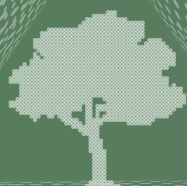


Sustentabilidade Ambiental no Brasil:

biodiversidade, economia e
bem-estar humano

Livro 7



Projeto Perspectivas do
Desenvolvimento Brasileiro

Sustentabilidade Ambiental no Brasil: biodiversidade, economia e bem-estar humano

Livro 7

Governo Federal

Secretaria de Assuntos Estratégicos da Presidência da República

Ministro Samuel Pinheiro Guimarães Neto



Fundação pública vinculada à Secretaria de Assuntos Estratégicos da Presidência da República, o Ipea fornece suporte técnico e institucional às ações governamentais – possibilitando a formulação de inúmeras políticas públicas e programas de desenvolvimento brasileiro – e disponibiliza, para a sociedade, pesquisas e estudos realizados por seus técnicos.

Presidente

Marcio Pochmann

Diretor de Desenvolvimento Institucional

Fernando Ferreira

Diretor de Estudos e Relações Econômicas e Políticas Internacionais

Mário Lisboa Theodoro

Diretor de Estudos e Políticas do Estado, das Instituições e da Democracia

José Celso Pereira Cardoso Júnior

Diretor de Estudos e Políticas Macroeconômicas

João Sicsú

Diretora de Estudos e Políticas Regionais, Urbanas e Ambientais

Liana Maria da Frota Carleial

Diretor de Estudos e Políticas Setoriais, de Inovação, Regulação e Infraestrutura

Márcio Wohlers de Almeida

Diretor de Estudos e Políticas Sociais

Jorge Abrahão de Castro

Chefe de Gabinete

Persio Marco Antonio Davison

Assessor-chefe de Imprensa e Comunicação

Daniel Castro

URL: <http://www.ipea.gov.br>

Ouvidoria: <http://www.ipea.gov.br/ouvidoria>

Sustentabilidade Ambiental no Brasil: biodiversidade, economia e bem-estar humano

Livro 7

Brasília, 2010

ipea

Projeto

Perspectivas do Desenvolvimento Brasileiro

Série

Eixos Estratégicos do Desenvolvimento Brasileiro

Livro 7

Sustentabilidade Ambiental

Volume

Sustentabilidade Ambiental no Brasil: biodiversidade, economia e bem-estar humano

Organizadores/Editores

Albino Rodrigues Alvarez

José Aroudo Mota

Equipe Técnica

José Celso Cardoso Jr. (Coordenação-Geral)

Albino Rodrigues Alvarez (Coordenação)

José Aroudo Mota (Coordenação)

Adriana Maria Magalhães de Moura

Adriano Santiago de Oliveira

Adroaldo Quintela Santos

Antenor Lopes de Jesus Filho

Artur Henrique da Silva Santos

Bruno Milanez

Ernesto Gomes Esteves

Eustáquio José Reis

Feruccio Bilich

Geraldo Sandoval Goes

Gesmar Rosa dos Santos

Gustavo Luedemann

Habib Jorge Fraxe Neto

Hipólito Gadelha Remígio

Igor Ferraz da Fonseca

Jefferson Lorencini Gazoni

João Paulo Viana

Jorge Hargrave Gonçalves da Silva

José Domingos González Miguez

José Gustavo Feres

José Maria Reganhan

José Oswaldo Cândido Jr.

José Renato Casagrande

Juliana Simões Speranza

Júlio César Roma

Marcel Bursztyn

Marcelo Teixeira da Silveira

Maria Bernadete Gomes Pereira Sarmiento Gutierrez

Nilo Luiz Saccaro Jr.

Patrícia da Silva Pego

Patrícia Faga Iglecias Lemos

Paulo Safady Simão

Paulo Sérgio Muçouçah

Yuri Rugai Marinho

Sustentabilidade ambiental no Brasil : biodiversidade, economia e bem-estar humano / Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. – Brasília : Ipea, 2010.

640 p. : gráfs., mapas, tabs. (Série Eixos Estratégicos do Desenvolvimento Brasileiro ; Sustentabilidade Ambiental ; Livro 7)

Inclui bibliografia.

Projeto Perspectivas do Desenvolvimento Brasileiro.

ISBN 978-85-7811-054-3

1. Desenvolvimento Sustentável. 2. Meio Ambiente. 3. Biodiversidade. 4. Política Ambiental. 5. Bem-Estar Social. 5. Brasil. I. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. II. Série.

CDD 304.20981

As opiniões emitidas nesta publicação são de exclusiva e de inteira responsabilidade dos autores, não exprimindo, necessariamente, o ponto de vista do Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada ou da Secretaria de Assuntos Estratégicos da Presidência da República.

É permitida a reprodução deste texto e dos dados nele contidos, desde que citada a fonte. Reproduções para fins comerciais são proibidas.

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO	9
AGRADECIMENTOS	13
INTRODUÇÃO	
SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL: CONCEITOS, REFLEXÕES E LIMITES	17
PARTE I	
SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL NO BRASIL: BREVES DIAGNÓSTICOS	
CAPÍTULO 1	
O ESTADO DA BIODIVERSIDADE – PARTE 1: GENES E ESPÉCIES	51
CAPÍTULO 2	
O ESTADO DA BIODIVERSIDADE – PARTE 2: BIOMAS BRASILEIROS.....	75
CAPÍTULO 3	
ENERGIA E MEIO AMBIENTE NO BRASIL: OFERTA INTERNA E PADRÃO DE CONSUMO ENERGÉTICO	129
CAPÍTULO 4	
O PAGAMENTO PELO CONSUMO DE ÁGUA PROVENIENTE DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO: O CASO DO DISTRITO FEDERAL.....	179
CAPÍTULO 5	
ANÁLISE MATRICIAL DE MANEJO DE RECURSOS RENOVÁVEIS: UMA SUGESTÃO METODOLÓGICA PARA A CONCESSÃO DE FLORESTAS	193
PARTE II	
POLÍTICAS PÚBLICAS E MEIO AMBIENTE NO BRASIL	
CAPÍTULO 6	
DIREITO AMBIENTAL BRASILEIRO: PRINCÍPIOS E LIMITES DE IMPLANTAÇÃO	209
CAPÍTULO 7	
A LEI DE CRIMES AMBIENTAIS FRENTE À EVOLUÇÃO DO DIREITO AMBIENTAL: SANÇÕES <i>VERSUS</i> INCENTIVOS.....	227

CAPÍTULO 8

RECURSOS COMUNS E SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL:
UMA DIMENSÃO POLÍTICA247

CAPÍTULO 9

O LICENCIAMENTO AMBIENTAL FEDERAL COMO INSTRUMENTO
DE POLÍTICA AMBIENTAL NO BRASIL..... 263

CAPÍTULO 10

O USO DO PODER DE COMPRA PARA A MELHORIA
DO MEIO AMBIENTE: O PAPEL DA ROTULAGEM AMBIENTAL291

CAPÍTULO 11

A AUDITORIA AMBIENTAL COMO INSTRUMENTO DE POLÍTICAS
PÚBLICAS NO BRASIL: ANÁLISE E PERSPECTIVAS327

CAPÍTULO 12

O SISTEMA NACIONAL DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO
DA NATUREZA: REALIDADE E PERSPECTIVAS359

CAPÍTULO 13

IMPACTOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS SOBRE O PADRÃO DE USO
DA TERRA NO BRASIL385

CAPÍTULO 14

PRODUÇÃO DE ETANOL E SEUS IMPACTOS SOBRE O USO DA TERRA
NO BRASIL.....413

PARTE III

MUDANÇAS GLOBAIS: RESPOSTAS BRASILEIRAS

CAPÍTULO 15

AS TRANSFORMAÇÕES DA PAISAGEM E AS
ALTERAÇÕES BIOGEOQUÍMICAS441

CAPÍTULO 16

CONVENÇÕES SOBRE CLIMA, MATRIZ ENERGÉTICA MUNDIAL
E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL455

CAPÍTULO 17	
MUDANÇAS CLIMÁTICAS E REPERCUSSÕES NO BRASIL: PERSPECTIVAS E DESAFIOS	475
CAPÍTULO 18	
O PROTOCOLO DE QUIOTO E O MECANISMO DE DESENVOLVIMENTO LIMPO: REGULAMENTAÇÃO NO BRASIL	485
CAPÍTULO 19	
UMA VISÃO GERAL DA UTILIZAÇÃO DO MECANISMO DE DESENVOLVIMENTO LIMPO SETORIAL: PERSPECTIVAS PARA O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL BRASILEIRO	497
CAPÍTULO 20	
PERSPECTIVAS DE REGULAMENTAÇÃO DO MERCADO DE CARBONO NO BRASIL	537
CAPÍTULO 21	
O COMÉRCIO INTERNACIONAL E A SUSTENTABILIDADE SOCIOAMBIENTAL NO BRASIL.....	565
CAPÍTULO 22	
DESAFIOS DA SUSTENTABILIDADE NA CONSTRUÇÃO	615
CAPÍTULO 23	
NOVAS PERSPECTIVAS PARA A GERAÇÃO DE EMPREGOS VERDES NO BRASIL.....	623
NOTAS BIOGRÁFICAS	639

APRESENTAÇÃO

É com imensa satisfação e com sentimento de missão cumprida que o Ipea entrega ao governo e à sociedade brasileira este conjunto – amplo, mas obviamente não exaustivo – de estudos sobre o que tem sido chamado, na instituição, de *Eixos Estratégicos do Desenvolvimento Brasileiro*. Nascido de um grande projeto denominado *Perspectivas do Desenvolvimento Brasileiro*, este objetivava aglutinar e organizar um conjunto amplo de ações e iniciativas em quatro grandes dimensões: *i*) estudos e pesquisas aplicadas; *ii*) assessoramento governamental, acompanhamento e avaliação de políticas públicas; *iii*) treinamento e capacitação; e *iv*) oficinas, seminários e debates. O projeto se cumpre agora plenamente com a publicação desta série de dez livros – apresentados em 15 volumes independentes –, listados a seguir:

- Livro 1 – Desafios ao Desenvolvimento Brasileiro: contribuições do Conselho de Orientação do Ipea – publicado em 2009
- Livro 2 – Trajetórias Recentes de Desenvolvimento: estudos de experiências internacionais selecionadas – publicado em 2009
- Livro 3 – Inserção Internacional Brasileira Soberana
 - Volume 1 – Inserção Internacional Brasileira: temas de política externa
 - Volume 2 – Inserção Internacional Brasileira: temas de economia internacional
- Livro 4 – Macroeconomia para o Desenvolvimento
 - Volume único – Macroeconomia para o Desenvolvimento: crescimento, estabilidade e emprego
- Livro 5 – Estrutura Produtiva e Tecnológica Avançada e Regionalmente Integrada
 - Volume 1 – Estrutura Produtiva Avançada e Regionalmente Integrada: desafios do desenvolvimento produtivo brasileiro
 - Volume 2 – Estrutura Produtiva Avançada e Regionalmente Integrada: diagnóstico e políticas de redução das desigualdades regionais

- Livro 6 – Infraestrutura Econômica, Social e Urbana
 - Volume 1 – Infraestrutura Econômica no Brasil: diagnósticos e perspectivas para 2025
 - Volume 2 – Infraestrutura Social e Urbana no Brasil: subsídios para uma agenda de pesquisa e formulação de políticas públicas
- Livro 7 – Sustentabilidade Ambiental
 - Volume único – Sustentabilidade Ambiental no Brasil: biodiversidade, economia e bem-estar humano
- Livro 8 – Proteção Social, Garantia de Direitos e Geração de Oportunidades
 - Volume único – Perspectivas da Política Social no Brasil
- Livro 9 – Fortalecimento do Estado, das Instituições e da Democracia
 - Volume 1 – Estado, Instituições e Democracia: república
 - Volume 2 – Estado, Instituições e Democracia: democracia
 - Volume 3 – Estado, Instituições e Democracia: desenvolvimento
- Livro 10 – Perspectivas do Desenvolvimento Brasileiro

Organizar e realizar tamanho esforço de reflexão e de produção editorial apenas foi possível, em tão curto espaço de tempo – aproximadamente dois anos de intenso trabalho contínuo –, por meio da competência e da dedicação institucional dos servidores do Ipea (seus pesquisadores e todo seu corpo funcional administrativo), em uma empreitada que envolveu todas as áreas da Casa, sem exceção, em diversos estágios de todo o processo que sempre vem na base de um trabalho deste porte.

É, portanto, a estes dedicados servidores que a Diretoria Colegiada do Ipea primeiramente se dirige em reconhecimento e gratidão pela demonstração de espírito público e interesse incomum na tarefa sabidamente complexa que lhes foi confiada, por meio da qual o Ipea vem cumprindo sua missão institucional de produzir, articular e disseminar conhecimento para o aperfeiçoamento das políticas públicas nacionais e para o planejamento do desenvolvimento brasileiro.

Em segundo lugar, a instituição torna público, também, seu agradecimento a todos os professores, consultores, bolsistas e estagiários contratados para o projeto, bem como a todos os demais colaboradores externos voluntários e/ou servidores de outros órgãos e outras instâncias de governo, convidados a compor cada um dos documentos, os quais, por meio do arsenal de viagens, reuniões, seminários, debates, textos de apoio e idas e vindas da revisão editorial, enfim puderam chegar a bom termo com todos os documentos agora publicados.

Estiveram envolvidas na produção direta de capítulos para os livros que tratam explicitamente dos sete eixos do desenvolvimento mais de duas centenas de pessoas. Para este esforço, contribuíram ao menos 230 pessoas, mais de uma centena de pesquisadores do próprio Ipea e outras tantas pertencentes a mais de 50 instituições diferentes, entre universidades, centros de pesquisa, órgãos de governo, agências internacionais etc.

A Comissão Econômica para a América Latina e o Caribe (Cepal) – sólida parceira do Ipea em inúmeros projetos – foi aliada da primeira à última hora nesta tarefa, e ao convênio que com esta mantemos devemos especial gratidão, certos de que os temas do planejamento e das políticas para o desenvolvimento – temas estes tão caros a nossas tradições institucionais – estão de volta ao centro do debate nacional e dos circuitos de decisão política governamental.

Temos muito ainda que avançar rumo ao desenvolvimento que se quer para o Brasil neste século XXI, mas estamos convictos e confiantes de que o material que já temos em mãos e as ideias que já temos em mente se constituem em ponto de partida fundamental para a construção deste futuro.

Boa leitura e reflexão a todos!

Marcio Pochmann
Presidente do Ipea

Diretoria Colegiada

Fernando Ferreira

João Sicsú

Jorge Abrahão

José Celso Cardoso Jr.

Liana Carleial

Márcio Wohlers

Mário Theodoro

AGRADECIMENTOS

A extraordinária multiplicação da espécie humana, aliada a uma não menos acentuada elevação nos padrões de consumo, com todas as consequências imagináveis sobre o ritmo de exploração dos recursos naturais, fez que, na atualidade, a preocupação com a forma de inserção do homem na produção de sua existência e no entorno natural não possa mais ser esquecida quando se discute o processo de desenvolvimento econômico e social.

Reflexões como essa estão na raiz da opção do Ipea em eleger a sustentabilidade ambiental como um dos eixos do desenvolvimento, a ser necessariamente tomada em conta, integrada, para que se prossiga na busca do grande objetivo de desenvolver o Brasil, fornecendo condições dignas de vida para seus cidadãos buscarem a realização de todo o seu potencial como seres humanos.

A integração da sustentabilidade ambiental no contexto econômico não é tarefa fácil. Por muito tempo, restrições dessa ordem não foram levadas a sério, não só no país. Vista como mais um empecilho ao dinamismo econômico que se desejava imprimir, sendo que a ânsia por taxas de crescimento cada vez maiores é tomada como um fim em si mesma, a preocupação de caráter ambiental necessita, ainda, de alicerces mais sólidos para constituir-se como campo que possa opinar e orientar de forma autônoma decisões de políticas públicas, econômicas e sociais. Por outro lado, é campo marcado por profunda e seminal transdisciplinariedade.

Com isso em vista, o presente livro pretende apresentar um cardápio de possibilidades temáticas e metodológicas, se não com pretensões fundadoras da área na instituição, pelo menos como um diagnóstico inicial das possibilidades investigativas de que o Ipea dispõe para, nos próximos anos, intensificar sua participação também nesse campo novo, promissor e inescapável para os fins que persegue.

Este livro foi obra coletiva que reflete as ponderações anteriores. Nominar-se-ão agora os colaboradores que o tornaram possível.

A introdução, *Sustentabilidade ambiental: conceitos, reflexões e limites*, foi obra de José Aroudo Mota e Jefferson Lorencini Gazoni. Nela se delineiam as grandes perspectivas que inspiram o todo do compêndio.

A Parte I, *Sustentabilidade ambiental no Brasil: breves diagnósticos*, explora, em um rol antes exemplificativo que exaustivo, o diagnóstico das possibilidades do território brasileiro frente à questão da sustentabilidade ambiental. O capítulo 1, *O estado da biodiversidade – parte 1: genes e espécies*, teve autoria dos biólogos João Paulo Viana, Nilo Luiz Saccaro Jr., Habib Jorge Fraxe Neto

e Júlio César Roma. O capítulo 2, *O estado da biodiversidade – parte 2: biomas brasileiros*, completa a temática em questão a partir do estudo de Júlio César Roma, João Paulo Viana, Habib Jorge Fraxe Neto e Nilo Luiz Saccaro Jr. O capítulo 3, *Energia e meio ambiente no Brasil: oferta interna e padrão de consumo energético*, foi obra de Antenor Lopes de Jesus Filho, Gesmar Rosa dos Santos e Gustavo Luedemann, explorando a instigante questão dos potenciais nacionais quando da constituição de sua matriz energética. Já o capítulo 4, *O pagamento pelo consumo de água proveniente de unidades de conservação: o caso do Distrito Federal*, resultou do esforço de José Aroudo Mota, Marcel Bursztyrn, Feruccio Bilich, Marcelo Teixeira da Silveira e José Oswaldo Cândido Jr. Fechando esta primeira parte, encontra-se o texto *Análise matricial de manejo de recursos renováveis: uma sugestão metodológica para a concessão de florestas*, constituindo-se no capítulo 5, da lavra de Geraldo Sandoval Goes, José Aroudo Mota, Marcelo Teixeira da Silveira e Jefferson Lorencini Gazoni.

Discutidas algumas vertentes dos potenciais nacionais, a Parte II, *Políticas públicas e o meio ambiente no Brasil*, centra-se na atuação do homem brasileiro diante da questão que empolga todo o livro; é o local para analisar-se o arcabouço jurídico já constituído, alguns instrumentos de política correntes, bem como questões que se ligam à utilização da terra.

O capítulo 6, *Direito ambiental brasileiro: princípios e limites de implantação*, foi produzido por Patrícia Faga Iglecias Lemos e Ernesto Gomes Esteves. Já Yuri Rugai Marinho encarregou-se do capítulo 7, *A lei de crimes ambientais frente à evolução do direito ambiental: sanções versus incentivos*. O capítulo 8, *Recursos comuns e sustentabilidade ambiental: uma dimensão política*, deriva do empenho de Igor Ferraz da Fonseca. O conjunto de textos que tratam de instrumentos de política ambiental inaugura-se com o capítulo 9, *O licenciamento ambiental federal como instrumento de política ambiental no Brasil*, fruto do trabalho de José Maria Reganhan e José Aroudo Mota. Adriana Maria Magalhães de Moura e José Aroudo Mota compuseram o capítulo 10, *O uso do poder de compra para a melhoria do meio ambiente: o papel da rotulagem ambiental*. É de Adriana Maria Magalhães de Moura também o capítulo 11, *A auditoria ambiental como instrumento de políticas públicas no Brasil: análise e perspectivas*. Jefferson Lorencini Gazoni e José Aroudo Mota colaboraram no capítulo 12, *O Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza: realidade e perspectivas*. Fechando o segundo grande bloco, encontram-se os capítulos 13, *Impactos das mudanças climáticas sobre o padrão de uso da terra no Brasil*, e 14, *Produção de etanol e seus impactos sobre o uso da terra no Brasil*, ambos oriundo da cooperação entre José Gustavo Feres, Eustáquio José Reis e Juliana Simões Speranza.

O conjunto final de textos, constituindo a Parte III, *Mudanças globais: respostas brasileiras*, trata do problema ambiental de um ponto de vista mais global, das gran-

des transformações que experimentamos, dos acordos que buscamos equacioná-las, dos compromissos que o Brasil assume crescentemente e de algumas técnicas que se desenvolvem para mitigar possíveis efeitos deletérios das transformações globais.

A Parte III inicia-se com o capítulo 15, *As transformações da paisagem e as alterações biogeoquímicas*, cujo autor é Gustavo Luedemann. O capítulo 16, de Adroaldo Quintela Santos, Artur Henrique da Silva Santos e Patrícia da Silva Pego, denomina-se *Convenções sobre clima, matriz energética mundial e desenvolvimento sustentável*. Explorando ainda mais o tema da mudança, o capítulo 17, *Mudanças climáticas e repercussões no Brasil: perspectivas e desafios*, foi elaborado em conjunto por José Aroudo Mota e Jefferson Lorencini Gazoni. O capítulo 18, *O Protocolo de Quioto e o mecanismo de desenvolvimento limpo: regulamentação no Brasil*, é da autoria de José Domingos Gonzáles Miguez, Adriano Santhiago de Oliveira e Gustavo Luedemann. Já Maria Bernadete Gomes Pereira Sarmiento Gutierrez é a autora do capítulo 19, *Uma visão geral da utilização do mecanismo de desenvolvimento limpo setorial: perspectivas para o desenvolvimento sustentável brasileiro*.

Aproximando-nos do fim do compêndio, encontramos o capítulo 20, *Perspectivas de regulamentação do mercado de carbono no Brasil*, só possível graças ao comprometimento dos que o elaboraram: José Renato Casagrande, Hipólito Gadelha Remígio e Habib Jorge Fraxe Neto. O capítulo 21, *O comércio internacional e a sustentabilidade socioambiental no Brasil*, coube a Bruno Milanez e Jorge Hargrave Gonçalves da Silva. Fechando a obra, muito agradecemos a Paulo Safady Simão, autor do capítulo 22, *Desafios da sustentabilidade na construção*, e a Paulo Sérgio Muçouçah, do capítulo 23, *Novas perspectivas para a geração de empregos verdes no Brasil*.

Estamos certos de que, somente com o generoso empréstimo de talento, conhecimento e esforço dos autores, oriundos tanto dos quadros do Ipea como da colaboração de pessoal bastante qualificado de diferentes setores da sociedade brasileira, foi possível compor o volume que agora é trazido à divulgação. Espera-se continuar contando com essa qualidade de contribuição para estimular o desenvolvimento brasileiro em bases ambientalmente sustentáveis.

Os Editores

INTRODUÇÃO

SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL: CONCEITOS, REFLEXÕES E LIMITES

1 INTRODUÇÃO

Com o advento da sociedade fordista,¹ caracterizada como o processo de produção e de consumo em massa no mundo, surge uma notória preocupação com as questões ambientais. Porém, fatores decorrentes deste processo, como industrialização, concentração espacial, modernização agrícola, crescimento populacional e urbanização, compuseram os principais pontos de pressão e de conscientização humana sobre a problemática ambiental global.

A humanidade encontra-se em um período de grandes desafios. O aumento de bem-estar, proporcionado pelo vigoroso crescimento econômico mundial ocorrido no século XX, é ameaçado por alterações ambientais ocorridas, em grande parte, pelas externalidades das próprias ações humanas. O momento exige imediata atenção, pois são vigorosas as transformações a enfrentarem-se neste século. Neste contexto, este estudo analisa as relações entre o desenvolvimento econômico e a sustentabilidade ambiental.

Assim, este trabalho está estruturado em 12 seções. Inicialmente, discute-se o funcionamento dos sistemas ambientais, suas dinâmicas, suas escalas, seus ciclos e suas retroações. É analisada também a questão dos limites e da auto-organização desses sistemas, em que a sustentabilidade ambiental está inserida. Em seguida, estudam-se as relações do homem com o ambiente natural, nas quais são apresentadas informações acerca da evolução dos impactos ambientais das atividades humanas. Ainda são discutidas a evolução do conceito e dos critérios de desenvolvimento sustentável e suas interações com o sistema econômico.

1. O fordismo caracteriza-se como uma nova forma de organização da produção e do trabalho. A ideia de Henry Ford era fabricar o modelo "T" por um preço relativamente baixo, de modo que ele fosse comprado em massa. A fim de obter sucesso no negócio, o fordismo se apoiou em cinco pontos de transformação, resgatados do método científico de produção em vigor à época: produzir em massa; racionalizar as tarefas dos operários; instituir o sistema de produção em linha; criar a padronização de componentes para o sistema de produção; e automatizar o sistema produtivo.

2 O SISTEMA TERMODINÂMICO DA NATUREZA

O meio ambiente funciona como um sistema aberto, o qual recebe constantes insumos, que são processados e transformados em produtos (figura 1). De modo simples, é assim que funciona um sistema (MOTA, 2004; BOULDING, 1992; LOVELOCK, 1997, 2006; KATZ; KAHN, 1987; BERTALANFFY, 1975).

FIGURA 1
Modelo simplificado de um sistema



Fonte e elaboração próprias.

O *input* refere-se à organização de entrada de insumos para o sistema. Isso ocorre porque nenhum sistema é autossuficiente, necessita sempre de entrada de energia, de importação de energia de seu ambiente externo. Um sistema aberto está constantemente trazendo energia do ambiente, os animais e os vegetais sobrevivem devido à troca constante desta. Do mesmo modo, as atividades econômicas e humanas precisam importar energia do meio ambiente, pois vivem por sua causa.

O processamento refere-se à energia que entra no sistema e é submetida à transformação para uma nova forma de energia. A natureza transforma vários insumos em novos materiais, os quais são úteis para a sobrevivência da natureza. Do mesmo modo, as atividades econômicas e humanas, a fim de suprirem suas necessidades, transformam a energia dos recursos naturais por meio de uso intensivo.

O *output* concerne ao produto gerado pelo processamento do sistema, representa a saída do sistema, em que sua produção retorna para alimentar novamente este, isto é, retorna como *input* para fazer que o sistema continue a trabalhar.

Um sistema aberto não trabalha somente em função dessas três fases, precisa de mecanismos de análise de seu equilíbrio e de sua perenidade no tempo. Desse modo, mais três conceitos são importantes para ajudar no entendimento do funcionamento de um sistema.

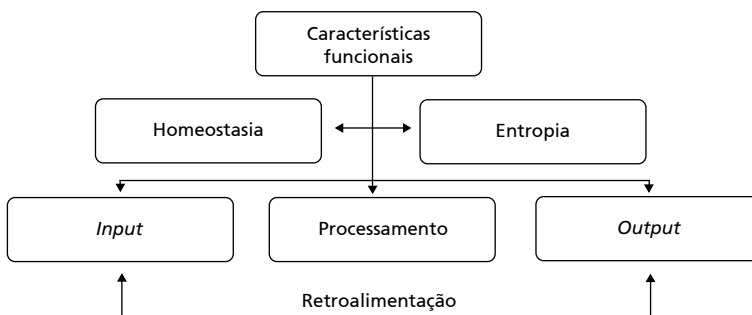
A entropia está relacionada com o nascimento, o crescimento e a morte de um sistema. Os organismos do meio ambiente se desgastam e tendem a morrer; por isso, é imprescindível que os sistemas adquiram, em seus *inputs*, insumos de boa qualidade. O processo entrópico impõe-se em todos os seres vivos e as atividades econômicas, contribuindo para o desgaste da manutenção da vida na Terra.

A homeostase é um conjunto de elementos autorreguladores de um sistema aberto que permite manter o estado de equilíbrio do meio ambiente. O excesso de energia entrópica conduz o sistema a não mais suportar o estado de equilíbrio inicial, levando-o para um novo ponto de equilíbrio ou para a sua completa deterioração. Os sistemas naturais são autossustentáveis e se desagregam à medida que as atividades econômicas e humanas interferem em seu meio ambiente.

O *feedback* refere-se ao mecanismo de retroalimentação de um sistema aberto, em que informações são emitidas de modo a manter o sistema em equilíbrio. Quando o *feedback* de um sistema é interrompido, seu estado de equilíbrio desaparece e a entropia domina seus mecanismos de retroalimentação, conduzindo-o ao perecimento. Energia de baixo aproveitamento, tais como dejetos industriais, excesso de poluição e outros tipos de lixo, constitui-se em excesso de *inputs* que os sistemas abertos não têm possibilidade de absorver.

Essas características são chamadas de funcionais, pois regulam o funcionamento de um sistema aberto. A figura 2 apresenta o fluxo de um sistema aberto com suas principais funções, em que cinco elementos são demonstrados. A entrada de insumos (*input*); o mecanismo de processamento (processamento); a produção do sistema como saída do que foi processado (*output*); o equilíbrio do sistema (homeostase); a medida de irreversibilidade do sistema (entropia); e o esquema de retroação (*feedback*).

FIGURA 2
Características funcionais de um sistema aberto



Fonte e elaboração próprias.

Assim, a termodinâmica comanda os mecanismos de troca de matéria e energia nos sistemas naturais e econômicos. Das contribuições de Clausius²

2. Em seus experimentos, Clausius concluiu que o calor não pode passar de um corpo mais frio, por si só, para um corpo mais quente, já que a energia precisa de trabalho para sua transformação.

(1888 *apud* GLEISER, 1997) às modernas aplicações das leis da termodinâmica³ (SCHRODINGER, 1944 *apud* SCHNEIDER; KAY, 1997; FABER; NIEMES; STEPHAN, 1995; GEORGESCU-ROEGEN, 1993; EHRLICH; EHRLICH; HOLDREN, 1993), há um consenso de que a perda de energia do sistema global do planeta Terra é originada da exagerada exploração econômica dos ativos naturais e da luxúria contida nas funções de bem-estar da sociedade mundial.

3 A DINÂMICA DOS SISTEMAS SOCIOAMBIENTAIS

As questões socioambientais são aspectos inerentes ao funcionamento do sistema terrestre: primeiro, a compreensão de que a Terra é um sistema singular, está aberta para a troca de energia e matéria; e segundo, atualmente as atividades econômicas e humanas são capazes de promover profundas transformações no sistema global em uma escala complexa, interativa e evidentemente acelerada. As questões socioambientais devem, necessariamente, ser abordadas de um ponto de vista sistêmico. Entretanto, um dos maiores entraves verificados quanto às políticas públicas tem sido a carência de conhecimentos sobre o funcionamento dos sistemas socioambientais.

A palavra sistema deriva do grego *systema* (συστημα) que significa, literalmente, *colocar junto*. Um sistema pode ser entendido como “um conjunto de elementos em interação dinâmica, organizado em função de um objetivo” (ROSNAY, 1975). Cabe observar que um sistema é sempre maior que a soma de suas partes, pois as relações que criam condições contextuais diferentes neste sistema devem, igualmente, ser consideradas.

No caso dos sistemas socioambientais, constituídos por uma grande variedade de componentes e interações, o sistema é considerado também complexo. Seus elementos estão, geralmente, organizados em níveis hierárquicos internos e seu comportamento é não linear; ou seja, os efeitos das interações entre os elementos não provocam variações constantes no sistema, cujo funcionamento está relacionado com a combinação de suas retroações, seus fluxos e seus reservatórios.

Nesse sentido, os conceitos de sustentabilidade apresentados na literatura também variam bastante. A sustentabilidade está relacionada com “(...) a habilidade do sistema em manter sua estrutura (organização) e função (vigor), com o passar do tempo, em face de *stress* externo (resiliência)” (COSTANZA, 1992). A sustentabilidade

3. A Primeira Lei da Termodinâmica, ou Lei da Conservação, anuncia que matéria e energia não podem ser criadas ou destruídas, mas somente transformadas. A Segunda Lei da Termodinâmica, ou Lei da Entropia, é anunciada como uma medida quantitativa da irreversibilidade.

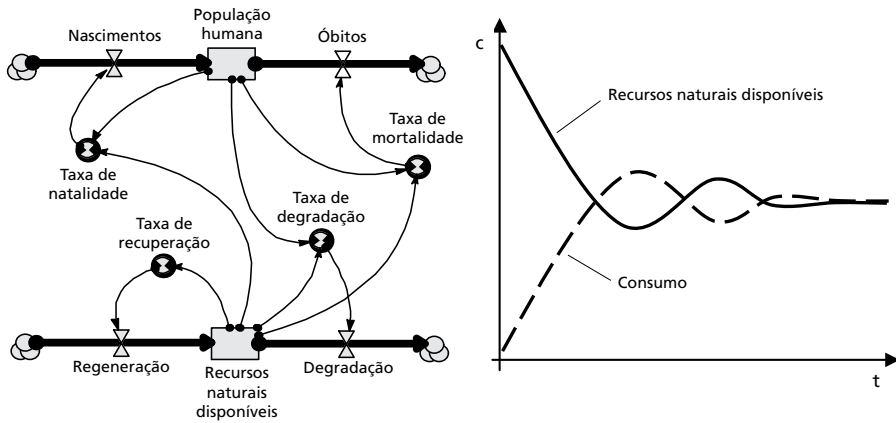
(...) é uma relação entre sistemas econômicos dinâmicos e sistemas ecológicos maiores, também dinâmicos e que, no entanto, modificam-se mais lentamente, de tal forma que a vida humana pode continuar indefinidamente (...), uma relação na qual os efeitos das atividades humanas permanecem dentro de limites que não deterioram a saúde e a integridade de sistemas auto-organizados que fornecem o contexto ambiental para essas atividades (NORTON, 1992).

De modo similar, o conceito de capacidade de suporte faz interação primária com o de resiliência: enquanto este está relacionado com a capacidade de regeneração dos ecossistemas, aquele se refere à quantidade de populações que o ecossistema suporta, sem comprometer os direitos de acesso e usufruto das futuras gerações, sejam humanas ou residentes em habitats naturais.

