar e a implementar compromissos conjuntos pode levar a compromissos conjuntos menos rigorosos a curto prazo, porém aumentar as possibilidades de implementação posterior” (pp. 193-194).

Acerca da distribuição de poder, a CIEPA e a CDB possuem leve inclinação para um balanço de poder em favor de interesses favoráveis à conservação (mesmo que com motivos ulteriores, no caso da CIEPA), enquanto na Convenção de Paris e na CLRTAP tal balanço favoreceu os países exportadores de poluição por vários anos, até a real

¹²¹ As espécies-bandeira são animais carismáticos (quase sempre vertebrados e geralmente mamíferos) utilizados para sensibilizar a população em geral e captar recursos para a conservação de espécies e outras questões ambientais (ver, por exemplo, Caro & O’Doherty, 1999; Leader-Williams & Dublin, 2000; Bowen-Jones & Entwistle, 2002).

mudança de postura de alguns desses países. Ainda assim, todos recebem avaliação mediana ao considerar a média de tal balanço ao longo da vida de cada regime (Skjærseth, 2002; Wettestad, 2002; Miles et al., 2002).

À parte dos elementos de eficácia política, vale salientar que em três dos quatro casos a melhoria real no meio ambiente foi baixa. A exceção foi a CIEPA, que acabou por ter promovido, em última instância, a proibição total da pesca das espécies de salmão anádromo do Pacífico Norte. Esse fato traz à tona duas indagações. A primeira seria: por que Miles (2002b) não classificou o regime como de alta eficácia? A resposta é simples: esse autor argumenta que não havia necessidade de proibir totalmente a pesca do salmão em alto-mar, visto que baixos níveis de captura não afetariam os estoques: nas palavras do autor, para se proteger, a indústria americana acabou por “atirar na cabeça da frota japonesa e no seu próprio pé” (p. 267).

A segunda pergunta seria a seguinte: por que esses quatro regimes foram classificados como de desempenho intermediário quando em três deles a melhoria real no ambiente foi baixa? Essa resposta pode ser respondida de duas formas. Sob o ponto de vista metodológico, é preciso lembrar que tanto na compilação de Miles et al. (2002) e nessa pesquisa, o enfoque é primariamente político. Conforme sugerido por Keohane et al. (1993), é preferível investigar os efeitos políticos observáveis dos regimes ambientais ao invés do impacto ambiental em si devido à carência de dados biológicos sistemáticos relacionados a várias problemáticas ambientais, além da existência recente de muitos dos problemas ambientais¹²²; o longo período necessário para a recuperação da natureza em muitos casos é outro agravante (Helm & Sprinz, 2000). De fato, o tempo biológico e o tempo sócio-político são geralmente distintos, o que traz implicações metodológicas e práticas conforme discutido na primeira parte do texto. Similarmente, Hufty & Muttenzer (2002) acreditam que:

“Um regime internacional é feito menos de documentos legais que de práticas observáveis. Pode ser considerado um processo no qual os textos são apenas uma imagem e uma referência em um dado momento. O regime pode ser compreendido como uma rede dinâmica para tomada

¹²² Ver subseção 2.2

de decisão e transações, articulado em torno dos objetivos almejados pelas partes interessadas” (p. 291).

Por outro lado, há de se considerar que as mudanças de comportamento político geradas por convenções como essas “mereçam” essa classificação intermediária, mesmo porque (no caso da CLRTAP e da CDB, que ainda vigoram) a eficácia almejada ainda pode ser atingida em longo prazo.

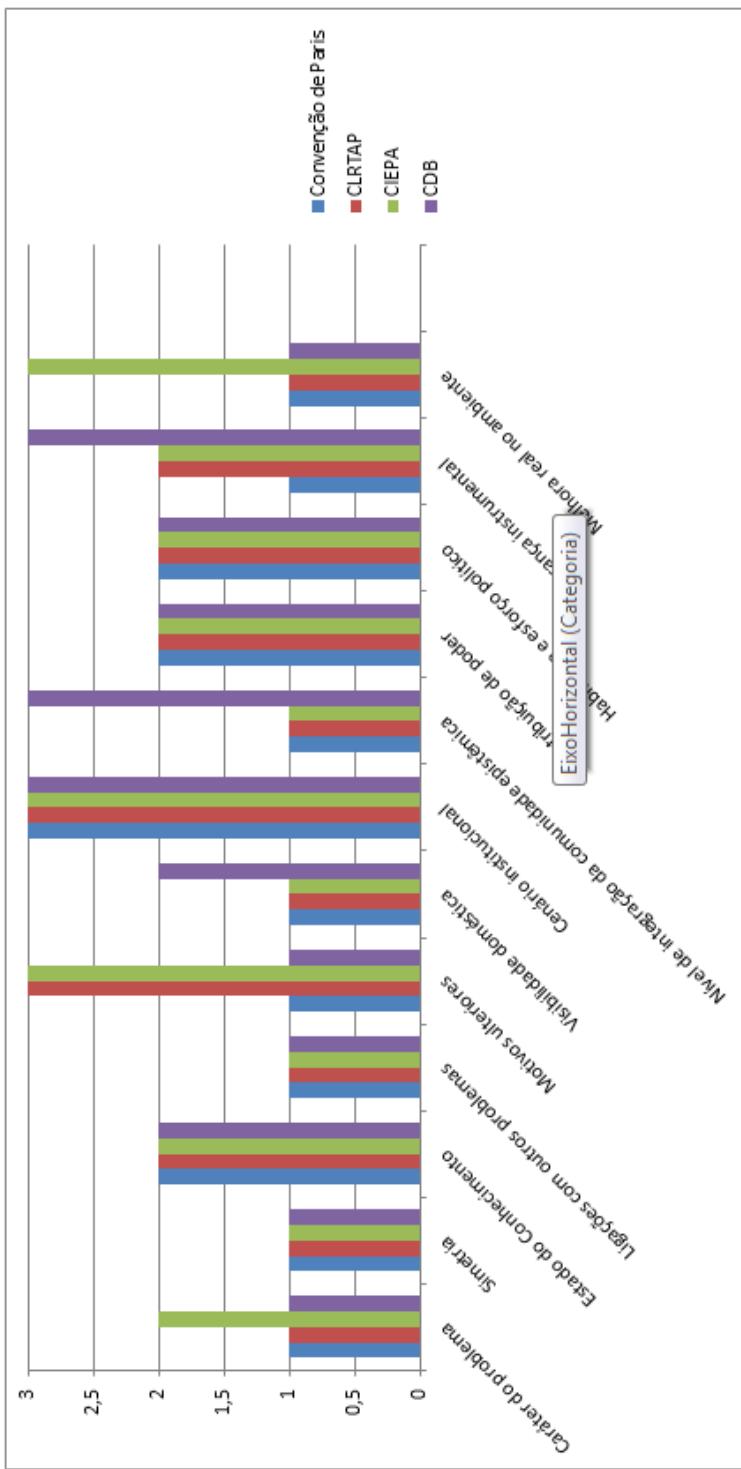


Figura 09. Comparação entre o desempenho da Convenção sobre Diversidade Biológica e outros regimes de performance mista, por componente de cada elemento político de eficácia e melhoria real no meio ambiente; 1 = desempenho baixo, 2 = desempenho intermediário ou misto, 3 = desempenho alto; fonte: elaborado pela autora com base em Oda (1957), Skjærestad (2002), Wettestad (2002), Miles et al. (2002b), Miles (2002b), Miles et al. (2002) e dados dessa pesquisa.

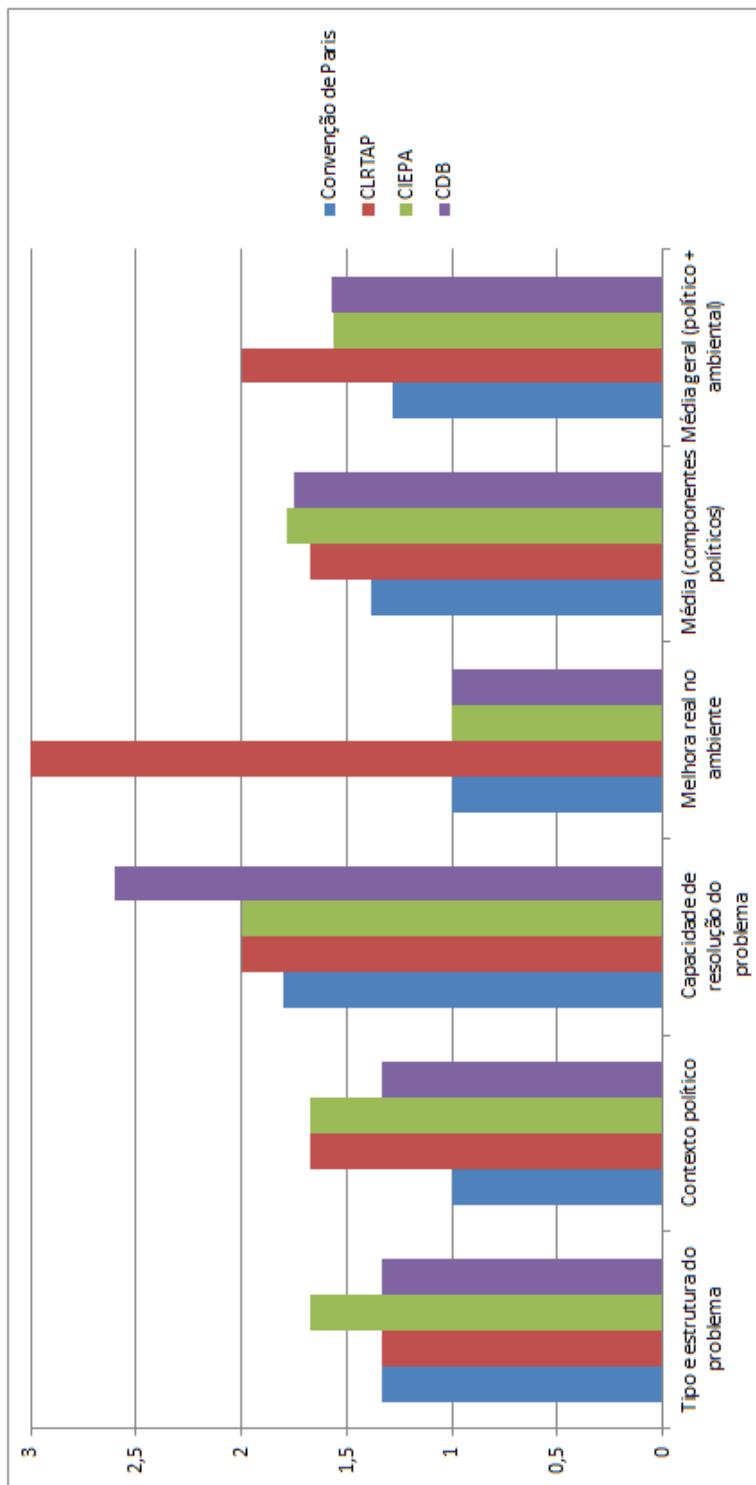


Figura 10. Comparação entre o desempenho da Convenção sobre Diversidade Biológica e outros regimes de performance mista, por elemento político de eficiência e melhoria real no meio ambiente; 1 = desempenho baixo, 2 = desempenho intermediário ou misto, 3 = desempenho alto; fonte: elaborado pela autora com base em Oda (1957), Skjærseth (2002), Wettstad (2002), Miles (2002b), Miles et al. (2002) e dados dessa pesquisa.

7.2. A eficácia da CDB no Brasil vs. outros países

Além do Brasil, três outros países já foram estudados de forma aprofundada quanto à CDB: a Etiópia (Rosendal, 2000), o Canadá (Le Prestre & Stoett, 2001; Le Prestre, 2002; 2002a; 2002b; Halley, 2002) e Madagascar (Hufty & Muttenzer, 2002). Essa seção irá comparar os resultados obtidos nessa pesquisa para o Brasil com esses três outros países, com atenção especial à eficácia. Salienta-se que os estudos de Rosendal (2000), Le Prestre (2002), Le Prestre & Stoett (2002), Halley (2002) e Hufty & Muttenzer (2002) não têm como enfoque principal a eficácia; assim, parte da discussão a seguir se constrói em cima de inferências baseadas dos dados apresentados por esses autores^{123,124}, bem como levantamento documental e atualizações obtidas pelo site do Secretariado da CDB¹²⁵. O Quadro 16 apresenta alguns dos dados principais sobre a implementação e eficácia da CDB nos quatro países analisados.

De forma geral, Le Prestre & Stoett (2001) apontam que o Canadá já tinha uma boa política conservacionista antes da CDB, o que torna difícil a construção de inferências sobre o que realmente foi consequência da convenção. Na mesma linha, Halley (2002) afirma que a legislação ambiental do país seguiu uma trajetória semelhante à trajetória internacional durante o período pré-CDB. Por outro lado, esse autor acredita que após a Eco-92 e CDB as estratégias de conservação da biodiversidade utilizadas pelas autoridades canadenses passaram por um processo de renovação:

“Uma análise dos inúmeros estatutos e regulamentações adotadas no final da década de 1960 mostra que as autoridades públicas do Canadá estavam tentando conformá-las às propostas formuladas no cenário internacional. Apesar da legislação nacional e as convenções diferirem em muitos aspectos em termos de contexto, elas compartilhavam o mesmo propósito, premissas e abordagem de resolução de problemas. Essa proximidade é ilustrada, particularmente, pela natureza reativa e

¹²³ Salienta-se que tais países foram selecionados pelo fato de serem os únicos casos disponíveis na literatura; porém, reconhece-se a existência de diversas disparidades entre tais países que podem afetar a comparação entre eles.

¹²⁴ Os resultados do Canadá também se baseiam em entrevistas e levantamento de dados realizado pela autora em estudo inicial sobre a eficácia da CDB naquele país (ver Steiner & Medeiros, 2010).

¹²⁵ A saber: <http://www.cbd.int>.

fragmentária das ações das autoridades públicas: as intervenções eram direcionadas a problemas específicos que eram óbvios e sérios” (p. 251).

Quadro 16. Dados relativos à implementação e eficácia da CDB em quatro países*.

	Brasil	Canadá	Etiópia	Madagascar
Assinatura/ Ratificação	1992/1994	1992/1992	1992/1994	1992/1996
Status no Protocolo de Cartagena	Em vigor desde 2004	Não-parte	Em vigor desde 2004	Em vigor desde 2004
Status no Protocolo de Nagoya	Assinado em 2011	Não-parte	Não-parte	Assinado em 2011
Destaques relacionados à biodiversidade	País megadiverso, com cerca de 10% das espécies conhecidas	Abriga 10% das florestas do planeta e mais de 150.000 espécies de organismos; maior costa do mundo	Alto nível de diversidade genética de espécies relevantes para a agricultura	País megadiverso, com altos níveis de endemismo
Principais organismos relacionados	MMA, CONAMA, PRONABIO, CONABIO, Secretaria de Biodiversidade e Florestas	CBIF, CBIN, FBIP, BCO, <i>Federal- Provincial- Territorial Biodiversity Working Group</i>	<i>Institute of Biodiversity Conservation</i>	<i>Ministère de l’Environnement, des Eaux et Forêts, Centre d’échange d’information de Madagascar</i>
Estratégia nacional e plano de ação	2002 – Política Nacional de Biodiversidade	1996 – <i>Canadian Biodiversity Strategy</i>	2006	2002/2007
Caráter do problema	Intelectualmente e politicamente maligno, complexo e assimétrico	Intelectualmente e politicamente maligno, complexo e assimétrico	Intelectualmente e politicamente maligno, complexo e assimétrico	Intelectualmente e politicamente maligno, complexo e assimétrico
Estado do conhecimento	Muitas lacunas, apesar dos avanços	Muitas lacunas, apesar dos avanços	Muitas lacunas, apesar dos avanços	Muitas lacunas, apesar dos avanços
Motivos ulteriores	Não há	Não há	Conseguir financiamento internacional para desenvolvimento	Conseguir financiamento internacional para desenvolvimento
Visibilidade doméstica	Moderada	Moderada	Baixa	Moderada
Nível de integração da comunidade epistêmica	Alto, com participação das delegações para as COPs	Alto, com participação das delegações para as COPs	Limitado	Forte presença de grandes ONGs internacionais, comumente percebidas como imperialistas

Distribuição de poder	Atuação de setores distintos da sociedade para resolver o problema, tais como governo, ONGs, academia, etc.	Atuação de setores distintos da sociedade para resolver o problema, tais como governo, ONGs, academia, etc.	Poder nas mãos das agências financiadoras e grandes ONGs	Poder nas mãos das agências financiadoras e grandes ONGs
Liderança do país em relação ao tema	Destaque no Grupo dos Megadiversos Afins	Destaque geral na cooperação internacional para o meio ambiente	Fraca	Parte do Grupo dos Megadiversos Afins
Principais desafios	<i>Mainstreaming</i> do tema	<i>Mainstreaming</i> do tema	Competir por recursos com outros países em desenvolvimento de maior biodiversidade	Questões de infraestrutura, internalização dos custos da conservação
Eficácia da CDB no país	Mista	Mista	Mista	Mista
Melhora real no meio ambiente	Pouca evolução	Pouca evolução	Pouca evolução	Pouca evolução

*Fonte: Elaborado pela autora com base em Rosendal (2000), Biodiversity Working Group (2001), Le Prestre & Stoett (2001), Le Prestre (2002; 2002a; 2002b), Halley (2002) e Hufty & Muttenzer (2002), Lewinsohn & Prado (2005, 2005a) e Steiner & Medeiros (2010), além de entrevistas (Brasil, Canadá) e análise documental.