Em uma pesquisa acerca das transformações no sistema global e suas relações com as atividades humanas, Steffen *et al.* (2004) afirmam que as mudanças nas relações existentes entre o ambiente natural e as atividades humanas se intensificaram nos últimos séculos e estão promovendo complexas e profundas mudanças globais sem precedentes na história do planeta. É importante observar que estas últimas, que vêm ocorrendo e se intensificando, afetam todos os ecossistemas.

Entende-se que os sistemas socioambientais são autorregulados, ou seja, uma parte da saída (*output*) é reenviada à entrada do sistema (*input*). A intensidade, a direção e a combinação das retroações provocadas por uma transformação ou de uma ação repercutem sobre os sistemas de formas diversas. Se os efeitos destas promovem a aceleração na transformação em relação ao estado anterior, esta retroação é chamada de positiva (*positive feedback*), ou seja, os efeitos são cumulativos. De outra forma, se a variação no sistema é menor que a anterior, a retroação é considerada negativa (*negative feedback*) e tende a conduzir o sistema à estabilidade (BERTALANFFY, 1975; ROSNAY, 1975). A figura 3 mostra o comportamento teórico de um sistema socioambiental em retroação negativa.

FIGURA 3
Modelo de sistema socioambiental em retroação negativa



Fonte e elaboração próprias.

Ao estudar as variações nos sistemas ambientais, Bertalanffy (1975) concluiu que estas apresentam notáveis características e que “(...) estas variações podem ocorrer porque o sistema vivo acha-se inicialmente em um estado instável e tende para um estado estável. Tais são, em termos gerais, os fenômenos de crescimento e desenvolvimento”.

É necessário compreender que a biota não fornece somente benefícios diretos à humanidade, como o suprimento de alimentos e combustíveis, mas também é provedora dos processos essenciais à vida no planeta. Neste sentido, tem havido especial atenção quanto à perda de biodiversidade; entretanto, Levin (1998) questiona esta postura afirmando que nem todas as espécies possuem a mesma importância para a manutenção dos processos-chave para o funcionamento desses sistemas. Pode-se entender que ainda há carência de conhecimentos acerca dos complexos processos que envolvem a sustentabilidade dos ecossistemas. Para Wilson (1997), “cada espécie é única e intrinsecamente valiosa”, daí a profundidade teórica e prática dos modelos sistêmicos e de desenvolvimento sustentável. Porém, está implícito que se a natureza criou é porque a criação tem uma função utilidade de sustentação para os demais componentes dos ecossistemas.

4 A QUESTÃO DOS LIMITES E DA AUTO-ORGANIZAÇÃO

Em geral, a resposta desses é, geralmente, realizada de forma gradual. Entretanto, diversas pesquisas têm mostrado que esta mudança gradual dos estados dos ecossistemas tem sido interrompida por uma rápida e drástica mudança para novos

e contrastantes estados. Recentes estudos sugeriram que a perda de resiliência é geralmente um dos aspectos que promovem a modificação do ecossistema⁴ para um estado alternativo (SCHEFFER *et al.*, 2001).

A resiliência é definida por Holling (1973) como “a magnitude de distúrbios que o sistema pode experimentar antes que salte a um estado diferente com diferentes controles em estrutura e função”. Folke *et al.* (2004) a definem como “(...) a capacidade de um sistema em absorver distúrbios e se reorganizar enquanto se modifica apenas para manter essencialmente sua função, estrutura, identidade, e retroações”. As pesquisas, cada vez em maior número e qualidade, têm destacado que os ecossistemas proporcionam serviços ambientais, os quais necessitam de qualificação e quantificação quanto às suas interações e contribuições aos níveis de bem-estar dos seres humanos.

Sobre esse aspecto, vários são os casos apresentados pela literatura. Em uma investigação sobre a inesperada e catastrófica morte do ecossistema do recife das Ilhas Mentawai, localizadas a sudoeste de Sumatra, na Indonésia, no leste equatorial do Oceano Índico, no fim de 1997, Abram *et al.* (2003) identificaram que alterações comuns no Oceano Índico (*upwelling*) elevaram os nutrientes do fundo para a superfície, especialmente os de nitrogênio e fósforo. Ao mesmo tempo, chuvas na Indonésia haviam se reduzido dramaticamente e incêndios, geralmente provocados por queimadas, produziram uma concentração de fumaça sobre o sudeste da Ásia, que, com a chuva, aumentou as concentrações de ferro e fósforo na superfície da água.

Esses fatores colaboraram para a formação de uma grande maré vermelha constituída de *phytoplankton* que se estendeu ao longo das ilhas; com isso, o grande crescimento desta maré foi sustentado pelos altos níveis de nutrientes presentes. Com a liberação de toxinas pelos *phytoplankton*, os peixes e outros seres que habitavam o coral morreram e, com sua oxidação, o coral de aproximadamente 500 quilômetros foi levado rapidamente à morte por asfixia. No caso do coral das Ilhas Mentawai, a retroação positiva do sistema levou-o a romper com seu comportamento habitual (objetivo) e a saltar a um novo estado (catástrofe).

Estudando a consequência dos incêndios em duas áreas de alta floresta na Amazônia, Cochrane *et al.* (1999) identificaram que nas últimas décadas os incêndios acidentais afetaram aproximadamente 50% das áreas estudadas, causando maior prejuízo que as destruições provocadas intencionalmente pelo homem. Os autores concluíram que os incêndios florestais produzem retroações positivas, tornando-as cada vez mais suscetíveis a novos incêndios. Além disso, verificaram que o uso da terra e das práticas anteriores mudou e que o fogo na alta Floresta Amazônica tem a

4. Um ecossistema é formado por uma comunidade distinta de espécies que interagem entre si e com os fatores físico-químicos que compõem o ambiente natural.

capacidade de transfigurar grandes áreas de floresta tropical em capoeira ou savana. Os efeitos destas transformações no clima regional, na biodiversidade e na economia tendem a ser extremos. Estas transformações, sugerem os autores, levarão alguns anos para ocorrer, mas tendem a ser irreversíveis sob as condições climáticas atuais.

Ao revisar a literatura sobre o assunto, Folke *et al.* (2004) selecionaram 48 estudos. Os tipos de ecossistemas em que foram identificadas as mudanças bruscas de estado foram divididos em cinco grandes grupos: ecossistemas de água doce (lagos temperados, lagos tropicais, lagos rasos e alagados); ecossistemas marinhos (recifes de coral, florestas marinhas, lagunas rasas, águas costeiras e cadeias alimentares marinhas); ecossistemas florestais (florestas temperadas e florestas tropicais); savanas e gramados; e ecossistemas ártico e subártico.

5 O EMERGENTE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL: UM CONCEITO EM CONSTRUÇÃO

O desenvolvimento sustentável, como forma alternativa de desenvolvimento, foi delimitado por uma evolução conceitual que há muito antecedeu e subsidiou bastante os trabalhos da Comissão Mundial sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento (CMMAD).⁵ Os primeiros estudos científicos sobre o tema vieram a aparecer a partir do século XVIII. Thomas Robert Malthus é considerado o primeiro economista a sugerir existência de limites ao crescimento derivado da escassez dos recursos.

A teoria malthusiana sugere que o crescimento descontrolado da população é geométrico, enquanto a disponibilidade dos recursos necessários cresce aritmeticamente. Malthus baseou sua teoria em termos de limites no suprimento de áreas agricultáveis de qualidade e do resultante decréscimo na taxa de retorno da produção agrícola. Dessa forma, ele apontou uma redução do suprimento *per capita* de alimentos. Neste cenário, a população humana seria forçada a se reduzir a um nível de subsistência, cessando seu crescimento (MEBRATU, 1998). A teoria malthusiana de “limites do crescimento” pode ser considerada uma das precursoras do atual conceito de desenvolvimento sustentável.

Ao final da Segunda Guerra Mundial, a melhoria econômica e social se tornou uma das maiores preocupações dos governantes que, por meio das poderosas relações coloniais, estenderam este conceito às nações pobres do mundo. Segundo Haris (2000), o desenvolvimento econômico, com suas correlações sociais e institucionais, ocupou grande parte da produção teórica e política, assim como da disputa entre capitalismo e comunismo durante a Guerra Fria.

5. O relatório denominado *Our Common Future*, publicado em 1987 pela CMMAD, é o documento que amplamente divulgou o conceito até hoje mais adotado de desenvolvimento sustentável.

A importância das questões ambientais no cenário político internacional intensificou-se a partir da segunda metade da década de 1960. A crença no desenvolvimento econômico continuado acarretou um significativo questionamento de muitos debates sobre os perigos da poluição e do uso irrestrito dos recursos naturais, posteriormente com sucessivas crises de escassez de recursos, especificamente do petróleo no início da década de 1970 (DIEGUES, 1995; BRÛSEKE, 2003). Estes e outros fatos promoveram uma densificação das discussões acerca dos modelos de desenvolvimento fundamentados no uso irrestrito dos recursos naturais, considerados abundantes até então.

6 DOS LIMITES DO CRESCIMENTO AO DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

No entendimento de Bursztyn (2001), “nos rebeldes anos 1960, começam a proliferar alertas, vindos da Universidade, quanto à insensatez do modo como o avassalador avanço das ciências vinha se transformando em tecnologias e processos produtivos ameaçadores à perenidade da vida”.

Em 1972, realizou-se a Conferência da Organização das Nações Unidas (ONU) sobre Meio Ambiente Humano, em Estocolmo, em que foram examinadas a questão ambiental de maneira global para a busca de soluções para problemas existentes e a definição de estratégias referentes a esta problemática. Naquele período, reuniu-se em Roma um grupo liderado por Meadows para analisar a crise ambiental que estava se expandindo e os conflitos entre as interpretações modernas e pós-modernas da história que, para Tryzna (1995), foram o cerne das divergências sobre a questão dos limites do crescimento. Finalmente, os pós-modernistas fundadores do chamado Clube de Roma, uma associação internacional informal de aproximadamente uma centena de cientistas, executivos, estudantes e autoridades, produziram um importante documento denominado *The limits to growth* (MEADOWS *et al.*, 1972)

O documento sugeriu que a sociedade industrial estava excedendo a maioria dos limites ecológicos há pelo menos duas décadas e enfatizou que seria impossível a continuidade dessas práticas. Segundo Mitcham (1995), a questão central em relação aos limites do crescimento consiste em seu crescimento exponencial, característica marcante desde o início da modernidade frente à impossibilidade de continuação ininterrupta. Tal crescimento concerne aos alimentos, à produção industrial, ao consumo de energia, às emissões de gases poluentes, entre outros exemplos. Desse modo, o Clube de Roma concluiu que a consequência da continuidade destas práticas ocasionará, incondicionalmente, a catástrofe, tornando-se esta então necessária à adoção de ações conscientes para criar uma curva de acomodação dos recursos.

A contundência das previsões catastróficas apresentadas por Meadows *et al.* (1972) foi duramente criticada por diversos intelectuais, principalmente dos países menos desenvolvidos economicamente, mas também por cientistas mais

reconhecidos, como o ganhador do prêmio Nobel de Economia, Robert Solow, em 1974. Os discursos concentravam-se na tese proposta por Mahbub ul Haqde de que as sociedades ocidentais, depois de um século de crescimento industrial acelerado, fecharam este caminho de desenvolvimento para os países pobres, justificando esta prática como uma retórica ecologista. Era neste contexto que se encontravam os principais conflitos nos discursos socioambientais.

Para esse entendimento, Sachs (1997) os caracterizou como os que previam abundância (*the cornucopians*) e os catastrofistas (*doomsayers*). Estes últimos previam o Apocalipse caso o crescimento do consumo⁶ não fosse interrompido, levando ao esgotamento dos recursos. A leste, os que previam abundância argumentavam que as preocupações ambientais eram inadequadas e atrasariam o processo de desenvolvimento dos países não industrializados ou em processo de industrialização.

Nos anos que se seguiram, foram utilizados novos conceitos relacionados ao desenvolvimento sustentável. Em 1973, Maurice Strong introduziu nas discussões o conceito de *ecodesenvolvimento* (NOBRE; AMAZONAS, 2002). Daí, Sachs (1986) formulou os princípios básicos desta alternativa de desenvolvimento em 1974 em conjunto com uma equipe multidisciplinar, momento em que abordaram e reelaboraram as questões do *ecodesenvolvimento*, ampliando e diversificando suas considerações.

Foram apresentados os seguintes aspectos interligados e necessários para atingir o *ecodesenvolvimento*: satisfação das necessidades básicas; solidariedade com as gerações futuras; participação da população envolvida; preservação dos recursos naturais e do meio ambiente em geral; e elaboração de um sistema social, garantindo emprego, segurança social e respeito a outras culturas e programas de educação.

Essas considerações foram reutilizadas no *Relatório Que Faire* apresentado no final de 1975 pela fundação Dag Hammarskjold na VII Conferência Extraordinária das Nações Unidas. Entretanto, neste documento, foram utilizados outros termos como “um outro desenvolvimento” e “desenvolvimento sustentado”. Mas o termo *ecodesenvolvimento* passou a receber muita atenção a partir de então nas reflexões sobre ambiente e desenvolvimento.

Apesar disso, diversos autores – entre eles, Estes (1993), Mitcham (1995) e Tryzna (1995) – reconheceram que os passos decisivos para a substituição da atenção aos “limites do crescimento” para o “desenvolvimento sustentável” foram promovidos por outros dois importantes documentos: *World*

6. É necessário observar que alguns pessimistas – malthusianos – acreditavam que o esgotamento dos recursos seria consequência da explosão populacional, desconsiderando as diferentes práticas e capacidades de consumo.

Conservation Strategy: living resource conservation for sustainable development, da União Internacional para a Conservação da Natureza (UICN) (1980) e *Our Common Future: from one Earth to one World – the World Commission on Environment and Development* (BRUNDTLAND, 1987).

Segundo Tryzna (1995), a mais expressiva colaboração conceitual foi provida pela UICN que, em relações de trabalho com o World Wildlife Foundation for Nature (WWF) e o Programa Ambiental das Nações Unidas, formulou a Estratégia de Conservação Mundial (UICN, 1980). Foi o maior avanço até então na tentativa de discutir de forma integrada ambiente e desenvolvimento sob a ética da conservação. Outro aspecto importante relacionado à UICN e ao *Relatório Que Faire* é o aparecimento inédito do termo “desenvolvimento sustentável”, muitas vezes creditado ao *Relatório Brundtland*.

O documento da UICN (1980) pode ser visto como uma proposta de estratégia voltada principalmente para subsidiar a elaboração de políticas públicas em um enfoque conservacionista. Este definiu desenvolvimento como “(...) a modificação da biosfera e a aplicação dos recursos humanos, financeiros, recursos vivos ou não-vivos para satisfazer as necessidades humanas e melhorar a qualidade de vida da humanidade” (UICN, 1980, seção 3, § 3º). Ainda afirmou que, para o desenvolvimento ser considerado sustentável, se devem levar em conta fatores sociais, econômicos e ecológicos. Logo, o crescimento econômico deve ser harmônico às outras dimensões ambientais, mas não necessariamente cessar, como sugeriu Meadows *et al.* (1972).

O termo conservação foi lançado e conceituado como “(...) o gerenciamento do uso humano da biosfera de forma que ela proporcione o melhor benefício sustentável para as presentes gerações, enquanto mantém o potencial para prover as necessidades e aspirações das futuras gerações” (UICN, 1980, seção 1, § 4º).

7 CONCEITOS E CRITÉRIOS DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

O crescente interesse internacional pela questão do desenvolvimento sustentável culminou em 1983, em uma encomenda de um relatório pela Assembleia das Nações Unidas à CMMAD, presidida por Gro Harlem Brundtland e Mansour Khalid. A equipe foi composta por 22 membros internacionais, entre os quais ministros de Estado, cientistas e diplomatas.

O relatório dessa comissão, assinado por Brundtland (1987), difundiu o conceito de desenvolvimento sustentável, que passou a figurar sistematicamente nas discussões internacionais, servindo como eixo orientador central de pesquisas realizadas por organizações públicas e privadas. O desenvolvimento sustentável foi entendido pela CMMAD (1991) como: “Um processo de transformação, no qual a exploração dos recursos, a direção dos investimentos,

a orientação da evolução tecnológica e a mudança institucional se harmonizam e reforçam o potencial presente e futuro, a fim de atender às necessidades e aspirações humanas”.

Diversos autores – entre eles, Mebratu (1998) e Brüseke (2003) –, ao analisarem as repercussões do conceito estabelecido pelo *Relatório Brundtland*, observaram que, a partir de então, este foi interpretado de diferentes formas e recebeu grande aceitação por quase a totalidade das correntes políticas, éticas e científicas. O relatório rejeitou o posicionamento do não crescimento dos países, principalmente os menos desenvolvidos.

O Relatório Brundtland reconheceu que para buscar soluções para o desenvolvimento sustentável seria imprescindível tomar consciência do fato de que os problemas sociais e ambientais são interconectados e reconhecer que as perturbações ambientais não são restritas a propriedades particulares ou limites geográficos, que catástrofes experimentadas em uma determinada região do mundo, conseqüentemente, afetam o bem-estar de pessoas em todas as localidades e que apenas sobre abordagens sustentáveis do desenvolvimento se poderá proteger o frágil ecossistema do planeta e promover o desenvolvimento da humanidade. O documento ainda propôs algumas medidas a serem adotadas pelas nações: limitação do crescimento populacional; garantia de alimentação em longo prazo; preservação da biodiversidade e dos ecossistemas; diminuição do consumo de energia e desenvolvimento de tecnologias que possibilitem o uso de fontes energéticas renováveis; aumento da produção industrial nos países não industrializados à base de tecnologias ecologicamente viáveis; controle da urbanização e integração entre campo e cidades menores; e satisfação das necessidades básicas.

A partir de sua divulgação, intensificaram-se as iniciativas baseadas nos aspectos de ambiente e desenvolvimento em níveis local, nacional e global. Entretanto, Mebratu (1998) observou que, no nível local, o impacto destas ações foi, aparentemente, mínimo frente às grandes transformações globais. Este fato contribuiu para um aumento da sensação de frustração e desencanto com o progresso das transformações.

Apesar desse aspecto, a influência do conceito de desenvolvimento sustentável manteve-se amparada principalmente no âmbito das políticas nacionais e internacionais. O Banco Mundial lançou em 1992 um relatório sobre desenvolvimento e meio ambiente, em que deixou clara sua postura neomalthusiana,⁷ afirmando que, apesar dos conflitos entre crescimento econômico e qualidade ambiental, é possível encontrar caminhos para adequar o modelo de crescimento econômico ao bem comum.

7. Scardua (2003) observou que no cerne dos debates estão implícitas as teorias malthusianas, referentes a Malthus, e neomalthusianas, referentes a Ehrlich e Hardin, “os quais utilizam o crescimento populacional para explicar – ou tentar explicar – a história, dando uma conotação tendenciosa aos acontecimentos sob o ponto de vista dos donos do poder”.

8 POR UMA NOVA CIVILIZAÇÃO: A EVOLUÇÃO RECENTE E OS DESAFIOS IMEDIATOS

Logo após, em 1992, no Rio de Janeiro, ocorreu outro evento de proporções globais para discutir a questão sobre desenvolvimento e meio ambiente. Aproximadamente 40 mil pessoas, incluindo 106 chefes de governos, reuniram-se na Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (CNUMAD). O evento resultou na elaboração da Agenda 21, na qual cada país ficou responsável em programar ações para atingir os objetivos e as metas estabelecidas.

Mebratu (1998), ao analisar os resultados do evento, concluiu que o legado mais importante da Conferência do Rio foi derivado de sua própria forma de preparação que, em grande parte dos países, envolveu a participação de diversos segmentos sociais e personalidades. Este processo levou o conceito de desenvolvimento sustentável a todas as partes do mundo, promovendo a reflexão acerca de importantes questões socioambientais.

Apesar de ainda não se ter atingido o consenso sobre o tema, Sachs o conceituou como sendo:

O desenvolvimento, distinto do crescimento econômico, cumpre esse requisito, na medida em que os objetivos do desenvolvimento vão bem além da mera multiplicação da riqueza material. O crescimento é uma condição necessária, mas de forma alguma suficiente (muito menos é o objetivo em si mesmo), para se alcançar à meta de uma vida melhor, mais feliz e mais completa para todos (SACHS, 2000a).

O pensamento sobre o desenvolvimento sustentável é multidisciplinar e intersetorial. Segundo Estes (1993), tem-se procurado unir especialistas – de áreas como física, biologia, geologia, economia, política, sociologia, entre outras –, governos, movimentos sociais e comunidades para discutir de forma mais eficaz as complexas relações socioambientais.

Apesar dessas considerações, o capitalismo global destaca-se por sua evidente insustentabilidade em relação aos ambientes social e ecológico; por isso, as relações sistêmicas necessitam de imediata atenção. A difícil previsibilidade do comportamento dos sistemas socioambientais torna imperiosa a precaução no uso dos recursos naturais, pois, neste contexto, o não respeito a este princípio que em geral tem ocorrido com as estruturas econômicas vigentes pode ser entendido como negligência.

Em termos integrativos, Sachs (1993, 1997, 2000a) defende que a sustentabilidade se constitui em um conceito dinâmico, no qual estão internalizadas as crescentes necessidades das populações humanas. Por isso, enfoca a questão por meio de oito dimensões:

1. A sustentabilidade social: a partir de uma distribuição mais equânime da renda e dos ativos, pode-se usar um mecanismo de política pública que conduza a um padrão estável de crescimento, assegurando uma melhoria substancial dos direitos dos grandes contingentes de população e uma redução das atuais diferenças entre os seus níveis de bem-estar.
2. A sustentabilidade econômica: será possível graças ao fluxo constante de investimentos públicos e privados, além da alocação e do manejo eficientes dos ativos naturais.
3. A sustentabilidade ecológica: mediante a intensificação de usos de processos que imponham a redução do volume de substâncias poluentes, por meio da adoção de políticas de conservação de energia e de recursos, da reciclagem, da substituição por recursos renováveis abundantes e inofensivos e do desenvolvimento de tecnologias capazes de gerar um nível mínimo de dejetos e de alcançar um máximo de eficiência em termos dos recursos utilizados.
4. A sustentabilidade cultural: inclui soluções específicas que possibilitem a continuidade cultural, contemplando-se a região, sua cultura e seu ecossistema.
5. A sustentabilidade espacial: os problemas ambientais são ocasionados, muitas vezes, por uma distribuição espacial desequilibrada dos assentamentos humanos e da concentração de atividades econômicas; então, há a necessidade de se criar uma configuração territorial mais equilibrada, de se estabelecer uma rede de reservas da biosfera para proteger a diversidade biológica e, ao mesmo tempo, ajudar a população local a manter seu bem-estar.
6. A sustentabilidade ambiental: relaciona-se à capacidade de suporte, resiliência e resistência dos ecossistemas.
7. A sustentabilidade política nacional: baseia-se na democracia e no respeito aos direitos humanos, de modo que o Estado implemente um projeto nacional em parceria com todos os agentes ambientais.
8. A sustentabilidade política internacional: consiste na aplicação do princípio da precaução na gestão dos ativos ambientais, assim como garantir a paz entre as nações e promover a cooperação internacional nas áreas financeira e de ciência e tecnologia.

Portanto, o conceito de desenvolvimento sustentável envolve uma nova consciência dos gestores de políticas públicas, os quais devem observar os limites e as fragilidades dos ecossistemas globais, enfocando o desenvolvimento

socioeconômico com equilíbrio ecológico, orientando-o para a satisfação das necessidades básicas e reconhecendo o papel fundamental que a autonomia cultural desempenha nas comunidades locais. Na operacionalização do desenvolvimento sustentável, é necessário garantir qualidade de vida para as populações locais, removendo obstáculos políticos e institucionais à sua inserção social, garantindo sua participação nas estratégias de desenvolvimento, ao mesmo assegurando a manutenção do estoque de capital natural.

9 A VALORAÇÃO AMBIENTAL INTEGRADA DA BIODIVERSIDADE

A contaminação do meio ambiente acarreta perdas para os entes da natureza, para as atividades econômicas e para a manutenção ou melhoria do bem-estar humano, pois ocorrem modificações no processo produtivo, na saúde humana, no hábitat natural, na vegetação, no clima, na qualidade do ar, na vida animal, nos monumentos históricos e nas demais belezas da biodiversidade.

Para Mota (2006), as alterações ambientais dão origem aos impactos – cujos efeitos recaem sobre o meio ambiente natural e modificam a cadeia alimentar da natureza e os valores hedônicos do capital natural –, e às externalidades – cujos efeitos positivos ou negativos recaem sobre os seres humanos, melhorando ou piorando seus bem-estares.

Por isso, o papel do valor dos ativos naturais tem relevância na mensuração do desenvolvimento sustentável. A preocupação ambiental já está ratificada por diversos acordos internacionais e por inúmeros entendimentos empresariais de que a conservação/preservação do meio ambiente é a mais importante âncora para o desenvolvimento sustentável. Por outro lado, os consumidores também estão demasiadamente preocupados com a gestão dos ativos da natureza. Isso quer dizer que os ofertantes e demandantes de bens/serviços têm clara percepção de que o meio ambiente é supridor de matéria-prima para as atividades econômicas e humanas.

Além disso, o papel do meio ambiente não se restringe somente a manter o fluxo de energia e matéria para os entes econômicos e antrópicos, mas também para a vida na natureza. Estas percepções ambientais estão embasadas em diversas âncoras teóricas, as quais servem de suporte para um melhor entendimento de como a vida de todas as espécies deve se manter em equilíbrio. Adicionalmente, observações científicas têm demonstrado que o ambiente natural assume para os países megadiversos – são os países que têm grande diversidade de fauna e flora, com destaque especial para o Brasil – papel fundamental de interesse estratégico para as nações detentoras de uma natureza abundante.

Nesse sentido, os fundamentos de ciências ambientais, sobretudo os que subsidiam a valoração ambiental, são de extrema necessidade para a formulação de políticas públicas. Assim, deve-se conceber o desenvolvimento a partir da premissa

de que os critérios de sustentabilidade dos entes da natureza estão implícitos nos custos e nos benefícios da política pública. Por isso, a valoração dos ativos da natureza deve ser analisada por meio dos seguintes aspectos (MOTA, 2006):

1. Pela ótica da sustentabilidade biológica, a valoração subsidia a análise de como ocorrem os mecanismos de interação entre a matriz de suprimento do meio ambiente e as atividades econômicas e antrópicas. Essa matriz supre todas as necessidades naturais e humanas por meio de uma cadeia de produção e consumo. Portanto, há nessa interação (homem/natureza) um movimento de simbiose entre todos os seres. Neste contexto, o papel do valor assume dimensão estratégica, uma vez que a natureza tem diversos valores, que dependem do olhar de cada ator. Assim, a valoração apresenta-se como a principal ferramenta de apoio para a mensuração ecológica/econômica e subsídio na intermediação das transações entre o homem e o meio ambiente. Se for somente para a vantagem do homem, em tempo finito, não haverá natureza. Para Darwin (1859), “o homem tem apenas um objetivo: escolher para a sua própria vantagem; a natureza, pelo contrário, escolhe para vantagem do próprio ser”.
2. Pelo enfoque da sustentabilidade ecológica, o conceito de capacidade de suporte internaliza vários aspectos, tais como padrão de vida, igualdade de distribuição, tecnologia e dimensão ecológica. O conceito de capacidade de suporte está intimamente ligado ao de capacidade de resiliência. Em estudos de conflitos de uso, esses paradigmas ecológicos têm supremacia sobre os demais conceitos ambientais. O primeiro refere-se à quantidade de entes que um ativo ambiental pode suportar, e o segundo relaciona-se com a capacidade de regeneração do ativo ambiental em decorrência das pressões humanas e naturais.
3. Pela dimensão estratégica, a sustentabilidade da valoração é entendida como suporte à defesa do capital natural. O uso de um ativo natural superior a sua capacidade, além de gerar conflito, não resguarda o direito de uso das futuras gerações. O capital natural tem uma função estratégica para os países e desempenha relevantes serviços para o equilíbrio dos ecossistemas, pois assegura a diversidade biológica, mantém o fluxo de materiais para as atividades econômicas e antrópicas, fornece informações à ciência e proporciona uma rede de serviços como hábitat às populações nativas e humanas.
4. Analisada pelo ângulo dos aspectos econômicos, a sustentabilidade da valoração é útil como subsídio à estimação de externalidades oriundas de projetos de investimento. Efeitos externos degradam os ativos ambientais,

subtraem bem-estares das gerações presentes e comprometem o uso dos recursos naturais pelas gerações futuras. Por seu turno, em conflito de uso, a valoração permite que os custos da degradação sejam internalizados pelos agentes que usam os ativos naturais, além de propiciarem indenizações judiciais aos receptores da degradação ambiental, e pune os infratores pelos danos causados à natureza.

Esses pontos ajudam no sucesso/fracasso dos projetos de investimentos, pois a utilização dos recursos da natureza nos planos de investimentos apresenta as seguintes restrições ambientais (MOTA; MOTA, 2005):

1. A primeira restrição refere-se à incapacidade de o mercado absorver a degradação/exaustão dos ativos naturais. É verdade que este funciona em função de um conjunto de fatores, tais como produtos *in natura* (oriundos da natureza), produtos manufaturados, capital intelectual e recursos financeiros e de informação. Porém, ao incorporar os produtos naturais a sua estrutura, o mercado não assimila a contabilidade da degradação do capital natural na matriz de preços dos produtos/serviços. Por exemplo, no preço final de um móvel feito a partir da madeira mogno, capta apenas os custos de feitura deste, mas não internaliza a degradação do patrimônio natural que foi necessário para sua produção.
2. A segunda restrição é de caráter da assimetria da informação. O consumidor toma decisão a fim de formar sua cesta de consumo, a qual é constituída a partir de um conjunto de informações fornecido pelo mercado e pela sociedade. Isso o possibilita criar necessidades e revelar e declarar suas preferências, que são sujeitas a restrições de orçamento e variáveis socioeconômicas, e suas atitudes em relação ao meio ambiente.
3. A terceira restrição enfoca o problema pela ausência de informação. Como se sabe, o argumento a favor dos mercados se torna insuficiente, pois os agentes econômicos têm pouco ou nenhum conhecimento de gene e espécies da diversidade biológica ou dos ecossistemas, impossibilitando-os de fazer juízo de valor a respeito dos produtos e serviços fornecidos pela natureza.

Essas restrições têm permitido aos governos a inserção de vários instrumentos de política ambiental, com o objetivo de minimizar os efeitos da degradação do meio ambiente e punir seus degradadores. A proposição inicial foi feita por Pigou (1920), em que supôs um sistema de compensação a fim de reparar as externalidades ambientais, uma vez que estas são geradas a partir de transações entre os agentes econômicos ou de investimentos feitos pelo poder público, tais como: reflorestamento de áreas degradadas, que proporcionam melhoria de bem-estar para sua vizinhança; recursos financeiros, materiais e tecnológicos empregados na

prevenção de poluição do ar oriunda das indústrias; e avanços na pesquisa científica, que se traduzem em descobertas de alta praticidade e melhoria de produtos e processos industriais, os quais permitem reduções de preços para os consumidores. Essa sistemática de indenização de danos ambientais é denominada “impostos de Pigou”, os quais são usados para tributar as atividades que são nocivas ao meio ambiente e subsidiar aquelas que geram externalidades positivas.

Entre os instrumentos de política ambiental, destacam-se as ferramentas de valoração ambiental. Os métodos de valoração podem ser classificados em: *i*) métodos que se baseiam no mercado de bens substitutos (métodos do custo de recuperação e/ou reposição, método do custo de controle e método do custo de oportunidade); *ii*) métodos de preferência revelada (métodos do custo de viagem e de preço hedônico); *iii*) métodos de preferência declarada (métodos de valoração contingente e de *conjoint analysis*); e *iv*) método de função efeito – que relaciona causa e efeito de fenômenos ambientais por meio de uma função dose-resposta.

10 MÉTODOS BASEADOS NO MERCADO DE BENS SUBSTITUTOS

O mercado é um local onde há uma constante interação de desejos e necessidades dos produtores – que buscam maximizar lucros – e dos consumidores – que maximizam o bem-estar. Concomitantemente, outros entes influenciam a tomada de decisão no mercado, tais como o Estado – representado pelos Poderes Executivo, Judiciário e Legislativo, os quais têm a incumbência de gerir os negócios do país, promover a justiça social e legislar para a defesa do bem comum, respectivamente – e as organizações do terceiro setor – que têm desempenhado um papel importante em defesa das diversas formas de vida na Terra. Além de que essas organizações têm contribuído com informações que os agentes de mercado usam em suas tomadas de decisão. Porém, muitos ativos da natureza não têm cotação nos mercados tradicionais; por isso, é necessário estimar os preços desses recursos por meio de técnicas de mercado de bens substitutos.

Esses bens são representados por aqueles que, havendo um aumento no preço de um bem, acarretam uma elevação da demanda de outro bem, dito substituto. A analogia com os mercados de bens substitutos facilita a estimação de forma simples e objetiva do preço do dano ambiental, pois se entende que, ao se consumir o bem substituto, o consumidor não perde bem-estar em relação ao bem consumido anteriormente.

10.1 Métodos de preferência revelada

Os métodos de preferência revelada baseiam-se na teoria do comportamento do consumidor, a qual fundamenta as escolhas dos consumidores nos mercados econômicos. Podem ser classificados em dois métodos distintos: o método do custo

de viagem – o qual avalia o comportamento do consumidor por recreação em ativos naturais – e o método de preço hedônico – que se refere a uma curva de demanda por residências ou salários em decorrência de atributos ambientais.

10.2 Métodos de preferência declarada

Os métodos de preferência declarada baseiam-se nas preferências dos consumidores ou usuários de recursos naturais e utilizam mecanismos de eliciar escolhas por meio de técnicas de questionários. O primeiro modelo é o método de valoração contingente, o qual propõe eliciar escolhas a partir do desenho de um mercado hipotético, e o segundo elicia preferências com base na combinação de diversos atributos socioeconômicos e ambientais.

10.3 O método de função efeito

O método de função efeito se refere à estimação de uma função dose-resposta, a qual fornece uma relação de causa e efeito de fenômenos, especialmente os relacionados ao meio ambiente. O método estabelece uma relação entre o impacto ambiental – como resposta – e alguma causa desse impacto, por exemplo, a poluição – como dose.

A técnica é usada quando a ocorrência da relação dose-resposta entre alguma causa de danos e efeitos ambientais é conhecida. Por exemplo, efeitos da poluição do ar nos gastos com saúde, na taxa de mortalidade de uma cidade, no patrimônio histórico, nos ecossistemas aquáticos etc.

Nesse sentido, não há limites para o desenvolvimento sustentável, pois se diz que a pesquisa já está no segundo estágio, qual seja, o de mensurar o desenvolvimento sustentável e transformá-lo em indicadores.

O termo indicador origina-se do latim *indicare*, ou seja, aquilo que revela, demonstra, indica, que expressa a tendência de uma variável. Um indicador demonstra, por meio de uma taxa, proporção, estatística, índice ou *constructo*, a evolução de fenômenos dos recursos e ativos naturais.

Para Atkinson *et al.* (1999), um indicador deve refletir o comportamento de um fenômeno em um determinado período, ser útil como sensor para problemas ambientais emergentes, mostrar a tendência das variáveis em análise em um horizonte de tempo, ser de fácil entendimento, suprir as necessidades de seus usuários e ser produzido com a periodicidade desejada. A seguir, algumas das definições encontradas na literatura no que se refere a indicadores ambientais.

No entendimento da Agência Ambiental do Reino Unido (2009), “os indicadores ambientais são medidas do estado e das pressões sobre o meio ambiente. O seu objetivo é despertar a consciência sobre o meio ambiente e mostrar o progresso na direção do Desenvolvimento Sustentável.”

Para a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América do Norte (EPA),

Os indicadores ambientais são medidas científicas que traçam as condições ambientais ao longo do tempo. Os indicadores ajudam a medir o estado dos recursos ar, água e solo/terra, as pressões sobre eles, e os efeitos resultantes na saúde ambiental e humana. Os indicadores mostram os progressos no sentido de tornar o ar mais limpo, a água mais pura e proteger as nossas terras.

A Comissão de Desenvolvimento Sustentável das Nações Unidas afirma que são necessários indicadores para monitorar o progresso na direção do Desenvolvimento Sustentável de modo a auxiliar os tomadores de decisão e os policy-makers em todos os níveis. Além dos indicadores econômicos de bem-estar comumente usados, também terão que ser considerados indicadores sociais, ambientais e institucionais para chegar a um retrato mais amplo e completo do desenvolvimento da sociedade (EPA, 2009).

Os indicadores de sustentabilidade são gerados a partir dos insumos fornecidos pelos ativos naturais e pelas atividades econômicas/antrópicas. Conforme a Segunda Lei da Termodinâmica, a Lei da Entropia, o processo econômico é considerado como uma transformação contínua de baixa entropia em direção à alta entropia, significando que a energia utilizada pela economia em seu processo de produção é transformada em novas formas de energia, as quais degradam e exaurem os recursos da natureza (MOTA, 2006). Na avaliação de Faucheux e Noël (1995), “a fim de exprimir o impacto das atividades econômicas sobre os mecanismos regulares do meio, quer dizer, sobre o capital natural, há que desenvolver uma bateria de indicadores materiais e energéticos”.

Nesse sentido, a literatura recomenda três critérios básicos para a elaboração de indicadores ambientais. Quanto à pertinência política, um indicador ambiental deve retratar as reais condições dos recursos naturais, das pressões exercidas pelas atividades econômicas e humanas no meio ambiente e das respostas que os agentes institucionais expressam em forma de políticas, projetos e demais arranjos participativos. Quanto à exatidão de análise, um indicador ambiental deve ancorar-se em fundamentos teóricos, baseados em métodos científicos, e sujeitar-se às normas estabelecidas internacionalmente. Quanto à mensurabilidade, um indicador ambiental deve ser formatado em função de seu custo – benefício e da acessibilidade à documentação existente e atender a critérios de regularidade temporal. Januzzi (2001) afirma que os indicadores devem possuir as seguintes propriedades desejáveis: *i*) relevância (importância e pertinência a respeito do fenômeno em análise); *ii*) validade (proximidade entre o indicador e o fenômeno); *iii*) confiabilidade – baseada em informações de boa qualidade com baixo erro de mensuração; *iv*) cobertura (abrangência); *v*) sensibilidade (capacidade de refletir mudanças); *vi*) especificidade (capacidade de refletir mudanças estritamente relacionadas ao fenômeno observado); *vii*) inteligibilidade

(transparência metodológica); *viii*) comunicabilidade (capacidade de ser compreendido); *ix*) periodicidade (capacidade de ser atualizado em um horizonte temporal razoável); *x*) factibilidade (capacidade de ser obtido a custos módicos); *xi*) desagregabilidade (capacidade de referir-se a espaços reduzidos e grupos sociais específicos); e *xii*) historicidade (disponibilidade de séries históricas extensas e comparáveis).

Além disso, para obterem-se legitimidade social e aceitação como instrumentos de tomada de decisões pelos diversos grupos de interesse envolvidos no processo de formulação e avaliação de políticas públicas (*stakeholders*), os indicadores devem ser de fácil compressão por parte de um público mais amplo e refletir necessariamente as aspirações da comunidade.

Nos últimos anos, os gestores de políticas públicas ambientais têm se deparado com a escassez de parâmetros que possam ser utilizados na formulação de programas públicos e na orientação e análise dessas políticas.

As decisões públicas são tomadas em função dos indicadores ambientais disponíveis, os quais subsidiam o sistema de planejamento e permitem o acompanhamento de políticas de governo para o setor ambiental. Dessa forma, um indicador ambiental é construído a partir de três categorizações (quadro 1).

QUADRO 1
Categorias de indicadores ambientais

Categoria	Definição
Por espaço	Pode ser construído a partir de necessidades regional, territorial, estadual, municipal e por unidade de conservação ou ecossistema
Por especificidade	Pode ser elaborado a partir do grau de acompanhamento que o gestor deseja implementar para áreas específicas, tais como monitoramento da poluição do ar, recursos hídricos e florestas e outros recursos naturais
Por representação	Pode ser apresentado de duas formas: qualitativa e quantitativa, as quais são demonstradas por meio de tabelas, quadros, gráficos, figuras, mapas e diagramas

Fonte e elaboração próprias.

Por outro lado, a experiência da Organização para a Cooperação Econômica e Desenvolvimento (OCDE) (1993) recomendou a construção de indicadores fundamentados em princípios de causalidade. Essa organização utiliza 50 indicadores ambientais a fim de contemplar a maioria dos problemas ambientais de seus países-membros. O modelo pressão – estado – resposta (PER) considera que o meio ambiente é sistêmico, que seus entes estão inter-relacionados, ou seja, sobrevivendo em processo de simbiose.

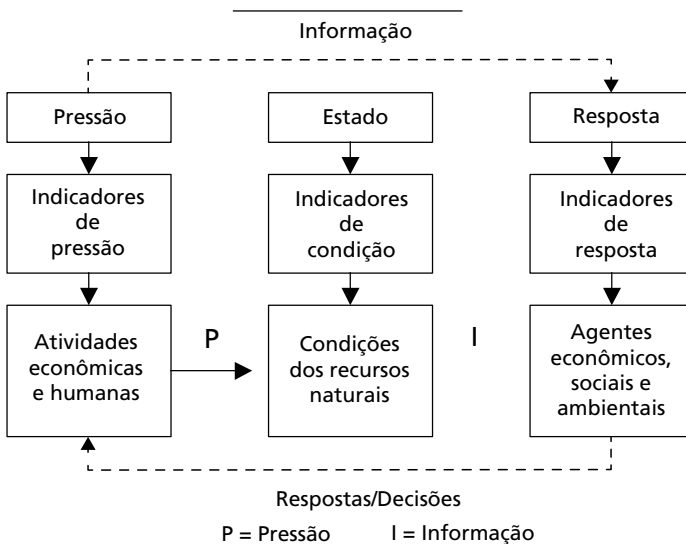
Os indicadores de *pressão* (P) descrevem as pressões que as atividades econômicas e humanas exercem sobre os ativos naturais, tais como: emissões de poluentes e lançamentos de resíduos (pressões diretas); o impacto do

crescimento da população humana; e os modos de produção e consumo dos recursos naturais (pressões indiretas).

Os indicadores de *estado* (E) fornecem uma visão geral do estado do meio ambiente e de sua evolução no tempo. Relacionam-se à quantidade e à qualidade dos recursos naturais, indicando a situação das diversas categorias de ativos da natureza, tais como flora, fauna, solo, água e ar.

Os indicadores de *resposta* (R) demonstram os níveis de respostas que a sociedade sinaliza para os diversos agentes sociais a fim de minimizar os impactos ambientais. Indicam as respostas individuais e/ou coletivas que estão sendo implementadas pela sociedade, pelo governo e pelos demais agentes econômicos, com o objetivo de evitar danos ambientais, mitigar efeitos de políticas públicas e impor limites normativos e/ou econômicos para a exploração dos recursos naturais e medidas de precaução visando à conservação/preservação destes. O modelo PER pode ser assim sintetizado (figura 4).

FIGURA 4
Fluxo do modelo pressão – estado – resposta



Fonte e elaboração próprias.

O esforço da OCDE tem sido direcionado para integrar a variável ambiental nas políticas públicas setoriais. Na perspectiva do desenvolvimento sustentável, os esforços direcionam-se para o entendimento dos elos entre o meio ambiente e as ciências econômicas. Assim, a prioridade é o desenvolvimento de indicadores setoriais que possibilitem a avaliação de tendências e estruturas setoriais – por meio da escolha de setores que exerçam pressão

sobre o meio ambiente, melhorem o entendimento entre este e os setores selecionados (avaliação de impactos e externalidades setoriais sobre o meio ambiente) e retratem os aspectos econômicos, políticos e institucionais —, esta categoria inclui os gastos e os investimentos ambientais, os instrumentos econômicos e fiscais, a modelagem institucional e as questões de intercâmbio.

Além disso, outros países têm elaborado indicadores ambientais. O Canadá desenvolveu um conjunto de indicadores por especificidade, em que foram contempladas as categorias atmosfera, água, biota e recursos econômicos (floresta, agricultura, pesca, uso de água e energia). Para o caso do Reino Unido, foram incluídos indicadores referentes à biodiversidade, à qualidade de vida, à atmosfera, à terra, à água, aos recursos do mar, à agricultura, à energia, à indústria, ao transporte e resíduos sólidos (PERMAN; MA; MCGILVRAY, 1996).

11 A EXPERIÊNCIA BRASILEIRA COM A CONSTRUÇÃO DE INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE

Com a aprovação da Agenda 21, durante a Conferência das Nações Unidas realizada no Rio de Janeiro em 1992, o governo brasileiro mobilizou vários segmentos da sociedade com o objetivo de construir uma pauta de políticas ambientais sustentáveis de acordo com as potencialidades e as vulnerabilidades dos recursos naturais. Os debates nacionais permitiram a definição de seus temas: agricultura sustentável; cidades sustentáveis; infraestrutura e integração regional; gestão dos recursos naturais; redução das desigualdades sociais; e ciência e tecnologia para o desenvolvimento sustentável.

No tema *gestão dos recursos naturais*, a estratégia 3 recomenda a “identificação de indicadores de sustentabilidade”, frisando a necessidade de se “definir indicadores que permitam estabelecer os limites de sustentabilidade dos recursos naturais, bem como o monitoramento da qualidade ambiental desses recursos. Implica o levantamento para a qualidade ambiental e sua eventual transformação em indicadores sintéticos” (NOVAES, 2000).

A fim de implementar a Política Nacional do Meio Ambiente, a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, determina em seu Art. 9º a criação do Sistema Nacional de Informações sobre o Meio Ambiente (Sinima), cujo objetivo é sistematizar informações que possam apoiar o processo decisório na área ambiental.

Durante o período em que esteve sob a responsabilidade do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama), o Sinima desenvolveu uma catalogação bibliográfica, de legislação ambiental e de vídeos, assim como foi estruturada a Rede Nacional de Informações sobre o Meio Ambiente (Renima), da qual participam órgãos estaduais de meio ambiente.

Por iniciativa do Ministério do Meio Ambiente (MMA), foi criado o Programa Nacional de Monitoramento Ambiental Integrado (Monitore), com o objetivo de estabelecer uma nova dinâmica de produção de informações sobre qualidade ambiental, o qual engloba desenvolvimento de padrões metodológicos e de coleta de dados, promoção e difusão de práticas e procedimentos de monitoramento ambiental, assim como desenvolver padrões estatísticos e amostrais para pesquisas regional e nacional sobre qualidade ambiental (RIZZO, 2001). Uma outra contribuição teórica foi a criação, pelo MMA, do Programa Nacional de Indicadores de Sustentabilidade (PNIS).

As tentativas de se elaborar um conjunto de indicadores ambientais para o Brasil passam por vários problemas, tanto de ordem conceitual quanto de abrangência e capacitação de profissionais. Além de que dois problemas podem ser relatados quanto à dificuldade de se construir um indicador global para o meio ambiente. O primeiro refere-se à escolha de quais indicadores serão selecionados. O segundo relaciona-se à definição de um sistema de ponderação. Além disso, Tolmasquim (2001) propõe que a proposição de um indicador requer “(...) identificação e avaliação das variáveis necessárias à obtenção do indicador, o diagnóstico da disponibilidade de dados e a identificação da instituição responsável por elaborá-lo e divulgá-lo periodicamente”.

Em recente trabalho publicado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (IBGE, 2002, 2008), foi apresentado um rol de indicadores de desenvolvimento sustentável para o Brasil. O instituto selecionou 50 indicadores, distribuindo-os em quatro áreas temáticas: *i*) social – taxa de crescimento da população, índice de Gini, esperança de vida ao nascer, escolaridade, densidade inadequada de moradores por dormitório, coeficiente de mortalidade por homicídios etc.; *ii*) ambiental – consumo industrial de substâncias destruidoras da camada de ozônio, uso de fertilizantes, produção da pesca marítima e continental, espécies extintas e ameaçadas de extinção, acesso ao serviço de coleta de lixo doméstico etc.; *iii*) econômica – produto interno bruto *per capita*, consumo de energia *per capita* etc.; e *iv*) institucional – ratificação de acordos globais, gastos com pesquisa e desenvolvimento (P&D) etc.

Por outro lado, ainda não existe no Brasil nenhuma proposta sistematizada de produção de indicadores de sustentabilidade, calcada na cooperação interinstitucional entre os órgãos produtores de estatísticas, os responsáveis pela gestão da política ambiental, os institutos de pesquisa ambiental e a sociedade civil organizada, que forneça um retrato do desempenho do Brasil em termos do alcance do desenvolvimento sustentável.

12 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Tal como formulado e difundido entre as nações, o conceito de desenvolvimento sustentável redigido pelo *Relatório Brundtland* é um avanço do ponto de vista econômico neoclássico, pois enfoca – e realça – que as futuras gerações têm os mesmos direitos das gerações presentes em suprir suas necessidades (box 1).

BOX 1

O conceito de desenvolvimento sustentável

“O desenvolvimento sustentável é aquele que atende às necessidades do presente sem comprometer a possibilidade de as gerações futuras atenderem as suas próprias necessidades. Ele contém dois conceitos-chave: a) o conceito de necessidades, sobretudo as necessidades essenciais dos pobres do mundo, que devem receber a máxima prioridade; b) a noção das limitações que o estágio da tecnologia e da organização social impõe ao meio ambiente, impedindo-o de atender às necessidades presentes e futuras. Portanto, ao se definirem os objetivos do desenvolvimento econômico e social, é preciso levar em conta sua sustentabilidade em todos os países – desenvolvidos ou em desenvolvimento, com economia de mercado ou de planejamento central. Haverá muitas interpretações, mas todas elas terão características comuns e devem derivar de um consenso quanto ao conceito básico de desenvolvimento sustentável e quanto a uma série de estratégias necessárias para sua consecução. O desenvolvimento supõe uma transformação progressiva da economia e da sociedade.”

Fonte: CMMAD (1991).

Esses direitos são expostos em termos de necessidades intergeracionais; entretanto, as questões de sustentabilidade dos ecossistemas não são enfatizadas textualmente no conceito. Mesmo assim, muitas contribuições teóricas têm sido incorporadas no sentido de ampliar o entendimento do desenvolvimento sustentável, contemplando o papel primordial da simbiose entre os entes da natureza.

Desse modo, pode-se categorizar a questão da sustentabilidade em três estágios. No primeiro estágio, que se refere ao conceito de desenvolvimento sustentável, ainda há espaço acadêmico para discussão e aprimoramento teórico da terminologia, os quais devem contemplar os ativos naturais como o centro do desenvolvimento, invertendo-se os papéis que a natureza deve desempenhar na manutenção da vida na Terra, isto é, mudar a visão antropocêntrica para uma visão biocêntrica/ecocêntrica.⁸ No segundo estágio, o qual se refere às ferramentas para mensurar a sustentabilidade, estão incluídas

8. O antropocentrismo considera o homem o centro do universo e que a ele são destinadas todas as coisas. O biocentrismo relaciona-se com a “justiça biota”, que atribui importância a todos os seres vivos, não considerando o aspecto puramente utilitarista da natureza, ou seja, está centrado no raciocínio moral. O ecocentrismo está baseado na “ética da Terra” e assume um enfoque sistêmico que ajuda a entender como o sistema biótico sobrevive e se modifica, sinalizando que o valor é guiado por essa perspectiva.

as contribuições interdisciplinares das Ciências Econômicas, da Biologia, da Ecologia, das engenharias etc., no sentido de se desenvolverem métodos de valoração ambiental integrada que possibilitem estimar o desenvolvimento sustentável (box 2).

BOX 2**A mensuração do desenvolvimento sustentável**

“(...) houve um desenvolvimento da matemática que permitiu criar modelos com variáveis múltiplas para prever o futuro da natureza em função do comportamento de cada setor do progresso. E, é óbvio, surgiram as máquinas que permitem manipular esses modelos e inserir neles um outro produto do século XX, o acúmulo de dados estatísticos. Então, quando se tem um acúmulo de dados estatísticos, os modelos matemáticos para combiná-los e as máquinas de simulação das funções, podemos começar a projetar com rigor o futuro e atuar a percepção e a consciência do rumo da realidade material provocada pelo homem”.

Fonte: Buarque (2007).

O terceiro estágio se refere a criação e apresentação de indicadores, constituindo-se no modo pelo qual a sociedade tem conhecimento dos efeitos sobre a biodiversidade das escolhas de critérios, ações, políticas e projetos de desenvolvimento sustentável.

REFERÊNCIAS

- ABRAM, N. J. *et al.* Coral Reef Death During the 1997: Indian Ocean Dipole Linked to Indonesian Wildfires. **Science**, v. 301, p. 952-955, 2003.
- AGÊNCIA AMBIENTAL DO REINO UNIDO. **Environmental Indicators Gateway**. Disponível em: <www.environment-agency.gov.uk>. Acesso em: mar. 2009.
- AGÊNCIA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DOS ESTADOS UNIDOS DA AMÉRICA DO NORTE (EPA). **Environmental Indicators Gateway**. Disponível em: <www.epa.gov/indicators/abouteii.htm>. Acesso em: mar. 2009.
- ATKINSON, G. *et al.* **Measuring Sustainable Development: Macroeconomics and the Environment**. Cheltenham: Edward Elgar, 1999.
- BERTALANFFY, L. V. **Teoria Geral dos Sistemas**. 2. ed. Petrópolis: Vozes, 1975.
- BOULDING, K. E. **Towards a new economics: critical essays on Ecology, distribution and other themes**. Cheltenham: Edward Elgar, 1992.
- BRUNDTLAND, G. (Ed.). **Our common future: from one Earth to one World – the World Commission on Environment and Development**. Oxford: Oxford University Press, 1987.
- BRÜSEKE, F. J. O problema do desenvolvimento sustentável. *In*: CAVALCANTI, C. (Org.). **Desenvolvimento e natureza: estudos para uma sociedade sustentável**. 4. ed. São Paulo: Cortez Editora, 2003.
- BUARQUE, C. Pronunciamento. *In*: NASCIMENTO, E. P. do; VIANNA, J. N. (Org.). **Dilemas e desafios do desenvolvimento sustentável no Brasil**. Rio de Janeiro: Garamond, 2007.
- BURSZTYN, M. Ciência, ética e sustentabilidade: desafios ao novo século. *In*: _____. (Org.). **Ciência, ética e sustentabilidade**. São Paulo: Cortez Editora; Brasília: Unesco, 2001.
- CARSON, R. **Silent spring**. Cambridge, MA: Riverside, 1962.
- CASTELLS, M. Materials for an exploratory theory of the network society. **British Journal of Sociology**, v. 51, n. 1, p. 19-34, 2000.
- COCHRANE M. A. *et al.* Positive Feedbacks in the Fire Dynamic of Closed Canopy Tropical Forests. **Science**, v. 284, p. 1832-1835, 1999.
- COMISSÃO MUNDIAL SOBRE O MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO (CMMAD). **Nosso futuro comum**. 2. ed. Rio de Janeiro: FGV Editora, 1991.

- COSTANZA, R. Toward an operational definition of ecosystem health. In: CONSTANZA, R.; HASKEL, B. D.; NORTON, B. G. (Org.). **Ecosystem health: new goals for environmental management**. Washington, DC: Island, 1992.
- DARWIN, C. **A origem das espécies e a seleção natural**. 5. ed. São Paulo: Hemus, 1979 (Tradução de Eduardo Fonseca. Original em inglês: On the origin of species, 1859).
- DIEGUES, A. C. **O mito moderno da natureza intocada**. São Paulo: NUPAUB/USP, 1995.
- EHRlich, P. R.; EHRlich, A. P.; HOLDREN, J. P. Availability, entropy, and the laws of thermodynamics. In: DALY, H. E.; TOWNSEND, K. N. (Ed.). **Valuing the Earth: Economics, Ecology, Ethics**. Cambridge, MA: The Mit Press Cambridge, 1993.
- ESTES, R. J. Toward sustainable development: from theory to praxis. **Social Development Issues**, v. 15, n. 3, p. 1-29, 1993.
- FABER, M.; NIEMES, H.; STEPHAN, G. **Entropy, environment and resources: an essay in physico-economics**. 2nd ed. Berlin: Springer-Verlag, 1995.
- FAUCHEUX, S.; NOËL, J.-F. **Economia dos recursos naturais e do meio ambiente**. Lisboa: Instituto Piaget, 1995.
- FOLKE, C. *et al.* Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. **Annual Review of Ecological Evolution Systems**, v. 35, p. 557-581, 2004.
- GEORGESCU-ROEGEN, N. The Entropy Law and the economic problem. In: DALY, H. E.; TOWNSEND, K. N. (Ed.). **Valuing the Earth: economics, ecology, ethics**. Cambridge, MA: The Mit Press Cambridge, 1993.
- GLEISER, M. **A dança do universo: dos mitos de criação ao Big-Bang**. São Paulo: Companhia das Letras, 1997.
- GOODLAND, R. Environmental sustainability. **Annual Review of Ecological Evolution Systems**, v. 26, p. 1-24, 1995.
- HARDIN, G. The tragedy of the commons. **Science**, v. 162, p. 1243-1248, 1968.
- HARIS, J. M. **Basic Principles of Sustainable Development**. Medford: Global Development and Environment Institute/Tufts University, 2000.
- HOLLING, C. Resilience and stability of ecological systems. **Annual Review in Ecological Systems**, v. 4, p. 1-23, 1973.
- _____. Principles of conservation biology. **Ecological Applications**, [S.l.], p. 552-555, 1993.
- IBGE. **Indicadores de desenvolvimento sustentável**. Rio de Janeiro, 2002.

- _____. **Indicadores de desenvolvimento sustentável**. Rio de Janeiro, 2008.
- JACKSON, J. *et al.* Historical Overfishing and the Recent Collapse of Coastal Ecosystems. **Science**, v. 293, p. 629-638, 2001.
- JANUZZI, P. M. **Indicadores sociais no Brasil**: conceitos, fontes de dados e aplicações – conceitos básicos. Campinas: Alínea Editora, 2001.
- KATZ, D.; KAHN, R. L. **Psicologia social das organizações**. 3. ed. São Paulo: Atlas, 1987.
- LEVIN, S. Ecosystems and the biosphere as Complex Adaptive Systems. **Ecosystems**, New York, Springer, Biomedical and Life Science, v. 1, p. 431-436, 1998.
- LOVELOCK, J. A Terra como um organismo vivo. *In*: WILSON, E. O. (Org.). **Biodiversidade**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997.
- _____. **Gaia**: cura para um planeta doente. São Paulo: Cultrix, 2006.
- MEADOWS, D. *et al.* **The Limits to Growth**: A Report for The Club of Rome's Project on the Predicament of Mankind. New York: Universe Books, 1972.
- MEBRATU, D. Sustainability and sustainable development: historical and conceptual review. **Environmental Impact Asses Review**, v. 18, p. 93, 1998.
- MITCHAM, C. The concept of sustainable development: its origins and ambivalence. **Technology in Somy**, v. 17, n. 3, p. 311-326, 1995.
- MOTA, J. A. Economia, meio ambiente e sustentabilidade: as limitações do mercado onde o mercado é o limite. **Boletim Científico**, Brasília, Escola Superior do Ministério Público da União, ano 3, n. 12, p. 67-87, jul./set. 2004.
- _____. Valoração econômica da biodiversidade aplicada a corredores ecológicos. *In*: ARRUDA, M. B. (Org.). **Gestão integrada de ecossistemas aplicada a corredores ecológicos**. Brasília: Ibama, 2006.
- MOTA, J. A.; MOTA, J. L. M. S. A valorização ambiental como subsídio à gestão do desenvolvimento regional. **As 150 maiores empresas do Espírito Santo**. Vitória, Instituto Euvaldo Lodi (IEL), ano 9, n. 9, 3 nov. 2005.
- NOBRE, M.; AMAZONAS, M. C. **Desenvolvimento sustentável**: a institucionalização de um conceito. Brasília: Ibama, 2002.
- NORTON, B. G. A new paradigm for environmental management. *In*: CONSTANZA, R.; RASQUEL, B. D.; NORTON, B. G. **Ecosystem health**: new goals for environmental management. Washington, DC: Island, 1992. p. 23-41.
- NOVAES, W. **Agenda 21 brasileira**: bases para discussão. Brasília: PNUD/MMA, 2000.

ORGANIZAÇÃO PARA COOPERAÇÃO ECONÔMICA E DESENVOLVIMENTO (OCDE). **Core set of indicators for environmental performance reviews: a synthesis report by the group on the state of the environment.** Paris, 1993.

PERMAN, R.; MA, Y.; MCGILVRAY, J. **Natural resource and environmental economics.** New York: Longman Publishing, 1996.

PIGOU, A. C. **The Economics of Welfare.** London: Macmillan and Co., 1920.

RIZZO, H. G. Programa Nacional de Monitoramento Ambiental Integrado (Monitore). *In*: GARAY, I.; DIAS, B. F. S. (Ed.). **Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais: avanços conceituais e revisão de novas metodologias de avaliação e monitoramento.** Petrópolis: Vozes, 2001.

ROSNAY, J. de. **Le Macroscopie: versus une vision globale.** Paris: Senil, 1975.

SACHS, I. **Ecodesenvolvimento: crescer sem destruir.** São Paulo: Vértice, 1986. 280 p.

———. Estratégias de transição para o século XXI. *In*: BURSZTYN, M. (Org.). **Para pensar o desenvolvimento sustentável.** São Paulo: Brasiliense, 1993.

———. Desenvolvimento numa economia mundial liberalizada e globalizante: um desafio impossível. **Estudos Avançados**, São Paulo, Universidade de São Paulo, v. 11, n. 30, 1997.

———. **Caminhos para o desenvolvimento sustentável.** Rio de Janeiro: Garamond, 2000a.

———. **Gestão negociada e contratual da biodiversidade.** Brasília, 2000b. Mimeografado.

SCARDUA, F. P. **Governabilidade e descentralização da gestão ambiental no Brasil.** Tese (Doutorado) – Centro de Desenvolvimento Sustentável, Universidade de Brasília, Brasília, 2003.

SCHEFFER, M. *et al.* Catastrophic shifts in ecosystems. **Nature**, v. 413, p. 591-596, 2001.

SCHNEIDER, E. D.; KAY, J. J. Ordem a partir da desordem: a termodinâmica da complexidade biológica. *In*: MURPHY, M. P.; O'NEILL, L. A. J. (Org.). **O que é vida? 50 anos depois: especulações sobre o futuro da Biologia.** São Paulo: Fundação Editora da Unesp/Cambridge University press, 1997.

SOLOW, R. M. **Sustainability: an economist's perspective.** Falmouth: Marine Policy Center, 1991.

STEFFEN, W. *et al.* **Global change and the Earth System: a planet under pressure.** New York: Springer, 2004.

TOLMASQUIM, M. T. Estrutura conceitual para a elaboração de indicadores de sustentabilidade ambiental para o Brasil. *In*: GARAY, I.; DIAS, B. F. S. (Ed.). **Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais**: avanços conceituais e revisão de novas metodologias de avaliação e monitoramento. Petrópolis: Vozes, 2001.

TRYZNA, T. C. **A sustainable world**. Sacramento, CA: IUCN, 1995.

UNIÃO INTERNACIONAL PARA A CONSERVAÇÃO DA NATUREZA (UICN). **World Conservation Strategy**: living resource conservation for sustainable development, 1980.

WILSON, E. O. Biodiversidade. *In*: _____. (Org.). **Biodiversidade**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997.

PARTE I

**SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL NO BRASIL:
BREVES DIAGNÓSTICOS**

O ESTADO DA BIODIVERSIDADE – PARTE 1: GENES E ESPÉCIES

1 INTRODUÇÃO

Conhecer a biodiversidade brasileira é uma condição fundamental para a elaboração e o aperfeiçoamento de políticas públicas voltadas ao desenvolvimento sustentável de nosso país. Ao se abordar a temática da biodiversidade, faz-se necessária uma breve definição do termo.

Diversidade biológica, ou biodiversidade, termo sinônimo mais comumente utilizado e adotado no presente livro, é definida no Art. 2º da Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB) como “a variabilidade entre organismos vivos de todas as origens, incluindo, entre outros, ecossistemas terrestres, marinhos e outros ecossistemas aquáticos e os complexos ecológicos dos quais fazem parte; isto inclui a diversidade dentro de espécies, entre espécies e de ecossistemas” (SECRETARIADO..., 2003). A relevância desse tema se traduz na decisão, pela Assembleia-Geral da Organização das Nações Unidas (ONU), de declarar 2010 como o Ano Internacional da Biodiversidade, com o objetivo precípua de aumentar a consciência sobre a importância da preservação da biodiversidade em todo o mundo, assim como destacar sua influência na qualidade de vida humana e dinamizar iniciativas de redução da sua perda. O Brasil ocupa posição de destaque na proteção à biodiversidade e, nesse sentido, tem desenvolvido “uma das mais fortes capacidades do mundo em ciência da conservação”, capital humano fundamental para contrapor-se à acelerada degradação de ambientes naturais (LOVEJOY, 2005).

A diversidade *dentro de espécies* abrange toda a variação de indivíduos de uma população, bem como entre populações distintas de uma mesma espécie. Embora essa definição pudesse incluir outros aspectos, tais como diversidade morfológica e comportamental, entre outras, na prática, vem sendo tratada como equivalente à diversidade genética, segundo apontam Lewinsohn e Prado (2006). A diversidade *entre espécies*, por sua vez, refere-se usualmente ao número de espécies (riqueza) presentes em determinado tipo de ambiente ou região de interesse – por exemplo, o Brasil. Ainda como apontado por esses autores, a diversidade de ecossistemas é mais ambígua que as outras categorias relacionadas na CDB e, em termos práticos, vem sendo abordada como a diversidade de fisionomias de vegetação, de paisagens ou de biomas.

Embora a biodiversidade refira-se ao conjunto dos três níveis, por questões didáticas esses são apresentados em dois capítulos. O presente capítulo refere-se aos níveis de genes e espécies, enquanto no capítulo 2 é fornecida uma visão geral dos seis biomas continentais brasileiros (Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica, Pampa e Pantanal) e também do bioma Zona Costeira e Marinha.

2 O NÍVEL GENÉTICO

A diversidade genética está na base dos processos ecológico-evolutivos, que determinam, em última instância, a constituição dos níveis superiores (espécies e ecossistemas). A manutenção da composição intraespecífica de alelos (diferentes versões de um mesmo gene) é tão importante quanto a conservação de espécies ou ecossistemas. Essa composição pode variar muito entre os indivíduos de uma mesma população ou entre populações diferentes de uma mesma espécie. Isso significa que em uma população com 100 irmãos ou primos espera-se encontrar menos biodiversidade do que em uma com indivíduos não aparentados.

Conservar a variabilidade intraespecífica é importante dos pontos de vista ético e estético, mas também por motivos mais pragmáticos. A sobrevivência de uma espécie depende de populações minimamente viáveis (BRITO; FONSECA, 2006; SOULÉ, 1986). A baixa diversidade genética compromete a viabilidade de populações em longo prazo, pois diminui sua capacidade de adaptação a mudanças ambientais e sua resiliência¹ a estresses bióticos ou abióticos – como ataques de patógenos ou períodos muito quentes. Uma população geneticamente homogênea, ainda que grande, sempre possui maior risco de extinção, pois pode ter todos os seus indivíduos dizimados por uma mesma doença, por exemplo.

A perda de variabilidade genética, denominada erosão genética, implica maior fragilidade populacional e menor competitividade contra espécies invasoras (OUBORG; TREUREN; DAMME, 1991). As maiores causas de erosão genética são a destruição e a fragmentação de habitats, além da caça e da superexploração, no caso de espécies de interesse econômico. A diminuição do número de indivíduos pode levar, por si só, a uma redução no número de alelos. A fragmentação isola populações pequenas, com uma quantidade menor de recursos (KAGEYAMA; GANDARA; SOUZA, 1998). Este isolamento aumenta os níveis de endogamia (cruzamento entre indivíduos aparentados), o que resulta em aumento da expressão de alelos deletérios (CHARLESWORTH; CHARLESWORTH, 1987), baixas taxas de fecundidade e alta mortalidade juvenil, efeitos conjuntamente conhecidos como depressão endogâmica (RALLS; BALLOU; TEMPLETON, 1988).