Similarmente, Hufty & Muttenzer (2002) apresentam que um dos destaques da política ambiental malgaxe é o fato de parte da legislação relativa à biodiversidade ter sido criada e implementada anteriormente à CDB: Madagascar foi um dos primeiros países africanos a ter um plano de ação na área ambiental. Ademais, tal política nacional (primeiro no período colonial e depois com o reconhecimento da importância ecológica no país em relação ao restante do continente africano) sempre esteve sob influência externa, um contexto distinto dos outros países analisados aqui. De fato, esses autores destacam uma perda de soberania no caso de Madagascar devido à ligação do regime internacional de biodiversidade¹²⁶ e a ajuda internacional para o desenvolvimento: “na prática, os estados dependentes têm concedido o direito à inspeção internacional dos seus recursos florestais em troca de recursos financeiros adicionais para o desenvolvimento” (p. 280). Assim, não raro em Madagascar, mudanças nas políticas ambientais ocorreram “sob os auspícios das agências financiadoras” (p. 291). Devido ao

¹²⁶ Ressalta-se que a definição de regime internacional de biodiversidade é mais ampla e não inclui apenas a CDB, estando mais próxima ao conceito de Inoue (2003; 2004).

seu contexto socioeconômico, a Etiópia também sofreu influência de agências financiadoras internacionais, porém em escala diferente no âmbito conservacionista visto que sua biodiversidade não é tão alta quanto à de Madagascar.

Os quatro países analisados assinaram e ratificaram a convenção imediatamente ou pouco após a Eco-92. Entretanto, o Canadá não faz parte do Protocolo de Cartagena e apenas o Brasil e Madagascar demonstraram, até o momento, a intenção de ratificar o recém-criado Protocolo de Nagoya.

Dos quatro países, dois são megadiversos (Brasil e Madagascar). O Brasil é o que mais se sobressai em termos de diversidade biológica por conter cerca de 10% de toda a biodiversidade planetária (Lewinsohn & Prado, 2005; 2005a)¹²⁷. Madagascar, além da grande biodiversidade, se destaca pelos altos níveis de endemismo (quase 100% dentre alguns grupos, como o dos anfíbios) (Hufty & Muttenzer, 2002). O Canadá, por sua vez, é um dos maiores países do mundo em superfície, além de abrigar 10% das florestas mundiais e mais de 150,000 espécies de organismos vivos (Biodiversity Working Group, 2001). No âmbito marinho, um fato relevante é o tamanho de sua linha costeira, que é a maior do mundo. Como no Brasil, sua população indígena é significativa (cerca de 700,000 pessoas). Ademais, é importante lembrar que o Secretariado da CDB (SCDB) localiza-se em Montreal, Quebec, desde 1996. Por fim, o segundo relatório do governo etíope para a CDB destaca que o país é um dos mais importantes em termos de biodiversidade genética agrícola (Ethiopia, 2001).

Em termos de simetria podemos destacar o caso de Madagascar, que é explicitado por Hufty & Muttenzer (2002) ao descrever a situação ambiental geral do país:

“O principal problema de Madagascar está, de fato, muito próximo das decisões sobre o uso dos recursos feitas diariamente por uma multidão de atores geograficamente dispersos. (...) isso origina de um conjunto complicado de dinâmicas locais, nacionais e internacionais sobre as quais os gestores diretos têm apenas influência limitada” (p. 285).

¹²⁷ Aqui se opta em usar as estimativas de Lewinsohn & Prado (2005; 2005a); porém as estimativas são diversas, atingindo até 25%.

Conforme observado anteriormente, a despeito das grandes lacunas de conhecimento, um dos pontos fortes da implementação da CDB no Brasil tem sido a quantidade de informação gerada sobre a diversidade biológica brasileira. Situação semelhante pode ser observada para o Canadá (Le Prestre 2002b): um recurso interessante disponível nesse país norte-americano é o Organismo Canadense para a Informação sobre Biodiversidade, composto por quatro órgãos federais e outros parceiros¹²⁸, e que busca organizar e tornar pública uma compilação das espécies que ocorrem no Canadá e do status dessas populações. Tal ação faz parte de uma iniciativa global, o Organismo Global para a Informação sobre Biodiversidade, dos quais também fazem parte outros 32 países¹²⁹.

Conforme visto em outras partes deste texto, a conservação da biodiversidade tem relação com uma infinidade de outras questões, inclusive problemas ambientais mais malignos como as mudanças climáticas provocadas pelo ser humano. Considerando a situação interna dos quatro países analisados nessa subseção, é possível destacar a questão da propriedade rural no contexto malgaxe, um dos pontos onde a convenção promoveu modificações positivas.

Apesar do Brasil e o Canadá não apresentarem motivos ulteriores claros para implementar a CDB (positivos ou negativos), nos dois países africanos fica evidente a “troca” de conservação para recursos para o desenvolvimento, principalmente no caso de Madagascar.

Em geral, é possível dizer que a conservação da biodiversidade tem obtido níveis semelhantes de visibilidade doméstica no Brasil e no Canadá, além de ser ofuscado por outras temáticas como as mudanças climáticas (se forem consideradas apenas as temáticas ambientais) (Le Prestre, 2002). Rosendal (2000) afirma que a consciência ambiental etíope não é focada, especificamente, para questões relativas à biodiversidade; assim, as questões que mais chamavam a atenção da população até o momento de sua pesquisa estavam relacionadas às secas recorrentes e à degradação do solo. No contexto malgaxe, como é frequente que a agenda de conservação seja decidida por atores externos, é natural que haja certa resistência interna ao tema.

Especificamente em relação às comunidades epistêmicas, tanto o Brasil quanto o Canadá possuem grupos ativos e relativamente bem integrados, e representantes de

¹²⁸ Canadian Biodiversity Information Facility – ver <http://www.cbif.gc.ca>.

¹²⁹ Global Biodiversity Information Facility – ver <http://www.gbif.org/>

ONGs e da academia são comumente convidados para integrar as delegações oficiais para as COPs da CDB. De fato, Le Prestre & Stoett (2001) afirmam que o Canadá foi o primeiro país a incluir representantes de ONGs nas suas delegações para as COPs da CDB, com status igual ao dos demais delegados. Para a Etiópia, Rosendal (2000) destaca que o movimento ambientalista é recente no país, tendo a maioria das ONGs surgido apenas a partir da década de 1990. A autora elege, inclusive, a incipiente articulação não governamental em torno da biodiversidade como um dos fatores limitantes na comparação com a implementação da CDB em outros países em desenvolvimento e cita o caso da Costa Rica:

“Outros estudos têm mostrado uma proliferação geral de ONGs verdes em muitos países asiáticos e sul-americanos, o que pode potencialmente ter um papel mais crucial na influência das políticas governamentais (...) quando comparado com a situação etíope. Similarmente, a Costa Rica tem se beneficiado de uma parcela desproporcional de transferências ambientais financeiras, devido à sua grande e relativamente efetiva rede de organizações não governamentais com a capacidade de efetuar políticas ao mesmo tempo em que pressionar o governo [apud Jakobeit, 1996]” (p. 293).

Sobre Madagascar, apesar do trabalho de Hufty & Muttenzer (2002) não trazer dados aprofundados sobre o assunto, os autores comentam a forte presença de grandes ONGs internacionais como a *World Wide Fund for Nature* (WWF), não raro percebidas como imperialistas. Esses autores ressaltam que:

“Os programas de conservação do Sul são copiados do modelo de assistência financeira estrangeira. São caracterizados pela condicionalidade, programas e projetos ‘impostos’ sobre os governos dos estados fracos, suporte técnico fornecido por especialistas estrangeiros, criação artificial de ONGs ‘locais’, ideologia participatória, etc.” (Hufty & Muttenzer, 2002: 295).

Assim, ao visitar o site da Rede de Sistemas de Informação Ambientais¹³⁰ listado no site do *Centre d'échange d'information de Madagascar* é interessante observar que das sete ONGs listadas, há quatro grandes ONGs internacionais e uma organização ligada a um jardim botânico dos EUA.

Tal conjuntura também afeta a distribuição de poder dentro de Madagascar. Hufty & Muttenzer (2002) apresentam que, em meio à forte e antiga dinâmica de financiamento estrangeiro existente no país, as instituições nacionais de conservação ambiental ainda permaneciam, à época da investigação, com problemas de infraestrutura e falta de recursos humanos e financeiros. Situação semelhante pode ser observada na Etiópia, onde o próprio governo admitiu, no 3º relatório do país para a CDB (Ethiopia, 2006), que a falta de recursos técnicos, humanos e financeiros era um dos maiores desafios para a implementação do acordo (ver Figura 11).

A própria produção do terceiro relatório pode ser usada como exemplo para o quesito distribuição de poder. De forma distinta, a produção dos relatórios parece ter sido participatória nos quatro países. Conforme relatado no item “Informação sobre a preparação do relatório”, no caso brasileiro:

“Um total de 75 pessoas participou das reuniões, representando estados brasileiros, programas plurianuais e instituições governamentais e não governamentais. (...) Durante essas reuniões, o documento foi discutido de forma aprofundada e novas informações foram adicionadas ao texto. Uma nova versão do documento foi então preparada e submetida para a aprovação do CONABIO” (Brasil, 2005: II).

O Canadá preparou seu relatório em três etapas, com consultas a setores distintos (governo federal, governos das províncias e territórios e atores não governamentais), além de revisão da literatura; porém não é listado o número de pessoas envolvidas.

Na Etiópia, o relatório foi preparado por dez consultores sob o comando do órgão governamental responsável pela conservação da biodiversidade (*Institute of Biodiversity Conservation*); segundo o relatório, os consultores coletaram dados

¹³⁰ *Association du Réseau des Systèmes d'Information Environnementale – ARISE* (ver <http://www.arsie.mg/>).

primários, revisaram a literatura e realizaram entrevistas com representantes de diversos setores. Uma versão do documento foi distribuída entre representantes de ONGs, academia e instituições governamentais para receber comentários. O processo finalizou com um workshop nacional que discutiu e incorporou todas as sugestões consideradas relevantes.

Por fim, o terceiro relatório malgaxe foi produzido com o envolvimento de seis ministérios (Meio Ambiente, Água e Florestas; Descentralização e Ordenamento do Território; Agricultura, Pecuária e Pesca; Cultura e Turismo; Comércio e Indústria; e Educação Nacional e Pesquisa), departamentos de universidades diversas e organizações não governamentais (notadamente grandes ONGs e fundações internacionais). O relatório também destaca a participação dos pontos focais de outros acordos ambientais.

Em termos de liderança internacional (e conforme mencionado anteriormente), o Canadá tem se destacado no âmbito das políticas ambientais globais, o que nem sempre se traduz em boas práticas domésticas. Por outro lado, o país tem tido bons resultados na área de biossegurança, disseminação de informações e no avanço de questões relacionadas ao papel dos povos indígenas (Le Prestre & Stoett, 2001). O Brasil apresenta quadro semelhante e também têm se destacado internacionalmente, além de ser um dos líderes do Grupo dos Megadiversos Afins (ao qual Madagascar aderiu posteriormente à sua criação). A parte do seu papel na conservação genética de espécies importantes para a agricultura, não há indícios de liderança internacional etíope no campo da conservação da biodiversidade.

Hufton & Mutzenzer (2002) apontam que um dos pontos positivos da CDB em Madagascar foi o Artigo 8j sobre a repartição justa dos benefícios da biodiversidade. Em conjunto com um movimento global de valorização dos conhecimentos tradicionais, os camponeses deixaram de ser considerados os principais culpados do desmatamento e passaram a ser vistos como atores-chave no processo de conservação. Complementarmente, essa redefinição ajudou a incorporar ideias múltiplas de propriedade da terra (antes individualista, por lei) em maior sintonia com os costumes tradicionais; isso também promoveu o manejo de áreas de interesse para a conservação de diversidade biológica a partir do momento que a população pôde compartilhar parte das responsabilidades dessa gestão.

Para a preparação do terceiro relatório para a CDB, algumas das perguntas a serem preenchidas pelas partes referiam-se a 28 desafios enfrentados na implementação do acordo, por artigo ou por programas de conservação específicos. As figuras 11-13 trazem a pontuação dada pelos quatro países analisados aqui para nove desses desafios, em termos gerais e para a conservação do programa relativo às florestas e aos ecossistemas costeiros e marinhos, respectivamente¹³¹. Ressalta-se que tais informações refletem, a princípio, a soma de posturas de diversos setores, de acordo com os processos participativos realizados na produção dos relatórios.

A falta de recursos humanos, técnicos e financeiros foi o único desafio considerado de médio a grande por todos os países analisados, tanto na implementação geral dos artigos da CDB quanto na implementação dos dois programas de trabalho. Fato semelhante ocorreu em relação à falta de capacidade científica, que foi de dois (“desafio médio”) ou próximo de dois para todos os países nas três situações, até mesmo o mais desenvolvido.

O Canadá, porém, considerou a falta de participação do público e atores interessados um problema menor, tanto na implementação geral do acordo quanto para as questões ligadas à conservação das florestas e dos ecossistemas costeiros e marinhos. Pontuação semelhante foi dada à falta de consciência da população ($\approx 1,0-1,5$). Por outro lado, a Etiópia considerou a falta de participação ($\approx 2,5-3,0$) e de consciência ($\approx 2,5-3,0$) grandes desafios.

Um dado interessante foi Madagascar ter considerado a falta de apoio político um “desafio superado” em todas as três situações, bem como a falta de políticas e legislação adequadas no caso das áreas costeiras, marinhas e florestais. A falta de apoio político foi concedida pontuação de baixa (“desafio pequeno”) a média pelos outros países; a exceção foi do Brasil para a conservação da biodiversidade marinha e costeira, que considerou a falta de apoio político um desafio grande para essa área. Tal fato pode refletir os conflitos de interesse entre o MMA e outros ministérios, conforme discutido na subseção 6.2.

O Brasil e a Etiópia consideraram as fraquezas institucionais como um desafio grande ($\approx 2,5-3,0$) na conservação de ecossistemas florestais, marinhos e costeiros, bem

¹³¹ A Figura 11 foi compilada com base na média dos pontos atribuídos por cada país, por artigo da CDB (artigos 5-20), para os desafios listados. O Brasil não consta desse gráfico por não ter respondido a essa questão. Já a Etiópia não consta da Figura 13 por não ter acesso ao mar.

como a falta da integração dessas temáticas com outros setores. Madagascar e Canadá, por outro lado, consideraram esse um desafio pequeno (< 1,5). Porém, de acordo com Hufty & Mutzenzer (2002) para Madagascar, “a resposta do estado continua geralmente fraca”.

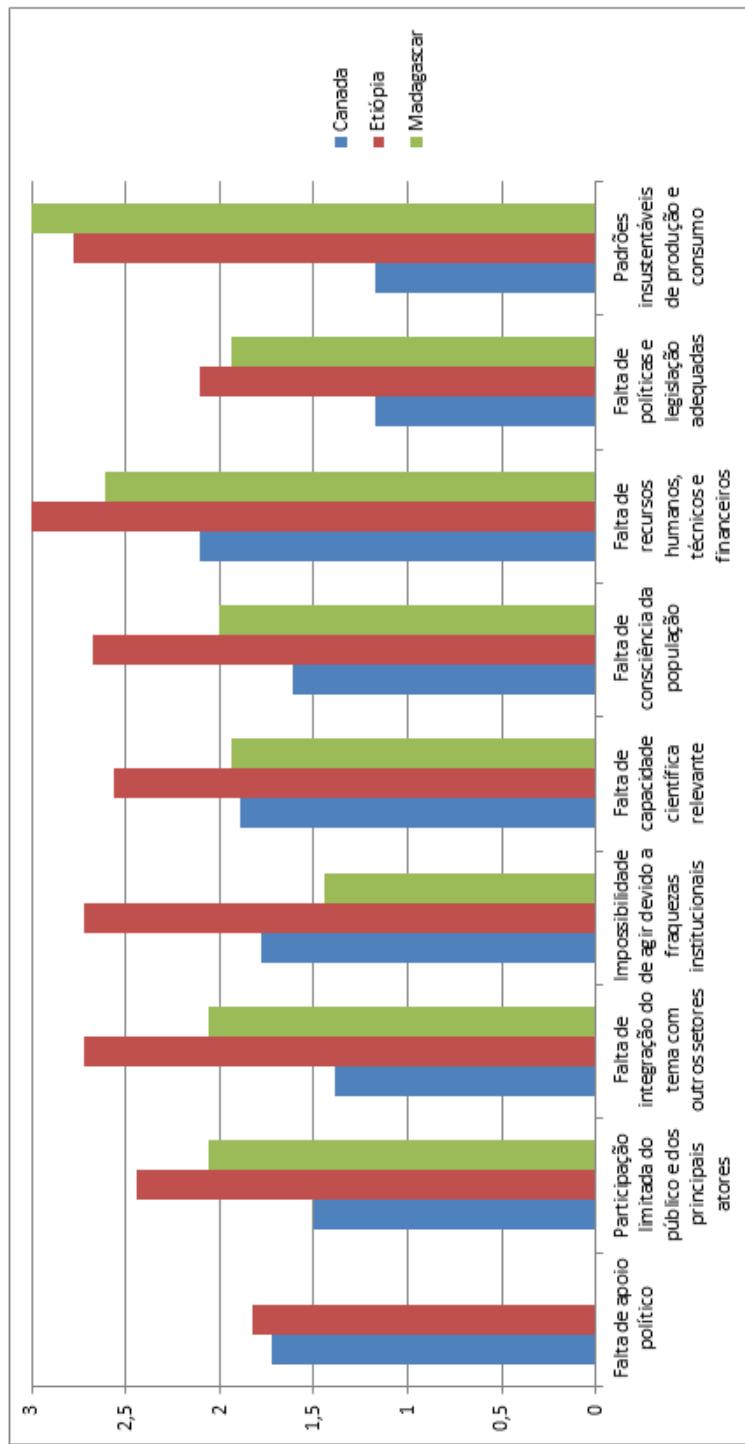


Figura 11. Pontuação média para alguns dos principais desafios enfrentados para a implementação dos artigos da CDB, segundo os governos do Canadá, Etiópia e Madagascar, respectivamente (0=Desafio pequeno; 1=Desafio médio; 2=Desafio grande); fonte: compilado pela autora com base em dados do 3º relatório nacional (Canada, 2005; Ethiopia, 2006; Madagascar, 2005).