1. Conceito oriundo da Física, originalmente usado para denotar a propriedade de um material retornar à forma ou à posição original, uma vez cessada a pressão sobre este. Em ecologia, significa a capacidade de retorno de um sistema biológico às condições iniciais, anteriores ao estresse ambiental.

Em populações pequenas a deriva genética² torna-se um fenômeno capaz de reduzir ainda mais rapidamente o número de alelos, pois eventos estocásticos podem influenciar drasticamente a frequência alélica populacional.

A preocupação com a diversidade genética intraespecífica, portanto, é essencial para qualquer esforço de conservação, já que a restauração de ecossistemas visa restabelecer condições para que estes se mantenham por si (SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL SCIENCE; POLICY WORKING GROUP, 2004). A obtenção de dados genético-ecológicos em larga escala – para biomas inteiros, por exemplo – sobre a perda de variabilidade é importante, porém difícil. No Brasil, ainda que existam diversos estudos pontuais, principalmente sobre espécies vegetais (BOTREL; CARVALHO, 2004; KAGEYAMA *et al.*, 2003), raramente são realizadas amostragens representativas das comunidades como um todo, ficando as análises focadas normalmente sobre uma única espécie (KAGEYAMA; LEPSCH-CUNHA, 2001).

Em um levantamento não exaustivo, realizado no âmbito do projeto Estratégia Nacional de Biodiversidade, do Ministério do Meio Ambiente (MMA), Grativol (2006) procurou por pesquisas relacionadas a algum tipo de análise genética em espécies brasileiras. O trabalho foi realizado por meio de questionários enviados a órgãos de pesquisa e buscas textuais em bases de dados científicas. Foram encontradas iniciativas de pesquisa para 22% das espécies de mamíferos ameaçadas de extinção segundo a Instrução Normativa (IN) nº 3/2003, do MMA. Para aves e répteis ameaçados esse valor foi de 3% e 15%, respectivamente, e não foram encontrados estudos para espécies ameaçadas de anfíbios. Segundo a autora, entre todas as pesquisas encontradas, poucas tinham por objetivo uma amostragem populacional suficiente para a caracterização da estrutura genética populacional e da variabilidade intraespecífica. Além disso, foram realizadas a partir de abordagens metodológicas distintas, refletindo interesses e conhecimentos específicos de cada grupo de pesquisa. Isso dificulta a comparação necessária a qualquer estratégia de monitoramento. Ainda segundo a autora, há poucos estudos de longo prazo. A maioria leva em consideração apenas a escala espacial, e não a temporal, o que é um obstáculo a estimativas de diminuição de diversidade genética ao longo do tempo. Outro viés apontado foi que a grande maioria das iniciativas de pesquisa relaciona-se a espécies da Amazônia e da Mata Atlântica, em detrimento dos outros biomas.

A limitação em sua generalidade, entretanto, não diminui o valor das conclusões e recomendações que possam advir das pesquisas existentes, ao contrário, é necessário incentivar seu crescimento e articulação. A incerteza é um elemento intrínseco à determinação de parâmetros e processos em ecologia, mas é de senso

2. Oscilações aleatórias na frequência alélica, ou seja, sem atuação da seleção natural (KIMURA; OHTA, 1971).

comum a urgência da demanda por conhecimentos ecológicos que orientem a formulação de políticas públicas para a conservação da natureza no Brasil. Nesse contexto, uma estratégia de gerenciamento adaptativo pode ser adequada, em que as decisões são tomadas com o objetivo explícito de aprender sobre os processos que governam o sistema e esse aprendizado é utilizado em futuras decisões (LUDWIG; MANGEL; HADDAD, 2001; SHEA; NCEAS WORKING GROUP ON POPULATION MANAGEMENT, 1998).

Grativol (2006) sugere que a melhor forma de monitorar a diversidade genética brasileira seria por meio de iniciativas coordenadas, com diversos centros de pesquisa trabalhando conjuntamente para um mesmo objetivo. Ressalta que já existe infraestrutura disponível para a geração dos dados, bem como pesquisadores altamente qualificados. Os projetos deveriam focar o longo prazo, com padronização da metodologia e amostragens espaciais e temporais. Iniciativas coordenadas têm dado bons resultados, como mostra, por exemplo, a Rede Genoma Brasileiro. Nela, cerca de 30 laboratórios de biologia molecular trabalharam conjuntamente, com o financiamento de órgãos de fomento federais e estaduais, tanto para a produção e análise de dados quanto para a formação de recursos humanos especializados.

Alguns projetos que tentam uma análise de dados global já começam a surgir. É o caso do Dendrogene, projeto coordenado pela Embrapa Amazônia Oriental, em Belém (PA), elaborado e executado no período 2000-2004. A meta geral do projeto foi o uso sustentável e a conservação dos recursos genéticos das florestas tropicais úmidas da Amazônia brasileira, a partir da promoção do manejo florestal sustentável. A ideia central foi conectar a pesquisa aos gerentes de floresta, disponibilizando, de forma efetiva, dados e análises àqueles que tomam as decisões. Especificamente em relação à diversidade genética, a Dendrobase, uma base de dados de sistemas genéticos para espécies arbóreas tropicais, foi uma das áreas estratégicas. Seus dados permitiram realizar modelagens genéticas, ou seja, previsões sobre variação na quantidade de diversidade em regiões, levando-se em conta diversas variáveis ambientais, com o auxílio de ferramentas computacionais, como o programa Eco-Gene, possibilitando a gestores simular e prever o resultado de suas decisões sobre a floresta (KANASHIRO *et al.*, 2002).

A título de exemplo, pode-se ainda citar dois projetos que vêm sendo desenvolvidos pela Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ), da Universidade de São Paulo (USP), em cooperação com a Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia (Cenargen), intitulados *Conservação de Recursos Genéticos Vegetais e Estratégias e Parâmetros para a Conservação Genética in situ da Floresta Tropical Brasileira*. O primeiro é realizado na Mata Atlântica semidecídua no Parque Estadual do Rio Doce, em Timóteo (MG), e o segundo, na Estação Ecológica

Ferreira Pena, em Caxiuanã (PA). Ambos partem do princípio de que com alta diversidade de espécies em florestas tropicais é impossível estudar geneticamente todas elas. Dessa forma, busca-se o entendimento de padrões que possam ser extrapolados para espécies com características semelhantes. A amostragem de espécies-modelo de diferentes grupos sucessionais em ecossistemas semelhantes poderia levar ao avanço na compreensão da dinâmica genética de populações naturais (GRATIVOL, 2006).

Uma vez que a perda de habitats e a fragmentação são as maiores responsáveis pela redução da diversidade genética, investir no desenvolvimento de técnicas de manejo em paisagens fragmentadas reveste-se de uma importância evidente. Sabe-se, por exemplo, que a persistência de populações em paisagens fragmentadas é criticamente dependente da manutenção da conectividade entre fragmentos, o que diminui o isolamento. Corredores ecológicos interligando fragmentos têm se mostrado uma alternativa muito útil, muitas vezes a única capaz de conservar plantas cujos polinizadores e dispersores de sementes não atravessam as regiões entre fragmentos isolados (KAGEYAMA; GANDARA; SOUZA, 1998; ver também o capítulo 2). Pesquisas sobre a ecologia e a genética de populações mostram-se fundamentais, pois o desconhecimento do poder de dispersão das espécies de interesse, assim como da sua estrutura genética populacional antes da fragmentação, pode ser um sério empecilho à sua conservação. Estudos com anfíbios e aves mostram que a erosão genética não ocorre imediatamente após o processo de fragmentação. Assim, a preservação de fragmentos onde a deriva genética e a endogamia ainda não são pronunciadas pode ser crítica para a manutenção da diversidade genética e viabilidade das populações em uma determinada região. Apesar de poucos projetos terem abordado efeitos temporais da fragmentação, os resultados indicam que diferentes estratégias devem ser adotadas de acordo com a idade dos fragmentos. Por exemplo, para a herpetofauna do Cerrado, em se tratando de fragmentos antrópicos recentes, é preferível preservar grandes áreas; no caso de fragmentos naturais antigos na periferia do Cerrado, é preferível privilegiar um grande número de áreas (COLLI *et al.*, 2003). Ainda, devido ao longo tempo de isolamento, fragmentos naturais podem abrigar espécies endêmicas, devendo ser considerados como de alta prioridade para a conservação (BIERREGAARD *et al.*, 2001).

A erosão genética também afeta plantas de interesse agrícola, pela substituição de cultivares domésticos e raças locais por cultivares melhorados, que possuem diversidade genética mais restrita (VILLALOBOS; FERREIRA; MORA, 1991). A homogeneização gerada pela disseminação de um ou de poucos cultivares, embora possa levar a ganhos imediatos de produtividade, em longo prazo pode aumentar a fragilidade a patógenos e a condições climáticas adversas, comprometendo a segurança alimentar. A preocupação com a manutenção da agrobiodiversidade

fez surgir a ideia de conservação *on farm*, definida por Maxted *et al.* (1997) como “manejo sustentável da diversidade genética de variedades agrícolas tradicionais localmente desenvolvidas, associadas a formas e parentes selvagens e desenvolvidas por agricultores em um sistema de cultivo agrícola, hortícola ou agroflorestal tradicional”. Para que a conservação *on farm* ocorra é necessário que haja interesse econômico dos agricultores. Para isso, as políticas públicas devem se orientar no sentido de valorizar mercados locais tradicionais. O mercado Ver-O-Peso, em Belém do Pará, por exemplo, estimula indiretamente o manejo e a conservação de muitas espécies e variedades locais, como a bacabinha (*Oenocarpus mapora*) ou o buriti (*Mauritia flexuosa*), simplesmente por oferecer tais produtos aos consumidores (CLEMENT *et al.*, 2007).

Além da conservação *in situ*, aquela em que os indivíduos permanecem em seu ambiente natural, como no caso das unidades de conservação, existe também a chamada conservação *ex situ*, em que se tenta preservar a biodiversidade artificialmente, sob cuidado intensivo. A conservação *ex situ* se dá em zoológicos, viveiros, coleções de plantas no campo, bancos de sementes, cultivo de células *in vitro* e, mais recentemente, por meio de criogenia e de bancos de DNA (CGIAR, 1993; FAO, 1998). Isso requer razoável grau de investimento, já que muitas espécies precisam de uma adequada simulação das condições naturais a que estão adaptadas para sobreviver. Além disso, a maioria das espécies animais ameaçadas de extinção mostra dificuldades para se reproduzir em cativeiro. A indisponibilidade de espaço físico, na maioria das vezes, é um problema enfrentado por zoológicos e criadouros, pois impossibilita a manutenção de uma grande quantidade de indivíduos de uma mesma espécie. Apenas pequena parte das populações mantidas em zoológicos conseguiria ser autossustentável, principalmente no caso de grandes mamíferos, uma vez que poucas têm tamanho suficiente e, conseqüentemente, um grau razoável de variabilidade genética para evitar a depressão endogâmica. No caso de espécies vegetais, as sementes são a forma mais comum de conservação *ex situ*. Muitas produzem sementes que podem ser desidratadas para aproximadamente 5% do teor de umidade inicial e armazenadas a aproximadamente -18° C, tendo sua viabilidade prolongada por muitas décadas de maneira previsível (ROBERTS, 1973). Em contraste, sementes de numerosas espécies arbóreas e arbustivas, nativas de regiões tropicais e subtropicais, e mesmo muitas espécies cultivadas de importância econômica, como o dendê (*Elaeis oleifera*) e o cacau (*Theobroma cacao*), são danificadas e perdem a viabilidade quando armazenadas nas mesmas condições (SANTOS, 2000). Além disso, há espécies que se propagam apenas vegetativamente, ou seja, não produzem sementes viáveis, como a mandioca (*Manihot esculenta*), por exemplo. Nesses casos, são necessários métodos alternativos para conservação, como bancos de campo e bancos de

germoplasma *in vitro*. Outra alternativa, relativamente recente, é a criopreservação, definida como a conservação de material biológico em nitrogênio líquido a -196°C , ou em sua fase de vapor a -150°C . Esta tem-se mostrado uma abordagem eficaz na conservação de células e tecidos vegetais e animais, bem como de microorganismos, com baixo custo relativo (KARTHA, 1985).

O advento das modernas técnicas de biologia molecular tornou possível também a criação de bancos de DNA. Estes bancos podem ser compostos por DNA genômico purificado ou simplesmente por material biológico de onde o DNA possa ser posteriormente extraído. Nestes, diferentemente dos bancos criogênicos, não há necessariamente a preocupação em manter intacta a estrutura e a viabilidade celulares, mas apenas a informação contida nas moléculas de DNA. Dada a grande estabilidade dessa molécula quando comparada a outras estruturas biológicas, os bancos de DNA levam vantagem quanto ao número de amostras, pois independem da coleta de material vivo e podem utilizar partes do organismo geralmente descartadas por experimentos que trabalham com inventários e amostragem da biodiversidade. Embora até o momento não seja possível recuperar populações ou indivíduos a partir do material genético armazenado, este tem sido útil para estudos populacionais e investigações epidemiológicas, entre outras pesquisas (EGITO *et al.*, 2005). Além disso, teoricamente haveria a possibilidade futura de genes ou alelos de interesse biotecnológico serem descobertos em exemplares de populações já extintas, sendo utilizados para fins farmacológicos, formação de animais transgênicos ou mesmo inserção de novos alelos em populações geneticamente erodidas (EGITO *et al.*, 2000).

As grandes dificuldades enfrentadas para frear o desmatamento, bem como para promover programas de conservação das espécies em seu hábitat natural, têm levado a um maior destaque das técnicas de conservação *ex situ* como alternativa para conservação da diversidade genética. Porém, apesar dessas técnicas se desenvolverem cada vez mais, ninguém duvida que a melhor estratégia de preservação ainda seja a *in situ*. Mesmo com todas as metodologias existentes, seria difícil preservar desta maneira amostras de um indivíduo de cada uma das espécies sob risco de extinção e praticamente impossível obter e conservar amostras representativas de toda a variabilidade intraespecífica. Devido à destruição de ecossistemas, muitas espécies que poderiam ter grande utilidade – médica, farmacológica, agrônômica, entre outras – estão se extinguindo sem que se tenha tempo de ao menos conhecê-las. Além disso, a perda de habitats significa também o fim de serviços ambientais importantes, como depuração de resíduos e regulação climática, que a conservação *ex situ* não pode promover. Esta estratégia, portanto, deve ser vista como complementar à estratégia *in situ*, ou, em último caso, como uma forma emergencial de salvar pequena parte da biodiversidade fortemente ameaçada.

A complementaridade *in situ/ex situ*, abordagem mais efetiva, consiste no aproveitamento das vantagens de uma metodologia para compensar as desvantagens da outra. No que diz respeito ao manejo da diversidade genética, as técnicas de conservação *ex situ* podem ter um interessante papel, na medida em que bancos de germoplasma ou populações mantidas em cativeiro possam ser utilizados como repositório genético para populações naturais (NIJMAN, 2006). Com o uso de técnicas da biologia molecular é possível visualizar, utilizando marcadores genéticos, a estrutura e a dinâmica do fluxo gênico populacional. Conhecendo a estrutura genética de uma população ameaçada pela erosão genética, consegue-se intervir ativamente inserindo novos indivíduos, previamente selecionados de acordo com seus genes.

Em todo o mundo, a conservação de raças locais, cultivares domésticos e parentes silvestres de espécies agrícolas, para o manejo da variabilidade, tem sido uma das mais importantes áreas de pesquisa na Agronomia, dado o grande interesse econômico envolvido. A agrobiodiversidade realmente possui grande importância, principalmente na questão da segurança alimentar, tornando a preocupação com espécies agrícolas totalmente necessária. Porém, embora as metodologias *ex situ* possam ser interessantes ferramentas na preservação tanto de espécies domesticadas quanto selvagens, o que se nota, com raras exceções, é que são utilizadas prioritariamente para melhoramento genético e manutenção de variabilidade de espécies de interesse agropecuário (EGITO *et al.*, 2005). Já no caso da conservação de espécies que não possuem um valor agrícola ou econômico imediato, como é o caso da imensa maioria das espécies brasileiras, as iniciativas são notavelmente mais raras, restringindo-se a algumas espécies, notadamente mamíferos, devido ao apelo maior que estes têm junto ao público e, portanto, à maior facilidade na obtenção de financiamento.

Um exemplo emblemático, a fim de ilustrar o manejo genético de espécies selvagens, é o trabalho que a Associação Mico-Leão-Dourado (AMCD) tem realizado na preservação deste primata em fragmentos de Mata Atlântica. A meta da associação foi estabelecida em 1997 para ser alcançada até o ano 2025: 2 mil indivíduos vivendo livremente em 25 mil hectares de hábitat protegido e conectado funcionalmente na unidade da paisagem. Estes números representam uma população viável que teria 95% de probabilidade de sobreviver durante 100 anos, mantendo 98% da sua diversidade genética. A composição genética da maioria das populações de micos-leões-dourados (*Leontopithecus rosalia*) vivendo na natureza está sendo estudada desde 1997 e os conhecimentos adquiridos têm sido a base para seu manejo genético. A reintrodução, que é a inserção de animais de uma população em cativeiro para o ambiente natural, é utilizada para estabelecer novas populações, bem como para incrementar o universo genético de populações naturais. A chamada translocação, que é a captura de indivíduos de uma população natural e sua inserção em outra, também tem dado bons resultados

na manutenção do fluxo gênico. Essas estratégias permitem selecionar indivíduos, considerando-se os perfis comportamental, de saúde e genético, de forma a otimizar o impacto que teriam na diversidade genética e na fecundidade, minimizando também a possibilidade de introdução de doenças. Além disso, a criação de corredores ecológicos entre os fragmentos de mata também tem sido importante na manutenção do fluxo gênico (OLIVEIRA; GRATIVOL; RUIZ-MIRANDA, 2008). Cabe ressaltar que iniciativas como essa têm altos custos e exigem especialistas experientes para analisar os animais, bem como a manutenção de uma infraestrutura adequada de manejo e monitoramento das populações envolvidas. Mas há também uma grande vantagem: embora a princípio programas de conservação, como o exemplificado, estejam focados em uma ou poucas espécies-alvo, acabam por contribuir para a conservação de ecossistemas como um todo, uma vez que para salvar uma espécie também é necessário conservar e proteger grande parte da biodiversidade de seu hábitat.

3 O NÍVEL DE ESPÉCIES

3.1 Estado do conhecimento

A diversidade é um dos aspectos mais fascinantes do mundo vivo. Nos últimos 300 anos, a partir das viagens de exploração – a mais célebre certamente foi a de Darwin a bordo do *Beagle* – o conhecimento sobre a diversidade da vida cresceu exponencialmente. Fundamentais à sua consolidação foram as teorias sobre a definição biológica de espécie. Ainda que não seja um consenso, já que atualmente há diversas definições para a espécie, o conceito proposto por Mayr (1999) fundamenta-se em três premissas: *i*) a espécie é um grupo de populações naturais reprodutivamente isolado de outros grupos semelhantes; *ii*) considerando seu isolamento reprodutivo, todos os processos evolutivos que ocorram em uma determinada espécie restringem-se a ela e a seus descendentes: a espécie seria a moeda da evolução biológica; e *iii*) a espécie é também a unidade básica em ecologia e nenhum ecossistema será compreendido de forma plena sem que se conheçam as espécies que o integram e suas respectivas interações. Dessa maneira, a diversidade – ou riqueza – de espécies traduz-se em inestimável patrimônio sob os pontos de vista evolutivo, ecológico e econômico.

A tarefa de apresentar um diagnóstico do estado da biodiversidade brasileira em nível de espécies é gigantesca, considerando sua acentuada riqueza e, ao mesmo tempo, a magnitude daquilo que ainda falta ser conhecido. O estudo mais abrangente até o momento, no que se refere à síntese do conhecimento atual, foi realizado no âmbito do projeto Estratégia Nacional da Biodiversidade, do MMA. A partir de informações obtidas de especialistas nos grupos taxonômicos mais bem conhecidos e catalogados, estimou-se que o país teria, em média, cerca de 13% do total mundial desses grupos, algo entre 168.640 e 212.650 espécies.

Aplicada aos grandes grupos taxonômicos, essa proporção resulta em um número total de espécies que varia entre 1.383.600 e 2.394.700 (tabela 1). Com base nessa estimativa, o Brasil posiciona-se como o campeão mundial em biodiversidade, com cerca de 1,8 milhão de espécies, em torno de dez vezes o número atual de espécies conhecidas no país, que é de 200 mil. Essa estimativa pode ser ainda maior, considerando que os números para grupos como insetos, bactérias, vírus, fungos e nematóides alcançam níveis elevados de incerteza: a diversidade ainda não conhecida para esses grupos seria muito superior ao número de espécies atualmente conhecido (LEWINSOHN; PRADO, 2005).

TABELA 1

Número total de espécies em grandes grupos taxonômicos no mundo e no Brasil
(Em milhares de espécies)

Grupo	Mundo	Brasil		
		Média	Límite inferior	Límite superior
Vírus	400	52,6	40,1	70,4
Bactérias e afins	1.000	131,4	100,2	175,9
Fungos	1.500	197,1	150,3	263,9
Protozoários	200	26,3	20,0	35,2
Algas	400	52,6	40,1	70,4
Plantas	320	51,5	48,5	54,5
Nematóides	400	52,6	40,1	70,4
Crustáceos	150	19,7	15,0	26,4
Aranhas e afins	750	98,5	75,2	132,0
Insetos	8.000	1.051,0	801,8	1.407,6
Moluscos	200	26,3	20,0	35,2
Vertebrados e afins	20	7,9	7,2	8,8
Outros	250	32,8	25,1	44,0
Total	13.620	1.800,3	1.383,6	2.394,7

Fonte: Lewinsohn e Prado (2005).

Essa riqueza em biodiversidade vem acompanhada de outro importante atributo biológico: o elevado grau de endemismo, ou seja, de espécies que ocorrem apenas no território nacional. É o caso, por exemplo, das espécies brasileiras de vertebrados e de plantas superiores. A combinação entre riqueza de espécies e elevado grau de endemismo coloca o Brasil na lista dos 17 países megadiversos do mundo (MITTERMEIER *et al.*, 1997), conforme indica a tabela 2.

Enquanto para organismos maiores da biota vegetal e animal a aplicação dos métodos tradicionais de classificação possibilita a identificação da espécie, para os microrganismos é comum que a caracterização taxonômica seja feita apenas em nível de gênero, o que traz restrições às estimativas de riqueza de espécies para a microbiota. Sob o aspecto de estudo da diversidade, há ainda limitações associadas à grande variabilidade genética registrada em microrganismos em ambiente

natural (não cultivados em laboratório). Dessa maneira, antes da abordagem sobre o estado de conhecimento da flora e da fauna, apresentam-se aspectos singulares acerca da diversidade e da conservação da microbiota.

Microrganismos são seres vivos unicelulares microscópicos, incluindo bactérias, arqueas,³ fungos, protozoários e vírus. Sua importância ecológica e econômica é fundamental: toda a cadeia da vida no planeta, assim como parte significativa das atividades econômicas, depende dos processos por eles realizados, destacando-se atividades de fotossíntese, ciclagem de nutrientes, manutenção da fertilidade e estrutura de solos e processos industriais em diversos setores, destacando-se os de química, papel e celulose, alimentos e bebidas. Além disso, microrganismos desempenham papel fundamental no tratamento de efluentes industriais, esgotos e resíduos sólidos. O isolamento e o cultivo de microrganismos em laboratório respondem também por considerável parcela das inovações nas áreas médica, biotecnológica e ambiental. A despeito de sua importância, há uma significativa defasagem no conhecimento de sua diversidade em relação a outros grupos, tais como animais e plantas superiores. Em nível mundial, estima-se que tenham sido descritos cerca de 5% das espécies estimadas de fungos, 0,1% a 12% dos procariotos (arqueas e bactérias), 31% dos protozoários e 4% dos vírus. Como o conhecimento sobre a diversidade desses grupos no Brasil é ainda incipiente, presume-se que também há um vasto campo propício à descoberta de novas espécies. Finalmente, não há uma compilação recente dos microrganismos brasileiros e as espécies descritas limitam-se, em geral, às de interesse para a medicina e a agricultura (MANFIO, 2006).

TABELA 2

Estimativas do total de número de espécies de vertebrados e de plantas superiores nos 17 países megadiversos do mundo – número de espécies endêmicas mostrado entre parênteses

País	Mamíferos	Aves	Répteis	Anfíbios	Vertebrados ¹	Peixes de água doce ²	Plantas superiores
Brasil	524 (131)	1.622 (>191)	468 (172)	517 (294)	3.131 (788)	> 3.000	~50.000-56.000 (~16.500-18.500?)
Indonésia	515 (201)	1.531 (397)	511 (150)	270 (100)	2.827 (848)	1.400	~37.000? (14.800-18.500)
Colômbia	456 (28)	1.815 (>142)	520 (97)	583 (367)	3.374 (634)	>1.500	45.000-51.000 (15.000-17.000)
México	450 (140)	1.050 (125)	717 (368)	284 (169)	2.501 (802)	468	18.000-30.000 (10.000-15.000)
Austrália	282 (210)	751 (355)	755 (616)	196 (169)	1.984 (1.350)	183	15.638 (14.458)
Madagascar	105 (77)	253 (103)	300 (274)	178 (176)	836 (630)	75	11.000-12.000 (8.800-9.600)
China	499 (77)	1.244 (99)	387 (133)	274 (175)	2.404 (484)	1.010	27.100-30.000 (~10.000)
Filipinas	201 (116)	556 (183)	193 (131)	63 (44)	1.013 (474)	330	8.000-12.000 (3.800-6.000)
Índia	350 (44)	1.258 (52)	408 (187)	206 (110)	2.222 (393)	750	>17.000 (7.025-7.875)
Peru	344 (46)	1.703 (109)	298 (98)	241 (>89)	2.586 (342)	855	18.000-20.000 (5.356)

(Continua)

3. Microrganismos procarióticos distintos, sob o aspecto evolutivo, incluídos no grupo das bactérias. Estes microrganismos costumam ser encontrados em ambientes de extremas temperatura e salinidade.

(Continuação)

País	Mamíferos	Aves	Répteis	Anfíbios	Vertebrados ¹	Peixes de água doce ²	Plantas superiores
Papua Nova Guiné	242 (57)	762 (85)	305 (79)	200 (134)	1.509 (355)	282	15.000-21.000 (10.500-16.000)
Equador	271 (21)	1.559 (37)	374 (114)	402 (138)	2.606 (310)	>44	17.600-21.100 (4.000-5.000)
Estados Unidos	428 (101)	768 (71)	261 (90)	194 (126)	1.651 (388)	790	18.956 (4.036)
Venezuela	288 (11)	1.360 (45)	293 (57)	204 (76)	2.145 (189)	1.250	15.000-21.070 (5.000-8.000)
Malásia	286 (27)	738 (11)	268 (68)	158 (57)	1.450 (163)	600	15.000 (6.500-8.000)
África do Sul	247 (27)	774 (7)	299 (76)	95 (36)	1.415 (146)	153	23.420 (16.500)
Congo	415 (28)	1.094 (23)	268 (33)	80 (53)	1.857 (137)	962	11.000 (3.200)

Fonte: Mittermeier *et al.* (1997).Notas:¹ Exceto peixes de água doce.² Não há dados para peixes endêmicos.

O Brasil possui aproximadamente 19% das espécies de plantas hoje conhecidas na Terra e, portanto, detém a mais rica flora mundial (tabela 2). Com o advento das explorações de história natural, realizadas do século XVI até o final do século XIX, essa riqueza foi registrada e depositada principalmente em herbários europeus. Ainda hoje, a obra mais completa sobre as plantas brasileiras é a *Flora brasiliensis*,⁴ escrita por Karl von Martius e colaboradores entre 1840 e 1906, na qual foram contabilizadas 22.767 espécies – 5.939 nunca antes descritas pela ciência. Estimativas atuais, mesmo sem a inclusão de fungos e líquens, apontam que existam em nosso país cerca de 539 espécies de algas marinhas, 2 mil de algas aquáticas dulcícolas, 3.100 de briófitas, 1.200-1.300 de pteridófitas, 5-10 de gimnospermas e 55.000-60.000 de angiospermas.⁵ No grupo das angiospermas, 45% das espécies de monocotiledôneas⁶ são endêmicas, com algumas famílias registrando índices de que chegam a 98% de endemismo (GIULIETTI *et al.*, 2005). Diante da importância em atualizar e sistematizar essa biodiversidade vegetal, a Lista de Espécies da Flora do Brasil encontra-se em elaboração pelo Jardim Botânico do Rio de Janeiro, com a cooperação de aproximadamente 300 pesquisadores de instituições nacionais e internacionais e previsão de conclusão em 2010 (FORZZA; LEITMAN, 2009).

Levantamentos recentes corroboram a crescente riqueza da flora brasileira e, nesse sentido, 2.875 novas espécies de angiospermas foram descritas nos últimos 16 anos (SOBRAL; STEHMANN, 2009). Outro indicador dessa diversidade foi o registro de 458 espécies de plantas lenhosas – 44,1% endêmicas à Mata Atlântica – em um único hectare, na Reserva Biológica do Una, no sul da Bahia (THOMAS *et al.*, 2001).

4. Escrita como coleção em 40 tomos, essa obra ainda é a mais importante referência para o estudo de plantas vasculares brasileiras.

5. Briófitas são plantas de pequeno porte, a exemplo dos musgos, que não têm vasos condutores de seiva nem estruturas de sustentação como raízes e caules. Pteridófitas, tais como avencas e samambaias, são plantas vasculares (têm vasos condutores) e com tecidos de sustentação. Gimnospermas: plantas vasculares com semente nua (sem formação de frutos) que podem alcançar elevado porte, a exemplo das araucárias. As angiospermas representam a maior parte das plantas de valor econômico que conhecemos: gramíneas, cereais, árvores frutíferas e plantas lenhosas incluem-se nesse grupo.

6. Monocotiledôneas incluem espécies vegetais de destacado valor econômico, a título de exemplo: cana-de-açúcar, trigo, arroz, milho e palmeiras – tais como açaí e babaçu.

No que se refere à fauna, a descrição sobre o atual conhecimento da biodiversidade pode ser dividida em dois grandes grupos: invertebrados (marinhos e terrestres) e vertebrados (peixes, anfíbios, répteis, aves e mamíferos). A maior parte dos filos de invertebrados vive exclusiva ou parcialmente em mares e oceanos. O crescente registro de novas espécies de invertebrados marinhos indica o pouco conhecimento existente sobre sua diversidade e, nesse sentido, a fauna da costa sul-americana banhada pelo Atlântico é uma das menos conhecidas mundialmente. Isso se dá em razão da extensão e da complexidade dos ambientes encontrados na costa brasileira, assim como devido às restrições enfrentadas pelos taxonomistas que têm como objeto de estudo esses animais. De maneira geral, mesmo guias simples – como listas de fauna e chaves de identificação – estão ausentes ou são incompletos. E nos casos em que há farto material coletado a partir de pesquisas de exploração oceanográfica, perduram por se realizar as tarefas de triagem e identificação, que possibilitariam a identificação das espécies coletadas. A diversidade de invertebrados marinhos no Brasil alcança uma média de 10% das espécies descritas na Terra, com alguns grupos atingindo proporções de até 50% do total mundial de espécies registradas. Estima-se que esses números possam atingir o dobro e até o triplo do quadro atual, caso se inventarie regiões pouco estudadas – como ambientes marinhos profundos e a plataforma continental – ou se realizem coletas mais intensas de animais que compõem o plâncton⁷ oceânico (MIGOTTO; MARQUES, 2006). O conhecimento dos invertebrados marinhos bentônicos⁸ ilustra as dificuldades e o potencial em se estimar a diversidade desse grupo: alguns filos nunca foram registrados na costa brasileira e, mesmo em regiões com extensa porção estuarina – e abundância de lagoas costeiras e manguezais, a exemplo das costas do Norte e do Nordeste –, a fauna bentônica é pouquíssimo conhecida (AMARAL; JABLONSKI, 2005).

Os invertebrados respondem por 95% das espécies animais hoje viventes e o número de espécimes tombados em coleção brasileiras é quase oito vezes maior que o total de vertebrados. Ainda que a maioria dos filos seja total ou parcialmente marinha, os invertebrados terrestres destacam-se pela sua riqueza e suas importâncias ecológica e econômica. Há filos numerosos, como o Arthropoda,⁹ que inclui aproximadamente 1,5 milhão de espécies já descritas e estudos recentes estimam que esse total pode alcançar até quarenta vezes o número atualmente conhecido.

7. Do grego *planktos* (errante), define organismos com baixo poder de locomoção, que flutuam passivamente na coluna de água e são arrastados pelas correntes oceânicas. O plâncton integra a base da cadeia alimentar em ecossistemas marinhos.

8. Referente ao ambiente localizado no fundo de águas continentais ou oceânicas.

9. Artrópodes são representados, entre outros animais, por aranhas e afins, miriápodes e insetos – incluindo libélulas, vespas, abelhas, cupins, borboletas, moscas e besouros.

Invertebrados terrestres podem impactar atividades agrícolas e florestais – como no caso de cupins, ácaros e formigas –, atuar como vetores de patógenos ou parasitas humanos, polinizar culturas, melhorar a estrutura de solos, indicar impactos ambientais e, entre uma miríade de influências sobre a atividade econômica, podem também possibilitar o desenvolvimento de fármacos, como no caso de aranhas e de escorpiões. Em comparação à diversidade conhecida na região neotropical¹⁰ para alguns grupos que se destacam pela sua importância, o Brasil registra as seguintes frações: oligoquetos (79%), que incluem dos animais fundamentais à estruturação e à fertilidade de solos, as minhocas e aranhas (63%) e os escorpiões (60%) (BRANDÃO *et al.*, 2006).