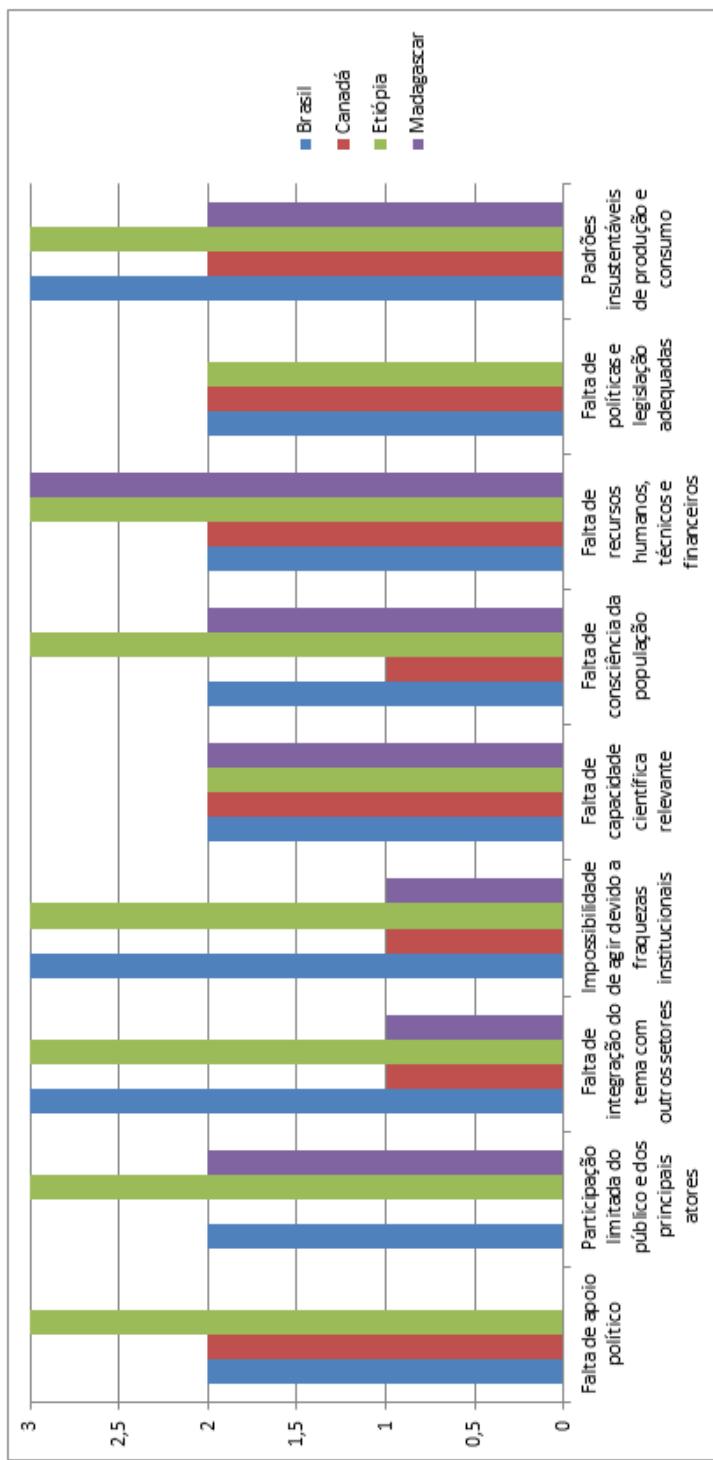


Figura 12. Pontuação para alguns dos principais desafios enfrentados para implementar o programa de trabalho da CDB relacionado à conservação das florestas, segundo os governos de quatro países (0=Desafio superado; 1=Desafio pequeno; 2=Desafio médio; 3=Desafio grande); fonte: compilado pela autora com base em dados do 3º relatório nacional (Brasil, 2005; Canadá, 2005; Etiópia, 2006; Madagascar, 2005).

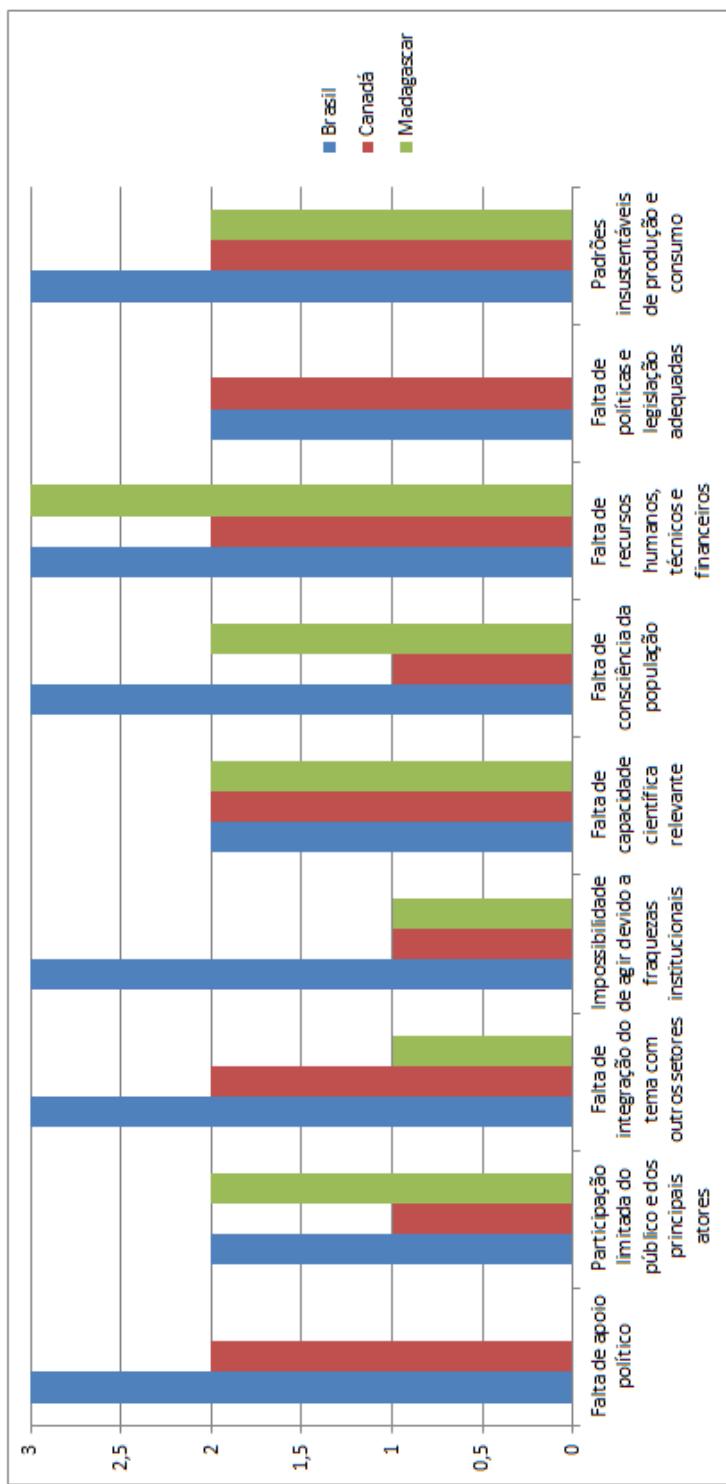


Figura 13. Pontuação para alguns dos principais desafios enfrentados para implementar o programa de trabalho da CDB relacionado à conservação de áreas costeiras e marinhas, segundo os governos do Brasil, Canadá e Madagascar, respectivamente (0=Desafio superado; 1=Desafio pequeno; 2=Desafio médio; 3=Desafio grande); fonte: compilado pela autora com base em dados do 3º relatório nacional (Brasil, 2005; Canadá, 2005; Madagascar, 2005).

Com base no exposto, considera-se que a CDB tenha desempenho moderado ou misto nos países analisados, por motivos diferentes. Apesar do problema adquirir caráter semelhante nas quatro partes, a Etiópia e Madagascar compartilham de um motivo ulterior para implementar a convenção, que é a busca por recursos para o desenvolvimento. Todavia, esses dois países africanos carecem de comunidades epistêmicas fortalecidas e bem articuladas, e que sejam verdadeiramente nacionais; tal fato ajudaria a melhorar a visibilidade doméstica do tema. Esses países também enfrentam problemas sérios de infraestrutura. Porém, um denominador comum é que em todos estes países a diversidade biológica ainda se recupera de forma lenta e gradual, quando não continua a ser destruída (mesmo que, mais uma vez, por motivos distintos em cada país).

Considerações finais

Este trabalho iniciou com algumas questões. Primeiramente indagou se a Convenção sobre Diversidade Biológica foi eficaz no Brasil, inclusive em termos de biodiversidade marinha. De fato, foi possível observar que o acordo promoveu uma série de mudanças no cenário sócio-político brasileiro, especialmente ao nível de aprendizado institucional e produção de conhecimento. Em geral, relembrando Levy et al. (1993), é possível dizer que a CDB ajudou a combater os três tipos de problema apontados por estes autores como atrapalhadores da eficácia dos regimes ambientais, pois aumentou a preocupação com o tema da biodiversidade (mesmo que de maneira compartmentalizada), otimizou a capacidade de resolver a questão e a habilidade de resolver o problema na sua perspectiva coletiva.

Por outro lado, os desafios da implementação no país são muitos, e para ser realmente eficaz precisa permear todos os setores da sociedade. Será necessário melhorar a visibilidade doméstica do tema para que a população e os tomadores de decisão das diversas áreas (ambientais ou não) realmente compreendam a necessidade de conservar a biodiversidade brasileira, inclusive em termos sociais e econômicos.

Indagou-se, também, quais fatores institucionais influíram e ainda influem o nível de eficácia da CDB no país. Acerca desse quesito, a existência de um aporte legal nacional e órgãos relacionados parecem ter tido o impacto mais positivo na eficácia do acordo, principalmente no que diz respeito à produção de conhecimento. Outro fator importante foi o nível de articulação da comunidade epistêmica em torno da conservação da biodiversidade, muitas vezes realizando ações que, a princípio, seriam responsabilidade do governo.

Por fim, a última pergunta foi teórica: que fatores influem no nível de eficácia de um dado regime? Os resultados vieram reforçar estudos anteriores sobre a eficácia dos regimes ambientais ao ressaltar a relevância do tipo e estrutura do problema, do contexto político e da capacidade de resolução do problema na eficácia dos regimes. Ademais, como todo bom problema ambiental, o estudo também vem evidenciar as interligações entre os componentes desses elementos: a estrutura do problema facilita ou atrapalha a visibilidade doméstica do tema que, por sua vez, também está ligada ao estado de conhecimento; porém, as ligações com outros problemas dificultam os

estudos, principalmente se os outros problemas forem mais malignos; a ausência de motivos ulteriores e incentivos seletivos para a implementação tornam o cenário institucional mais complexo, a não ser que haja uma comunidade epistêmica bem integrada para pressionar as instâncias governamentais e/ou agir por conta própria; tal comunidade pode, inclusive, aumentar a habilidade e esforço político, sobretudo se se for bem conduzida em termos de liderança.

Portanto, os objetivos do trabalho foram atingidos na medida em que foi possível construir os pontos de referência (cenários) necessários para situar o desempenho real da CDB no Brasil por meio de uma cadeia causal entre os elementos de eficácia e a eficácia *per se*. Tais resultados possibilitaram a comparação da performance da CDB com a de outros regimes ambientais, bem como com a situação do acordo em mais três países.

Todavia, é importante lembrar que a CDB não nasceu como ponto isolado para a conservação da biodiversidade planetária. Sua gênese apenas foi possível dentro do contexto maior de um pensamento ambiental global que vinha amadurecendo e ao longo de algumas décadas. Embora não tenha sido a definição utilizada aqui, a esse respeito é útil relembrar o conceito de regime global de biodiversidade apresentado por Inoue (2003; 2004); essa autora considera uma ideia mais ampla de regime, com maior destaque, inclusive, para a rede de atores não governamentais como implementadores ao lado dos (ou muitas vezes substituindo) governos.

Apesar de não ter revelado nenhum elemento de eficácia novo, o estudo reforçou a existência daqueles elementos já apresentados pela literatura existente, e o fez em um novo contexto: examinando a eficácia dentro de um país específico e não apenas globalmente. Assim, inovou ao usar metodologias de avaliação de eficácia dos regimes também ao nível doméstico.

O trabalho também buscou testar duas hipóteses: H₁) A CDB é eficaz no Brasil e H₀) A biodiversidade do Brasil não estaria significativamente diferente na ausência da CDB. Apesar da CDB ter feito diferença, até o momento não conseguiu ser plenamente eficaz no Brasil, tendo apresentado um desempenho misto na conservação da biodiversidade do país. Por outro lado, os resultados indicam que a situação poderia estar pior sem o acordo; afinal, apesar do amadurecimento do ideário ambientalista que apoiou a criação e adesão quase que universal da convenção, sem o respaldo legal da

CDB (nas palavras de uma entrevistada) “tudo ficaria mais solto”. Assim, a CDB veio como um instrumento sólido e duradouro que, apesar de suas falhas e desafios para a implementação doméstica, vem servindo de ponto de confluência em meio às flutuações e discordâncias do pensamento ambiental internacional.

Referências bibliográficas

ADLER, E. (2002) Constructivism and International Relations. IN: CARLSNAES, W.; RISSE, T.; SIMMONS, B. *Handbook of International Relations*. London: SAGE, p. 95-118.

AIDEnvironment; NATIONAL INSTITUTE FOR COASTAL AND MARINE MANAGEMENT/RIJKSINSTITUUT VOOR KUST EN ZEE (RIKZ); COASTAL ZONE MANAGEMENT CENTRE. (2004). *Integrated Marine and Coastal Area Management (IMCAM) approaches for implementing the Convention on Biological Diversity*. Montreal, Canada: Secretariat of the Convention on Biological Diversity. (CBD Technical Series no. 14).

ALENCAR, G. S. (1995) *Mudança Ambiental Global e a Formação do Regime para Proteção da Biodiversidade*. Dissertação (Mestrado em Relações Internacionais), Universidade de Brasília – UnB.

ALGER, C. (2002) The Emerging Roles of NGOs in the UN System: From Article 71 to a People's Millennium Assembly, *Global Governance*, 8: 93-117.

AMARAL, A. C. Z.; JABLONSKI, S. Conservação da biodiversidade marinha e costeira no Brasil. *Megadiversidade*, 1(1): 43-51.

AMARAL, F. D.; HUDSON, M.; STEINER, A. (2006) Note on the widespread bleaching observed at the Manuel Luiz Marine State Park, Maranhão, Brazil. *Arquivos de Ciências do Mar*, 39: 138-141.

ANDRESEN, S. (2002) The International Whaling Commission (IWC): More Failure than Success? IN: MILES, E. L.; UNDERDAL, A.; ANDRESEN, S.; WETTESTAD, J.; SKJÆRSETH, J. B.; CARLIN, E. M. *Environmental Regime Effectiveness: Confronting Theory with Evidence*. Cambridge: The MIT Press, pp.405-429.

ARAÚJO, M. (1998) Avaliação da biodiversidade em conservação. *Silva Lusitana*, 6(1): 19-40.

ARAÚJO, M. A. F.; CARNEIRO, T. J. (2009) A Formal Model on How the Clean Development Mechanism of the Kyoto Protocol Produces Perverse Effects. IN: *21st IPSA World Congress of Political Science*.

AUBERTIN, C.; FILOCHE, G. (2011) The Nagoya Protocol on the use of genetic resources: one embodiment of an endless discussion. *Sustentabilidade em Debate*, 2(1): 51-64.

AXELROD, R. (1981) *The Evolution of Cooperation*. New York: Basic Books, 241 p.

AXELROD, R. (2000) On Six Advances in Cooperation Theory. *Analyse & Kritik*, 22: 130-151.

AXELROD, R.; KEOHANE, R. O. (1985) Achieving Cooperation Under Anarchy: Strategies and Institutions. *World Politics*, 38(1): 226-254.

BALDWIN, D. A. (1996) Security Studies and the end of the cold war. *World Politics*, 48(1): 117-141.

BARKIN, S. (2006) What Defines Research as Qualitative? IN: *Annual Meeting of the American Political Science Association*, Philadelphia.

BARNETT, J. (2003) Security and climate change. *Global Environmental Change*, 13: 7-17.

BARR, B. W.; LINDHOLM, J. (2000) Conservation of the Sea Using Lessons from the Land. *The George Wright FORUM*, 17(3): 77-85.

BARROS-PLATIAU, A. F.; VARELLA, M. D.; SCHLEICHER, R. T. (2004) Meio ambiente e relações internacionais: perspectivas teóricas, respostas institucionais e novas dimensões de debate. *Revista Brasileira de Política Internacional*, 47(2): 2-32.

BATES, S. R.; JENKINS, L. (2007) Teaching and Learning Ontology and Epistemology in Political Science. *Politics*, 27(1): 55-63.

BAYLIS, J.; SMITH, S. (2005) *The Globalization of World Politics*. OUP: Oxford.

BELL, M. M. (2004) *An Invitation to Environmental Sociology*. Thousand Oaks: Pine Forge Press, 323 p.

BENNETT, A. (2004) Case Study Methods: Design, Use, and Comparative Advantages. IN: SPRINZ, D.F. & WOLINSKY-NAHMIAS, Y. *Models, Numbers, and Cases: Methods for Studying International Relations*. Ann Arbor: University of Michigan Press.

BENNETT, A.; ELMAN, C. (2006) Complex causal relations and case study methods: The example of path dependence. *Political Analysis*, 14: 250-267.

BENNETT, A.; ELMAN, C. (2006a). Qualitative Research: Recent Developments in Case Study Methods. *Annual Review of Political Science*, 9: 455-476.

BENNETT, A.; ELMAN, C. (2007) Case Study Methods in the International Relations Subfield. *Comparative Political Studies*, 40(2): 170-195.

BERNAUER, T. (1995) The Effect of Environmental Institutions: How We Might Learn More. *International Organization*, 49(2): 351-377.

BIODIVERSITY WORKING GROUP (2001) *Working Together: Priorities for Collaborative Action to Implement the Canadian Biodiversity Strategy 2001-2006*. Online, Canadian Biodiversity Information Network, 20 p. Disponível em:

<http://www.cbin.ec.gc.ca/documents/other_documents/working_together_e.pdf>

Acesso em 26 nov 2009.

BLAIKIE, N. (2007) *Approaches to Social Inquiry: Advancing Knowledge*, 2nd ed. Cambridge: Polity, 288 p.

BLATTER, J. (2004) From “Spaces of Place” to “Spaces of Flows”: Territorial and Functional Governance in Cross-Border Regions in Europe and North America. *International Journal of Urban and Regional Research*, 28(3): 530-548.

BLATTER, J.; BLUME, T. (2007) Beyond the Co-Variational Template: Alternative Directions in Case Study Methodology. IN: *4th General Conference of the European Consortium for Political Research*.

BLATTER, J.; BLUME, T. (2008a). Co-Variation and Causal Process Tracing Revisited: Clarifying New Directions for Causal Inference and Generalization in Case Study Methodology. *Qualitative Methods – Newsletter of the American Political Science Association Organized Section on Qualitative Methods*, 6(1): 29-34.

BLATTER, J.; BLUME, T. (2008b). In Search of Co-variance, Causal Mechanisms or Congruence? Towards a Plural Understanding of Case Studies. *Swiss Political Science Review*, 14(2): 315-56.

BLED, A. (2009) Business participation to global biodiversity governance: challenging theory with empirical data. *Revista de Gestão Social e Ambiental*, 32(2): 75-91.

BOWEN-JONES, E.; ENTWISLTE, A. (2001) Identifying appropriate flagship species: the importance of culture and local context. *Oryx*, 36: 189-195.

BRANDON, K.; FONSECA, G. A. B.; RYLANDS, A. B.; SILVA, J. M. C. (2005) Conservação Brasileira: Desafios e Oportunidades. *Megadiversidade*, 1:7-13.

BRASIL (1965) *Lei no. 4.771 de 15 de setembro de 1965. Institui o Código Florestal.*

BRASIL (1967) *Decreto no. 221 de 28 de fevereiro de 1967. Dispõe sobre a proteção e estímulos à pesca e dá outras providências.*

BRASIL (1974) *Decreto no. 74.557 de 12 de setembro de 1974. Cria a Comissão Interministerial para os Recursos do Mar (CIRM) e dá outras providências.*

BRASIL (1981) *Lei no. 6.938 de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional de Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências.*

BRASIL (1985) *Decreto no. 91.936 de 05 de março de 1985. Aprova o Regulamento do Fundo de Estudos do Mar – FUNDEM.*

BRASIL (1984) *Decreto no. 89.588 de 26 de abril de 1984. Cria o Instituto Nacional de Estudos do Mar (INEM), o inclui no Decreto no. 86.212, de 15 de julho de 1981, e dá outras providências.*

BRASIL (1988) *Constituição da República Federativa do Brasil.*

BRASIL (1988a) *Lei no. 7.661 de 16 de maio de 1988. Institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro e dá outras providências.*

BRASIL (1994) *Decreto no. 1.160 de 21 de junho de 1994. Cria a Comissão Interministerial para o Desenvolvimento Sustentável (CIDES) e dá outras providências* (Revogado pelo Decreto de 26/02/1997).

BRASIL (1994a) *Decreto no. 1.354 de 29 de dezembro de 1994. Institui, no âmbito do Ministério do Meio Ambiente e da Amazônia Legal, o Programa Nacional de Diversidade Biológica, e dá outras providências.*

BRASIL (1997) *Decreto de 26 de fevereiro de 1997. Cria a Comissão de Políticas de Desenvolvimento Sustentável e da Agenda XXI Nacional, e dá outras providências* (Revogado pelo de 28/11/2003).

BRASIL (1999) *First National Report to the Convention on Biological Diversity.* MMA: Brasília, 2700 p.

BRASIL (2000) *Lei no. 9.985 de 18 de julho de 2000. Regulamenta o artigo 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências.*

BRASIL (2001) *Decreto no. 3.939 de 26 de setembro de 2001. Dispõe sobre a Comissão Interministerial para os Recursos do Mar (CIRM) e dá outras providências.*

BRASIL (2002) *Decreto no. 4.339 de 22 de agosto de 2002. Institui princípios e diretrizes da Política Nacional de Biodiversidade.*

BRASIL (2003) *Decreto de 28 de novembro de 2003. Cria, no âmbito da Câmara de Políticas dos Recursos Naturais, do Conselho de Governo, a Comissão de Políticas de Desenvolvimento Sustentável e da Agenda 21 Brasileira, e dá outras providências* (Revogado pelo Decreto de 03/02/2004).

BRASIL (2003a) *Decreto no. 4.703 de 21 de maio de 2003. Dispõe sobre o Programa Nacional de Diversidade Biológica – PRONABIO e a Comissão Nacional de Biodiversidade, e dá outras providências.*

BRASIL (2004) *Decreto de 03 de fevereiro de 2004. Cria, no âmbito da Câmara de Políticas dos Recursos Naturais, do Conselho de Governo, a Comissão de Políticas de Desenvolvimento Sustentável e da Agenda 21 Brasileira, e dá outras providências.*

BRASIL (2004a) *Decreto no. 5.312 de 15 de dezembro de 2004. Dá nova redação ao art. 7º do Decreto no. 4.703, de 21 de maio de 2003, que dispõe sobre o Programa*

Nacional da Diversidade Biológica - PRONABIO e a Comissão Nacional de Biodiversidade.

BRASIL (2005) *Decreto no. 5.377 de 23 de fevereiro de 2005. Aprova a Política Nacional para os Recursos do Mar (PNRM).*

BRASIL (2005) *Third National Report to the Convention on Biological Diversity.* MMA: Brasília, 350 p.

BRASIL (2006) *Resolução CONABIO no. 03 de 21 de dezembro de 2006. Dispõe sobre Metas Nacionais de Biodiversidade para 2010.*

BRASIL (2009) *Decreto no. 6.979 de 8 de outubro de 2009. Altera o artigo 3º do Decreto no. 3.939 de 26 de setembro de 2001, que dispõe sobre a Comissão Interministerial para os Recursos do Mar (CIRM).*

BRASIL (2009a) *Voluntary Report of Brazil on the Implementation of the Programme of Work on Marine and Coastal Biodiversity.* Montreal: Permanent Delegation of Brazil to the International Organizations Located in Montreal, 9 p.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente, Diretoria do Programa Nacional de Conservação da Biodiversidade – DCBio (2010). *Quarto Relatório Nacional para a Convenção sobre Diversidade Biológica.* Brasília: Ministério do Meio Ambiente.

BROWN WEISS, E. (1998) The Five International Treaties: A Living History. IN: BROWN WEISS, E.; JACOBSON, H. K. (eds). *Engaging Countries: Strengthening Compliance with International Environmental Accords.* Cambridge, MA: MIT Press.

BROWN WEISS, E.; H. K. JACOBSON (1998). *Engaging Countries: Strengthening Compliance with International Environmental Accords.* Cambridge, MA: MIT Press.

BRYANT, D.; BURKE, L.; McMANUS, J.; SPALDING, M. (1998) *Reefs at risk: a map-based indicator of threats to the world's coral reefs*. Washington, D.C.: World Resources Institute. 60 p.

BUTCHART, S. H. M.; WALPOLE, M.; COLLEN, B.; VAN STRIEN, A. SCHARLEMANN, J. P. W.; ALMOND, R. E. A.; BAILLIE, J. E. M.; BOMHARD, B.; BROWN, C.; BRUNO, J.; CARPENTER, K. E.; CARR, G. M.; CHANSON, J.; CHENERY, A. M.; CSIRKE, J.; DAVIDSON, N. C.; DENTENER, F.; FOSTER, M.; GALLI, A.; GALLOWAY, J. N.; GENOVESI, P.; GREGORY, R. D.; HOCKING, M. KAPOS, V.; LAMARQUE, J.; LEVERINGTON, F.; LOH, J.; MCGEOCH, M. A.; MCRAE, L.; MINASYAN, A.; MORCILLO, M. H.; OLDFIELD, T. E. E.; PAULY, D.; QUADER, S.; REVENGA, C.; SAUER, J. R.; SKOLNIK, B.; SPEAR, D.; STANWELL-SMITH, D.; STUART, S. N.; SYMES, A.; TIERNEY, M.; TYRRELL, T. D.; VIÉ, J.; WATSON, R. (2010) Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science*, 328:1164-1168.

BUTCHART, S. H. M.; WALPOLE, M.; COLLEN, B.; VAN STRIEN, A. SCHARLEMANN, J. P. W.; ALMOND, R. E. A.; BAILLIE, J. E. M.; BOMHARD, B.; BROWN, C.; BRUNO, J.; CARPENTER, K. E.; CARR, G. M.; CHANSON, J.; CHENERY, A. M.; CSIRKE, J.; DAVIDSON, N. C.; DENTENER, F.; FOSTER, M.; GALLI, A.; GALLOWAY, J. N.; GENOVESI, P.; GREGORY, R. D.; HOCKING, M. KAPOS, V.; LAMARQUE, J.; LEVERINGTON, F.; LOH, J.; MCGEOCH, M. A.; MCRAE, L.; MINASYAN, A.; MORCILLO, M. H.; OLDFIELD, T. E. E.; PAULY, D.; QUADER, S.; REVENGA, C.; SAUER, J. R.; SKOLNIK, B.; SPEAR, D.; STANWELL-SMITH, D.; STUART, S. N.; SYMES, A.; TIERNEY, M.; TYRRELL, T. D.; VIÉ, J.; WATSON, R. (2010a) Supporting Online Material for Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science*, 328:1164-1168. Disponível em <<http://www.sciencemag.org/content/328/5982/1164/suppl/DC1>>. Acesso em 12 mai 2011.

BUZAN, B. (1984) Peace, power, and security: contending concepts in the study of international relations. *Journal of Peace Research*, 21(2): 109-125.

BUZAN, B.; WÆVER, O.; DE WILDE, J. (1998) *Security: A New Framework for Analysis*. Boulder: Lynne Rienner, 239 p.

CANADA (2005) *Canada's 3rd National Report to the United Nations Convention on Biological Diversity*.

CARAWAY, T. L. (2004) Protective repression, international pressure, and institutional design: Explaining labor reform in Indonesia. *Studies in Comparative International Development*, 39(3): 28-49.

CARIUS; A.; KEMPER, M.; OBERTHÜR, S.; SPRINZ, D. (1996) *Special Report – Environment and Security in an International Context: State of the Art and Perspectives*. Woodrow Wilson International Center for Scholars – Environmental Change and Security Program, 55 p.

CARLIN, E. M. (2002) Oil Pollution from Ships at Sea: The Ability of Nations to Protect a Blue Planet. IN: MILES, E. L.; UNDERDAL, A.; ANDRESEN, S.; WETTESTAD, J.; SKJÆRSETH, J. B.; CARLIN, E. M. *Environmental Regime Effectiveness: Confronting Theory with Evidence*. Cambridge: The MIT Press, pp. 331-356.

CARO, T. M.; O'DOHERTY, G. (1999) On the Use of Surrogate Species in Conservation Biology. *Conservation Biology*, 13(4): 1523-1739.

CARR, M. H.; NEIGEL, J. E.; ESTES, J. A.; ANDELMAN, S.; WARNER, R. R.; LARGIER, J. L. (2003) Comparing marine and terrestrial ecosystems: implications for the design of coastal ecosystems. *Ecological Applications*, 13(1): S90-S107.

CASS, L. R. (2007) Measuring the Domestic Salience of International Environmental Norms: Climate Change Norms in American, German, and British Climate Policy

Debates. IN: PETTENGER, M. E. *The social construction of climate change: power, knowledge, norms, discourses*. Aldershot: Ashgate.

CAVALCANTI, C. (2003) Meio ambiente, Celso Furtado e o desenvolvimento como falácia. *Ambiente e Sociedade*, 5(2): 73-84.

CAVALCANTI, C. (2004) Uma tentativa de caracterização da economia ecológica. *Ambiente e Sociedade*, 7(1): 149-156.

CIRM – Comissão Interministerial para os Recursos do Mar (2011). *Site institucional*. Disponível em <<http://www.mar.mil.br/secirm/>> Acesso em 10 outubro 2011.

CONFERENCE OF PARTIES OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY – CBD COP. (1995) *COP 2 Decision II/10 – Conservation and Sustainable Use of Marine and Coastal Biological Diversity*.

CONFERENCE OF PARTIES OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY – CBD COP. (2002) *COP 6 Decision VI/26 – Strategic Plan for the Convention on Biological Diversity*.

CONFERENCE OF PARTIES OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY – CBD COP. (2008) *COP 8 Decision VIII/15 – Framework for monitoring implementation of the achievement of the 2010 target and integration of targets into the thematic programmes of work*.

CONFERENCE OF PARTIES OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY – CBD COP (2010) *Decision Adopted by the Conference of the Parties to the Convention on Biological at its Tenth Meeting –X/2 The Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020 and the Aichi Biodiversity Targets*. Nagoya: UNEP.

CHAPE, S.; HARRISON, J.; SPALDING, M.; LYSENKO, I. (2005) Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, 360: 443-455.

CHOUCRI, N. (1993) *Global Accord: Environmental Challenges and International Responses*. Cambridge: The MIT Press.

CHOUCRI, N. (1993) Introduction: Theoretical, Empirical, and Policy Perspectives. IN: CHOUCRI, N. *Global Accord*. Cambridge: The MIT Press.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE (1996) *Resolução CONAMA no. 7 de 23 de julho de 1996. Aprova os parâmetros básicos para análise da vegetação de restinga do Estado de São Paulo*.

CORTELL, A. P.; DAVIS Jr., J. W. (1996) How Do International Institutions Matter? The Domestic Impact of International Rules and Norms. *International Studies Quarterly*, 40(4): 451-478.

CORTELL, A. P.; DAVIS Jr., J. W. (2000) Understanding the Domestic Impact of International Norms: A Research Agenda. *International Studies Review*, 2(1): 65-87.

COSTA, N. M. C.; COSTA, V. C.; MALTA, R. R.; MELLO, F. A. O (des)uso público nas unidades de conservação da Região Metropolitana do Rio de Janeiro (RJ). *OLAM – Ciência & Tecnologia*, 8(1): 184-212.

CRABBÉ, A.; LEROY, P. (2008) *The Handbook of Environmental Policy Evaluation*. Sterling: Earthscan, 216 p.

DAALE, P. (2003) *Colonial, economic rationalist or collegial? Indonesian business leader's perceptions (2001) of G7 behavior*. Thesis (Doctor of Business Administration), Curtin University of Technology, Australia.

DAJOZ, R. (2008) *Princípios da ecologia*. Porto Alegre: Artmed.

DALY, H. (2004) Crescimento sustentável? Não, obrigado. *Ambiente e Sociedade*, 7(2): 197-201.

DAVIS, J. (2003) A cooperação internacional na fiscalização coíbe a pesca illegal no Pacífico Norte. *eJournal USA – Revista Eletrônica do Departamento de Estado dos EUA*, 8(1): 12-14.

DE KLEMM, C.; SHINE, C. (1993) *Biological Conservation and the Law: Legal Mechanisms for Conserving Species and Ecosystems*. Environmental Policy and Law Paper No. 29. Gland: IUCN, 292 p.

DEL RIO, V. (1999) Cidade da Mente, Cidade Real: Percepção Ambiental e Revitalização na Área Portuária do RJ. IN: DEL RIO V.; OLIVEIRA L. (eds) *Percepção ambiental: a experiência brasileira*. São Carlos: UFSCar, pp. 3-22.

DESCOLA, P.; PÁLSSON, G. (1996) *Nature and Society: Anthropological Perspectives*. London: Routledge.

DOMBROWSKY, I. (2008) Institutional design and regime effectiveness in transboundary river management – the Elbe water quality regime. *Hydrology and Earth System Science*, 12: 223-238.

EDWARDS, M. (1993) “Does the doormat influence the boot?”: critical thoughts on UK NGOs and international advocacy. *Development in Practice*, 3(3): 163-175.

ENGLE, E. (2009) Ontology, Epistemology, Axiology: Bases for a Comprehensive Theory of Law. *Appalachian Journal of Law*.