O Brasil ocupa também a primeira posição em relação à riqueza de espécies de vertebrados (tabela 2). Das cerca de 57 mil espécies conhecidas na Terra, em torno de 7 mil estão no país. Além disso, para alguns grupos, as taxas de endemismo alcançam níveis elevados, a exemplo do descrito para peixes cartilagosos (23%), peixes ósseos (10%), anfíbios (57%), répteis (37%), aves (11%) e mamíferos (25%). Como as campanhas conservacionistas costumam adotar espécies-símbolo que evoquem a empatia do público, animais como o mico-leão-dourado, a arara-azul, o tamanduá-bandeira e as tartarugas marinhas representam a força dessa riqueza na popularização dos esforços de conservação e destacam a importância desse grupo no campo da biodiversidade brasileira. A despeito desses números, as extensas porções do território nacional nunca inventariadas e o elevado grau de endemismo registrado sinalizam um crescente número de novas espécies descritas (SABINO; PRADO, 2006).

Os vertebrados têm importância econômica em amplos setores, desde seu papel como fonte alimentar – com destaque para diversas espécies de peixes – até sua aplicação na descoberta de fármacos – como no caso de anfíbios e répteis. Em relação a peixes de água doce, há aproximadamente 2.100 espécies descritas e o número estimado seria de até 4 mil: a maior riqueza desse grupo no mundo, em especial decorrente da grande heterogeneidade dos ambientes aquáticos brasileiros. Para anfíbios e répteis, grupos com elevado endemismo, de 1978 a 1995, houve crescimento expressivo na sua diversidade conhecida em, respectivamente, 17% e 11%. Para aves e mamíferos, que em geral estão representados por animais maiores e conspícuos, a taxa de novas descobertas é menor (SABINO; PRADO, 2006).

Avaliado de forma resumida o estado de conhecimento da biodiversidade, busca-se a seguir apresentar o nível de proteção – e por consequência de ameaça – a que estão sujeitas as espécies brasileiras.

10. Região biogeográfica que abrange as ilhas do Caribe e as Américas Central e do Sul.

3.2 Estado da conservação da flora e da fauna

A primeira lista oficial brasileira das espécies de plantas ameaçadas de extinção data de 1968, tendo sido identificadas 13 espécies de plantas, sendo que metade era de orquídeas. Em 1980, houve a segunda atualização, com o acréscimo de apenas uma espécie. A terceira atualização veio após 12 anos, em janeiro de 1992; poucos meses depois, em abril, ocorreu a quarta atualização, com o acréscimo de apenas uma planta. A partir daquele ano, incluíram-se nessa lista espécies de biomas diversos à Mata Atlântica, refletindo o processo de ocupação dos estados da Amazônia e dos cerrados do Centro-Oeste. Desde então, a quantidade de espécies ameaçadas praticamente aumentou dez vezes. Apenas recentemente, em 2008, a lista de plantas superiores foi novamente atualizada, listando 472 espécies ameaçadas de extinção e 1.079 com deficiência de dados (tabela 3).

TABELA 3
Listas oficiais de espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção

Instrumento legal	Número de espécies
Portaria IBDF ¹ nº 303/1968	13
Portaria IBDF nº 93/1980-P/1980	14
Portaria Ibama nº 6-N/1992	107
Portaria Ibama nº 37-N/1992	108
IN MMA nº 6/2008	472 ameaçadas de extinção e 1.079 com deficiência de dados

Fonte: MMA.

Nota:¹ Com a criação do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama), o Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF) foi extinto.

A primeira lista oficial brasileira das espécies da fauna ameaçadas de extinção também data de 1968, contendo 45 espécies. Seguiram-se mais quatro atualizações, a última em 2004, e uma instrução normativa do MMA em 2005, com correções referentes à lista de invertebrados aquáticos e peixes, publicada no ano anterior (tabela 4). Considerando a IN MMA nº 3/2003 – que trata de invertebrados terrestres e vertebrados, exceto peixes – e a IN MMA nº 5/2004 – que trata de invertebrados aquáticos e peixes –, atualizada pela IN MMA nº 52/2005, existem no Brasil 627 espécies da fauna e de peixes e invertebrados aquáticos ameaçadas de extinção.

TABELA 4
Listas oficiais de espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção

Instrumento legal	Número de espécies
Portaria IBDF nº 303/1968	45
Portaria IBDF nº 3481-DN/1973	86
Portaria Ibama nº 1522/1989	207
IN MMA nº 3/2003 (invertebrados terrestres e vertebrados, exceto peixes)	395 ⁽¹⁾
IN MMA nº 5/2004 (invertebrados aquáticos e peixes) atualizada pela IN MMA nº 52/2005	232 ⁽¹⁾

Fonte: MMA.

Nota: ⁽¹⁾ O total de espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção é de 627.

A Portaria conjunta do MMA e do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) nº 316/2009, definiu os seguintes instrumentos de implementação da Política Nacional da Biodiversidade voltados para a conservação e recuperação de espécies ameaçadas de extinção: *i)* Listas Nacionais Oficiais de Espécies Ameaçadas de Extinção, com a finalidade de reconhecer as espécies ameaçadas de extinção no território nacional, na plataforma continental ou na zona econômica exclusiva brasileira, para efeitos de restrição de uso, priorização de ações de conservação e recuperação de populações; *ii)* Livros Vermelhos das Espécies Brasileiras Ameaçadas de Extinção, contendo, entre outros, caracterização, distribuição geográfica, estado de conservação e principais fatores de ameaça à conservação das espécies integrantes das Listas Nacionais Oficiais de Espécies Ameaçadas de Extinção; e *iii)* Planos de Ação Nacionais para a Conservação de Espécies Ameaçadas de Extinção, elaborados com a finalidade de definir ações *in situ* e *ex situ* para conservação e recuperação de espécies ameaçadas. Essa portaria considera ainda a necessidade de que a elaboração e a atualização das Listas Nacionais Oficiais de Espécies Ameaçadas de Extinção deverão observar as listas estaduais, regionais e globais, devendo as listas nacionais serem atualizadas continuamente, com uma revisão completa no prazo máximo de dez anos.

Por meio do programa Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade e dos Recursos Genéticos e outros programas e ações afins, o MMA, o ICMBio e o Ibama vêm desenvolvendo esforços conjuntos no sentido de elaborar planos e definir medidas de manejo para promover a conservação e reduzir o número de espécies da flora e da fauna brasileiras ameaçadas de extinção. O indicador do programa corresponde à relação percentual entre o total de espécies ameaçadas que são objeto de medidas de manejo e o total de espécies classificadas como ameaçadas de extinção. Até 2009, cerca de 25% das espécies da flora e da fauna ameaçadas de extinção – 273 das 1.099 – eram objeto de medidas de manejo. Alguns grupos de animais ameaçados têm todas as suas espécies sob manejo, como é o caso dos répteis e anfíbios. Outros grupos não possuem animais sob manejo ou apresentam apenas um pequeno percentual de espécies manejadas, como é o caso respectivamente dos

invertebrados aquáticos e dos peixes. Situação semelhante é observada em relação às espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção (tabela 5). Estratégias de conservação *in situ* e *ex situ* vêm sendo adotadas com medidas de manejo para a recuperação de espécies ameaçadas, é o caso do mico-leão-dourado, descrito na seção anterior, e a criação de unidades de conservação (ver capítulo 2).

TABELA 5
Percentual de espécies ameaçadas da fauna e da flora sob medidas de manejo por grupo

Instrução normativa	Grupo	Espécies ameaçadas	Espécies com medidas de manejo	Espécies ameaçadas sob medidas de manejo (%)
IN MMA nº 3/2003	Mamíferos	69	59	85,5
	Aves	160	94	58,8
	Répteis	20	20	100,0
	Anfíbios	16	16	100,0
	Invertebrados terrestres	130	60	46,2
	Total		395	249
IN MMA nº 5/2004 IN MMA nº 52/2005	Peixes	154	6	3,9
	Invertebrados aquáticos	78	–	–
	Total	232	6	2,6
IN MMA nº 6/2008	Flora	472	18	3,8
	Total IN nº 6/2008	472	18	3,8
Total geral		1.099	273	24,8

Fonte: MMA.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nos dois primeiros níveis considerados pela Convenção sobre Diversidade Biológica – isto é, genes e espécies – o Brasil apresenta patamares elevados de biodiversidade, acima da média mundial. Isso representa um enorme diferencial em termos de capital natural, que pode ser utilizado para o desenvolvimento do país de forma sustentável. A título de exemplo do valor econômico da biodiversidade, estima-se que cerca de 30% dos fármacos hoje disponíveis no mundo derivam de fontes naturais. De mais complexa avaliação é o potencial de descoberta de novos medicamentos, inclusive a partir de espécies ainda não identificadas (LEVIN; PACALA, 2003). De qualquer maneira, ainda que a ciência da valoração da biodiversidade encontre-se em seus primórdios, o país deveria ter no conhecimento e na conservação da biodiversidade uma de suas estratégias para o desenvolvimento, de modo a realizar esse potencial de forma plena.

No que diz respeito à diversidade genética, o conhecimento é, certamente, o mais incipiente e a pesquisa em exemplares da biodiversidade brasileira encontra-se no início. Se a maioria das espécies nativas é desconhecida, menos ainda se sabe acerca de seus genomas. Grande parte dessa informação está sendo irremediavelmente perdida, à medida que espécies se extinguem ou que, nelas, diferentes alelos deixam de existir. Entre essas perdas podem estar as chaves para a cura de doenças, o aumento da produção de alimentos e a resolução de muitos outros problemas que a humanidade já enfrenta ou enfrentará. Daí a necessidade de se estimular iniciativas de valorização, pesquisa e conservação desse patrimônio. Para tanto, a abordagem mais frutífera é a articulação entre o fomento governamental e o capital privado, na criação de infraestrutura e na formação de recursos humanos regionais.

Um primeiro passo nesse sentido foi a criação do Programa Brasileiro de Ecologia Molecular para o Uso Sustentável da Biodiversidade (Probem), um esforço conjunto da comunidade científica, do setor privado, do governo federal e dos governos estaduais da região amazônica, a fim de contribuir para o desenvolvimento da bioindústria regional e nacional. Com a ampliação e o fortalecimento de iniciativas como essa será possível manter, entender e utilizar o potencial da biodiversidade em seu nível mais fundamental.

Com relação à conservação da diversidade de espécies existe, sem dúvida, uma maior base de conhecimento. Entre os países megadiversos, o Brasil integra uma minoria que se destaca pelo nível de desenvolvimento e consolidação do sistema acadêmico e dos institutos de pesquisa. Contudo, existe uma grande lacuna entre a diversidade conhecida e a estimada e, para superá-la, será necessário enfrentar problemas, tais como: *i*) baixo número de taxonomistas: o país precisaria formar no mínimo o triplo do contingente atual de especialistas responsáveis pelo levantamento, processamento e identificação de espécies; *ii*) infraestrutura deficiente das coleções biológicas, destacando-se a carência de curadores efetivos e a importância de se incorporarem técnicas e equipamentos de identificação molecular; e *iii*) forte concentração de recursos humanos e materiais: 80% das coleções e pesquisadores estão nas regiões Sul e Sudeste (LEWINSOHN; PRADO, 2006).

Considerando as estimativas de espécies não conhecidas e as perspectivas de fomento às atividades taxonômicas, o país tem significativo potencial para descoberta de novas espécies, seja por meio da revisão do material já depositado em coleções no Brasil e no exterior, seja pela realização de inventários em regiões pouco amostradas. O conhecimento atual e estimado de espécies da microbiota, da flora e da fauna brasileiras corrobora essa tendência.

Existem no Brasil diversos centros de pesquisa dedicados ao estudo de microrganismos em variadas aplicações, com destaque para microbiologia médica, virologia e microbiologias agrícola, ambiental e industrial. Alguns exemplos são

a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), a Fundação Oswaldo Cruz (Fiocruz), o Instituto de Medicina Tropical (IMT) da USP, o Instituto Adolfo Lutz (IAL) e o Instituto Evandro Chagas (IEC). Entretanto, a infraestrutura e a formação de pessoal para caracterização da diversidade da microbiota encontram-se em estágio embrionário, o que é um entrave à exploração tecnológica de microrganismos no Brasil. Isso torna-se particularmente relevante ante a crescente importância econômica da biotecnologia, inclusive sob o ponto de vista estratégico em ciência (CANHOS; MANFIO, 2001). Como exemplo, devido às limitações mencionadas, boa parte dos fungos coletados e de suas “linhagens-referência associadas a descrições taxonômicas” é enviada para depósito em coleções no exterior (BRANDÃO *et al.*, 2006).

Além disso, é preciso que as políticas públicas façam amplo uso de ferramentas e informações que vêm sendo desenvolvidas pela ciência. O país tem elaborado com certa regularidade listas de espécies ameaçadas, o que é, sem dúvida, um caminho importante rumo à proteção destas. Nesse sentido, a Lista Vermelha das Espécies Ameaçadas, produzida pela União Mundial para a Conservação da Natureza (International Union for Conservation of Nature – IUCN), estabelece inclusive nove diferentes graus de ameaça para as espécies.¹¹ Por outro lado, as listas brasileiras não adotam tais categorias e, sob o aspecto normativo, essa é uma de suas fraquezas.

Do ponto de vista econômico, espécies mais raras – ou mais ameaçadas – costumam ter maior valor financeiro no mercado de animais e plantas silvestres, seja no mercado regulado ou no âmbito do tráfico ilegal. A título de ilustração, se a Lei de Crimes Ambientais (Lei nº 9.605/1998) representou um avanço na tipificação de crimes contra o meio ambiente, a ausência dessa gradação coloca em pé de igualdade todas as espécies ameaçadas em relação ao aumento da pena imposta ao infrator. Portanto, no caso de medidas penais para aumentar a efetiva conservação da biodiversidade brasileira, o estabelecimento de graus de ameaça a partir de critérios científicos subsidiaria o legislador no estabelecimento de penas associadas à respectiva vulnerabilidade da espécie objeto do crime contra a fauna ou contra a flora.

Além da importância de se incorporarem dados científicos às políticas públicas, conferindo-lhes maior robustez, existem sérias restrições orçamentárias à efetiva execução das previsões normativas, mesmo para as espécies sob maior risco de desaparecimento. O fato é que aproximadamente 75% das espécies da fauna e da flora ameaçadas de extinção não são objeto de quaisquer medidas de manejo (tabela 3), a despeito das exigências contidas em normas específicas. Nesse sentido, a IN MMA

11. As categorias estabelecidas pela IUCN, em gradação do nível de ameaça: não avaliada; dados insuficientes; segura ou pouco preocupante; quase ameaçada; vulnerável; em perigo; em perigo crítico; extinta na natureza; e extinta.

nº 5/2004 determina o desenvolvimento de planos de recuperação para espécies de invertebrados aquáticos e de peixes ameaçados de extinção, no prazo máximo de cinco anos a partir da edição dessa norma. E, para as espécies desses grupos que estejam sobre-explotadas ou ameaçadas de sobre-explotação, exigem-se planos de gestão para recuperação de estoques e sustentabilidade da pesca. A IN MMA nº 6/2008 estabelece medidas semelhantes para a flora, ao exigir planos de ação com vista à futura retirada de espécies da lista de plantas ameaçadas de extinção.

Para o efetivo cumprimento de medidas de conservação, faz-se necessário aporte adequado de recursos materiais e humanos, o que ainda é uma questão limitante no âmbito do orçamento público dirigido a tais políticas. Análise da dotação e execução orçamentária do MMA – principal executor das políticas públicas nesse tema – indica que o órgão recebeu 0,12% do orçamento previsto na Lei Orçamentária Anual (LOA) de 2006. Naquele ano, o MMA figurou entre os seis ministérios com menor volume de recursos na LOA, situação que se repete ao longo dos últimos anos, ainda que tenham aumentado suas responsabilidades como órgão central do Sistema Nacional do Meio Ambiente (Sisnama) à medida que a questão ambiental cresce em relevância. Em 2006, o maior aporte de recursos vincula-se às compensações financeiras previstas no Art. 50, § 2º, inciso II, da Lei nº 9.478/1997 (Lei do Petróleo). Contudo, boa parte da dotação orçamentária oriunda dessa e de outras fontes é destinada à reserva de contingência,¹² ou seja, são recursos indisponibilizados. Esse contingenciamento, além de limitações burocráticas à realização da despesa prevista, resultou na execução de apenas 54% dos programas previstos pelo MMA em 2006, o que prejudica sobremaneira programas de conservação da biodiversidade (DUTRA; OLIVEIRA; PRADO, 2006).

No próximo capítulo, essas restrições orçamentárias serão avaliadas sob o enfoque de consolidação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), um dos pilares da política conservacionista para proteção dos biomas brasileiros.

12. Quando o Executivo retarda ou inexecuta parte do orçamento previsto na LOA para cobrir despesas que poderão ou não ocorrer, em virtude de condições imprevistas ou inesperadas.

REFERÊNCIAS

- AMARAL, A.; JABLONSKI, S. Conservação da biodiversidade marinha e costeira no Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 43-51, 2005.
- BIERREGAARD, R. O. *et al.* (Org.). **Lessons from Amazonia**: the ecology and conservation of a fragmented forest. New Haven: Yale University Press, 2001.
- BOTREL, M. C. G.; CARVALHO, D. Variabilidade isoenzimática em populações naturais de jacarandá paulista (*Machaerium villosum* vog.). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, n. 4, p. 621-627, 2004.
- BRANDÃO, C. *et al.* Invertebrados terrestres. *In*: LEWINSOHN, T. (Org.). Avaliação do estado do conhecimento da biodiversidade brasileira. **Biodiversidade**, Brasília, MMA, v. 1, n.15, p. 205-259, 2006.
- BRITO, D.; FONSECA, G. A. B. Evaluation of minimum viable population size and conservation status of the long-furred woolly mouse opossum *Micoureus paraguayanus*: an endemic marsupial of the Atlantic Forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 15, p. 1713-1728, 2006.
- CANHOS, V.; MANFIO, G. **Recursos microbiológicos para biotecnologia**. Brasília: MCT, 2001.
- CONSULTATIVE GROUP ON INTERNATIONAL RESEARCH (CGIAR). **People and plants**: the development agenda. Roma: IBPGR, 1993.
- CHARLESWORTH, D.; CHARLESWORTH, B. Inbreeding Depression and its Evolutionary Consequences. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 18, n. 1, p. 237-268, 1987.
- CLEMENT, C. R. *et al.* Conservação on farm. *In*: NASS, L. L. (Org.). **Recursos genéticos vegetais**. p. 511-544. Brasília: Cenargen, 2007.
- COLLI, G. R. *et al.* A fragmentação dos ecossistemas e a biodiversidade brasileira: uma síntese. *In*: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (Org.). Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. **Biodiversidade**, Brasília, Secretaria de Biodiversidade e Florestas/MMA, n. 6, p.317-324, 2003.
- DUTRA, R.; OLIVEIRA, A.; PRADO, C. G. Análise do orçamento do Ministério do Meio Ambiente para o ano 2006. **Política Ambiental**, Belo Horizonte, Conservação Internacional, v. 1, 2006.
- EGITO, A. A. *et al.* DNA Banking: another option on conservation strategy. *In*: FIFTH GLOBAL CONFERENCE IN CONSERVATION OF ANIMAL GENETIC RESOURCES. Brasília: Cenargen, 2000.

_____. Situação atual do banco de DNA de recursos genéticos animais no Brasil. **Archivos de Zootecnia**, v. 54, n. 206-207, p. 283-288, 2005.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO). **Secondary guidelines for development of national farm animal genetic resources management plans: Management of small populations at risk**. Roma, 1998.

FORZZA, R.; LEITMAN, P. A elaboração da lista do Brasil: metodologia e resultados parciais. *In*: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 60. Botânica brasileira: futuros e compromissos. Feira de Santana, 2009.

GIULIETTI, A. *et al.* Biodiversidade e conservação das plantas no Brasil. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, Conservação Internacional, v. 1, n. 1, p. 52-61, 2005.

GRATIVOL, A. D. **Perda de diversidade genética nos ecossistemas brasileiros, com ênfase em espécies ameaçadas e espécies de interesse econômico**. Relatório final. Brasília: Secretaria de Biodiversidade e Florestas/MMA, 2006.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B.; SOUZA, L. M. I. **Conseqüências genéticas da fragmentação sobre populações de espécies arbóreas**, v. 12, n. 32, p. 65-70, 1998 (Série Técnica do Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais – IPEF).

KAGEYAMA, P. Y. *et al.* Diversidade genética em espécies arbóreas tropicais de diferentes estágios sucessionais por marcadores genéticos. **Scientia Forestalis**, v. 64, p. 93-107, 2003.

KAGEYAMA, P. Y.; LEPSCH-CUNHA, N. M. Singularidade da biodiversidade nos trópicos. *In*: GARAY, I.; DIAS, B. (Org.). **Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais: avanços conceituais e revisão de novas metodologias de avaliação e monitoramento**. Petrópolis: Vozes, 2001, p. 199-214.

KANASHIRO, M. *et al.* Improving conservation values of managed forests: the Dendrogene Project in the Brazilian Amazon. **Unasyuva**, v. 53, n. 209, p. 25-33, 2002.

KARTHA, K. K. Meristem culture and germplasm preservation. *In*: _____. (Org.). **Cryopreservation of plant cells and organs**. Florida: CRC Press, 1985, p. 115-135.

KIMURA, M.; OHTA, T. **Theoretical aspects of population genetics, monographs in population biology**. Princeton: Princeton University Press, 1971. v. 4.

LEVIN, S.; PACALA, S. Ecosystem dynamics. *In*: MALER, K.; VINCENT, J. (Org.). **Handbook of environmental economics**. Elsevier Science B.V., v. 1, p. 62-90, 2003.

LEWINSOHN, T. M.; PRADO, P. I. Quantas espécies há no Brasil? **Megadiversidade**, v. 1, n.1, p. 36-42, 2005.

_____. Síntese do conhecimento atual da biodiversidade brasileira. *In*: LEWINSOHN, T. M. (Org.). Avaliação do estado do conhecimento da biodiversidade brasileira. **Biodiversidade**. Brasília, MMA, v. 1, p. 21-109, 2006.

LOVEJOY, T. O Brasil em foco. **Megadiversidade**, v. 1, n.1, p. 5-6, 2005.

LUDWIG, D.; MANGEL, M.; HADDAD, B. Ecology, conservation, and public policy. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 32, n. 1, p. 481-517, 2001.

MANFIO, G. Microbiota. *In*: LEWINSOHN, T. (Org.). Avaliação do estado do conhecimento da biodiversidade brasileira. **Biodiversidade**. Brasília, MMA, v. 1, p. 113-145, 2006.

MAXTED, N. *et al.* A practical model for in situ genetic conservation. *In*: MAXTED, N.; FORD-LLOYD, B. V.; HAWKES, J. G. (Org.). **Plant genetic conservation: the in situ approach**. London: Chapman & Hall, 1997, p. 339-367.

MAYR, E. (Org.). **Systematics and the origin of species from the Viewpoint of a Zoologist**. Cambridge: Harvard University Press, 1999.

MIGOTTO, A.; MARQUES, A. Invertebrados marinhos. *In*: LEWINSOHN, T. (Org.). Avaliação do estado do conhecimento da biodiversidade brasileira. **Biodiversidade**, Ministério do Meio Ambiente, v. 1, n. 15, p. 149-202, 2006.

MITTERMEIER, R. *et al.* **Megadiversidad: los países biológicamente más ricos del mundo**. 1. ed. México: Cementos Mexicanos, 1997.

NIJMAN, V. In-situ and ex-situ status of the Javan Gibbon and the role of zoos in conservation of the species. **Contributions to Zoology**, v. 75, n. 3/4, p. 161-168, 2006.

OLIVEIRA, P. P.; GRATIVOL, A. D.; RUIZ-MIRANDA, C. R. **Conservação do mico-leão-dourado: enfrentando os desafios de uma paisagem fragmentada**. Ciências Ambientais. Campos dos Goytacazes: UENF, 2008. v. 3.

OUBORG, N. J.; TREUREN, R.; DAMME, J. M. M. The significance of genetic erosion in the process of extinction. **Oecologia**, v. 86, n. 3, p. 359-367, 1991.

RALLS, K.; BALLOU, J. D.; TEMPLETON, A. Estimates of lethal equivalents and the cost of inbreeding in mammals. **Conservation Biology**, v. 2, n. 2, p. 185-193, 1988.

ROBERTS, E. H. Predicting the storage life of seeds. **Seed Science and Technology**, v. 1, p. 499-514, 1973.

SABINO, J.; PRADO, P. I. Vertebrados. *In*: LEWINSOHN, T. (Org.). Avaliação do estado do conhecimento da biodiversidade brasileira. **Biodiversidade**, MMA, v. 2, n. 15, p. 55-143, 2006.

SANTOS, I. R. I. Criopreservação: potencial e perspectivas para a conservação de germoplasma vegetal. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, p. 70-84, 2000. v. 12. Edição especial.

SECRETARIADO DA CONVENÇÃO SOBRE DIVERSIDADE BIOLÓGICA. **Handbook of the Convention on Biological Diversity**. 2. ed. Canadá, 2003.

SHEA, K.; NCEAS WORKING GROUP ON POPULATION MANAGEMENT. Management of populations in conservation, harvesting and control. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 13, n. 9, p. 371-375, 1998.

SOBRAL, M.; STEHMANN, A. A. M. V. An analysis of new angiosperm species discoveries in Brazil (1990-2006). **Taxon**, v. 58, n. 1, p. 227-232, 2009.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL SCIENCE; POLICY WORKING GROUP. **The SER international primer on ecological restoration**. Society for Ecological Restoration International, 2004. Disponível em: <www.ser.org>. Acesso em: 22 Abr. 2010.

SOULÉ, M. E. **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates, 1986.

THOMAS, W. *et al.* Plant endemism in two forests in southern Bahia, Brazil. **Conservation Biology**, v. 15, p. 1488-1489, 2001.

VILLALOBOS, V. M.; FERREIRA, P.; MORA, A. The use of biotechnology in the conservation of tropical germplasm. **Biotechnology Advances**, v. 9, n. 2, p. 197-215, 1991.

O ESTADO DA BIODIVERSIDADE – PARTE 2: BIOMAS BRASILEIROS

1 INTRODUÇÃO

Como mencionado no capítulo anterior, a Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB) define biodiversidade como “a variabilidade entre organismos vivos de todas as origens, incluindo, entre outros, ecossistemas terrestres, marinhos e outros ecossistemas aquáticos e os complexos ecológicos dos quais fazem parte; isto inclui a diversidade dentro de espécies, entre espécies e de ecossistemas” (SECRETARIADO DA CONVENÇÃO SOBRE DIVERSIDADE BIOLÓGICA, 2003).

No capítulo 1, descreveu-se uma visão geral dos atuais estados de conhecimento e conservação em nível de genes e espécies brasileiras. No presente capítulo, apresenta-se uma visão da terceira categoria relacionada na CDB, a qual, como apontado por Lewinsohn e Prado (2006), vem sendo abordada como a diversidade de fisionomias de vegetação, de paisagens ou de biomas. Assim, o nível ecossistêmico é aqui substituído pela escala mais abrangente dos biomas, adotada pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) para a definição e implementação de políticas públicas de conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira.

2 BIOMAS BRASILEIROS

A definição dos limites dos biomas brasileiros surgiu de uma cooperação institucional entre o MMA e o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), da qual resultou o *Mapa de biomas do Brasil: primeira aproximação* (IBGE, 2004a). Publicado em escala 1:5.000.000, definiu cada bioma como “um conjunto de vida – vegetal e animal – constituído pelo agrupamento de tipos de vegetação contíguos e identificáveis em escala regional, com condições geoclimáticas similares e história compartilhada de mudanças, resultando em uma diversidade biológica própria”. Como referência para sua elaboração, foi utilizado o *Mapa de vegetação do Brasil* em escala 1:5.000.000 (IBGE, 2004b). Além disso, cada bioma foi mapeado como grandes áreas contínuas, observadas suas condições de mapeabilidade na escala utilizada, sendo que as disjunções vegetacionais existentes foram incorporadas ao bioma dominante e as áreas de contato anexadas a um dos biomas limítrofes, utilizando-se como critério de decisão a tipologia vegetal de cada contato (IBGE, 2004a).

Dados os critérios escolhidos para a definição dos biomas, baseados na distribuição contígua da vegetação, foram mapeados apenas os seis biomas continentais do território brasileiro, denominados Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica, Pampa e Pantanal. Os ambientes costeiros, impossíveis de representar na escala de mapeamento adotada nessa “primeira aproximação” – em que 1 cm no mapa representa 50 km do território brasileiro –, foram segmentados e anexados ao bioma adjacente mais próximo. Além de representar cartograficamente a abrangência dos seis biomas continentais brasileiros, o mapa dos biomas traz informações sobre a área aproximada de cada um, suas descrições e a proporção de suas presenças nas 27 unidades da Federação. Também estão indicadas no mapa as áreas de antropismo, isto é, alteradas por ações humanas.

A partir de sua publicação em 2004, o mapa dos biomas (mapa 1) passou a ser utilizado como um instrumento bastante importante na formulação, no aprimoramento e na execução de políticas públicas, algumas das quais tratadas no presente capítulo. Uma das críticas que recebeu, porém, refere-se à ausência de um bioma que contemplasse a extensa área marinha sob domínio brasileiro. Dessa forma, frequentemente os órgãos governamentais – sobretudo o MMA e suas instituições vinculadas – levam em consideração um “sétimo bioma”, denominado Zona Costeira e Marinha (ZCM). Como mencionado anteriormente, esse fato origina-se do principal critério utilizado na definição dos limites dos biomas, que foi o embasamento na distribuição da vegetação, não havendo um critério diferencial para a inclusão do ambiente marinho.

MAPA 1

Mapa dos biomas brasileiros – primeira aproximação



Fonte: IBGE (2004a).

A partir do recorte de biomas definido pelo IBGE, o Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira (Probio), do MMA selecionou por meio de editais e apoiou financeiramente seis subprojetos de pesquisa – um para cada bioma, que realizaram um amplo mapeamento da cobertura vegetal brasileira. Antes desse esforço, a única grande iniciativa de mapeamento da vegetação em nível nacional havia sido a do projeto RadamBrasil – em escala de trabalho 1:250.000 e escala de publicação 1:1.000.000 –, executado entre os anos 1970 e 1985 com base em imagens de radar e vasto trabalho de campo. Os trabalhos de mapeamento apoiados pelo Probio, por sua vez, basearam-se em imagens de satélite Landsat, obtidas principalmente em 2002.¹

1. Os produtos resultantes da execução dos subprojetos de mapeamento da cobertura vegetal dos biomas brasileiros – mapas em escala 1:250.000, bases temáticas, cartas-imagem, mapas-síntese e relatórios técnicos. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/portallbio>.

A principal estratégia para a conservação da biodiversidade, em todos os biomas, é o estabelecimento de unidades de conservação (UCs), visto que estas protegem não apenas a diversidade de espécies e seus genes, mas também os ecossistemas e seus serviços ambientais. As UCs são definidas pela Lei nº 9.985/2000 – que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) –, como espaços territoriais e seus recursos ambientais, com características naturais relevantes, legalmente instituídos pelo poder público, com objetivos de conservação e de limites definidos, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção. As unidades de conservação dividem-se em dois grupos: proteção integral (PI) e uso sustentável (US). O objetivo básico das UCs de proteção integral é preservar a natureza, sendo admitido apenas o uso indireto dos seus recursos naturais, com exceção dos casos previstos em lei. Este grupo consiste de cinco categorias de UCs: a estação ecológica, a reserva biológica, o parque nacional, o monumento natural e o refúgio de vida silvestre. Por outro lado, o objetivo básico das UCs de uso sustentável é compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável de parcela dos seus recursos naturais. Este grupo é subdividido em sete categorias: Área de Proteção Ambiental (APA), Área de Relevante Interesse Ecológico (Arie), Floresta Nacional, Reserva Extrativista, Reserva de Fauna, Reserva de Desenvolvimento Sustentável e Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN).

A seguir, apresenta-se uma breve síntese do estado de conhecimento e de conservação dos biomas continentais brasileiros, conforme delimitados pelo IBGE, bem como do bioma Zona Costeira e Marinha, tal como considerado pelo MMA. É importante destacar que existem diferentes níveis de conhecimento sobre os biomas, sendo alguns mais – por exemplo, a Mata Atlântica – e outros menos estudados – o Pampa. Entretanto, o presente capítulo buscou descrever, de forma padronizada, informações consideradas relevantes sobre cada bioma, a fim de permitir uma avaliação sobre o estado de conhecimento disponível e viabilizar comparações entre suas principais características biológicas e seu estado de conservação, além dos principais problemas ambientais enfrentados e das ações governamentais em andamento. A existência de áreas de endemismo de espécies é enfatizada, pois deveria ser considerada pelos órgãos públicos quando do estabelecimento de ações governamentais e de políticas públicas que impactem direta ou indiretamente a biodiversidade, o que raramente ocorre.

No que diz respeito ao estado de conservação, a opção foi aprofundar em uma ação governamental comum a todos os biomas, que é a criação de UCs, oferecendo um histórico do processo e o atual nível de proteção. São abordados também aspectos relacionados à qualidade das UCs, ou seja, à capacidade de conservarem a biodiversidade. Os dados utilizados são oriundos do Cadastro Nacional de Unidades de Conservação mantido pelo MMA (CNUC/MMA), que contém informações sobre UCs federais e estaduais. Atualmente o cadastro não apresenta informações sobre RPPN e UCs municipais.

A área e o nível de fragmentação da vegetação nativa são também indicativos do estado de conservação dos biomas, na medida em que a vegetação define a existência ou não de habitats para as espécies, a manutenção dos serviços ambientais ou mesmo o fornecimento de bens essenciais à sobrevivência de populações humanas. Assim sendo, é dada ênfase à porcentagem de cobertura vegetal nativa remanescente e ao grau de fragmentação de cada bioma continental.