ETHIOPIA (2001) *Second National Report to the Convention on Biological Diversity*. Environmental Protection Authority (EPA), 106 p.

ETHIOPIA (2006) *Third National Report to the Convention on Biological Diversity*. Institute of Biodiversity Conservation, 207 p.

FALLETI, T. G. (2006) Theory-Guided Process-Tracing in Comparative Politics: Something Old, Something New. *APSA-CP*, 17(1): 9-14.

FEARON, J. D. (1991) Counterfactuals and Hypothesis Testing in Political Science. *World Politics*, Baltimore, 43(2): 169-195.

FEARON, J.; WENDT, A. Rationalism v. Constructivism: A Skeptical View. IN: CARLSNAES, W.; RISSE, T.; SIMMONS, B. *Handbook of International Relations*. London: Sage, 571 p.

FERNANDES, V.; SAMPAIO, C. A. C. (2008) Problemática ambiental ou problemática socioambiental? A natureza da relação sociedade/meio ambiente. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 18: 87-94.

FERREIRA, M. J. C. (2010) Estudos estratégicos para os recursos do mar. *Anais da 62ª Reunião Anual da SBPC*.

FITZGERALD, A. (2006) The Reification of the Culture/Nature Dichotomy in Classical Social Theory: Implications for the Study of Animals and Society. IN: *Annual Meeting of the American Sociological Association*, Montreal.

FORBES, H. D. (2004) Positive Political Theory. IN: GAUS, G. F.; KUKATHAS, C. (eds.) *Handbook of Political Theory*. London: Sage, p. 57-72

FOSTER, J. B. (2005) *A ecologia de Marx: materialismo e natureza*. Rio de Janeiro: Civilização Brasileira.

FRANÇA, J. E.; CAVALCANTE, M. R. A.; ANDRADE, R. M. B.; CABRAL, N. R. A. J. Análise da efetividade de manejo do Parque Ecológico do Cocó, Fortaleza-CE. *OLAM – Ciência & Tecnologia*, 8(1): 268-286.

FRIEDMAN, G.; STARR, H. (1997) *Agency, Structure and International Politics: From Ontology to Empirical Inquiry*. London: Routledge, 192 p.

FUNAI – Fundação Nacional do Índio. (2011) *O Índio Hoje*. Disponível em <<http://www.funai.gov.br/indios/conteudo.htm#HOJE>>. Acesso em 12 mai 2011.

FURTADO, C. (1974) *O Mito do Desenvolvimento Econômico*. Rio de Janeiro: Paz e Terra.

GBA/MMA – Gerência de Biodiversidade Aquática e Recursos Pesqueiros do Ministério do Meio Ambiente (2010) *Panorama dos ecossistemas costeiros e marinhos no Brasil* Brasília, MMA/SBF/GBA, 148 p.

GERRING, J. (2004) What Is a Case Study and What Is It Good for? *American Political Science Review*, 98(2): 341-354.

GOLDFARB, T. D. (2000) *Sources: notable selections in environmental studies*. Guilford: Dushkin/Mc Graw Hill, 390 p.

GONÇALVES, N. M.; HOEFFEL, J. L. M. (2011) Parque estadual do Itapetinga/SP – características socioambientais, desafios e possibilidades. *OLAM – Ciência & Tecnologia*, 11(1): 5-26.

GOOTE, M. M. (1997) The Jakarta Mandate on Marine and Coastal Biological Diversity. *The International Journal of Marine and Coastal Law*, 12(3):377-389.

GREEN, D. P.; SHAPIRO, I. (1996) *Pathologies of Rational Choice Theory: A Critique of Applications in Political Science*. New Haven: Yale University Press, 254 p.

GRENDSTAD, G.; SELLE, P.; BORTNE, Ø.; STRØMSNES, K. (2006) *Unique Environmentalism: A Comparative Perspective*. New York: Springer Science. 190 p.

GROBER, U. (2007) *Deep roots – a conceptual history of ‘sustainable development’ (Nachhaltigkeit)*. Berlin: Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung (WZB).

GUPTA, A.; FALKNER, R. (2006) The Influence of the Cartagena Protocol on Biosafety: Comparing Mexico, China and South Africa. *Global Environmental Politics*, 6(4): 23-55.

GUTMAN, P.; DAVIDSON, S. (2007) *A review of innovative international financial mechanisms for biodiversity conservation, with a special focus on the international financing of developing’ countries protected areas – a contribution to the COP9 of the CBD*. WWF-MPO, 68 p.

HAAS, P. (1989) Do Regimes Matter? Epistemic Communities and Mediterranean Pollution Control. *International Organization*, 43(3): 377-403.

HAAS, P. M. (1992) Introduction: Epistemic Communities and International Policy. *International Organization*, 46(1):1-35.

HAAS, P. M.; KEOHANE, R. O; LEVY, M. A. (1993) *Institutions for the Earth: Sources of Effective International Environmental Protection*. Cambridge: The MIT Press, 448 p.

HALL, C. (1998) Institutional Solutions for Governing the Global Commons: Design Factors and Effectiveness. *The Journal of Environment Development*, 7(2): 86-114.

HALLEY, P. Development of Canadian Policy on and the Protection of Marine Diversity. IN: LE PRESTRE, P. G. (2002) *Governing Global Biodiversity: The*

Evolution and Implementation of the Convention on Biological Diversity. Chippenham: Ashgate Publishing, pp. 247-278.

HARDIN, G. (1968) The Tragedy of the Commons. *Science*, 162: 1243-1248.

HASSAN, R. M.; SCHOLES, R.; ASH, N. (2005) *Ecosystems and human well-being: current state and trends*, vol. 1. Millennium Ecosystem Assessment Program.

HAWKINS, D. G. (1997) Domestic Responses to International Pressure: Human Rights in Authoritarian Chile. *European Journal of International Relations*, 3-4:403-434.

HAZIN, F. H. V.; VASKE JÚNIOR, T.; O'BRIEN, S. R. M.; NÓBREGA, M. F. (2010). Programa ASPSP (PROARQUIPÉLAGO). IN:VASKE JÚNIOR, T.; LESSA, R. P.; NÓBREGA, M. F.; AMARAL, F. M. D.; O'BRIEN, S. R. M.; COSTA, F. A. P. *Arquipélago de São Pedro e São Paulo: Histórico e Recursos Naturais*, pp. 23-30.

HEJNY, J. (2007) *Evaluating the Effectiveness of International Environmental Regimes: A Comparative Case Study Analysis*. Dissertation (Master of Arts in International Affairs), School of International Service of American University, Washington, D.C.

HELM, C.; SPRINZ, D. (1999) *Measuring the Effectiveness of International Environmental Regimes*. PIK-Report no. 52. Potsdam Institute for Climate Impact Research (PIK), Potsdam.

HELM, C.; SPRINZ, D. (2000) Measuring the Effectiveness of International Environmental Regimes. *Journal of Conflict Resolution*, 44(5): 630-652.

HOCKEY, P. A. R.; BRANCH, G. M. (1994) Conserving marine biodiversity on the African coast: implications of a terrestrial perspective. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 4:345-362.

HOEFFEL, J. L. M.; GONÇALVES, N. M.; FADINI, A. A. B. (2010) Áreas de Proteção Ambiental Fernão Dias (MG) e do Sistema Cantareira (SP) – riscos socioambientais e aspectos relevantes para a conservação. *OLAM – Ciência & Tecnologia*, 10(2): 90-124.

HOFFMANN, H. (2003) The Joint Liaison Group between the Rio Conventions: An Initiative to Encourage Cooperation, Coordination and Synergies. *Work in Progress: A Review of Research Activities of The United Nations University*, 17(1):23-25.

HOMER-DIXON, T. F. (1991) On the Threshold: Environmental Changes as Causes of Acute Conflict. *International Security*, 16(2): 76-116.

HOMER-DIXON, T. F. (1993) Physical Dimensions of Global Change. IN: CHOUCRI, N. *Global Accord*. Cambridge: The MIT Press.

HOMER-DIXON, T. (1996) Strategies for Studying Causation in Complex Ecological-Political Systems. *The Journal of Environment Development*, 5(2): 132-148.

HØNNELAND, G.; JØRGENSEN, A. (2003) Implementing International Environmental Agreements in Russia: Lessons from Fisheries Management, Nuclear Safety and Air Pollution Control. *Global Environmental Politics*, 3(1): 72-98.

HOVI, J.; SPRINZ, D. F.; UNDERDAL, A. (2003a) Regime Effectiveness and the Oslo-Potsdam Solution: A Rejoinder to Oran Young. *Global Environmental Politics*, 3(3): 105-107.

HOVI, J.; SPRINZ, D. F.; UNDERDAL, A. (2003b) The Oslo-Potsdam Solution to Measuring Regime Effectiveness: Critique, Response, and the Road Ahead. *Global Environmental Politics*, 3(3): 74-96.

HUDSON, V. M. (2006). *Foreign Policy Analysis: Classic and Contemporary Theory*. Rowman & Littlefield Publishers, Inc. 240 p.

HUFTY, M.; MUTTENZER, F. (2002) Devoted Friends: The Implementation of the Convention on Biological Diversity in Madagascar. IN: LE PRESTRE, P. G. *Governing Global Biodiversity: The Evolution and Implementation of the Convention on Biological Diversity*. Chippenham: Ashgate Publishing, pp. 279-310.

HUGHES, T. P.; BELLWOOD, D. R.; FOLKE, C.; STENECK, R. S.; WILSON, J. (2005) New paradigms for supporting the resilience of marine ecosystems. *TRENDS in Ecology and Evolution*, 20(7): 380-386.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (1992) *Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. Rio de Janeiro: IBGE, 92 p.

ICZN – International Commission on Zoological Nomenclature (2011). *Glossary*. Disponível em <<http://www.nhm.ac.uk/hosted-sites/iczn/code/>>. Acesso em 20 out 2011.

INOUE, C. Y. A. (2003) *Regime global de biodiversidade. Comunidades epistêmicas e experiências locais de conservação e desenvolvimento sustentável – O caso Mamirauá*. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Sustentável), Centro de Desenvolvimento Sustentável da Universidade de Brasília – UnB, 335 f.

INOUE, C. Y. A. (2004) O conceito de regime global de biodiversidade e experiências locais de conservação e desenvolvimento sustentável. In: *Anais do II Encontro da Associação Nacional de Pós-Graduação e Pesquisa em Ambiente e Sociedade (ANPPAS)*.

IUCN – International Union for the Conservation of Nature (2011) *About IUCN*. Disponível em : <<http://iucn.org/about/>>. Acesso em 13 ago 2011.

JASANOFF, S. (1997) NGOs and the environment: from knowledge to action. *Third World Quarterly*, 18(3): 579–594.

KAPLAN, E. H. (1982) *Field guide to coral reefs of the Caribbean and Florida*. Boston: Houghton-Mifflin Company.

KEOHANE, R. O. (1989) Neoliberal Institutionalism: A Perspective on World Politics. IN: KEOHANE, R.O. (ed), *International Institutions and State Power: Essays in International Relations Theory*. Boulder: Westview Press, p. 1-20.

KEOHANE, R. (2003) Disciplinary Schizophrenia: Implications for graduate education in political science. *Qualitative Methods*, Spring: 9-12.

KEOHANE, R. O.; HAAS, P. M.; LEVY, M. A. (1993) The effectiveness of international environmental institutions. IN: HAAS, P.; KEOHANE, R. O; LEVY, M. A. (eds) *Institutions for the Earth: Sources of Effective International Environmental Protection*. Cambridge: The MIT Press, 448 p.

KIMBALL, L. A. (1995) An international regime for managing land-based activities that degrade marine and coastal ecosystems. *Ocean & Coastal Management*, 29(1-3):187-206.

KIMBALL, L. A. (2005) *The International Legal Regime of the High Seas and The Seabed Beyond the Limits of National Jurisdiction and Options for Cooperation for the Establishment of Marine Protected Areas (MPAS) in Marine Areas Beyond the Limits of National Jurisdiction*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Technical Series no. 19, 64 pp.

KING, G. KEOHANE, R. O.; VERBA, S. (1994) *Designing social inquiry: Scientific Inference in Qualitative Research*. Princeton: Princeton University Press, 247 p.

KING, G. KEOHANE, R. O.; VERBA, S. (1995) The importance of research design in political science. *American Political Science Review*, 89(2): 475-481.

KOTOV, V.; NIKITINA, E. (1998) The Implementation and Effectiveness of the Acid Rain Regime in Russia. IN: VICTOR, D. G.; RAUSTIALA, K.; SKOLNIKOFF, E. B. *The Implementation and Effectiveness of International Environmental Commitments: Theory and Practice*. Laxenburg: International Institute for Applied Systems Analyses – IASA.

KOVARIK, W. (2007) *Environmental History Timeline*. Disponível em: <<http://www.runet.edu/~wkovarik/envhist/>>. Acesso em 10 jul. 2007.

KOZIELL, S.; SAUNDERS, I. (eds) (2001) *Living off biodiversity: exploring livelihoods and biodiversity issues in natural resources management*. London: International Institute for Environment and Development, 282 p.

KRASNER, S. D. (1982) Structural Causes and Regime Consequences: Regimes as Intervening Variables. *International Organization*, 36(2): 185-205.

KRASNER, S. D. (1982b) Regimes and the Limits of Realism: Regimes as Autonomous Variables. *International Organization*, 36(2): 497-510.

KRUT, R.; HOWARD, E.; GLECKMAN, H.; PATTISON, D. (1997) Globalization and Civil Society: NGO Influence in International Decision-Making. *UNRISID discussion paper*, 83.

LAGO, A. A. C. (2007) *Estocolmo, Rio, Joanesburgo: O Brasil e as Três Conferências Ambientais das Nações Unidas*. Brasília: IRBr e FUNAG, 276 p.

LE PRESTRE, P. G. (2002) *Governing Global Biodiversity: The Evolution and Implementation of the Convention on Biological Diversity*. Chippenham: Ashgate Publishing.

LE PRESTRE, P. G. (2002a) Studying the Effectiveness of the CBD. IN: LE PRESTRE, P. G. (2002) *Governing Global Biodiversity: The Evolution and*

Implementation of the Convention on Biological Diversity. Chippenham: Ashgate Publishing, pp. 57-90.

LE PRESTRE, P. G. (2002b) The CBD at ten: the long road to effectiveness. *Journal of International Wildlife Law & Policy*, 5(3): 269-285.

LE PRESTRE, P.; STOETT, P. (2001). International Initiatives, Commitments, and Disappointments: Canada, CITES, and the CBD. IN: BEAZLEY, K.; BOARDMAN, R. *Politics of the Wild: Canada's Endangered Species* (eds). Toronto: Oxford University Press, pp. 190-216.

LEADER-WILLIAMS, N.; DUBLIN, H. T. (2000) Charismatic megafauna as ‘flagship species’. IN: ENTWISTLE, A.; DUNSTONE, N. *Priorities for the Conservation of Mammalian Diversity – Has the Panda had its day?* New York: Cambridge University Press, pp. 53-82.

LEADLEY, P. W.; PEREIRA, H. M.; ALKEMADE, R.; FERNANDEZ-MANJARRÉS, J.; PROENÇA, V.; SCHARLEMANN, J. P. W.; WALPOLE, M. (2010) *Biodiversity Scenarios: Projections of 21st century change in biodiversity and associated ecosystem services*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal. Technical Series no. 50, 132 pp.

LEVY, D. L.; EGAN, D. (1998) Capital Contests: National and Transnational Channels of Corporate Influence on the Climate Change Negotiations. *Politics and Society*, 26(3): 337-361.

LEVY, D. L.; EGAN, D. A. (2003) Neo-Gramscian Approach to Corporate Political Strategy: Conflict and Accommodation in the Climate Change Negotiations. *Journal of Management Studies*, 40(4): 803-829.

LEVY, M. A.; KEOHANE, R. O.; HAAS, P. M. (1993) Improving the Effectiveness of International Environmental Institutions. IN: HAAS, P. M.; KEOHANE, R. O; LEVY,

M. A. (eds) *Institutions for the Earth: Sources of Effective International Environmental Protection*. Cambridge: The MIT Press, 448 p.

LEWINSOHN, T.M.; PRADO, P.I. (2000) *Biodiversidade Brasileira: Síntese Atual do Conhecimento*. Online: UNICAMP, 127 p. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/index.php?ido=conteudo.monta&idEstrutura=72&idConteudo=822>>. Acesso em 10 jul. 2007.

LEWINSOHN, T. M.; PRADO, P. I. (2005) How Many Species Are There in Brazil? *Conservation Biology*, 19(3):619-624.

LEWINSOHN, T. M.; PRADO, P. I. (2005a) Quantas espécies há no Brasil? *Megadiversidade*, 1(1):36-42.

LEYTON-BROWN, K.; SHOHAM, Y. (2008) *Essentials of Game Theory: A Concise, Multidisciplinary Introduction*. Morgan & Claypool, 90 p.

LINDHOLM, J.; BARR, B. (2001) Comparison of Marine and Terrestrial Protected Areas under Federal Jurisdiction in the United States. *Conservation Biology*, 15(5):1441-1444.

LIPSCHUTZ, R. (2003) *Global Environmental Politics: Power, Perspectives and Practice*. CQ Press, 244 p.

LOPES, R. M.; CUNHA, D. R.; SANTOS, K. C. (2009) Estatísticas sobre as espécies exóticas marinhas registradas na zona costeira brasileira. IN: LOPES, R. M. (org) *Informe sobre as espécies exóticas invasoras marinhas no Brasil*. Brasília: MMA/SBF, 440 p.

MADAGASCAR (2005) *Troisième Rapport National de la Convention sur la Diversité Biologique*. Ministère de l'Environnement, des Eaux et Forêts, 181 p.

MARCONDES, S. A. (2005) *Brasil, amor a primeira vista! Viagem ambiental no Brasil do século XVI ao XXI*. São Paulo: Peirópolis, 347 p.

MARSH, D.; FURLONG, P. (2002) A Skin, Not a Sweater: Ontology and Epistemology in Political Science. IN: MARSH, D.; STOKER, G. *Theory and Methods in Political Science*, 2nd ed., p. 17-41.

MAY, R. M. (1994) Biological diversity: differences between land and sea. *Philosophical Transactions: Biological Sciences*, 343(1303): 105-111.

MAZOTTI, T. B. (1997) Representação Social de “Problema Ambiental”: Uma Contribuição à Educação Ambiental. *Revista Brasileira de Estudos Pedagógicos*, Brasília, 78(188/189/190): 86-123.

McGEOCH, M. A.; BUTCHART, S. H M.; SPEAR, D. MARAIS, E.; KLEYNHANS, E. J.; SYMES, A.; CHANSON, J.; HOFFMANN, M. (2010) Global indicators of biological invasion: species numbers, biodiversity impact and policy responses. *Diversity and Distributions*, 16:95-108.

McGRAW, D. M. (2003) The Story of the Biodiversity Convention: From Negotiation to Implementation. In: LE PRESTRE, P. G. *Governing Global Biodiversity: The Evolution and Implementation of the Convention on Biological Diversity*. Chippenham: Ashgate Publishing, p. 7-38.

MICHAEL, L. C.; SCHLEYER, M. H. (2002) Coral bleaching on high-latitude marginal reefs at Sodwana Bay, South Africa. *Marine Pollution Bulletin*, 44: 1380-1387.

MIGOTTO, A. E.; MARQUES, A. C. (2003) *Avaliação do estado do conhecimento da diversidade biológica do Brasil – Invertebrados marinhos*. Ministério do Meio Ambiente: Brasília.

MILES, E. L. (2002) Satellite Telecommunication. In: MILES, E. L.; UNDERDAL, A.; ANDRESAN, S.; WETTESTAD, J.; SKJÆRSETH, J. B.; CARLIN, E. M. *Environmental Regime Effectiveness: Confronting Theory with Evidence*. Cambridge: MIT Press, pp. 223-247.

MILES, E. L. (2002a) Sea Dumping of Low-Level Radioactive Waste, 1964 to 1982. In: MILES, E. L.; UNDERDAL, A.; ANDRESEN, S.; WETTESTAD, J.; SKJÆRSETH, J. B.; CARLIN, E. M. *Environmental Regime Effectiveness: Confronting Theory with Evidence*. Cambridge: MIT Press, pp. 87-116.

MILES, E. L. (2002b) The Management of High-Seas Salmon in the North Pacific, 1952 to 1992. In: MILES, E. L.; UNDERDAL, A.; ANDRESAN, S.; WETTESTAD, J.; SKJÆRSETH, J. B.; CARLIN, E. M. *Environmental Regime Effectiveness: Confronting Theory with Evidence*. Cambridge: MIT Press, pp. 249-268.

MILES, E. L. (2002c) The Management of Tuna Fisheries in the West Central and Southwest Pacific. In: MILES, E. L.; UNDERDAL, A.; ANDRESAN, S.; WETTESTAD, J.; SKJÆRSETH, J. B.; CARLIN, E. M. *Environmental Regime Effectiveness: Confronting Theory with Evidence*. Cambridge: MIT Press, pp. 117-148.

MILES, E. L.; UNDERDAL, A.; ANDRESEN, S.; WETTESTAD, J.; SKJÆRSETH, J. B.; CARLIN, E. M. (2002) *Environmental Regime Effectiveness: Confronting Theory with Evidence*. Cambridge: The MIT Press.

MILFONT, T.; GOUVEIA, V. V. (2006) Time perspective and values: An exploratory study of their relations to environmental attitudes. *Journal of Environmental Psychology*, 26: 72-82.

MITCHELL, R. (1993) Intentional Oil Pollution of the Oceans. In: KEOHANE, R.O.; HAAS, P.M.; LEVY, M.A. The effectiveness of international environmental institutions. In: HAAS, P.; KEOHANE, R.O; LEVY, M.A. (eds) *Institutions for the*

Earth: Sources of Effective International Environmental Protection. Cambridge: MIT Press, 448 p.

MITCHELL, R. B. (1994) *Intentional Oil Pollution at Sea: Environmental Policy and Treaty Compliance.* Cambridge, The MIT Press.

MITCHELL, R. (2006) Problem Structure, Institutional Design, and the Relative Effectiveness of International Environmental Agreements. *Global Environmental Politics*, 6(3): 72-89.

MITCHELL, R.; BERNAUER, T. (1998) Empirical Research on International Environmental Policy: Designing Qualitative Case Studies. *Journal of Environment & Development*, 7(1): 4-31.

MITCHELL, R.; BERNAUER, T. (2004) Beyond Story-telling: Designing Case Study Research in International Environmental Policy. IN: SPRINZ, D. F.; WOLINSKY-NAHMIAS, Y. *Models, Numbers, and Cases: Methods for Studying International Relations.* Ann Arbor, University of Michigan Press.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. (2008) Assessoria de Assuntos Internacionais: Atos Internacionais. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/sitio/index.php?ido=conteudo.monta&idEstrutura=175>>. Acesso em 9 out 2008.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. (2011) Site institucional. Disponível em <<http://www.mma.gov.br>>. Acesso em 03 maio 2011.

MORRISSEY, O.; te VELDE, D. D.; HEWITT, A. (2002) Defining International Public Goods: Conceptual Issues. IN: FERRONI, M.; MODY, A. (eds.) *International Public Goods: Incentives, Measurement and Financing.* Boston, Kluwer, pp. 31-46.

MOSTAERT, M. S.; STEINER, A. Q. (2010) A quem servem os dispositivos de interesse social? Legislação ambiental vs. leis de utilidade pública no Estado de Pernambuco. In: *Anais do VENANPPAS*.

NASCIMENTO E SILVA, G. E. (2002) *Direito Ambiental Internacional*. Rio de Janeiro: Thex, 357 p.

NAURIN, D. (2006) Transparency, publicity, accountability – The missing links. *Swiss Political Science Review*, 12(3):90-98.

ODA, S. (1957) New Trends in the Regime of the Seas: A Consideration of the Problems of Conservation and Distribution of Marine Resources (II). *Zeitschrift für ausländisches öffentliches Recht und Völkerrecht*, 18(2): 261-286.

OSTROM, E. (1990) *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*. Cambridge: Cambridge University Press, 298 p.

PAISLEY, F. (2008) Mock Justice: World Conservation and Australian Aborigines in Interwar Switzerland. *Transforming Cultures eJournal*, 3(1): 196-226.

PARSON, E. A. (1993) Protecting the Ozone Layer. IN: HAAS, P.; KEOHANE, R. O; LEVY, M. A. (eds) *Institutions for the Earth: Sources of Effective International Environmental Protection*. Cambridge: The MIT Press, 448 p.

PEREIRA, D. B.; MUNGAI, M. F. (2008) Estar lá, sem estar: conflitos no Parque Nacional Cavernas do Peruaçu – Minas Gerais. *OLAM – Ciência & Tecnologia*, 8(2): 56-79.

PEREIRA, H. M.; BELNAP, J.; BRUMMITT, N.; COLLEN, B.; DING, H.; GONZALEZ-ESPINOSA, M.; GREGORY, R. D.; HONRADO, J.; JONGMAN, R. H.; JULLIARD, R.; McRAE, L.; PROENÇA, V.; RODRIGUES, P.; OPIGE, M.;

RODRIGUEZ, J. P.; SCHMELLER, D. S.; VAN SWAAY, C.; VIEIRA, C. (2010) Global biodiversity monitoring. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8: 459-460.

PEREIRA, H. M.; LEADLEY, P. W.; PROENÇA, V.; ALKEMADE, R.; SCHARLEMANN, J. P. W.; FERNANDEZ-MANJARRÉS, J. F.; ARAÚJO, M. B.; BALVANERA, P.; BIGGS, R.; CHEUNG, W. W. L.; CHINI, L.; COOPER, H. D.; GILMAN, E. L.; GUÉNETTE, S.; HURTT, G. C.; HUNTINGTON, H. P.; MACE, G. M.; OBERDORFF, T.; REVENGA, C.; RODRIGUES, P.; SCHOLES, R. J.; SUMAILA, U. S.; WALPOLE, M. (2010a) Scenarios for Global Biodiversity in the 21st Century. *Science*, 330:1496-1501.

PERRINGS, C.; NAEEM, S.; AHRESTANI, F.; BUNKER, D. E.; BURKILL, P.; CANZIANI, G.; ELMQVIST, T.; FERRATI, R.; FUHRMAN, J.; JAKSIC, F.; KAWABATA, Z.; KINZIG, A.; MACE, G. M.; MILANO, F.; MOONEY, H.; PRIEUR-RICHARD, A.-H.; TSCHIRHART, J.; WEISSE, W. (2010) Ecosystem Services for 2020. *Science*, 330:323-324.

PERRINGS, C.; DURAIAPPAH, A.; LARIGAUDERIE, A.; MOONEY, H. (2011) The Biodiversity and Ecosystem Services Science-Policy Interface. *Science*, 331:1139-1140.

PETERSON, M. J. (1993) International Fisheries Management. In: HAAS, P.; KEOHANE, R. O; LEVY, M.A. (eds) *Institutions for the Earth: Sources of Effective International Environmental Protection*. Cambridge: MIT Press, 448 p.

PHILPOTT, D. (1995) Sovereignty: an introduction and brief history. *Journal of International Affairs*, 48(2):353-368.

PINCHOT, G. (1910) Principles of Conservation. Reprinted from *The Fight for Conservation*. IN: GOLDFARB, T.D. (Org.) *Sources: notable selections in environmental studies*. Guilford: Dushkin/Mc Graw Hill, 2000. p. 9-12.

PORTO, J. L. R.; CHELALA, C.; ANDRADE, E. B. (2008) O pensamento ambiental e as modalidades de unidades de conservação no Amapá. *OLAM – Ciência & Tecnologia*, 8(2): 80-103.

PRATES, A. P. L. (2006) *Atlas dos recifes de coral nas unidades de conservação brasileiras*. 2^a ed. ampliada. Brasília: MMA, 232 p.

PRANOTO, I. B.; ARIFIN, Z. (2000) The Jakarta Mandate of the Convention on Biological Diversity and its Implementation for the East Asian Seas Region. In: *International Symposium on Protection and Management of Coastal Marine Ecosystems*.

RANDS, M. R. W.; ADAMS, W. M.; BENNUN, L.; BUTCHART, S. H. M.; CLEMENTS, A.; COOMES, D.; ENTWISTLE, A.; HODGE, I.; KAPOS, V.; SCHARLEMANN, J. P. W.; SUTHERLAND, W. J.; VIRA, B. (2010) Biodiversity Conservation: Challenges Beyond 2010. *Science*, 329:1298-1303.

RAUSTIALA, K.; VICTOR, D. G. (1996) Biodiversity Since Rio: The Future of the Convention on Biological Diversity. *Environment*, 38(4): 17-44.

REID, W. V.; MILLER, K. R. (1989) *Keeping Options Alive: The Scientific Basis for Conserving Biodiversity*. Washington: World Resources Institute, 128 p.

REIGOTA, M. (1994) *O que é educação ambiental?* São Paulo: Editora Brasiliense, 62 p.

RIBEIRO L. M. (2004) Sobre a percepção – contribuições da história para a educação ambiental. *OLAM – Ciência & Tecnologia*, 4(1): 649-665.

RINGIUS, L. (1997) Environmental NGOs and Regime Change: The Case of Ocean Dumping of Radioactive Waste. *European Journal of International Relations*, 3(1): 61–104.

RIST, G. (1990) “Development” as Part of the Modern Myth: The Western “Socio-Cultural Dimension” of “Development”. *The European Journal of Development Research*, 2(1): 10-21.

ROSENDAL, G. K. (2000) *The Convention on Biological Diversity and Developing Countries*. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers.

ROWLANDS, I. H. (2000) Beauty and the Beast? BP's and Exxon's positions on global climate change. *Environment and Planning C: Government and Policy*, 18(3): 339-354.

RUPPERT, E. E.; BARNES, R. D. (1996) *Zoologia dos Invertebrados*. São Paulo: Roca Ltda., 1029pp.

SCAFF, L. V. C.; TUPIASSU, F. F. (2004) Tributação e políticas públicas: o ICMS Ecológico. *Hiléia – Revista de Direito Ambiental da Amazônia*, 2(2): 15-36.

SCHMITTER, P. C. (2009) The nature and future of comparative politics. *European Political Science Review*, 1(1): 33-61.

SCHULTZ, P. W. (2001) The structure of environmental concern: concern for self, other people, and the biosphere. *Journal of Environmental Psychology*, 21: 327-339.

SCHULTZ, P. W.; ZELEZNY, L. (1999) Values as predictors of environmental attitudes: evidence for consistency across 14 countries. *Journal of Environmental Psychology*, 19: 255-265.

SCHUMANN, W. R. (2007) Transparency, Governmentality, and Negation: Democratic Practice and Open Government Policy in the National Assembly for Wales. *Anthropological Quarterly*, 80(3):837-862.

SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY – SCBD (2002) The Convention on Biological Diversity: from conception to implementation. *CBD News – Special Edition*.

SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY – SCBD (2011) *Nagoya Protocol on the Access to Genetic Resources and the Fair and Equitable Sharing of Benefits Arising from their Utilization to the Convention on Biological Diversity: text and annex*. Montreal: SCBD, 25 p.

SKJÆRSETH, J.B. (2002) Cleaning Up the North Sea: The Case of Land-Based Pollution Control. In: MILES, E.L.; UNDERDAL, A.; ANDRESAN, S.; WETTESTAD, J.; SKJÆRSETH, J. B.; CARLIN, E.M. *Environmental Regime Effectiveness: Confronting Theory with Evidence*. Cambridge: MIT Press, 530 p.

SKJÆRSETH, J. B.; WETTESTAD, J. (2002) Understanding the Effectiveness of EU Environmental Policy: How Can Regime Analysis Contribute? *Environmental Politics*, 11(3): 99-120.

SKJÆRSETH, J. B.; STOKKE, O. S.; WETTESTAD, J. (2006) Soft Law, Hard Law, and Effective Implementation of International Environmental Norms. *Global Environmental Politics*, 6(3): 104-120.

SMITH, R. (2002) Should we make political science more of a science or more about politics? *PS: Political Science and Politics*, 35(2): 199-204.

SNIDAL, D. (2002) Rational Choice and International Relations. IN: CARLSNAES, W.; RISSE, T.; SIMMONS, B. *Handbook of International Relations*. London: Sage, p. 73-94.

SPANÓ, S.; LEÃO, Z. M.; KIKUCHI, R. K. (2008) Diagnóstico do estado de conservação dos recifes em franja do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos. *OLAM – Ciência & Tecnologia*, 8(2): 245-277.

SPRINZ, D. F. (2000) Research on the Effectiveness of International Environmental Regimes: A Review of the State of the Art. IN: *Final Conference of the EU Concerted Action on Regime Effectiveness*, Barcelona.

SPRINZ, D. F. (2004) Absolute “Effectiveness” – The Triad of Domestic, European and International Actors. IN: *45th Annual Convention of the International Studies Association*, Montreal.

SPRINZ, D. F. (2005) Regime Effectiveness: The Next Wave of Research. IN: *Berlin Conference on the Human Dimensions of Global Environmental Change*.

SPRINZ, D. F.; HELM, C. (1999) The Effect of Global Environmental Regimes: A Measurement Concept. *International Political Science Review*, 20: 359-369.

STEINER, A. Q. (2011) O uso de estudos de caso em pesquisas sobre política ambiental: vantagens e limitações. *Revista de Sociologia e Política*, 19: 141-158.

STEINER, A. Q.; MEDEIROS, M. A. (2010) International regimes and effectiveness: the Convention on Biological Diversity in Brazil and in Canada. In: *Anais do 34º Encontro da ANPOCS*.

STEINER, A. Q.; MEDEIROS, M. A. (2011) Como saber se as convenções internacionais de meio ambiente realmente funcionam? Abordagens teórico-metodológicas sobre a eficácia dos regimes ambientais. *Contexto Internacional*, 32: 695-727.

STEINER, A. Q.; ELOY, C. E.; AMARAL, J. R. B. C.; AMARAL, F. D.; SASSI, R. O turismo em áreas de recife de coral: considerações acerca da Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais (Estados de Pernambuco e Alagoas). *OLAM – Ciência & Tecnologia*, 6(2): 281-296.

STEPHENS, P. H. G. (1996) Green Politics and the History of Political Thought – Plural Pluralisms: Towards a More Liberal Green Political Party. IN: HAMPSHIRE-MONK, I.; STANYER, J. (ed.). *Contemporary Political Studies 1996*. Belfast: The Political Studies Association of the United Kingdom, 1: 369-380.

STOKKE, O. S. (2001) *The Interplay of International Regimes: Putting Effectiveness Theory to Work*. FNI Report 14/2001. Lysaker: The Fritjof Nansen Institute, 29 p.

STOKKE, O. S. (2007) Determining the Effectiveness of International Regimes. IN: *15. nasjonale fagkonferanse i statsvitenskap*, Trondheim, Norway.