3 AMAZÔNIA

Com uma área de 4.196.943 km² (IBGE, 2004a), ou 49% do território nacional, a Amazônia é o maior bioma continental brasileiro (mapa 1), estando presente nos estados do Acre, Amapá, Amazonas, Maranhão, Mato Grosso, Pará, Rondônia, Roraima e Tocantins. Desse total, 3.595.212 km² (85%) encontravam-se cobertos por vegetação nativa em 2002 (BRASIL, 2007; SANTOS, 2007), em sua maioria – 3.416.391 km² ou 81% da área total do bioma – correspondendo a florestas nativas. Isto equivale a aproximadamente 2,6 vezes o total de florestas da República Democrática do Congo, país com a segunda maior área de florestas tropicais do mundo (FAO, 2006).

Além de ser a maior, a Amazônia brasileira é também a floresta tropical com maior biodiversidade do mundo (SILVA; RYLANDS; DA FONSECA, 2005). Considerando-se a bacia amazônica como um todo, que se estende por 6.110.000 km² em sete países e da qual 63% encontram-se em território brasileiro (ANA, 2010), ocorrem na região pelo menos 40 mil espécies de plantas, 425 de mamíferos, 1.300 de aves, 371 de répteis e 427 de anfíbios (MITTERMEIER *et al.*, 2003). O número de espécies de peixes de água doce conhecidas está em torno de 2.500, e estima-se que existam cerca de mil espécies ainda por serem descritas (JUNK; MOTA; BAYLEY, 2007).

Uma porção considerável dessa biodiversidade é endêmica, ou seja, refere-se a espécies que ocorrem exclusivamente na Amazônia ou, como é mais frequente, apenas em partes desta. Dos totais de espécies antes mencionados para o bioma, os endemismos correspondem a 30 mil espécies de plantas, 172 de mamíferos, 263 de aves, 260 de répteis e 366 de anfíbios, que equivalem a impressionantes taxas de endemismo de 75% (plantas), 40% (mamíferos), 20% (aves), 70% (répteis) e 86% (anfíbios) (MITTERMEIER *et al.*, 2003). No caso dos peixes, não existem informações precisas sobre o grau de endemismo, mas acredita-se que este seja também muito elevado. Por exemplo, as calhas dos principais rios da Amazônia e as planícies de inundação adjacente compartilham, talvez, metade das espécies de peixes, enquanto que a outra metade estaria distribuída nos tributários (MENEZES, 1996).

O conhecimento científico sobre a biodiversidade amazônica está ainda apenas em seus primórdios. Um indicador disso é o conhecimento sobre as aves, grupo que é considerado o mais bem conhecido entre os vertebrados sul-americanos. Estudo realizado por Oren e Albuquerque (1991) revelou haver áreas de milhares de quilômetros quadrados na Amazônia brasileira que jamais haviam sido estudadas, e ainda que muitas dessas áreas, consideradas prioritárias para novas investigações ornitológicas, estavam passando por rápidas alterações devido a desmatamentos e degradação florestal.

É sabido que a biodiversidade não se distribui de forma homogênea. Considerando-se a distribuição de vertebrados terrestres, a região é um mosaico de oito áreas de endemismo (tabela 1 e mapa 2) separadas pelos principais rios, cada qual com suas próprias biotas e relações evolutivas (SILVA; RYLANDS; DA FONSECA, 2005). Este é um fato extremamente relevante e que deve ser observado quando da análise de empreendimentos voltados para o desenvolvimento regional, pois impactos ambientais gerados em uma determinada área de endemismo amazônica não serão compensados, por exemplo, por meio do estabelecimento de UCs em outras áreas de endemismo, o que poderá resultar em perda de variabilidade genética ou mesmo na extinção de espécies.

TABELA 1
Áreas de endemismo de vertebrados terrestres na Amazônia brasileira

Nome da área	Tamanho (km ²)	Área no Brasil (%)	Desmatamento da área no Brasil (%)
Napo	508.104	13,9	2,00
Imeri	679.867	44,2	2,69
Guiana	1.700.532	50,8	4,06
Inambari	1.326.684	67,5	5,10
Rondônia	675.454	96,1	12,56
Tapajós	648.862	100,0	9,32
Xingu	392.468	100,0	26,75
Belém	199.211	100,0	67,48

Fonte: Silva, Rylands e Da Fonseca (2005).

MAPA 2

Áreas de endemismo nas terras baixas da Amazônia, baseadas na distribuição de vertebrados terrestres

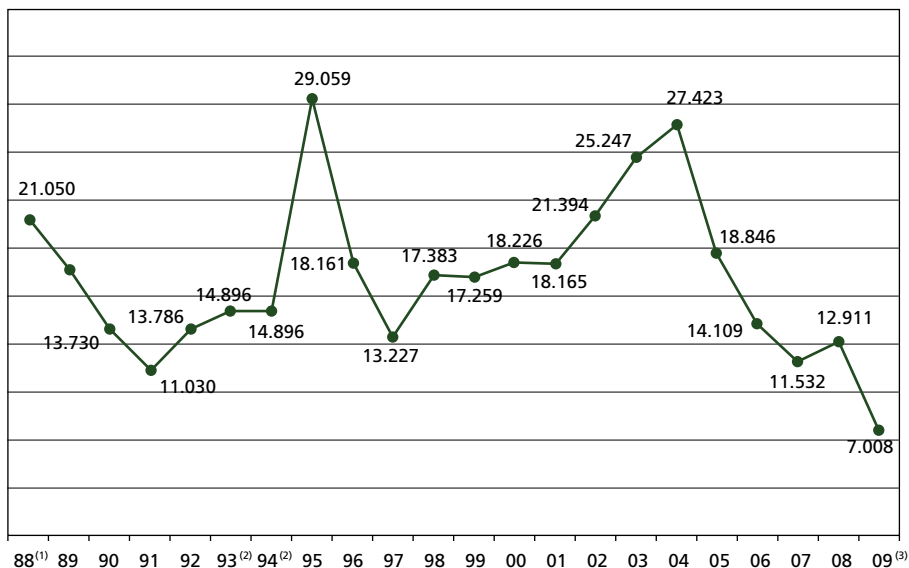
Fonte: Silva, Rylands e Da Fonseca (2005).

Os desmatamentos, principal ameaça à manutenção da biodiversidade amazônica, são monitorados anualmente desde 1988, quando da implementação do Programa de Cálculo do Desflorestamento da Amazônia (Prodes), pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (Inpe). O Prodes contabiliza áreas superiores a 6,25 hectares (ha) nas quais a vegetação florestal sofreu corte raso – isto é, supressão total de vegetação – entre os meses de agosto de um ano e julho do ano subsequente.

Nesses mais de 20 anos do Prodes, foram revelados dados alarmantes sobre os desmatamentos da Amazônia (gráfico 1). A média da área desmatada anualmente no período 1988-2009 foi de 17.141 km², com dois picos em 1995 (29.059 km²) e 2004 (27.423 km²). Em 2009 a área desmatada atingiu o valor mais baixo de todo o período monitorado, com 7.008 km². Como mencionado anteriormente, porém, o Prodes só é capaz de identificar áreas onde a floresta sofreu corte raso, mas não onde houve extração seletiva de madeira ou uma degradação progressiva, resultante da eliminação dos estratos inferiores da floresta para o estabelecimento de pastagens. Assim, para gerar dados relativos a estes usos da terra, o Inpe tem implementado outros sistemas de monitoramento da cobertura florestal da Amazônia, como o Sistema de Detecção de Desmatamento em Tempo Real (Deter), em 2004, e o Sistema de Mapeamento da Degradação Florestal (DEGRAD), em 2008 (INPE, 2008a).

Este sistema revelou a degradação de 15.987 km² de florestas em 2007 e 27.417 km² em 2008, valores bastante superiores à área que sofreu corte raso no mesmo período (INPE, 2008b), embora esses dados não venham recebendo a mesma atenção que aqueles relativos à área que sofreu corte raso.

GRÁFICO 1
Área desmatada na Amazônia Legal brasileira – 1988-2009



Fonte: Inpe (2009).

Notas: ⁽¹⁾ Média entre 1977 e 1988.

⁽²⁾ Média entre 1993 e 1994.

⁽³⁾ Taxa estimada.

A diminuição da área desflorestada anualmente pode ser atribuída, em grande medida, às ações empreendidas desde 2004 pelo governo brasileiro, no âmbito do Plano de Ação para a Prevenção e o Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAM). Ainda assim, a área desmatada anualmente na Amazônia permanece demasiadamente alta. Corresponde à perda, em um único ano, de uma área de florestas equivalente ao Distrito Federal e ao município do Rio de Janeiro, somados.

Os desmatamentos amazônicos concentram-se principalmente ao longo dos limites sul e leste da região, formando um “arco de desmatamento” que se estende, em sentido leste – oeste, desde o sudeste do Maranhão, passando pelo norte do Tocantins, sul do Pará, norte do Mato Grosso, de Rondônia, sul do Amazonas e o sudeste do Acre (FERREIRA; VENTICINQUE; ALMEIDA, 2005). Isto faz com que a distribuição dos desmatamentos pelas áreas de endemismo ocorra de maneira heterogênea, sendo a área Belém, da qual resta menos de um terço de suas florestas originais, a mais desmatada entre as oito áreas de endemismo

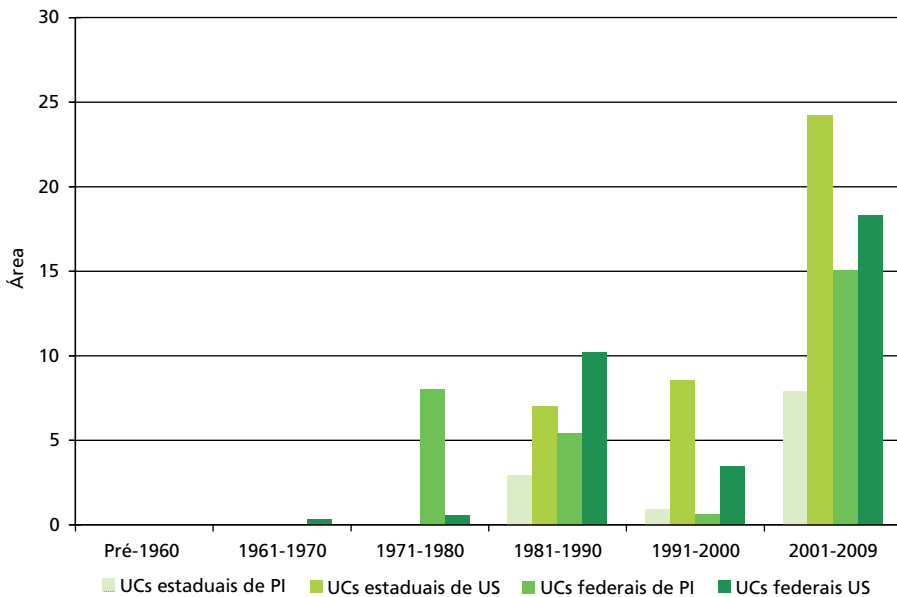
amazônicas (SILVA; RYLANDS; DA FONSECA, 2005, tabela 1). Como consequência, a área de endemismo em Belém concentra grande número de espécies de animais e plantas ameaçadas de extinção.² Para essa área de endemismo, especialistas concluíram que seria importante proteger todos os remanescentes florestais e desenvolver estudos posteriores, para avaliar a viabilidade da persistência das espécies nessa região fragmentada (ALBERNAZ; AVILA-PIRES, 2009).

Segundo dados do CNUC/MMA (BRASIL, 2009), o bioma Amazônia é aquele que possui a maior proporção de sua área protegida por UCs (27%). São 78 UCs federais e estaduais de proteção integral (40 milhões de ha) e 173 UCs de uso sustentável (72 milhões de ha).

A primeira área protegida criada no bioma foi a Floresta Nacional de Caxiuanã, em 1961, seguindo-se mais 10 na década 1970. A partir dos anos 1980 o processo de criação de UCs ganhou ímpeto, mas é na atual década que o esforço dos governos estaduais e federal na conservação do bioma se materializou por meio desse instrumento, pois quase 60% de sua área protegida por UCs foram constituídos a partir de 2001, 65,4 milhões de ha (gráfico 2).

GRÁFICO 2

Quantidade de área protegida por UCs de proteção integral e de uso sustentável criadas pelos governos estaduais e federal no bioma Amazônia, por décadas
(Em milhões de ha)



Fonte: Brasil (2009).

2. A lista de espécies ameaçadas do estado do Pará encontra-se disponível no *site* da Secretaria de Meio Ambiente daquele estado. Disponível em: <http://www.sectam.pa.gov.br/relacao_especies.htm>.

A implementação do Programa Áreas Protegidas da Amazônia (Arpa),³ a partir de 2002 teve grande importância para o incremento do número e da área de UCs do bioma. O Arpa tinha como meta inicial a proteção de 37,5 milhões de ha. Durante a sua primeira fase, encerrada em 2009, foram investidos US\$ 30 milhões, tendo o programa apoiado a criação de 43 UCs, totalizando 24 milhões de ha, sendo 13 UCs de proteção integral (13,2 milhões de ha) e 30 UCs de uso sustentável (10,8 milhões de ha). Atualmente o programa encontra-se na fase de planejamento e negociação da sua segunda fase, cujos investimentos serão da ordem de US\$ 100 milhões (BRASIL, 2009a).

Outro fator importante para o aumento da proteção do bioma foi a estratégia do governo de fazer uso de UCs para criar uma barreira ao avanço de frentes de desmatamento. Esse é o caso do mosaico constituído por oito UCs federais criadas na região da BR-163 – Cuiabá-Santarém – no oeste do Pará em 2006, perfazendo uma área de 6,5 milhões de ha. Essa estratégia também foi utilizada na região da BR-319 – Manaus-Porto Velho –, com a criação de cinco UCs federais em 2008 e seis estaduais em 2009, ao longo do traçado da rodovia, no estado do Amazonas, totalizando 7,8 milhões de ha.

Entretanto, o esforço aplicado em criar UCs ainda não tem uma contrapartida satisfatória quando se trata da implementação destas. A gestão das UCs brasileiras enfrenta graves deficiências decorrentes da falta de pessoal e de orçamento, e consequentemente de infraestrutura e de logística. Um diagnóstico realizado em 2008 pelo ICMBio identificou que das então 299 UCs federais, 82 não possuíam um administrador, 173 não contavam com fiscais e mais de 200 não possuíam plano de manejo (ICMBIO, 2009). A essas deficiências se somam problemas relacionados à regularização fundiária das UCs e questões associadas, como é o caso da sobreposição entre terras indígenas e UCs, territórios quilombolas e atividades de mineração (ICMBIO, 2010; RICARDO, 2004; ROLLA; RICARDO, 2006). No caso de atividades de mineração em UCs, Rolla e Ricardo (2006) identificaram 406 processos minerários válidos, em fase de pesquisa ou em exploração, em 32 UCs de proteção integral e em 23 reservas extrativistas na Amazônia, que de acordo com a legislação não admitem este tipo de uso.

3. O Programa ARPA, em sua primeira fase, foi coordenado pelo MMA, com a parceria do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama), do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), dos governos estaduais da Amazônia, do Banco de Desenvolvimento Alemão (KfW), da Agência de Cooperação Técnica Alemã (GTZ), do Banco Mundial (BIRD), do Fundo Global para o Meio Ambiente (GEF), do World Wildlife Fund (WWF-Brasil) e do Fundo Brasileiro para a Biodiversidade (Funbio).

4 CAATINGA

A Caatinga é o quarto bioma continental brasileiro em extensão e o único com distribuição totalmente restrita ao território nacional (mapa 1). Abrange uma área de 844.453 km², que inclui partes dos territórios de Alagoas, da Bahia, do Ceará, de Minas Gerais, da Paraíba, de Pernambuco, do Piauí, do Rio Grande do Norte e de Sergipe (IBGE, 2004a).

Fisionomicamente, a Caatinga é um mosaico de arbustos espinhosos e florestas sazonalmente secas, sendo delimitada a oeste e a leste pelos biomas Amazônia e Mata Atlântica, respectivamente, e ao sul pelo Cerrado (LEAL *et al.*, 2005). O conhecimento a respeito da biodiversidade do bioma ainda é limitado. Levantamentos recentes registraram 932 espécies de plantas, das quais 318 endêmicas (GIULIETTI *et al.*, 2003); 143 espécies de mamíferos, sendo 19 endêmicas (OLIVEIRA; GONÇALVES; BONVICINO, 2003); 510 espécies de aves (SILVA *et al.*, 2003), sendo pelo menos 15 espécies e 45 subespécies endêmicas (PACHECO *et al.*, 2003); 167 espécies de répteis e anfíbios, sendo 27 endêmicas (RODRIGUES, 2003) e 240 espécies de peixes, sendo 136 possivelmente endêmicas (ROSA *et al.*, 2003).

O clima seco da região, com chuvas concentradas em apenas três meses no começo do ano, define a paisagem constituída pela vegetação xerofítica⁴ da Caatinga (NIMER, 1972; RODAL; BARBOSA; THOMAS, 2008). Porém, há uma diversidade de paisagens no bioma, desde campos de altitude até a Caatinga arbórea (GIULIETTI *et al.*, 2003). De fato, a Caatinga arbórea pode ter sido muito mais comum e ter coberto maior extensão do bioma no passado, tendo desaparecido ainda nos primórdios da colonização do Brasil, para fornecer material para construção e dar espaço à pecuária (COIMBRA-FILHO; CÂMARA, 1996).

Segundo dados do monitoramento da cobertura vegetal da Caatinga, realizado pelo Centro do Sensoriamento Remoto do Ibama em parceria com o MMA e o Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD), 460.063 km² do bioma⁵ (55,7%) encontravam-se cobertos por vegetação nativa em 2002. Em 2008, porém, esta área havia sido reduzida para 443.121 km² (53,6%, mapa 3), o que indica o desmatamento de 16.576 km² (2% do bioma)⁶ no período entre 2002 e 2008, uma média de 2.763 km² (0,33%) ao ano (CSR/IBAMA, 2010, p. 58).

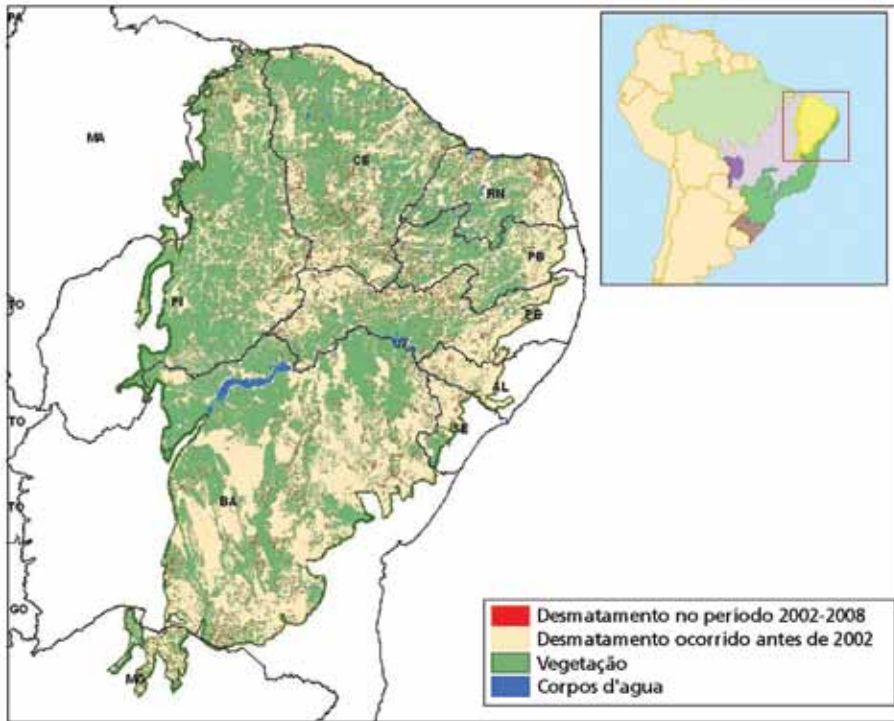
4. Composta por plantas com adaptações para resistir às secas.

5. Estes dados consideraram a área total da caatinga como sendo de 826.411 km², que é um pouco inferior àquela divulgada pelo IBGE (2004a), de 844.453 km². Isto se deve, provavelmente, a diferenças na escala de mapeamento considerada em ambos os estudos.

6. Os restantes 366 km², reduzidos da área de cobertura vegetal de 2002, correspondem ao aumento da área do bioma coberto por água no período entre 2002 e 2008.

MAPA 3

Distribuição do desmatamento do bioma Caatinga – 2008



Fonte: CSR/IBAMA (2010).

Na Caatinga está a população mais pobre do Nordeste e uma das mais pobres do Brasil. As condições sociais tendem a ser piores nas áreas mais secas, que são também aquelas com menos capacidade de manter atividades econômicas sustentáveis (SAMPAIO; BATISTA, 2003). Esse quadro social leva a uma dependência muito grande em relação aos recursos naturais. A lenha é uma importante fonte de energia para a população nordestina, obtida da vegetação nativa, e que também é utilizada para a produção de carvão vegetal, invariavelmente sem reposição florestal, embora esta seja prevista na legislação (DRUMOND *et al.*, 2003; GIULIETTI *et al.*, 2003). Praticamente a totalidade do desmatamento na Caatinga é atribuída a esses usos da vegetação nativa (CAVALCANTI; ARAÚJO, 2008). A caça, ligada ao consumo de subsistência, à tradição regional de manter animais silvestres em cativeiro e ao tráfico, é outra atividade que impõe pressão sobre os recursos naturais da Caatinga. Cerca de 40% das apreensões de animais silvestres por operações de fiscalização entre 1992 e 2000 ocorreram na região Nordeste (RENCTAS, 2001).

A condição climática caracterizada pelo déficit hídrico e a exploração insustentável dos recursos naturais da Caatinga contribuem para o processo de degradação

ambiental que se observa no bioma. Segundo Nogueira (2006), uma área de 15 mil km² da região Nordeste já está comprometida pelo processo de desertificação, abrangendo partes do território dos estados do Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, de Pernambuco e da Paraíba. A essa situação crítica, soma-se a deficiência das medidas adotadas para a conservação do bioma.

O CNUC/MMA registra 67 UCs no bioma, sendo 29 de proteção integral – 17 federais e 12 estaduais, somando 0,9 milhão de ha – e 38 UCs de uso sustentável – 12 federais e 26 estaduais, somando 5,3 milhões de ha. A área constituída por UCs corresponde, portanto, a 7,4% da área do bioma. Entretanto, UCs da categoria APA representam 98,4% da área de UCs de uso sustentável.

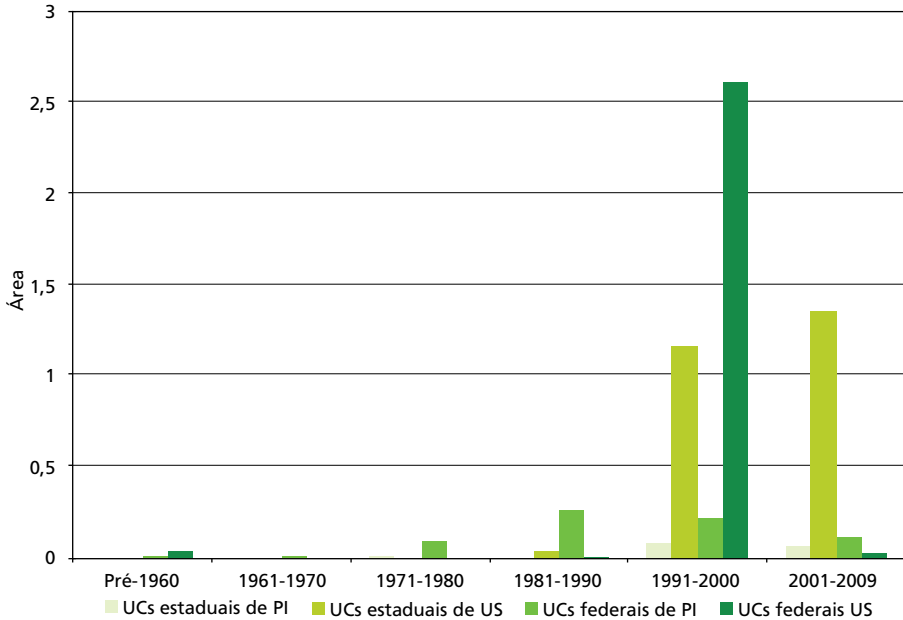
De acordo com a Lei nº 9.985/2000, APA é definida como uma área em geral extensa, com certo grau de ocupação humana, dotada de atributos abióticos, bióticos, estéticos ou culturais especialmente importantes para a qualidade de vida e o bem-estar das populações humanas. As APAs têm por objetivos básicos proteger a diversidade biológica, disciplinar o processo de ocupação e assegurar a sustentabilidade do uso dos recursos naturais. Podem ser constituídas por terras públicas ou privadas e, respeitados os limites constitucionais, é possível o estabelecimento de normas e restrições para a utilização da propriedade privada localizada em seu interior. Comparada com as demais categorias de UCs de uso sustentável definidas pelo SNUC, as APAs possuem menores restrições quanto aos tipos de utilização. A APA do Lago Paranoá, por exemplo, inclui parte da área urbana de Brasília. Se a área das APAs existentes no bioma Caatinga for desconsiderada, a proporção do bioma protegido por UCs cai para apenas 1,1%, o que atesta a deficiência apontada em relação à efetividade das medidas de conservação da Caatinga por intermédio de criação de UCs.

A primeira área protegida criada no bioma foi a Floresta Nacional do Araripe-Apodí, no estado do Ceará, em 1946. A década de 1990 foi a que apresentou o maior incremento em área de UCs, mas esse incremento se deveu praticamente à criação de apenas três APAs: dunas e veredas do baixo-médio São Francisco (1 milhão de ha), pelo governo do estado da Bahia e Chapada do Araripe (0,9 milhão de ha) e Serra do Ibiapaba (1,6 milhão de ha), pelo governo federal. Na atual década a Bahia criou mais uma APA de grande extensão, a do Lago de Sobradinho (1,2 milhão de ha) (gráfico 3). A maior unidade de conservação de proteção integral do bioma Caatinga é o Parque Nacional da Chapada Diamantina, no estado da Bahia, com cerca de 150 mil ha. Das 67 UCs do bioma, 20 têm área entre 10.001 e 100.000 ha, 21 têm área entre 1.001 e 10.000 ha e 19 têm área menor do que 1.000 ha.

GRÁFICO 3

Quantidade de área protegida por UCs de proteção integral e de uso sustentável, criadas pelos governos estaduais e federal no bioma Caatinga, por décadas

(Em milhões de ha)



Fonte: Brasil (2009).

5 CERRADO

O Cerrado ocupa uma posição central em nosso país e faz contato com todos os demais biomas brasileiros, à exceção do Pampa (mapa 1). Seus 2.036.448 km² em território nacional⁷ encontram-se distribuídos pelos estados da Bahia, de Goiás, do Maranhão, do Mato Grosso, do Mato Grosso do Sul, de Minas Gerais, do Paraná, do Piauí, de Rondônia, de São Paulo e do Tocantins, além do Distrito Federal (IBGE, 2004a).

Suas paisagens são bastante variadas, constituídas por diferentes fisionomias de vegetação, devido sobretudo a fatores relacionados aos solos, tais como a composição química, a profundidade, o tipo de drenagem e as alterações locais de relevo. Ribeiro e Walter (1998), por exemplo, subdividem as fisionomias vegetais em 11 tipos principais, agrupadas em três grandes grupos de formações, a saber: florestais – mata ciliar, mata de galeria, mata seca e cerrado –, savânicas – cerrado sentido restrito, parque de cerrado, palmeiral e vereda – e campestres – campo sujo, campo limpo e campo rupestre.

7. Quando considerado o domínio do Cerrado, o bioma pode ser encontrado, além do Brasil, em pequenas porções do nordeste do Paraguai e leste da Bolívia.

Ao contrário do que se pensava há algum tempo, os dados disponíveis indicam que a biodiversidade do bioma é elevada. Até o momento, foram contabilizadas para o bioma 12.356 espécies de plantas vasculares (MENDONÇA *et al.*, 2008), 191 de mamíferos (MARINHO-FILHO; RODRIGUES; JUAREZ, 2002), 837 de aves (SILVA, 1995), 184 de répteis e 113 de anfíbios (COLLI; BASTOS; ARAUJO, 2002). Além dessa expressiva riqueza de espécies de grupos variados, o Cerrado apresenta também um significativo número de endemismos para vários grupos de animais e, principalmente, plantas. De modo geral, estima-se que 44% das plantas do Cerrado sejam endêmicas (MYERS *et al.*, 2000), número que pode ser superior a 70% em alguns grupos, como espécies da família *Velloziaceae* associadas aos campos rupestres (FILGUEIRAS, 2002). No caso dos répteis, o nível de endemismo pode chegar a 38% do total de espécies (COLLI; BASTOS; ARAUJO, 2002).

Apesar do número elevado de espécies já registradas para o bioma, a biodiversidade do Cerrado ainda permanece, em sua maioria, pouco conhecida. Isto se evidencia, por exemplo, no elevado número de espécies de vertebrados descritas pela ciência ao longo das últimas duas décadas. Entre 1988 e 2008, 222 espécies de peixes, 40 espécies de anfíbios, 57 espécies de répteis, 20 espécies de mamíferos e 1 espécie de ave foram descritas, totalizando 340 novas espécies de vertebrados, o que representa pouco mais de um quarto das aproximadamente 1.300 espécies de vertebrados descritas em todo Brasil durante o mesmo período (MACHADO *et al.*, 2008).

Adicionalmente, há enormes lacunas de conhecimento sobre a distribuição das espécies, mesmo para os grupos mais bem estudados dos vertebrados, como as aves. Considerando como intensamente amostradas aquelas localidades em que haviam sido capturados mais de 80 espécimes ou registradas mais de 100 espécies de aves, Silva (1995) concluiu que cerca de 70% do bioma sequer foram amostrados adequadamente para este grupo animal.

Uma exceção a este padrão geral é o conhecimento sobre a flora que, quando comparada a outros biomas, pode ser considerada relativamente bem conhecida. Isto se deve ao fato de as tentativas de compilação da flora do bioma terem se iniciado em meados do século passado, a partir das listagens pioneiras elaboradas por Warming em 1892 para a região de lagoa santa, Minas Gerais (MENDONÇA *et al.*, 2008).

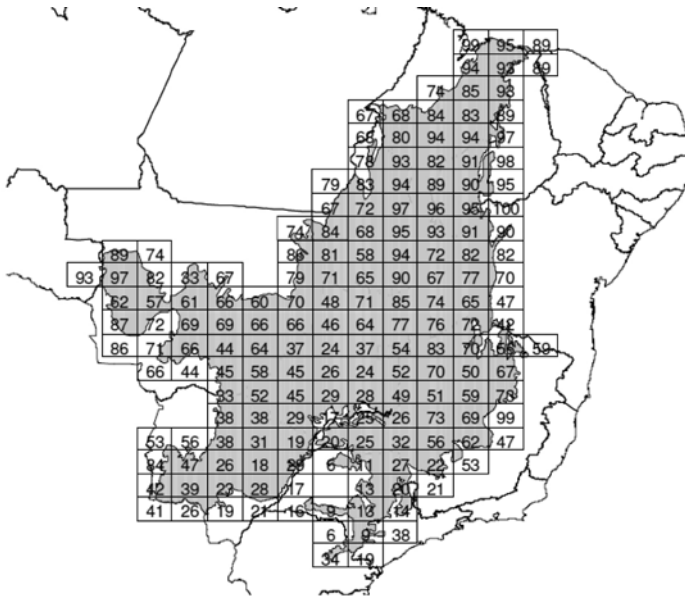
A ocupação em larga escala do Cerrado foi iniciada a partir da década de 1950, com a construção de Brasília e sua posterior inauguração em 1960. Até então, os impactos da ocupação humana não indígena do Cerrado limitaram-se basicamente às atividades de garimpo, extrativismo vegetal

e animal, pecuária extensiva, além do extermínio dos ameríndios que habitavam a região (DIAS, 2008). A partir da construção da nova capital do país e de toda a infraestrutura associada – cidades, rede de estradas pavimentadas –, a população da região Centro-Oeste sofreu grande incremento, não apenas em função do crescimento vegetativo, mais principalmente devido a intensos fluxos migratórios. A população de Brasília, por exemplo, cresceu aproximadamente 35% entre 1996 e 2007, quando atingiu a marca de 2.455.903 habitantes (IBGE, 2010). Esse processo de ocupação da região Centro-Oeste causou importantes impactos ambientais, entre os quais se destacam desmatamentos, descaracterização de paisagens e da biota nativa pela expansão de áreas ocupadas com plantas e animais exóticos (DIAS, 2008).

Como consequência desse rápido processo de ocupação humana em larga escala, em 2002 o Cerrado apresentava aproximadamente 60,5% (1.236.771 km²) de cobertura vegetal nativa. Há que se considerar, ainda, que aproximadamente 14% da área total do Cerrado (280.000 km²), contabilizados como vegetação nativa, correspondiam a áreas identificadas no Censo Agropecuário de 1995-1996 como “pastagens nativas”, já que, segundo o critério definido pelo MMA para o estudo em questão, áreas com cobertura vegetal natural foram definidas como aquelas que apresentavam vegetação original, independentemente da existência ou não de algum tipo de uso antrópico (BRASIL, 2007; SANO, 2007). A distribuição dos remanescentes de vegetação nativa ao longo do bioma é também bastante heterogênea. As áreas mais extensas de vegetação nativa são encontradas na porção norte do Cerrado, mais especificamente no oeste do Tocantins, sul do Maranhão e do Piauí, enquanto as áreas com maior índice de antropização concentram-se no sul de Goiás, no Triângulo Mineiro, em São Paulo e em Mato Grosso do Sul (SANO, 2007) (ver mapa 4).

MAPA 4

Cobertura vegetal nativa encontrada nas diferentes cartas temáticas do bioma Cerrado
(Em %)



Fonte: Sano (2007).