SUBSIDIARY BODY ON SCIENTIFIC, TECHNICAL AND TECHNOLOGICAL ADVICE – SBSTTA. *Introduction*. Disponível em <<http://www.cbd.int/sbstta/>>. Acesso em 18 mai 2011.

SUNDGREN, J. (1994) Lateral Pressure Theory as Applied to Global Warming: An Initial Assessment. *International Political Science Review*, 14(1): 87-101.

SWANSON, T.; MULLEN, K. (2010) A policy framework analyzing financial mechanisms for international conservation. IN: *Proceedings of the 12th International BIOECON Conference*.

TANSEY, O. (2007) Process Tracing and Elite Interviewing: A Case for Non-probability sampling. *PS: Political Science & Politics*, 40(4): 765-772.

ten KATE, K; LAIRD, S. A. (1999) *The commercial use of biodiversity: Access to genetic resources and benefit-sharing*. London: Earthscan, 416 p.

THOMPSON, J. E. (1995) State Sovereignty in International Relations: Bridging the gap between theory and empirical research, *International Studies Quarterly*, 39: 213-33.

THORNE-MILLER, B. (1999) *The living ocean: understanding and protecting marine biodiversity*. Washington, D.C.: Island Press, 240 p.

TITTENSOR, D. P.; MORA, C.; JETZ, W.; LOTZE, H. K.; RICARD, D.; BERGHE, V. E.; WORM, B. Global patterns and predictors of marine biodiversity across taxa. *Nature*, 466: 1098-1101.

UNDERDAL, A. (1992) The Concept of Regime Effectiveness. *Cooperation and Conflict*, Thousand Oaks, 27(3): 227-240.

UNDERDAL, A. (1997) Patterns of Effectiveness: Examining Evidence from 13 International Regimes. IN: *38th Annual Convention of the International Studies Association*, Toronto.

UNDERDAL, A. (2002) Methods of Analysis. IN: MILES, E. L.; UNDERDAL, A.; ANDRESEN, S.; WETTESTAD, J.; SKJÆRSETH, J. B.; CARLIN, E. M. *Environmental Regime Effectiveness: Confronting Theory with Evidence*. Cambridge: The MIT Press.

UNDERDAL, A. (2002a). One Question, Two Answers. IN: MILES, E. L.; UNDERDAL, A.; ANDRESEN, S.; WETTESTAD, J.; SKJÆRSETH, J. B.; CARLIN, E. M. *Environmental Regime Effectiveness: Confronting Theory with Evidence*. Cambridge: The MIT Press.

UN – UNITED NATIONS (1945) *Charter of the United Nations and Statute of the International Court of Justice*. Nova Iorque: UN. 87 p.

UN – UNITED NATIONS (1972) *Declaration of the United Nations Conference on the Human Environment.*

UN – UNITED NATIONS (1992) *Convention on Biological Diversity.*

UN – UNITED NATIONS (1992a) *United Nations Framework Convention on Climate Change.*

UN – UNITED NATIONS (2008) *Official List of Millennium Development Goals Indicators.* Disponível em <<http://unstats.un.org/unsd/mdg/Host.aspx?Content=Indicators/OfficialList.htm>>. Acesso em 7 jun 2010.

UN – UNITED NATIONS (2010) *Resolution A/RES/65/1 – Keeping the promise: united to achieve the Millennium Development Goals.* 65th Session of the United Nations General Assembly.

UNCCD – UNITED NATIONS CONVENTION TO COMBAT DESERTIFICATION – SECRETARIAT; SCDB – SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY; SUNFCCC – SECRETARIAT OF THE UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE – (2004) *Workshop on Forests and Forest Ecosystems: promoting synergy in the implementation of the three Rio conventions* (Concept note). Viterbo: UNCCD/CDB/UNFCCC, 2004.

UN DESA – UNITED NATIONS DIVISION FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT (2007). *Commission on Sustainable Development (CSD).* Disponível em: <http://www.un.org/esa/sustdev/index.html> Acesso de 20 de junho de 2011.

UNITED NATIONS ENVIRONMENTAL PROGRAM IN THE UNITED KINGDOM – UNEP UK; INTERNATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT – IIED. (1992) 1972 and all that: A short history of the UN environmental reflex. *Special 1992 Bulletin*, p. 20-25.

UNITED NATIONS NON-GOVERNMENTAL LIASON SERVICE – NGLS. (2003), *Intergovernmental Negotiations and Decision Making at the United Nations: The NGLS Guide for NGOs*. Geneva: NGLS, 107 p.

VanWYNBERGHE, R.; KHAN, S. (2007) Redefining Case Study. *International Journal of Qualitative Methods*, 6(2): 80-94.

VICTOR, D. G.; CHAYES, A.; SKOLNIKOFF, E. B. (1993) Pragmatic Approaches to Regime Building for Complex International Problems. IN: CHOUCRI, N. (ed) *Global Accord: Environmental Challenges and International Responses*. Cambridge: MIT Press.

VICTOR, D. G.; RAUSTIALA, K.; SKOLNIKOFF, E. B. (1998) *The Implementation and Effectiveness of International Environmental Commitments: Theory and Practice*. International Institute for Applied Systems Analyses – IASA: Laxenburg.

WALPOLE, M.; ALMOND, R. E. A.; BESANÇON, C.; BUTCHART, S. H. M; CAMPBELL-LENDRUM, D.; CARR, G. M.; COLLEN, B.; COLLETTE, L.; DAVIDSON, N. C.; DULLOO, E.; FAZEL, A. M.; GALLOWAY, J. N.; GILL, M.; GOVERSE, T.; HOCKINGS, M.; LEAMAN, D. J.; MORGAN, D. H. W.; REVENGA, C.; RICKWOOD, C. J.; SCHUTYSER, F.; SIMONS, S.; STATTERSFIELD, A. J.; TYRRELL, T. D.; VIÉ, J.; ZIMSKY, M. (2009) Tracking Progress Toward the 2010 Biodiversity Target and Beyond. *Science*, 325:1503-1504.

WALPOLE, M.; ALMOND, R. E. A.; BESANÇON, C.; BUTCHART, S. H. M; CAMPBELL-LENDRUM, D.; CARR, G. M.; COLLEN, B.; COLLETTE, L.; DAVIDSON, N. C.; DULLOO, E.; FAZEL, A. M.; GALLOWAY, J. N.; GILL, M.; GOVERSE, T.; HOCKINGS, M.; LEAMAN, D. J.; MORGAN, D. H. W.; REVENGA, C.; RICKWOOD, C. J.; SCHUTYSER, F.; SIMONS, S.; STATTERSFIELD, A. J.; TYRRELL, T. D.; VIÉ, J.; ZIMSKY, M. (2009a) Supporting Online Material for Tracking Progress Toward the 2010 Biodiversity Target and Beyond. *Science*,

325:1503-1504. Disponível em <<http://www.sciencemag.org/cgi/content/full/325/5947/1503/DC1>>. Acesso em 12 mai 2011.

WALTZ, K. N. (1979) *Theory of International Politics*. New York: McGraw Hill, 251 p.

WARD, H. (2002) Rational Choice. IN: MARSH, D.; STOKER, G. *Theory and Methods in Political Science*, 2nd ed., p. 65-89.

WARD, H. (2006) Institutional Linkages and Environmental Sustainability: The Effectiveness of the Regime Network. *Journal of Peace Research*, 43(2): 149-166.

WENDT, A. (1992) Anarchy is what states make of it: the social construction of power politics. *International Organization*, 46(2): 391-425.

WENDT, A. (1999) *Social Theory of International Politics*. Cambridge: Cambridge University Press, 429 p.

WENDT, A. (2006) Social Theory as Cartesian Science: an auto-critique from a quantum perspective. IN: GUZZINI, S.; LEANDER, A. *Constructivism and International Relations: Alexander Wendt and his critics*. Oxon: Routledge, p. 181-219.

WETTESTAD, J. (2002) The Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (CLRTAP). IN: MILES, E. L.; UNDERDAL, A.; ANDRESEN, S.; WETTESTAD, J.; SKJÆRSETH, J. B.; CARLIN, E. M. *Environmental Regime Effectiveness: Confronting Theory with Evidence*. Cambridge: The MIT Press.

WETTESTAD, J. (2002a) The Vienna Convention and Montreal Protocol on Ozone-Layer Depletion. IN: MILES, E. L.; UNDERDAL, A.; ANDRESEN, S.; WETTESTAD, J.; SKJÆRSETH, J. B.; CARLIN, E. M. *Environmental Regime Effectiveness: Confronting Theory with Evidence*. Cambridge: The MIT Press.

WHITE Jr., L. (2000) The Historical Roots of Our Ecological Crisis. IN: GOLDFARB, T.D. *Notable Selections in Environmental Studies*. Guilford: Dushkin/McGraw-Hill.

WIGHT, C. (2006) *Agents, Structures and International Relations: Politics as Ontology*. Cambridge: Cambridge University Press, 360p.

WISSENBURG, M. (2006) Liberalism. IN: DOBSON, A. N. H.; ECKERSLEY, R. (eds) *Political Theory and the Ecological Challenge*. Cambridge: Cambridge University Press, p. 20-34.

WHITE Jr., L. (2000). The Historical Roots of Our Ecological Crisis. IN: GOLDFARB, T.D. *Notable Selections in Environmental Studies*. Guilford: Dushkin/McGraw-Hill.

WCED – World Commission on Environment and Development. (1987) *Our Common Future*. Oxford: Oxford University Press.

WOLFF, S. (2000) *Legislação ambiental brasileira: grau de adequação à Convenção sobre Diversidade Biológica*. Brasília, MMA, 88p.

WOLFF, S. (2009) *Subsídios ao IV Relatório Nacional para a Convenção sobre Diversidade Biológica - CDB: Diagnóstico sobre a Legislação Ambiental Brasileira*. MMA.

WRIGHT, R. T.; NEBEL, B. J. (2002) *Environmental science: toward a sustainable future*. Upper Saddle River: Pearson Education.

YIN, R. K. (2003) *Case Study Research: Design and Methods*. Thousand Oaks: Sage Publications Inc.

YOUNG, O. R. (1994) The Problem of Scale in Human/Environment Relationships. *Journal of Theoretical Politics*, 6(4): 429-447.

YOUNG, O. R. (1999) Regime Effectiveness: Taking Stock. In: YOUNG, O. *The Effectiveness of International Environmental Regimes: Causal Connections and Behavioral Mechanisms*. Cambridge, The MIT Press, pp. 249-280.

YOUNG, O. R. (2001) Inferences and Indices: Evaluating the Effectiveness of International Environmental Regimes. *Global Environmental Politics*, 1(1): 99-121.

YOUNG, O. R. (2001a) The Behavioral Effects of Environmental Regimes: Collective-Action vs. Social-Practice Models. *International Environmental Agreements: Politics, Law and Economics*, 1: 9-29.

YOUNG, O. R. (2002) Evaluating the success of international environmental regimes: where are we now? *Global Environmental Change*, 12: 73-77.

YOUNG, O. R. (2003) Determining Regime Effectiveness: A Commentary on the Oslo-Potsdam Solution. *Global Environmental Politics*, 3(3): 97-104.

YOUNG, O.; ZÜRN, M. (2006) The International Regimes Database: Designing and Using a Sophisticated Tool for Institutional Analysis. *Global Environmental Politics*, 6(3): 121-143.

ZÜRN, M. (1998) The Rise of International Environmental Politics: A Review of Current Research. *World Politics*, 50(4): 617-649.

APÊNDICES

Apêndice 01. Relação de entrevistados*

Ahmed Djoghlaf – Advogado, mestre em Ciência Política e Ciências da Informação, doutor em Ciência Política; Secretário Executivo da Convenção sobre Diversidade Biológica (PNUMA/ONU) desde 2006

Alexandre José P. Araújo – Ambientalista, sócio fundador e Coordenador Executivo da Associação Pernambucana de Defesa da Natureza – ASPAN, a qual representou em diversas instâncias colegiadas governamentais e não governamentais, bem como em reuniões da ONU (inclusive na Eco-92); Coordenador do Instituto Nova Ação para Educação, Cidadania e Meio Ambiente

Ana Paula Leite Prates – Engenheira de pesca, mestre em Engenharia Ambiental, doutora em Ecologia; Gerente de Biodiversidade Aquática e Recursos Pesqueiros (Secretaria de Biodiversidade e Florestas / Ministério do Meio Ambiente)

Beatriz de Bulhões Mossri – Bióloga, mestre em Ecologia, doutoranda em Política Científica e Tecnologia, Diretora Vice-Presidente do Conselho Empresarial Brasileiro para o Desenvolvimento Sustentável – CEBDS

Cristina Yumie Aoki Inoue – Graduada em Relações Internacionais, mestre em Relações Internacionais e Políticas de Desenvolvimento Alternativo, doutora em Desenvolvimento Sustentável e autora da tese *Regime global de biodiversidade. Comunidades epistêmicas e experiências locais de conservação e desenvolvimento sustentável – O caso Mamirauá*; professora adjunta da Universidade de Brasília – UnB

Fernanda M. Duarte do Amaral – Bióloga, mestre e doutora em Zoologia; professora adjunta da Universidade Federal Rural de Pernambuco e coordenadora do Laboratório de Ambientes Recifais – LAR/UFRPE

Gisela S. de Alencar Hathaway – Advogada e autora da dissertação intitulada

* A relação dos entrevistados traz também informações que visam mostrar a relevância do entrevistado dentro da temática estudada, tais como formação e instituição onde trabalha; os cargos listados referem-se àqueles ocupados pelo entrevistado à época da entrevista.

Mudança Ambiental Global e a Formação do Regime para Proteção da Biodiversidade (Mestrado em Relações Internacionais); Consultora legislativa da Câmara dos Deputados; foi pesquisadora da Faculdade Latino-americana de Ciências Sociais – FLASCO e consultora do PNUD/ONU.

Maria Adélia Borstelmann de Oliveira – Ambientalista, bióloga, doutora em Psicologia (Comportamento Animal); professora adjunta da UFRPE; sócia fundadora da ASPAN, a qual representou em diversas instâncias colegiadas governamentais e não governamentais, bem como em reuniões da ONU (inclusive na Eco-92 e Rio+10)

Maria Carolina Hazin – bióloga, especialista em Políticas Públicas, especialista em Relações Internacionais (em andamento), mestre em Ecologia, Oficial de Programa do Setor de Ciências Naturais – Ciência e Tecnologia – da Representação da UNESCO no Brasil

Maria Cecilia Wey de Brito – Engenheira agrônoma, mestre em ciências ambientais, Secretária de Biodiversidade e Florestas do MMA

Nurit Rachel Bensusan, bióloga e engenheira de pesca, mestre em Ecologia, doutoranda em Educação; Coordenadora do Programa de Pesquisas Ecossociais do Cerrado – PESCo do Instituto Internacional de Educação do Brasil – IEB

Patrice Laquerre – biólogo, ambientalista, advogado ambiental, diplomata do Canadá (Agente jurídico da seção de direito dos oceanos na *Affaires étrangères et Commerce international Canada*)

Régis Pinto de Lima – graduado, mestre e doutor em Oceanografia (especialista em peixe-boi marinho), analista ambiental do ICMBio-ESEC Tamoios (RJ).

Rubens Harry Born – Ambientalista, engenheiro civil, mestre e doutor em Saúde Pública, com tese sobre a participação de atores não governamentais nos regimes internacionais da Eco-92; Coordenador Adjunto do Instituto Vitae Civilis – Cidadania e Sustentabilidade (SP), o qual representou em varias reuniões da ONU, inclusive tendo participado em delegações oficiais do governo brasileiro; foi assessor legislativo do Congresso Nacional Constituinte no processo de elaboração da Constituição Federal de 1988; atuou como representante de organizações não governamentais em instâncias colegiadas, tais como Conselho Estadual do Meio Ambiente (SP), Comissão Nacional de Políticas de

Desenvolvimento Sustentável e Agenda 21 Brasileira, Comitês das Bacias Hidrográficas do Alto Tietê e do Rio Ribeira de Iguape.

Silvia Alcântara Picchioni – Ambientalista, engenheira agrônoma, mestre em Gestão e Políticas Ambientais; membro da ASPAN, a qual representou em várias reuniões da ONU, inclusive na Eco-92 e na Rio+10; Supervisora Regional do Projeto de Conservação e Uso Sustentável da Caatinga da Fundação Grupo Esquel Brasil, Brasília (DF)

Weber Antonio Neves do Amaral – Engenheiro florestal, mestre em Engenharia Florestal e Biologia, doutor em Biologia, pós-doutor em Genética Florestal; professor adjunto da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Departamento de Ciências Florestais (ESALQ/USP)

Apêndice 02. Roteiro de entrevista

ANALISANDO A CDB NO BRASIL EM RELAÇÃO À BIODIVERSIDADE / BIODIVERSIDADE MARINHA

Entrevistado(a):

Instituição / cargo:

Data:

Permissões:

01. Quais são (ou foram) suas atividades relacionadas à conservação da biodiversidade, conservação da biodiversidade marinha e/ou a Convenção da Biodiversidade – CDB? Já participou de alguma COP? Seu trabalho atual lida com questões relativas à biodiversidade?
02. Como você classificaria o problema da conservação da biodiversidade/biodiversidade marinha em relação aos seus próprios méritos?
03. Como você classificaria o problema da conservação da biodiversidade/biodiversidade marinha em relação aos seus próprios méritos, levando em conta o caso específico do Brasil?
04. Na sua opinião, é assim que as partes (países) envolvidas percebem o problema (ou seja, a conservação da biodiversidade)?
05. Na sua opinião, é assim que o Brasil percebe o problema?
06. Existe algum elemento oculto da agenda que afeta, de forma significativa, o caráter geral do problema (como conservar a biodiversidade/biodiversidade marinha) conforme percebido pelos atores envolvidos?
07. Para o caso específico do Brasil, existe algum elemento oculto da agenda que

afeta, de forma significativa, o caráter geral do problema (como conservar a biodiversidade/biodiversidade marinha) conforme percebido pelos atores envolvidos?

08. Tipo do problema (como conservar a biodiversidade), considerando apenas seus próprios méritos:

1. Predominantemente benigno (relação de sinergia/contingências)
2. Misto (balanceado ou quase balanceado)
3. Moderadamente maligno (principalmente externalidades)
4. Fortemente maligno (elemento competitivo significante)

09. Tipo do problema (como conservar a biodiversidade) levando em conta o caso específico do Brasil, e considerando apenas seus próprios méritos:

1. Predominantemente benigno (relação de sinergia/contingências)
2. Misto (balanceado ou quase balanceado)
3. Moderadamente maligno (principalmente externalidades)
4. Fortemente maligno (elemento competitivo significante)

10. Algum elemento oculto da agenda afeta, de forma significativa, o caráter geral do problema (como conservar a biodiversidade) conforme percebido pelos atores envolvidos?

0. Não, ou apenas de forma minoritária ou para alguns atores não-importantes
1. Sim, pois adiciona elementos benignos
2. Sim, pois adiciona elementos malignos

11. Para o caso específico do Brasil, algum elemento oculto da agenda afeta, de forma significativa, o caráter geral do problema (como conservar a biodiversidade) conforme percebido pelos atores envolvidos?

0. Não, ou apenas de forma minoritária ou para alguns atores não-importantes
1. Sim, pois adiciona elementos benignos
2. Sim, pois adiciona elementos malignos

12. Como as partes (países) envolvidas percebem o problema (ou seja, a conservação da biodiversidade marinha) para o período analisado?
1. Predominantemente benigno
 2. Misto
 3. Moderadamente maligno
 4. Fortemente maligno
13. Tipo de problema conforme a *percepção* do Brasil para o período analisado
1. Predominantemente benigno
 2. Misto
 3. Moderadamente maligno
 4. Fortemente maligno
14. A estrutura do sistema de atividades que está sendo regulada no Brasil é...
1. Pouco assimétrica
 2. Moderadamente assimétrica
 3. Fortemente assimétrica
15. A estrutura do problema em si (em termos de troca de externalidades ou impacto e conflito de interesses, por exemplo) é...
1. Pouco assimétrica?
 2. Moderadamente assimétrica?
 3. Fortemente assimétrica?
 4. Indeterminada?
16. É desta forma que as partes percebem o problema?
1. Essencialmente sim.
 2. Não, pois pelo menos algumas partes o percebem de forma mais simétrica.
 3. Não, pois pelo menos algumas partes o percebem de forma mais assimétrica.
 4. Ambos o 2 e o 3.

17. É desta forma que o Brasil percebe o problema?

1. Essencialmente sim.
2. Não, pois pelo menos algumas partes o perceberam de forma mais simétrica.
3. Não, pois pelo menos algumas partes o perceberam de forma mais assimétrica.
4. Ambos o 2 e o 3.

18. Existem ligações funcionais (substantivas) para outros problemas fora do domínio do regime? Se sim, esse(s) problema(s) são mais ou menos malignos?

1. Não existem ligações funcionais ou substantivas significativas.
2. As ligações são, principalmente (ou exclusivamente), com problemas mais benignos.
3. As ligações são com problemas de caráter semelhante ou com problemas mais benignos e mais malignos.
4. As ligações são, principalmente (ou exclusivamente) com problemas mais malignos.

19. Existem ligações funcionais (substantivas) para outros problemas fora do domínio do regime no caso específico do Brasil? Se sim, esse(s) problema(s) são mais ou menos malignos?

1. Não existem ligações funcionais ou substantivas significativas.
2. As ligações são, principalmente (ou exclusivamente), com problemas mais benignos.
3. As ligações são com problemas de caráter semelhante para problemas mais benignos e mais malignos.
4. As ligações são, principalmente (ou exclusivamente) com problemas mais malignos.

20. Como se dá o relacionamento entre as iniciativas de conservação da biodiversidade marinha e o setor pesqueiro no Brasil?

21. Caso tenham existido ligações substantivas, estas influenciaram o comportamento dos atores?

1. Não, ou apenas em casos raros ou até um ponto mínimo
2. Sim, em pelo menos vários casos ou até um ponto significativo

22. Caso tenham existido ligações substantivas no Brasil, estas influenciaram o comportamento dos atores neste país?

1. Não, ou apenas em casos raros ou até um ponto mínimo
2. Sim, em pelo menos vários casos ou até um ponto significativo

23. Algumas das partes, pelo menos, tiveram motivos significativos *ulteriores* para promover ou criar o regime (ou seja, viram o regime como forma de chegar a outros propósitos, além do problema em questão)?

1. Não
2. Sim

24. O Brasil teve motivos significativos *ulteriores* para promover ou criar o regime (ou seja, viram o regime como forma de chegar a outros propósitos, além do problema em questão)?

1. Não
2. Sim

25. Existem incentivos seletivos significantes (benefícios das regras e normas) para alguns atores (ex: recompensas institucionalizadas para a conformidade com o regime ou efeitos indiretos vindo das provisões do regime, tal como maior competitividade para certas indústrias ou empresas)?

1. Não, ou apenas até certo ponto
2. Sim, o regime inclui tais provisões explicitamente
4. Sim, o regime fornece incentivos seletivos de forma *indireta*
5. Sim, ambos 1 e 2

26. Existem incentivos seletivos significantes (benefícios das regras e normas) para alguns atores (ex: recompensas institucionalizadas para a conformidade com o regime ou efeitos indiretos vindo das provisões do regime, tal como maior competitividade para certas indústrias ou empresas) dentro do Brasil, no caso da biodiversidade marinha?

0. Não, ou apenas até certo ponto
1. Sim, a legislação derivada do regime inclui tais provisões explicitamente
2. Sim, a legislação derivada do regime fornece incentivos seletivos de forma *indireta*
3. Sim, ambos 1 e 2

27. A configuração *dos interesses* dos atores (ex: pescadores tradicionais, academia, etc.) pelos componentes distintos do regime (tripé conservação/utilização sustentável/repartição justa e equitativa dos benefícios da biodiversidade) caracteriza-se predominantemente por...

4. ...divisão de interesse equânime?
5. ...divisão de interesse equânime, mas com um ou alguns atores principais que se destacam como exceção?
6. ...conflito cumulativo (colocando os mesmos atores uns contra os outros em assuntos distintos)?
7. ...conflito cumulativo em geral, mas com um ou alguns atores que se destacam como exceção?
8. ...alguma mistura (equilibrada) de divisão de interesse e conflito?

28. No caso específico da biodiversidade no Brasil, a configuração *dos interesses* dos atores (ex: pescadores tradicionais, academia, etc.) pelos componentes distintos do regime caracteriza-se predominantemente por...

1. ...divisão de interesses equânime?
2. ...divisão de interesses equânime, mas com um ou alguns atores principais que se destacam como exceção?
3. ...conflito cumulativo (colocando os mesmos atores uns contra os outros em assuntos distintos)?

4. ...conflito cumulativo em geral, mas com um ou alguns atores que se destacam como exceção?
5. ...alguma mistura (equilibrada) de divisão de interesse e conflito?
29. Cenário institucional: *forma real de tomada de decisão* para decisões substantivas (“regra em uso”)
- Consenso ou unanimidade
 - Maioria qualificada, com direito a reserva(s)
 - Maioria qualificada, sem direito a reserva(s)
 - Outro (especificar) _____
30. Alguns delegados ou delegações tiveram um papel particularmente importante relativo à promoção de liderança empreendedora nas negociações?
- ▲ Não, ou apenas às margens do processo
 - e) Sim, alguma liderança ou liderança fraca
 - 3. Liderança forte e ativa
31. Alguns delegados ou delegadas brasileiro(as) tiveram um papel particularmente importante relativo à promoção de liderança empreendedora nas negociações?
- 1. Não, ou apenas às margens do processo
 - 2. Sim, alguma liderança ou liderança fraca
 - 3. Liderança forte e ativa
32. A *base de conhecimentos*: nível e escopo das incertezas acerca da biodiversidade **marinha** e sua conservação
- 1. Baixo nível de incertezas; os mecanismos e relações causais são conhecidos e (em termos comparativos) o conhecimento descritivo é sólido
 - 2. Nível intermediário de incertezas; escore alto em uma dimensão (teórica

ou empírica) e baixo em outra, e intermediário em ambas

3. Alto nível de incertezas; se aplica à compreensão teórica de relações de causa e efeito bem como ao conhecimento descritivo

33. A *base de conhecimentos*: nível e escopo das incertezas no Brasil acerca da biodiversidade **marinha** (*ambos aqui*) e sua conservação

1. Baixo nível de incertezas; os mecanismos e relações causais são conhecidos e (em termos comparativos) o conhecimento descritivo é sólido

2. Nível intermediário de incertezas; escore alto em uma dimensão (teórica ou empírica) e baixo em outra, e intermediário em ambas

3. Alto nível de incertezas; se aplica à compreensão teórica de relações de causa e efeito bem como ao conhecimento descritivo

34. A base de conhecimentos geral sobre diversidade melhorou significativamente ao longo do tempo (se essa melhora foi durante uma ou mais fases, especificar cada fase)

1. Não

2. Sim, especialmente em relação aos *inputs* negativos (ex: extinção) ou *outputs*/“colheita” (ex: recursos biológicos)

3. Sim, especialmente em relação a um determinado “estoque” ou ecossistema

4. Sim, particularmente quanto à relação causal entre 2 e 3

5. De forma geral, em todas as três dimensões (2, 3 e 4)

35. A base de conhecimentos sobre a diversidade biológica do Brasil melhorou significativamente ao longo do tempo (se essa melhora foi durante uma ou mais fases, especificar cada uma)

1. Não

2. Sim, especialmente em relação aos *inputs* negativos (ex: extinção) ou *outputs*/“colheita” (ex: recursos biológicos)

3. Sim, especialmente em relação a um determinado “estoque” ou ecossistema

4. Sim, particularmente quanto à relação causal entre 2 e 3
5. De forma geral, em todas as três dimensões (2, 3 e 4)
36. Se houve melhora na base de conhecimentos de diversidade (geral), quanto desta pode ser atribuída ao funcionamento do regime em si?
0. Não se aplica (não houve melhora significativa)
 1. Apenas uma pequena parte (bem abaixo de 50%)
 2. O regime em si não contribuiu muito para a construção de conhecimento, porém estimulou, de forma indireta, atividades governamentais ou em ONGs. De forma conjunta, as contribuições diretas ou indiretas, parecem ter sido tão importantes quanto fatores exógenos
 3. As contribuições do regime em si (sem excluir os efeitos indiretos) parecem ter sido mais ou menos iguais, em peso, aos fatores exógenos
 4. Quando às contribuições diretas e os efeitos indiretos são considerados em conjunto, a maioria ou todos podem ser atribuídos ao regime
 5. A maioria ou toda a melhora na base de conhecimento pode ser atribuído diretamente ao regime
 6. Impossível de determinar
37. Se houve melhora na base de conhecimentos sobre diversidade marinha no Brasil, quanto desta pode ser atribuída ao funcionamento do regime em si?
0. Não se aplica (não houve melhora significativa)
 1. Apenas uma pequena parte (bem abaixo de 50%)
 2. O regime em si não contribuiu muito para a construção de conhecimento, porém estimulou, de forma indireta, atividades governamentais ou em ONGs. De forma conjunta, as contribuições diretas ou indiretas, parecem ter sido tão importantes quanto fatores exógenos
 3. As contribuições do regime em si (sem excluir os efeitos indiretos) parecem ter sido mais ou menos iguais, em peso, aos fatores exógenos
 4. Quando às contribuições diretas e os efeitos indiretos são considerados em conjunto, a maioria ou todos podem ser atribuídos ao regime
 5. A maioria ou toda a melhora na base de conhecimento pode ser atribuído

diretamente ao regime

6. Impossível de determinar

38. Presença e papel de *comunidades epistêmicas transnacionais*, principalmente com atuação na diversidade:

1. Nenhuma comunidade epistêmica transnacional pode ser observada em atuação neste regime
2. Sim, mas parece integrada de forma pouco sistemática (e não por atores coerentes), não penetrou profundamente nos governos ou administrações nacionais e não teve um papel ativo ou influente na formação do regime ou nos processos de implementação
3. Sim, parece estar bem integrada, penetrou nos governos e administrações nacionais até um ponto significativo e teve um papel ativo e influente na formação do regime ou nos processos de implementação

39. Presença e papel de *comunidades epistêmicas* brasileiras (redes de ONGs, academia, etc.) principalmente com atuação na diversidade marinha:

1. Nenhuma comunidade epistêmica pode ser observada em atuação neste regime no Brasil
2. Sim, mas parece integrada de forma não sistemática (e não por atores coerentes), não penetrou profundamente nos governos ou administrações brasileiras e não teve um papel ativo ou influente na formação do regime ou nos processos de implementação
3. Sim, parece estar bem integrada, penetrou nos governos e administrações brasileiras até um ponto significativo e teve um papel ativo e influente na formação do regime ou nos processos de implementação

40. *Eficácia do regime*: mudanças comportamentais relacionadas ao *status quo* hipotético que teria existido na ausência do regime (se refere a mudanças no comportamento regulamentado pelo regime)

0. Melhoria líquida negativa (o comportamento mudou na direção errada)

1. A situação não mudou, ou houve alguns efeitos positivos e alguns efeitos negativos sem nenhuma clareza sobre a direção do impacto líquido no comportamento
2. Pouca melhora (marginal, lenta)
3. Melhora significativa, mas de pequeno porte
4. Melhoria significativa

41. *Eficácia do regime no Brasil*: mudanças comportamentais relacionadas ao *status quo* hipotético que teria existido na ausência do regime (se refere à mudanças no comportamento regulamentado pelo regime)

0. Melhoria líquida negativa (o comportamento mudou na direção errada)

 1. A situação não mudou, ou houve alguns efeitos positivos e alguns efeitos negativos sem nenhuma clareza sobre a direção do impacto líquido no comportamento
 2. Pouca melhora (marginal, lenta)
 3. Melhora significativa, mas de pequeno porte
 4. Melhoria significativa

42. *Eficácia do regime*: distância de um cenário ótimo coletivo funcional (do ponto de vista de um julgamento técnico)

1. O regime está longe de atender às exigências de uma solução funcionalmente ótima
2. O regime não atende inteiramente a estas exigências, mas a lacuna existente não é grande
3. O regime atende ou chega perto de atender às exigências de uma solução tecnicamente ótima
4. O regime vai *além* do que é considerado funcionalmente ótimo

43. *Eficácia do regime no Brasil*: distância de um cenário ótimo coletivo funcional (do ponto de vista de um julgamento técnico)

1. O regime está longe de atender às exigências de uma solução funcionalmente ótima
2. O regime não atende inteiramente a estas exigências, mas a lacuna existente não é grande
3. O regime atende ou chega perto de atender às exigências de uma solução tecnicamente ótima
4. As regras e regulamentações do regime vão *além* do que é considerado funcionalmente ótimo

44. O regime mudou, de forma substancial, o conteúdo ou prioridades da agenda política internacional ou o relacionamento geral entre os países participantes?

1. Não (nenhum dos dois)
2. Sim, afetou a agenda política internacional
3. Sim, afetou a relação geral entre pelo menos alguns dos participantes
4. Sim, ambos (2 e 3)

45. O regime mudou, de forma substancial, o conteúdo ou prioridades da agenda política brasileira ou o relacionamento geral entre o Brasil e outros países participantes?

1. Não (nenhum dos dois)
2. Sim, afetou a agenda política nacional
3. Sim, afetou a relação geral entre pelo menos alguns dos participantes
4. Sim, ambos (2 e 3)

46. O regime em si serviu como uma arena importante para o *aprendizado transnacional* acerca da conservação da biodiversidade?

1. Não, ou apenas até um ponto muito modesto
2. Sim, significativamente

47. O regime em si serviu como uma arena importante para o *aprendizado* no Brasil acerca da conservação da biodiversidade?

1. Não, ou apenas até um ponto muito modesto
2. Sim, significativamente

48. *Trajetória de desenvolvimento do regime:* como você caracterizaria a trajetória geral do desenvolvimento do regime para a conservação da biodiversidade?

1. Estável; nenhum crescimento ou declínio significativo
2. Tendência relativamente estável de crescimento incremental
3. Crescimento geral, porém não-estável e não-incremental
4. Declínio
5. Outro, especificar: crescente, porém estável nos últimos anos

49. *Trajetória de desenvolvimento do regime no Brasil:* como você caracterizaria a trajetória do desenvolvimento do regime no Brasil para o caso da biodiversidade?

1. Estável; nenhum crescimento ou declínio significativo
2. Tendência relativamente estável de crescimento incremental
3. Crescimento geral, porém não-estável e não-incremental
4. Declínio
5. Outro, especificar: crescente, porém estável nos últimos anos

50. Descreva como seria um cenário ótimo (ou seja, como estaria o Brasil caso a CDB tivesse sido implementada de forma ideal)? Como estariam as questões ligadas à biodiversidade marinha? Enfocar as questões político-institucionais.

51. Descreva como estaria o Brasil em termos de diversidade biológica (com enfoque na parte marinha) caso a CDB nunca tivesse sido implementada. Enfocar as questões político-institucionais.

52. Indicaria mais alguém para ser entrevistado(a)?