Diferentemente do bioma Amazônia, cuja cobertura vegetal é monitorada desde 1988, os desmatamentos do bioma Cerrado, assim como em todos os demais biomas extra-amazônicos, passaram a ser oficialmente monitorados pelo governo brasileiro apenas a partir de 2009, o que foi viabilizado por meio de um acordo firmado entre o MMA, o Ibama e o PNUD. Em setembro de 2009 foram divulgados os primeiros números sobre os desmatamentos recentes no Cerrado, relativos ao período de 2002 a 2008. O estudo constatou que, de fato, a área de vegetação nativa remanescente do Cerrado em 2002 era de 1.136.521 km² ou 55,8% do total do bioma. Ainda, entre 2002 e 2008 foram desmatados 85.074 km², o que equivale a 4,17% da área total do bioma, a 7,5% da área de vegetação nativa remanescente em 2002 e a uma taxa média de 0,69% do bioma (14.200 km²) ao ano (a.a). Com isso, em 2008 a área de vegetação nativa remanescente do Cerrado diminuiu para 51,54% da área total do bioma (CSR/IBAMA, 2009). Em decorrência de sua elevada biodiversidade e de seu acentuado grau de desmatamento, o Cerrado é considerado a maior, a mais rica e provavelmente a mais ameaçada região de savanas tropicais do mundo (SILVA; BATES, 2002), e também um dos 34 *hotspots*⁸ mundiais de biodiversidade (MITTERMEIER *et al.*, 2004).

8. Regiões terrestres que contêm pelo menos 1.500 espécies de plantas vasculares endêmicas e que perderam 70% ou mais de sua vegetação original (MYERS *et al.*, 2000).

Segundo dados do CNUC/MMA (BRASIL, 2009), o bioma Cerrado possui 198 UCs, sendo 103 de proteção integral (22 federais e 81 estaduais, somando 5,9 milhões de ha) e 95 de uso sustentável (25 federais e 70 estaduais, somando 10,7 milhões de ha). Considerando esse conjunto de UCs, 8,1% do bioma estão cobertos por áreas protegidas. Entretanto, assim como no caso do bioma Caatinga, a quase totalidade da área de UCs de uso sustentável (98%) é constituída por APAs, categoria que admite uma ampla gama de usos. Se a área constituída por APAs for desconsiderada (10,6 milhões de ha), a proporção do bioma protegido por UCs cai para apenas 3%.

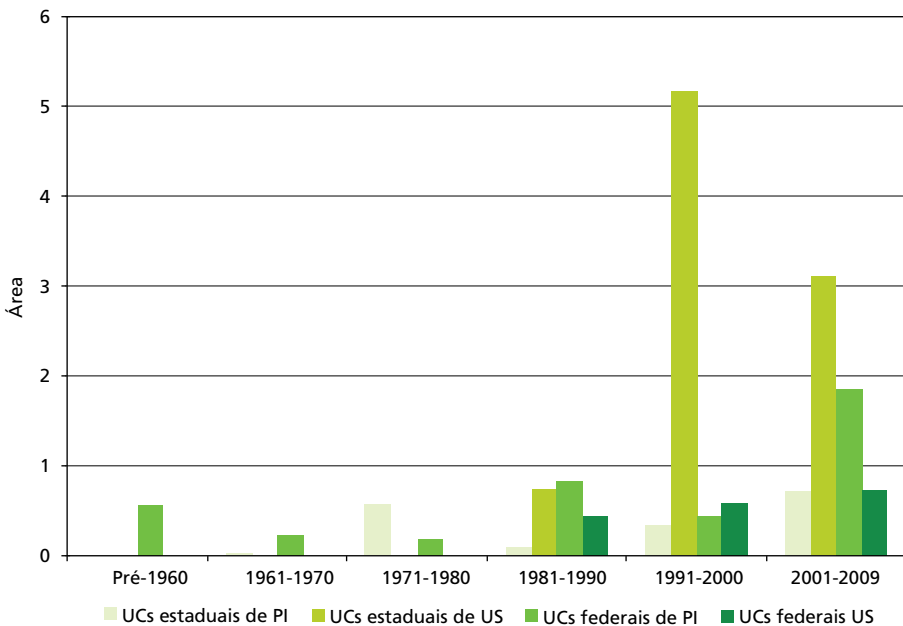
A primeira unidade de conservação do bioma foi a Floresta Estadual Bebedouro, criada pelo estado de São Paulo em 1937. Na década de 1940 foram criadas mais duas UCs, a Floresta Estadual de Avaré, também pelo estado de São Paulo e a Floresta Nacional de Silvânia, pelo governo federal, no estado de Goiás. Até 1960 nove UCs existiam no bioma, sendo sete de uso sustentável e duas de proteção integral. A maior destas, criada em 1959, era o Parque Nacional do Araguaia, que abrangia toda a Ilha do Bananal – aproximadamente 2 milhões de ha. Em 1971 os limites foram redefinidos, devido à criação da Terra Indígena do Parque do Araguaia. Mais recentemente, a criação da Terra Indígena Inãwébohona se sobrepôs em 377.113 ha à área remanescente do Parque Nacional do Araguaia, que é de cerca de 550 mil ha. Ao mesmo tempo, o Decreto de 18 de abril de 2006, que homologou a demarcação administrativa desta terra indígena, estabeleceu o Parque Nacional do Araguaia como bem público da União submetido a regime jurídico de dupla afetação, destinado à preservação do meio ambiente e à realização dos direitos constitucionais dos índios, passando este a ser administrado em conjunto pela Fundação Nacional do Índio (Funai), pelo Ibama⁹ e pelas Comunidades Indígenas Javaé, Karajá e Avá-Canoeiro. Outra unidade de conservação do Cerrado que teve os limites drasticamente reduzidos foi o Parque Nacional Chapada dos Veadeiros, em Goiás. Criado originalmente em 1961 como Parque Nacional do Tocantins, com aproximadamente 600 mil ha, hoje o parque conta com aproximadamente 10% da área original.

Considerando o regime jurídico de dupla afetação, o Parque Nacional do Araguaia é atualmente a terceira maior unidade de conservação de proteção integral do Cerrado, suplantado apenas pelo Parque Nacional Nascentes do Rio Parnaíba – criado em 2002, com cerca de 730 mil ha – e pela Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins – criada em 2001, com cerca de 715 mil ha. Outras 14 UCs de proteção integral – 10 federais e quatro estaduais – possuem área superior a 100 mil ha, e a estas se somam 20 UCs de uso sustentável – todas APAs.

9. Atualmente esta atribuição pertence ao ICMBio.

Das demais 161 UCs do bioma, 63 têm área entre 10.001 e 100.000 ha, 47 têm área entre 1.001 e 10.000 ha, e 51 têm área menor do que 1.000 ha. Ao longo desta década houve um esforço significativo para a criação de UCs do bioma Cerrado e, assim, aproximadamente 40% da área protegida por UCs de proteção integral existentes no Cerrado foram constituídas desde 2001, correspondendo a aproximadamente 2,6 milhões de ha – 1,9 milhão em seis UCs federais e 0,7 milhão em 32 UCs estaduais (gráfico 4).

GRÁFICO 4
Quantidade de área protegida por UCs de proteção integral e de uso sustentável, criadas pelos governos estaduais e federal no bioma Cerrado, por décadas
 (Em milhões de ha)



Fonte: Brasil (2009).

6 MATA ATLÂNTICA

Com uma área de 1.110.182 km², o bioma Mata Atlântica¹⁰ é um complexo ambiental que incorpora cadeias de montanhas, platôs, vales e planícies ao longo de toda a faixa continental atlântica brasileira, avançando em direção ao interior do Brasil nas regiões sudeste e sul (mapa 1). O bioma está presente nos estados

10. A área do bioma Mata Atlântica (IBGE, 2004a) é diferente da área de abrangência do chamado “domínio da Mata Atlântica”, que além da costa brasileira e dos estados interioranos mencionados anteriormente, atinge também o leste do Paraguai e o nordeste da Argentina. Originalmente, o Domínio da Mata Atlântica estendia-se por mais de 1,5 milhão de km², 92% dos quais no Brasil (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2009; GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005).

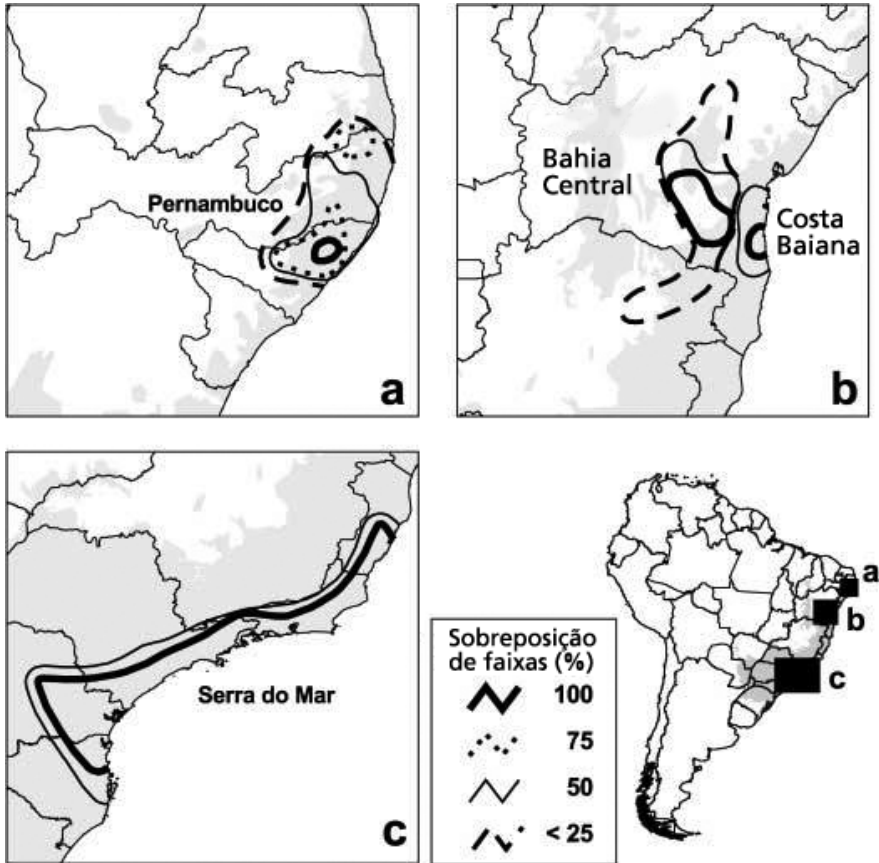
de Alagoas, da Bahia, do Espírito Santo, de Goiás, do Mato Grosso do Sul, de Minas Gerais, da Paraíba, do Paraná, de Pernambuco, do Rio de Janeiro, do Rio Grande do Norte, do Rio Grande do Sul, de Santa Catarina, de São Paulo e de Sergipe (IBGE, 2004a).

O bioma apresenta níveis extremamente elevados de biodiversidade, na qual estão incluídas 20 mil espécies de plantas, 263 de mamíferos, 936 de aves, 306 de répteis, 475 de anfíbios e 350 de peixes de água doce. Há também um elevado número de endemismos, que correspondem a aproximadamente 8 mil espécies de plantas (40%), 71 de mamíferos (27%), 148 de aves (16%), 94 de répteis (31%), 286 de anfíbios(60%) e 133 de peixes de água doce (38%) (FONSECA *et al.*, 2004).

Assim como ocorre em outros biomas, as espécies endêmicas da Mata Atlântica não se distribuem homoganeamente ao longo de sua extensão. Analisando padrões de distribuição de 140 espécies de aves endêmicas da Mata Atlântica, Silva, Sousa e Casteleti (2004) identificaram a existência de quatro áreas de endemismo: Pernambuco, Bahia central, Costa baiana e Serra do Mar (mapa 5). Embora haja algumas variações, estas áreas são consistentes, também, como aquelas identificadas para outros grupos de organismos, tais como plantas lenhosas, besouros arbóreos, bambus e borboletas. Dessa forma, a Mata Atlântica não pode ser tratada como uma unidade homogênea quando da definição de estratégias de conservação da biodiversidade, devendo-se levar em consideração também as suas diferentes sub-regiões biogeográficas (SILVA; CASTELETI, 2005).

MAPA 5

Limites das quatro áreas de endemismo resultantes da análise da distribuição de espécies de aves endêmicas da Mata Atlântica¹



Fonte: Silva, Sousa e Casteleti (2004).

Nota: ¹ Os limites são baseados na porcentagem de sobreposição entre as distribuições das espécies de aves endêmicas.

Essa enorme biodiversidade é resultado, em grande parte, da ampla gama de latitudes pela qual a Mata Atlântica se distribui (27° de 3°S a 30°S), das grandes variações em altitude (desde o nível do mar até 2.700 m, nas montanhas da Mantiqueira e Caparaó, nos estados de São Paulo, Minas Gerais, do Rio de Janeiro e do Espírito Santo) e dos regimes climáticos diversos presentes ao longo de sua extensão – desde regimes subúmidos e estações secas no Nordeste até áreas que atingem 4 mil mm/ano de pluviosidade, nas montanhas da Serra do Mar. Outro fator que influenciou a biodiversidade do bioma foi a sua história geológica e climática, o que proporcionou uma grande diversidade de condições ecológicas e sucessivos processos de fragmentação e expansão das formações florestais (CÂMARA, 2005).

O grande número de espécies novas descritas para o bioma em curto período de tempo é um indicativo de que a biodiversidade da Mata Atlântica ainda é pobremente conhecida, apesar de séculos de investigação científica (SILVA; CASTELETTI, 2005). Entre as 2.875 espécies de angiospermas descobertas para o Brasil no período de 1990 a 2006, por exemplo, 1.194 são da Mata Atlântica (41,5%) (SOBRAL; STEHMANN, 2009). Como indicam os autores deste estudo, isso se deve em grande parte, aos seguintes fatores: *i*) mais interesse da comunidade científica no bioma, por sua elevada biodiversidade e nível de ameaça, resultante da intensa destruição causada por atividades antrópicas; *ii*) mais capacidade científica instalada no bioma, que concentra 64% de todos os herbários e 67% dos espécimes vegetais depositados no Brasil, principalmente nos estados do sul e sudeste do país; e *iii*) mais volume de financiamentos destinados à pesquisa científica para estados da região Sudeste, que receberam o equivalente a 71% de todos os recursos investidos em pesquisa pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) em todo o Brasil, no período de 1997 a 2002.

Em mais de cinco séculos de ocupação, a Mata Atlântica passou por diversos ciclos econômicos relacionados a *commodities*, tais como pau-brasil, cana-de-açúcar, gado, ouro e café (CÂMARA, 2005; DEAN, 1996; YOUNG, 2005), que promoveram a exploração insustentável de seus recursos naturais e causaram sérios danos à biodiversidade do bioma. O processo de ocupação da Mata Atlântica resultou também em elevada concentração de populações humanas. Segundo a última contagem populacional realizada pelo IBGE, em 2007 aproximadamente 61% da população brasileira estavam localizadas na Mata Atlântica,¹¹ o que equivale a 112 milhões de pessoas, distribuídas em 3.222 municípios (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2009). Lá estão presentes também os dois municípios que apresentam as maiores populações do Brasil: São Paulo e Rio de Janeiro, respectivamente, com 10.886.518 e 6.093.472 de habitantes em 2007 (IBGE, 2010).

A cobertura vegetal da Mata Atlântica começou a ser mapeada¹² utilizando-se a análise de imagens de satélite no início da década de 1990, em um trabalho conjunto entre a organização não governamental SOS Mata Atlântica e o Inpe. Desde então, as duas instituições têm publicado regularmente um atlas contendo informações sobre a dinâmica da vegetação da Mata Atlântica – desmatamentos, fragmentação e, mais recentemente, regeneração. A quinta e última edição, correspondente ao período 2005-2008, foi lançada em 2009. Esta indica que restam 7,9% de cobertura vegetal nativa da Mata Atlântica, considerando-se fragmentos florestais maiores que 100 ha, ou 11,4%, se considerados todos os fragmentos com área igual ou superior a 3 ha (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2009).

11. Estes dados levam em consideração a área do domínio da Mata Atlântica, e não propriamente do bioma no recorte definido pelo IBGE (2004a).

12. Um histórico das iniciativas de mapeamento do bioma Mata Atlântica pode ser obtido em Cruz e Vicens (2007).

Como mencionado anteriormente, a partir de 2004 o MMA selecionou e apoiou financeiramente a realização de um mapeamento da cobertura vegetal para cada bioma brasileiro, com base no recorte de biomas definido pelo IBGE (2004a). Os resultados indicaram que restaram 26,9% de cobertura vegetal nativa para o bioma, sendo 21,8% relativos a vegetações florestais e 5,1% a fitofisionomias não florestais (CRUZ; VICENS, 2007; BRASIL, 2007). Ainda segundo este estudo, as maiores áreas remanescentes de floresta localizam-se nos litorais de São Paulo e Paraná, principalmente nas escarpas e nos reversos da Serra do Mar e no Planalto de Paranapiacaba e nas serras do leste catarinense. Nessas áreas, além das condições topográficas desfavoráveis à ocupação antrópica, importantes UCs estaduais e federais contribuem para a conservação das fisionomias de Mata Atlântica (CRUZ; VICENS, 2007).

Comparações entre estes números e aqueles apresentados no atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2009) devem ser feitas com cautela, dado que: *i*) há diferenças nos limites do bioma adotados nos dois trabalhos; *ii*) as escalas de mapeamento são diferentes; e *iii*) as tipologias de vegetação computadas nos dois estudos são distintas (CRUZ; VICENS, 2007; BRASIL, 2007). A partir de 2009, os desmatamentos na Mata Atlântica também passaram a ser monitorados regularmente pelo MMA em parceria com o Ibama e o PNUD, o que certamente aumentará o conhecimento sobre a dinâmica da cobertura vegetal do bioma. Entretanto, os resultados do primeiro período de monitoramento (2002-2008) ainda não estão disponíveis.

A Mata Atlântica é o bioma que possui o maior número de UCs. São 346 áreas especialmente protegidas, sendo 191 de proteção integral – 17 federais e 144 estaduais, somando 2,4 milhões de ha – e 155 UCs de uso sustentável – 41 federais e 114 estaduais, somando 7,3 milhões de ha. A cobertura de áreas protegidas no bioma considerando todas as UCs é de 8,7%, mas esta diminui para apenas 2,3% se as APAs – que representam 97,9% da área de UCs de uso sustentável – forem desconsideradas.

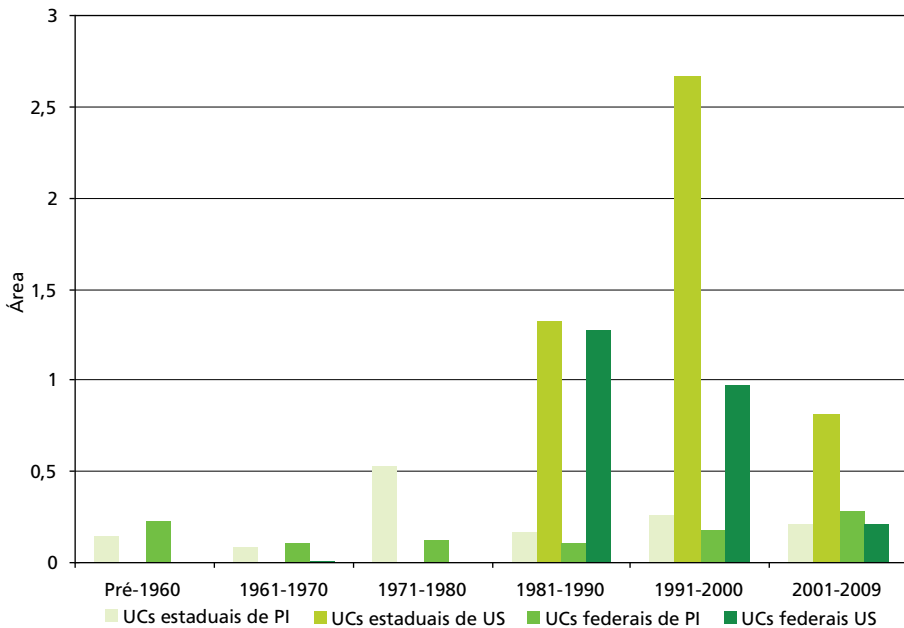
As primeiras UCs brasileiras foram criadas na Mata Atlântica, na década de 1930. A unidade de conservação mais antiga é a Floresta Nacional de Lorena, no estado de São Paulo. Denominada inicialmente como Estação Florestal Experimental Dr. Eptácio Santiago, foi criada em 1934, com uma área de pouco mais de 200 ha. Já a UC de proteção integral mais antiga do Brasil é o Parque Nacional do Itatiaia, criado em 1937 na divisa dos estados do Rio de Janeiro e São Paulo. Sua área atual é de 30 mil ha, após ter sido ampliado em mais de 50% da área original, em 1982. Outros dois parques nacionais, Serra dos Órgãos (RJ) e Foz do Iguaçu (PR), foram igualmente criados na década de 1930. Foz do Iguaçu é, ainda nos dias de hoje, a segunda maior UC de proteção integral do bioma.

Nos anos 1940, os estados de São Paulo, Minas Gerais e Rio Grande do Sul deram início ao processo de criação de UCs. Até o final dos anos 1950 já existiam 20 UCs no bioma, cobrindo uma área de 375.500 ha, sendo 18 de proteção integral. Durante os anos 1960 e 1970 mais 57 UCs foram criadas, destacando-se o Parque Estadual da Serra do Mar, criado pelo estado de São Paulo em 1977. Com pouco mais de 300 mil ha, trata-se da maior UC de proteção integral do bioma. Na década de 1970, houve também o maior incremento em área de UCs de proteção integral, com a constituição de 656 mil ha em três UCs federais e 25 estaduais que, somados à área das UCs de proteção integral criadas até então, correspondem a pouco mais da metade da área do bioma atualmente conservada por essa modalidade de área protegida. A presente década é a que apresenta o maior aumento em área de UCs de proteção integral federais, com a criação de 15 UCs, que correspondem a 278 mil ha (gráfico 5).

GRÁFICO 5

Quantidade de área protegida por UCs de proteção integral e de uso sustentável, criadas pelos governos estaduais e federal no bioma Mata Atlântica, por décadas

(Em milhões de ha)



Fonte: Brasil (2009).

Das 346 UCs do bioma, 24 são maiores que 100.000 ha (21 APAs), 90 têm área entre 10.001 e 100.000 ha, 125 têm área entre 1.001 e 10.000 ha e 107 têm área menor do que 1.000 ha. Assim, cerca de um terço das UCs do bioma são relativamente pequenas, condição que é um importante obstáculo para assegurar

a conservação da biodiversidade das florestas tropicais e, em particular, do bioma Mata Atlântica (CHIARELLO, 1999, 2000; LAURANCE, 1999; MARSDEN *et al.*, 2005; SILVA; TABARELLI, 2000).

Unidades de conservação podem ser consideradas como fragmentos de habitat natural em um bioma altamente modificado pela ação humana, como é o caso da Mata Atlântica – mas também de outros biomas já bastante desflorestados e alterados, como a Caatinga e o Cerrado. A descontinuidade que existe entre as UCs, preenchida por uma paisagem antropizada constituída por áreas urbanas, industriais e rurais, áreas degradadas e em regeneração, bem como as características dos remanescentes da paisagem natural (por exemplo, tamanho, perímetro e grau de isolamento – distância – em relação a fragmentos adjacentes) têm implicações importantes em relação à capacidade desses fragmentos conservarem a biodiversidade (LOVEJOY *et al.*, 1986; RIBEIRO *et al.*, 2009; TERBORGH *et al.*, 2001). Por outro lado, as características das espécies que ocorrem por lá são também fundamentais, como o tamanho, comportamento, grau de especialização em relação ao tipo de ambiente requerido e a dieta, entre outras, que por sua vez repercutem sobre as necessidades de espaço e qualidade do ambiente protegido necessárias para manter populações minimamente viáveis em longo prazo (GILPIN; SOULÉ, 1986).

A grande redução na área da Mata Atlântica, que ocasionou a perda de habitats para espécies nativas do bioma resultou, portanto, em uma paisagem extremamente fragmentada. São 232.939 fragmentos com área igual ou superior a 3 ha, e mais de 22 mil destes apresentam área inferior a 5 ha (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2009). Vários estudos têm demonstrado que populações de certas espécies de plantas e animais da Mata Atlântica, a princípio protegidas em UCs, não conseguem manter-se ou estariam fadadas a desaparecer devido à falta de capacidade da unidade de conservação em sustentar processos ecológicos fundamentais, resultando na preservação a médio e longo prazo de apenas um subconjunto das espécies originais (LAURANCE, 1999; SILVA; TABARELLI, 2000). Apenas UCs com área em torno de 200 mil ha ou mais, por exemplo, teriam a capacidade de assegurar a manutenção de toda – ou de quase toda – a avifauna original (MARSDEN *et al.*, 2005). Para manter populações viáveis de grandes felinos, como a onça pintada, seriam necessárias extensões superiores a 2 milhões de ha (LEITE *et al.*, 2002). Apenas o bioma Amazônia possui UCs de proteção integral dessa escala.

Outra consideração importante é que as UCs existentes na Mata Atlântica e a sua distribuição ainda não seriam suficientes para assegurar a conservação de certas espécies. Apenas 47 entre 104 espécies de vertebrados terrestres endêmicos e ameaçados de extinção do bioma que foram estudados por Paglia *et al.* (2004) estavam efetivamente protegidas por UCs. Provavelmente, uma situação semelhante

ocorre nos demais biomas, mas na Mata Atlântica o problema é certamente mais grave, devido ao elevado grau de antropização. Essas lacunas de cobertura geográfica em áreas protegidas podem levar a extinções locais, no caso de espécies de ampla distribuição, ou mesmo a extinções globais – isto é, em toda a área de ocorrência das espécies –, no caso de espécies com distribuições muito restritas. Claramente existe a necessidade de expandir a área destinada à conservação do bioma e adotar estratégias para incrementar a capacidade de conservação das áreas protegidas já existentes, buscando a integração dessas com a paisagem antropizada do entorno.

Como consequência, a Mata Atlântica apresenta os maiores índices de espécies ameaçadas de extinção entre todos os biomas brasileiros. Do total de 627 espécies ameaçadas no Brasil – ver capítulo anterior sobre o estado da conservação da flora e da fauna –, 380 são da Mata Atlântica (60,6%). Além disso, acredita-se que aproximadamente 8,5% das espécies de vertebrados terrestres do bioma e cerca de um quarto de suas espécies endêmicas encontram-se atualmente ameaçadas de extinção (PAGLIA; DA FONSECA; SILVA, 2008). Dessa forma, a Mata Atlântica é o mais ameaçado dos biomas brasileiros. E, recentemente, foi classificada como o ecossistema mais devastado e ameaçado do planeta (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005). À semelhança do bioma Cerrado, a Mata Atlântica é considerada um dos 34 *hotspots* mundiais de biodiversidade (MITTERMEIER *et al.*, 2004).

Iniciativas vêm sendo desenvolvidas com a finalidade de melhorar a capacidade de conservação da biodiversidade na Mata Atlântica e em outros biomas. Várias estratégias estão sendo adotadas, como a criação e operacionalização de mosaicos de UCs, ou seja, a gestão integrada de unidades de conservação de diferentes categorias localizadas próximas, adjacentes ou mesmo sobrepostas umas às outras. Mosaicos de UCs permitem não apenas a expansão da área total sob regime especial de conservação e manejo, mas também o incremento na qualidade do ambiente protegido e, conseqüentemente, da biota conservada. Outras estratégias importantes incluem o incentivo à participação de pessoas físicas no processo de conservação da biodiversidade, por meio da criação de UCs em propriedades privadas – as reservas particulares do patrimônio natural (RPPNs) –, e a conexão de fragmentos isolados. Essas estratégias para melhorar a eficiência e a efetividade da conservação podem ocorrer de maneira isolada, mas têm o potencial de alcançar melhores resultados quando integradas umas às outras. Há várias experiências de adoção dessas estratégias de integração em andamento na Mata Atlântica. Talvez a mais conhecida e precursora seja o Projeto Corredores Ecológicos (PCE)¹³ (BRASIL, 2009b).

13. O PCE vem sendo executado pelo MMA desde 2002, com recursos nacionais – US\$ 8,6 milhões – e externos – US\$ 27,3 milhões.

7 PAMPA

Com uma área de 176.496 km², o bioma Pampa está presente no Brasil¹⁴ somente na porção sul do Rio Grande do Sul (abaixo do paralelo 30°), onde ocupa 53% do estado (IBGE, 2004a). A área corresponde aos campos da metade sul e das missões do Rio Grande do Sul, enquanto o restante do estado é ocupado pelo bioma Mata Atlântica, localizado ao norte (mapa 1).

Quando comparado aos demais biomas continentais brasileiros, há relativamente poucos dados disponíveis sobre o bioma Pampa, utilizando-se o recorte definido pelo IBGE (2004a). Uma das razões é que, sob o ponto de vista da pesquisa biológica, este geralmente é tratado como parte de uma área mais abrangente de vegetação campestre do sul do Brasil, os chamados “Campos Sulinos”. Além de todo o bioma Pampa, os Campos Sulinos incluem também áreas localizadas no Planalto Sul-Brasileiro, os quais formam mosaicos com as florestas na metade norte do Rio Grande do Sul e nos estados de Santa Catarina e Paraná. Estes campos do Planalto Sul-Brasileiro, porém, estão inseridos no bioma Mata Atlântica, na definição do IBGE (2004a). Outra razão é um certo “desinteresse histórico” em relação à conservação dos campos do sul do Brasil (OVERBECK *et al.*, 2009), o que pode ser constatado também pelo tamanho modesto de sua área protegida por meio de UCs, conforme assunto adiante. Os dados apresentados para o Pampa, portanto, referem-se àqueles disponíveis para os Campos Sulinos, particularmente para o estado do Rio Grande do Sul, onde se encontram 75% destes.

A vegetação predominante no Pampa é a campestre, com muitas espécies herbáceas, arbustivas e de arvoretas coexistindo em uma matriz de gramíneas (OVERBECK *et al.*, 2009). Os campos já existiam naturalmente quando da chegada dos primeiros grupos humanos à região, há aproximadamente 12 mil anos, conforme evidenciado pela análise de pólen e de partículas de carvão e sedimentos (BEHLING *et al.*, 2004). A pecuária de corte foi iniciada no século XVII, quando missionários jesuítas introduziram cavalos e gado na região. Desde então, a vegetação campestre tem sido um dos pontos principais a sustentar uma economia baseada na criação de gado. Durante as três últimas décadas uma grande porção de áreas com vegetação de campo foi convertida em cultivo agrícola. Às vezes, as culturas são estabelecidas em bases rotacionais, havendo períodos de descanso, em que a terra é utilizada apenas como pastagem para o gado (PILLAR; QUADROS, 1997).

A criação de gado de forma extensiva, por sua vez, é a principal atividade econômica dos campos do sul do Brasil, e o fogo é utilizado como ferramenta de manejo ao final do inverno (PILLAR; QUADROS, 1997). Juntos, o pastejo do

14. Além do Brasil, o Pampa está presente também no Uruguai e na Argentina.

gado e o fogo são considerados os principais fatores que definem a vegetação campestre. Por outro lado, o pastejo excessivo resulta em diminuição na cobertura do solo e em riscos de erosão, além de substituição de espécies forrageiras produtivas por espécies menos produtivas e de menos qualidade, ou até na perda completa das boas espécies forrageiras (OVERBECK *et al.*, 2009).

Pelas razões expostas anteriormente, o conhecimento sobre a biodiversidade do Pampa é ainda mais incompleto do que aquele disponível sobre os outros biomas. Estima-se a existência de 3 mil espécies de plantas campestres no Rio Grande do Sul (BOLDRINI, 1997; OVERBECK *et al.*, 2009), além de 150 espécies de peixes – 12 endêmicas –, 476 de aves – 2 endêmicas – e 102 de mamíferos – 2 endêmicas –, não havendo estimativas sobre o número total de anfíbios e répteis (SABINO; PRADO, 2006).

Assim como os demais biomas, o Pampa teve sua vegetação mapeada em escala 1:250.000, utilizando a interpretação de imagens de satélite Landsat obtidas em 2002.¹⁵ As imagens foram interpretadas buscando-se identificar categorias que indicassem um domínio fisionômico florestal ou campestre e que dessem ideia do grau de pressão antrópica sobre a formação. Áreas com algum uso, mais que tenham mantido aspectos fisionômicos similares à condição original – por exemplo, os campos com utilização para pecuária extensiva – foram consideradas como remanescentes. Entretanto, áreas urbanizadas, campestres com uso agropecuário intensivo ou com sinais de terem sido utilizadas em passado recente para atividade agrícola foram consideradas não remanescentes (HASENACK, 2007).

Segundo esses critérios, 41,3% da área total do Pampa apresentam cobertura vegetal remanescente, divididos em três tipos de formações vegetais: a campestre, que representa 23%; a florestal, que representa 5,4% e a área de transição,¹⁶ com 12,9% do total do bioma. As classes de uso antrópico foram divididas em rural e urbana, representando 47,9 e 0,8% da área total do bioma, respectivamente. Os restantes 10% da área total do Pampa correspondem a áreas ocupadas por água (HASENACK, 2007; BRASIL, 2007) (mapa 6).

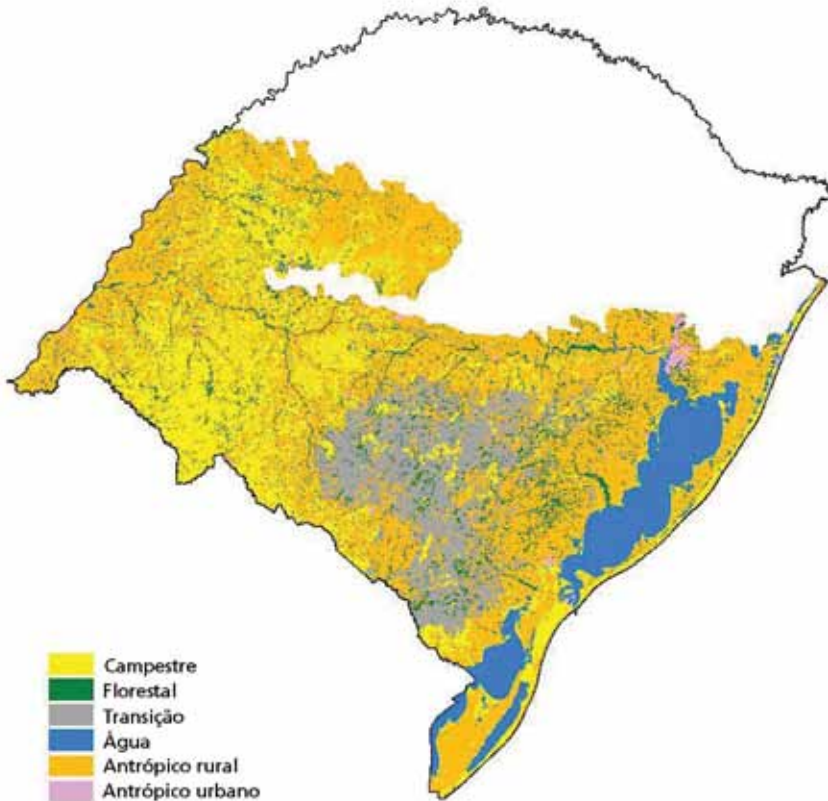
Porém, as áreas campestres ou florestais do bioma sem qualquer uso antrópico são bastante reduzidas, correspondendo a 20.855,66 km² ou 11,7% do Pampa. Mesmo UCs com predomínio de formações campestres como a reserva biológica do Ibipaitã e o Parque Estadual do Espinilho apresentam algum tipo de pressão antrópica, especialmente por pecuária (HASENACK, 2007).

15. O mapeamento da cobertura vegetal do Pampa foi realizado por pesquisadores da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Embrapa Clima Temperado e Embrapa Pecuária Sul, com recursos do MMA. Os dados estão disponíveis em: <<http://www.mma.gov.br/portallbio>>.

16. Áreas com presença de formação herbáceo-arbustiva nativa com uso pecuário e floresta nativa.

MAPA 6

Cobertura vegetal natural campestre, florestal e de transição bem como superfícies de água e usos antrópicos



Fonte: Hasenack (2007).

Os principais usos da terra e fatores de transformação dos campos do sul do Brasil, portanto, que impactam a biodiversidade nativa, refere-se à expansão da produção agrícola, da silvicultura e de pastagens cultivadas. A expansão da produção agrícola levou a uma redução de 25% na área de campos naturais no sul do Brasil,¹⁷ nos últimos 30 anos (OVERBECK *et al.*, 2009). No Rio Grande do Sul, sete milhões de ha (um quarto da área total do estado) foram usados para a produção de soja em 2000 e 2001 (BISOTTO; FARIAS, 2001; OVERBECK *et al.*, 2009). Os três estados do sul do Brasil produzem atualmente 60% do arroz brasileiro, sendo 50% apenas no Rio Grande do Sul, totalizando 6,5 milhões de ha em área (OVERBECK *et al.*, 2009, citando dados da Embrapa).

17. Essa redução considera toda a área de ocorrência dos “Campos Sulinos”, e não apenas os campos localizados no bioma Pampa.

No sul do Rio Grande do Sul, plantações de *Eucalyptus* sp. – e, em menor extensão, de *Acacia* sp. – estão aumentando em área rapidamente para fins de abastecimento de indústrias de papel e celulose, levando também à perda de espécies campestres (PILLAR; BOLDRINI; LANGE, 2002). Porém, como ressaltam Overbeck *et al.* (2009), não existem dados específicos do impacto causado por essas plantações sobre a fauna e a flora do sul do Brasil, bem como inexistem dados recentes e confiáveis sobre a expansão da plantação de árvores naquela região.

A intensificação da produção pecuária tem levado ao aumento da área de pastagens cultivadas. Em 1996, sete milhões de ha na região Sul do Brasil eram destinados a tal uso, principalmente com espécies exóticas (OVERBECK *et al.*, 2009). Algumas dessas espécies tornaram-se invasoras, isto é, espalharam-se rapidamente pela região, impactando ainda mais a biodiversidade nativa. Um exemplo emblemático é o capim-annoni (*Eragrostis plana*), espécie africana que apresenta baixa palatabilidade e não satisfaz as demandas nutricionais do gado. Introduzida acidentalmente nos anos 1950 e com sementes comercializadas no início dos anos 1970, estima-se que mais de um milhão de ha no estado do Rio Grande do Sul já tenham sido invadidos pela espécie (MEDEIROS; FOCHT, 2007; MEDEIROS; SAIBRO; FOCHT, 2009). Atualmente o capim-annoni é considerado uma espécie invasora de extrema agressividade e difícil controle, apresentando impactos negativos na diversidade dos campos e ocasionando baixa produtividade das pastagens (REIS, 1993). Esta última, por sua vez, resulta no sobrepastejo durante o inverno, facilitando a degradação do solo em regiões com condições de solos vulneráveis. Um dos exemplos mais extremos dessa situação localiza-se no sudoeste do Rio Grande do Sul, onde houve erosão severa e formação de extensas manchas de areia, em um processo de desertificação que afeta uma área total de 37 km² (SUERTEGARAY; GUASSELLI; VERDUM, 2001).

Como mencionado anteriormente, o bioma Pampa é um dos que goza de menos proteção por UCs, ficando atrás apenas do Pantanal. Segundo dados do CNUC/MMA (BRASIL, 2009), são 15 áreas protegidas, sendo quatro federais – duas de proteção integral e duas de uso sustentável, que somam 463mil ha – e 11 estaduais – 10 de proteção integral e uma de uso sustentável, que somam 149 mil ha. As UCs existentes cobrem uma área que corresponde a 3,4% do bioma, mas esta cobertura diminuiu para apenas 1,1% se as APAs forem desconsideradas – APAs constituem 99,3% da área das UCs de uso sustentável.

As primeiras UCs do Pampa foram criadas na década de 1970, quando o governo do Rio Grande do Sul constituiu seis UCs de proteção integral, com área correspondente a pouco mais de 42.700 ha. A maior dessas é o Parque Estadual do Delta do Jacuí, com pouco mais de 14 mil ha, até hoje a maior

unidade de conservação estadual de proteção integral do bioma. Na década seguinte foi criada, pela União, a maior unidade de conservação de proteção integral do Pampa, a Estação Ecológica do Taim, com 111 mil ha. Nos anos 1990, também por iniciativa do governo federal, foi criada a APA do Ibirapuitã, com aproximadamente 316 mil ha. Apenas duas UCs foram constituídas na presente década, ambas estaduais e de proteção integral, que juntas somam uma área de apenas 3.700 ha.

8 PANTANAL

Com uma área total de 150.355 km², o bioma Pantanal está inserido na Bacia do Alto Paraguai e abrange no Brasil parte dos estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul¹⁸ (mapa 1). Seus limites coincidem com a chamada “Planície do Pantanal” ou “Pantanal Mato-grossense”, que representa a parte mais baixa da bacia hidrográfica e é também a maior superfície interiorana inundável do mundo (IBGE, 2004a).

As grandes inundações, que a cada ano ocupam cerca de 80% do Pantanal durante o primeiro semestre, constituem a característica mais marcante do bioma. Estas modificam profundamente o meio físico, o cotidiano das populações locais e os habitats das espécies (ALHO, 2008; IBGE, 2004a), sendo essenciais para a manutenção das condições ecológicas lá existentes. Por outro lado, como ressaltam Silva *et al.* (2006), a manutenção da cobertura vegetal nessa extensa planície é condição básica para garantir a continuidade dos pulsos de inundação e, conseqüentemente, da vida silvestre.

Considerando-se sua reduzida área em relação aos demais biomas brasileiros, a riqueza de espécies do Pantanal pode ser considerada elevada, embora haja na região um baixo número de endemismos. Apenas para mencionar alguns grupos de organismos, ocorrem no bioma aproximadamente 1.900 espécies de plantas superiores (ALHO, 2008; POTT; POTT, 1994), 263 de peixes (ALHO, 2008; BRITSKI; SILIMON; LOPES, 2007), 41 de anfíbios (SABINO; PRADO, 2006; STRUSSMANN *et al.*, 2000), 113 de répteis – 5 endêmicas (BRASIL, 2002), – 463 de aves (TUBELIS; TOMAS, 2003) e 132 de mamíferos – 2 endêmicas (BRASIL, 2002). À exceção de peixes, que apresentam bons níveis de coleta e sobre os quais há um bom nível de conhecimento, todos os demais grupos de vertebrados apresentam baixos níveis de coleta e são insuficientemente conhecidos no bioma Pantanal (SABINO; PRADO, 2006). Dessa forma, os números de espécies desses grupos presentes no bioma podem ser muito maiores do que os atuais.

18. Além do Brasil, o Pantanal está presente também em uma pequena faixa no Paraguai e na Bolívia.

A principal atividade econômica no Pantanal é a pecuária bovina de corte, realizada de forma extensiva em pastagens naturais. O gado foi introduzido em fazendas no Pantanal a partir de 1740, o que foi favorecido por extensas áreas de campo nativo. Porém, foi somente a partir de 1914, com a criação da Estrada de Ferro Noroeste do Brasil – de Bauru a Corumbá –, que a pecuária entrou no circuito nacional. Nas últimas três décadas, porém, a atividade se expandiu, deixando de ocupar apenas áreas com pastagens naturais e passando a alterar áreas com vegetação arbórea original em todas as quatro regiões fitoecológicas – Mata Decídua, Mata Semidecídua, Cerrado e Chaco – presentes no bioma (ABDON, 2004; ABDON *et al.*, 2007).

As primeiras iniciativas de mapeamento regional da cobertura vegetal ou de desmatamento do Pantanal datam do final da década de 1970.¹⁹ O mais recente mapeamento da cobertura vegetal do Pantanal foi executado entre 2004 e 2006, utilizando os limites para o bioma definidos pelo IBGE (2004a) e imagens de satélite obtidas em 2002.²⁰ Os resultados do estudo indicaram que a área antropizada até 2002 no Pantanal era de 17.439,9 km², o que equivalia a pouco menos de 12% da área total do bioma (ABDON *et al.*, 2007; BRASIL, 2007; SILVA, 2007). Portanto, o Pantanal é o menos antropizado entre todos os biomas continentais brasileiros.

Do total desmatado, 52,3% estavam localizados no Mato Grosso e 47,7% no Mato Grosso do Sul, o que corresponde à supressão de 14,7% da área do bioma originalmente presente no Mato Grosso e de 8,9% no Mato Grosso do Sul. Os desmatamentos foram realizados, sobretudo, para o estabelecimento de pastagens plantadas. Este tipo de uso do solo correspondeu a 98,1% da área desmatada, enquanto as atividades agrícolas, áreas urbanas e áreas degradadas por mineração, somadas, corresponderam a aproximadamente 1,9% do total da área desmatada no bioma Pantanal até 2002 (ABDON *et al.*, 2007). Os desmatamentos estão localizados principalmente nas áreas periféricas do Pantanal, em seus limites com a Amazônia (região norte) e com o Cerrado (norte e leste, mapa 7).

19. Revisão das iniciativas em Silva (2007) e Silva *et al.* (2006).

20. O mapeamento da cobertura vegetal do Pantanal foi realizado pela Embrapa Informática Agropecuária, em parceria com o Inpe, a Embrapa Gado de Corte e o Instituto de Meio Ambiente Pantanal (IMAP) da Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMA) do MS, a partir de um projeto de pesquisa apoiado pelo MMA.

MAPA 7

Distribuição das áreas desmatadas até 2002 nos municípios que compõem a área do bioma Pantanal



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

Por se tratar de um bioma altamente influenciado pelo regime hídrico, qualquer intervenção humana que altere os ciclos hidrológicos naturais poderá colocar em risco a biodiversidade, as populações humanas e as atividades econômicas estabelecidas na região. Nesse sentido, as maiores ameaças ao bioma referem-se à execução de dragagens, à construção de diques e barragens ao longo da planície do Pantanal, ou mesmo no planalto adjacente, pertencente à Bacia do Alto Paraguai, onde estão localizadas as cabeceiras de diversos rios que compõem a bacia pantaneira.

Dois conjuntos de ações destacam-se pelos impactos que poderiam causar ao bioma como um todo. O primeiro refere-se ao projeto da chamada Hidrovia Paraguai-Paraná, que tinha por objetivo tornar esse sistema fluvial navegável durante o ano inteiro, de Nova Palmira, no Uruguai, até Cáceres, no Brasil. Embora a hidrovia já exista naturalmente e seja utilizada pelas populações locais desde antes da colonização europeia na América do Sul, há limitações em relação ao tamanho dos navios que podem transitar por ela, especialmente durante a estação seca. Assim, um conjunto de obras de engenharia, que incluía dragagens, expansão de curvas, remoção de rochas ou aprofundamento de fundo rochoso, alargamento do leito em vários trechos e balizamento, tornaria viável o trânsito de grandes comboios de carga, reduzindo o percurso e o custo de transporte de produtos dos cinco países da Bacia do Prata, isto é, Argentina, Bolívia, Brasil, Paraguai e Uruguai. Porém, fortes controvérsias, baseadas em estudos que questionavam os relatórios oficiais e indicavam sérios impactos ambientais e sociais, diretos e indiretos, a serem causados pela ampliação da hidrovia,²¹ além de questionamentos quanto à sua viabilidade econômico-financeira,²² levaram à não implementação do projeto.

O segundo conjunto refere-se à instalação de usinas hidrelétricas, tema debatido por especialistas durante o *workshop* Influência de Usinas Hidrelétricas no Funcionamento Hidro-Ecológico do Pantanal, Brasil, realizado como parte da programação da VIII Conferência Internacional de Áreas Úmidas (International Wetlands Conference – Intecol) – Cuiabá, 20 a 25 de julho de 2008. Segundo o documento resultante do evento (CALHEIROS *et al.*, 2009), aproximadamente 70% da água do sistema Bacia do Alto Paraguai/Pantanal tem origem na parte norte da bacia, e o rio Cuiabá, com aproximadamente 40% da água do sistema, é o principal afluente formador do Pantanal.²³ Além disso, 75% dos 115 projetos de barramento previstos para a bacia do Alto Paraguai (BAP) estão localizados na região Norte, no Mato Grosso,²⁴ e os principais tributários do rio Cuiabá já apresentam barramentos de grande porte. Embora 73% dos empreendimentos refram-se a pequenas centrais hidrelétricas (PCHs), estas se encontram localizadas e/ou previstas para um mesmo rio, resultando em um impacto conjunto significativo. Dessa forma, o cenário para o bioma, representado pelo conjunto de empreendimentos previstos para a bacia do Alto Paraguai, é preocupante (CALHEIROS *et al.*, 2009), devido ao elevado potencial de alteração do regime de inundações sazonais e interanuais de toda a planície pantaneira (GIRARD, 2002) e, particularmente do Parque Nacional do Pantanal Matogrossense, sua principal unidade de conservação. O documento apresenta, também, um conjunto de 27 recomendações voltadas para a conservação do bioma, resultantes do *workshop* de Cuiabá.

21. Ver, por exemplo, Dunne *et al.* (1997) e Huszar *et al.* (1999).

22. Ver, por exemplo, CEBRAC *et al.* (1994).

23. Dados de Brasil (1997).

24. Dados da Aneel (2009) *apud* Calheiros *et al.* (2009, p. 7). Disponível em: <<http://www.aneel.gov.br>>.

O bioma Pantanal conta com apenas cinco UCs, o menor número e o que proporcionalmente tem a menor cobertura por UCs entre os biomas continentais brasileiros. São duas UCs federais e três estaduais, todas de proteção integral, cuja área total soma aproximadamente 440 mil ha, o que corresponde a 2,9% da área do bioma. As duas UCs federais, o Parque Nacional do Pantanal Matogrossense (135.600 ha) e a Estação Ecológica do Taiamã (14.300 ha), foram criadas em 1981. Em 2000 o Mato Grosso do Sul criou o Parque Estadual do Pantanal do Rio Negro (77 mil ha) e na década atual o Mato Grosso constituiu suas duas unidades, o Parque Estadual do Guirá (103 mil ha) e o Monumento Natural Estadual Morro de Santo Antônio (258 ha).

9 ZONA COSTEIRA E MARINHA

Conforme mencionado, a Zona Costeira e Marinha tem sido tratada como um “sétimo bioma” brasileiro no âmbito das políticas governamentais, especialmente as ambientais, embora a definição oficial de bioma, baseada na distribuição contígua da vegetação, não lhe seja aplicável. A Zona Costeira e Marinha é a fusão de conceitos, ações e políticas relacionadas à gestão e do ordenamento territorial, e ao reconhecimento da soberania nacional sobre recursos econômicos marinhos.

A Constituição Federal de 1988 reconhece a zona costeira como patrimônio nacional e estabelece que sua utilização deve se dar em condições que assegurem a preservação do meio ambiente, inclusive quanto ao uso dos recursos naturais. A legislação infraconstitucional que trata da zona costeira a define como o espaço geográfico de interação do ar, do mar e da terra, incluindo os seus recursos renováveis ou não renováveis. A faixa marítima da zona costeira estende-se por 12 milhas náuticas medidas a partir da linha de costa – o Mar Territorial. A faixa terrestre corresponde ao espaço compreendido entre a linha de costa e os limites internos dos municípios que sofrem influência direta dos fenômenos que ocorrem na zona costeira – ver Lei nº 7.661/1988, que institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro, e o Decreto nº 5.300/2004, que a regulamenta. A zona costeira possui uma área de aproximadamente 514 mil km², dos quais 324 mil km² correspondem ao território de 395 municípios distribuídos em 17 estados litorâneos (BRASIL, 2008). Já a zona marinha compreende, além do Mar Territorial: *i*) a região conhecida como zona econômica exclusiva, que se estende a partir de 12 e até 200 milhas náuticas, o que corresponde a aproximadamente 3,5 milhões de km²; e *ii*) a plataforma continental, definida de acordo com a Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar (mapa 8). Em maio de 2007, a Organização das Nações Unidas aprovou o pleito brasileiro para incorporação de mais 712 mil km² de extensão da plataforma continental para além das 200 milhas náuticas (BRASIL, 2008).

MAPA 8
Limites da zona marinha



Fonte: I3Geo²⁵/MMA.

A Zona Costeira e Marinha (ZCM) acompanha os mais de 8 mil quilômetros da costa brasileira e abriga uma grande diversidade de ambientes, como estuários, praias, dunas, os únicos recifes de coral de todo o Atlântico Sul e a maior extensão contínua de manguezais do planeta. Cinco dos seis biomas continentais brasileiros possuem interface com a ZCM (BRASIL, 2008). Considerando aspectos físicos

25. Software disponível em: <<http://mapas.mma.gov.br/i3geo/aplicmap/geral.htm>>.

e biológicos, estima-se que existam entre três e nove grandes regiões marinhas no Brasil. O Programa Avaliação do Potencial Sustentável de Recursos Vivos na Zona Econômica Exclusiva (REVIZEE), por exemplo, subdividiu a zona econômica exclusiva em quatro regiões – norte, nordeste, central e sul – com base em características oceanográficas, biológicas e tipo de substrato dominante (BRASIL, 2006).

Sherman (1991) utilizou similaridades nos regimes hidrográficos, de topografia submarina, produtividade biológica e relações tróficas²⁶ de dependência entre populações de organismos para definir grandes ecossistemas marinhos. Para Sherman e Hempel (2009), a costa brasileira incluiria três dos 64 grandes ecossistemas marinhos do mundo, as plataformas norte, leste e sul do Brasil. Já Spalding *et al.* (2007), a partir de uma análise que considera características físicas, mas principalmente aspectos relacionados ao padrão de distribuição de espécies, propõem a existência no Brasil de nove ecorregiões²⁷ marinhas, de um total de 232 identificadas no mundo. Esses estudos poderão, no futuro, subsidiar a definição de biomas marinhos a partir de critérios físicos e biológicos.

A biodiversidade marinha da costa brasileira é ainda relativamente pouco conhecida. No caso de invertebrados bentônicos, já foram registradas pouco mais de 1.300 espécies na costa sudeste do Brasil, com elevado grau de endemismo, mas muitas regiões e ambientes ainda precisam ser adequadamente inventariados. Para grupos mais bem conhecidos, os peixes somam aproximadamente 750 espécies, cuja diversidade é relativamente uniforme ao longo da costa e de baixo grau de endemismo (AMARAL; JABLONSKI, 2005). O litoral brasileiro abriga ainda aproximadamente 50 espécies de mamíferos, 111 espécies de aves e cinco das sete espécies de tartarugas marinhas conhecidas no mundo (ROSSI-WONGTSCHOWSKI *et al.*, 2006). O avanço das pesquisas brasileiras demonstra que as áreas mais profundas podem trazer grandes descobertas, conforme descrito no capítulo anterior. Enquanto nas águas rasas brasileiras encontram-se apenas 18 das mais de 350 espécies de corais existentes no planeta, das quais oito são endêmicas, em águas profundas já foram registradas mais de 41 espécies de corais (PRATES, 2008).

Aproximadamente 22% da população do país, 43 milhões de pessoas, vivem na zona costeira, sendo que 16 das 28 regiões metropolitanas brasileiras, com uma população de mais de 35 milhões de pessoas, estão localizadas no litoral (BRASIL, 2008). Na ZCM se concentram as principais atividades econômicas do

26. Relações tróficas dizem respeito à transferência de energia entre seres vivos, por meio da alimentação.

27. Áreas de composição de espécies relativamente homogêneas, claramente distintas de sistemas adjacentes. A composição de espécies pode ser determinada pela predominância de um número pequeno de ecossistemas ou uma suíte distinta de feições oceanográficas ou topográficas. Os agentes biogeográficos dominantes e determinantes definidores das ecorregiões variam, mas podem incluir isolamento, ressurgência, aporte de nutrientes, aporte de água doce, regime de temperatura, exposição, sedimentação, correntes, batimetria ou complexidade costeira (SPALDING *et al.*, 2007).

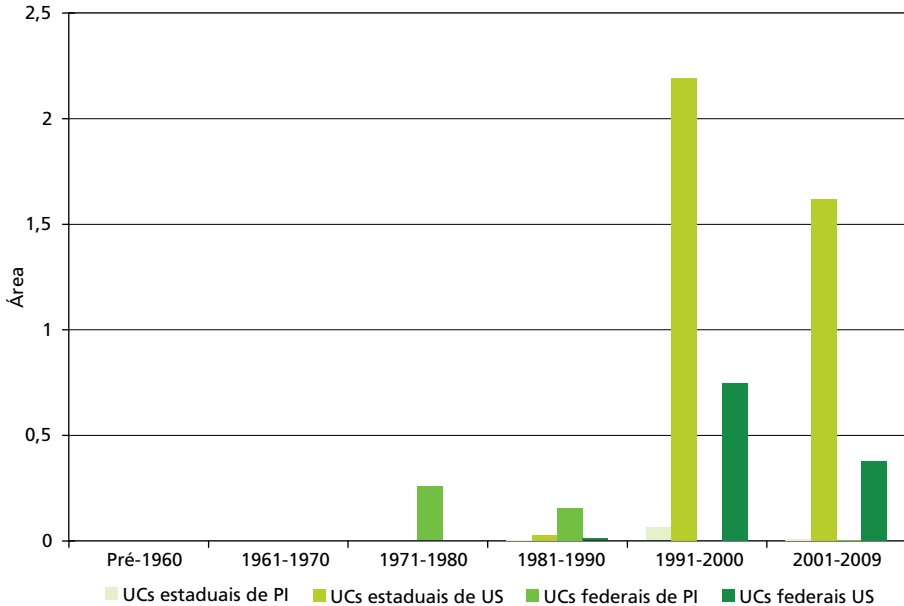
país, com destaque para as industriais, o extrativismo mineral – principalmente a exploração de petróleo –, as atividades portuárias, o extrativismo pesqueiro, a maricultura e o turismo, entre outras, responsáveis por 70% do produto interno bruto nacional (BRASIL, 2008; SCHERER; SANCHES; NEGREIROS, 2009). A grande população e a intensidade das atividades econômicas geram problemas ambientais, destacando-se o desmatamento dos poucos remanescentes da vegetação nativa, a ocupação e o uso desordenado do solo, e a poluição química e orgânica, levando ao comprometimento da qualidade do meio ambiente, especialmente nas grandes cidades e no seu entorno, impactos ambientais que se propagam para o ambiente marinho (BRASIL, 2008; SCHERER; SANCHES; NEGREIROS, 2009).

O nível de proteção do ambiente marinho por UCs é o mais baixo comparado aos biomas continentais brasileiros. Apenas 1,5% da zona marinha é coberta por UCs e esta porcentagem cai para meros 0,3% caso a área de APAs não seja contabilizada. São ao todo 40 UCs, 22 federais e 18 estaduais, que somam 5,4 milhões de ha. Entretanto, excluindo-se as APAs – que representam 89,4% da área de UCs de uso sustentável –, a área protegida por UCs é de um milhão de ha.

Com área de 35 mil ha, a unidade de conservação mais antiga da zona costeira é a Reserva Biológica do Atol das Rocas, no litoral do Rio Grande do Norte, de 1979. Em 1980 foi criado também o Parque Nacional de Cabo Orange, no extremo norte do Amapá – bioma Amazônia –, com uma área de pouco mais de 600 mil ha, dos quais aproximadamente 200 mil ha correspondem a ambientes marinhos, trecho que constitui a maior área contínua de unidade de conservação de proteção integral existente na zona marinha. Na década seguinte, mais cinco UCs federais de proteção integral exclusivas à zona marinha foram criadas, com destaque para as duas maiores, o Parque Nacional Marinho de Abrolhos (aproximadamente 90 mil ha) e o de Fernando de Noronha (aproximadamente 11 mil ha). A maior UC estadual de proteção integral é o Parque do Parcel de Manuel Luiz, no Maranhão, criado em 1991, com 50 mil ha. Nas últimas duas décadas, apenas duas pequenas UCs de proteção integral foram criadas, ambas pelo estado de São Paulo, cobrindo uma área de pouco mais de 5 mil ha. Assim como nos biomas terrestres, a ênfase tem sido dada à criação de unidades de proteção de uso sustentável, que totalizam 11 APAs (2,5 milhões de ha) e nove reservas extrativistas marinhas (500 mil ha) (gráfico 6).

GRÁFICO 6

Quantidade de área protegida por UCs de proteção integral e de uso sustentável, criadas pelos governos estaduais e federal na zona marinha, por décadas
(Em milhões de ha)



Fonte: Brasil (2009).

10 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O conhecimento e a conservação dos biomas brasileiros têm avançado bastante nos últimos anos. Um exemplo foi o aprimoramento do monitoramento dos desmatamentos da Amazônia, por meio da criação de outros sistemas além do Prodes, e a extensão do monitoramento oficial dos desmatamentos a todos os biomas extra-amazônicos, conforme relatado ao longo do capítulo. Iniciado há menos de dois anos, o projeto resultante da parceria entre o MMA, Ibama e o PNUD já começa a trazer resultados positivos, como os primeiros números oficiais sobre o desmatamento do Cerrado e da Caatinga, algo inédito até então. Essa iniciativa é essencial para o cumprimento das metas de redução de emissões de gases de efeito estufa oriundas do desmatamento, assumidas pelo governo brasileiro por meio da Política Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC) – Lei Federal nº 12.187/2009. Porém, a execução do projeto depende de recursos externos e da contratação de consultores,²⁸ o que revela um descompasso entre a importância estratégica do tema para o Estado brasileiro e a prioridade que efetivamente vem sendo dedicada a este em nível governamental.

28. No primeiro período de execução do Projeto Monitoramento do Desmatamento nos Biomas Brasileiros por Satélite, relativo ao exercício de 2009, foram investidos pouco mais de R\$ 1 milhão pelo PNUD, utilizado sobretudo na contratação de 25 consultores.

Outro avanço foi o estabelecimento das metas nacionais de biodiversidade para 2010, pela Comissão Nacional de Biodiversidade (Conabio).²⁹ A Conabio tem várias atribuições relacionadas à implementação da Política Nacional de Biodiversidade e da CDB em nosso país, e conta entre seus membros com a participação de ministérios e outros órgãos governamentais, de entidades representativas da comunidade científica e da sociedade civil, sendo presidida pelo MMA. As metas nacionais, portanto, são o resultado de negociações entre diversos setores governamentais e da sociedade civil organizada. Em relação aos biomas, a meta é que pelo menos 30% da Amazônia e 10% dos demais biomas e da Zona Costeira e Marinha sejam efetivamente conservados por unidades de conservação do SNUC. Para a Amazônia e Mata Atlântica a meta está próxima de ser alcançada, mais provavelmente não será atingida em 2010. Adicionalmente, a distribuição das UCs pelos biomas brasileiros é bastante desigual, como evidenciado no presente capítulo e já ressaltado por Roma e Viana (2009), fato que torna a meta de conservação de 10% mais distante de ser cumprida em alguns biomas. Há que se considerar, ainda, que parte significativa da área total de UCs corresponde a APAs, categoria com baixos níveis de restrição de uso, o que gera dúvidas quanto à efetividade do sistema de UCs que está sendo constituído, particularmente para a Caatinga, o Pampa e a Zona Costeira e Marinha.

O aumento do número de áreas protegidas e das exigências de conservação dos biomas nacionais tem como um de seus grandes limitantes a baixa prioridade orçamentária do MMA no Executivo federal. Por exemplo, as despesas do órgão em relação ao número de hectares de unidades de conservação sob sua administração passaram de R\$ 42,51/ha, em 2000, para R\$ 25,19/ha, em 2006, considerando-se os valores contingenciados. O programa Parques do Brasil é um dos que melhor refletem essa limitação orçamentária: de 2002 a 2005 a média de empenho dos recursos foi de apenas 56%. É patente que se devem priorizar medidas para fortalecer o insuficiente orçamento e sua baixa execução (DUTRA; OLIVEIRA; PRADO, 2006).

Além disso, em relação a recursos humanos, no plano federal o Instituto Chico Mendes tinha em 2009 aproximadamente 2 mil servidores para atender aos serviços exigidos em 304 UCs, 11 centros de pesquisa especializados e na administração central do instituto, um corpo de agentes responsável por 78 milhões de ha – 8,5% do território nacional – que abrigam aproximadamente 630 espécies ameaçadas. Quanto ao grau de consolidação das UCs sob gestão do instituto, com base em dados de 2008, de um total de 299 unidades, “210 não possuíam plano de manejo e 184 careciam de conselhos gestores”, instrumentos fundamentais para o adequado funcionamento de uma UC. Seriam necessários aproximadamente R\$ 700 milhões para consolidar todas as UCs federais, além dos recursos para sua contínua manutenção, estimados em no mínimo R\$ 139 milhões ao ano, sem considerar despesas com pessoal. Importantes

29. Resolução do Conabio nº 3/2006. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/conabio>>.

fontes de recursos poderiam advir da execução da compensação ambiental prevista na Lei nº 9.985/2000 – Lei do SNUC –, assim como da regulamentação do Art. 33 dessa lei, que trata da “exploração comercial de produtos, subprodutos ou serviços biológicos, cênicos, culturais ou da imagem de uma UC”. Finalmente, há parques estudos sobre situação financeira, demanda por investimento e potencial de geração de receitas próprias pelas UCs, os quais poderiam balizar políticas públicas para superar as restrições ora apresentadas (MUANIS; SERRÃO; GELUDA, 2009).

De fato, o conhecimento sobre os benefícios econômicos proporcionados pela biodiversidade, nos três níveis considerados pela CDB e também pela Política Nacional de Biodiversidade, é particularmente escasso. Considerando-se o nível dos biomas brasileiros, Camphora e May (2006) avaliaram 11 estudos de valoração ambiental realizados entre 1994 e 2003 em unidades de conservação da Mata Atlântica, com o objetivo de propor aprimoramentos no uso de ferramentas econômicas para valoração dos seus serviços ecossistêmicos. Os autores defendem, inclusive, que estimar tais valores pode fundamentar cálculos para a compensação ambiental prevista no Art. 36 da Lei do SNUC, no caso do licenciamento de empreendimentos com significativo impacto ambiental. O valor máximo atribuído anualmente para cada hectare entre as 11 UCs investigadas chegou a aproximadamente US\$ 708 Contudo ressalva-se a complexidade associada aos cenários de análise, dada a distinção das categorias de UCs, assim como a heterogênea percepção dos usos diretos e indiretos por populações humanas, no caso de questionários aplicados. Um dos maiores benefícios indiretos associados à proteção da biodiversidade proporcionada por uma UC talvez seja o caso dos recursos hídricos. Nesse sentido, o capítulo do presente livro denominado *O Pagamento pelo Consumo de Água Proveniente de Unidades de Conservação: o caso do Distrito Federal*, toma como base o volume captado pela concessionária de água distrital no interior do Parque Nacional de Brasília e estima um valor mensal de até R\$ 162.000,00 como contribuição financeira à proteção proporcionada pela UC ao recurso hídrico utilizado, segundo o Art. 47 da Lei do SNUC. Porém, como este artigo ainda não foi regulamentado pelo Executivo,³⁰ a proteção dos recursos hídricos não se converte em receitas para o parque.

Esses estudos ilustram como os benefícios associados à proteção da biodiversidade contida em uma UC poderiam ser traduzidos em valores econômicos, que seriam utilizados para o fortalecimento do SNUC. Entretanto, na prática não existe ainda no Brasil a geração de receitas a partir desses benefícios e, de fato, a estratégia de conservação baseada em UCs é, conforme já apontado, objeto de graves restrições orçamentárias.

30. A despeito de o Decreto nº 4.340/2002, que regulamentou artigos da Lei do SNUC, listar o Art. 47 como objeto da norma, não há no conteúdo do decreto a efetiva regulamentação da contribuição financeira pelo uso de água captada no interior de uma UC.

O recorte geográfico dos biomas, tal como proposto pelo IBGE (2004a), adequa-se ao planejamento e à execução de ações e políticas públicas que tenham impactos, direta ou indiretamente, sobre a biodiversidade brasileira. Uma maneira de mediar interesses distintos e buscar a conciliação das necessidades de desenvolvimento econômico e de sustentabilidade ambiental é por meio da elaboração de zoneamentos ecológico econômicos (ZEEs). O ZEE é um instrumento que objetiva integrar aspectos naturais e socioeconômicos na gestão do território, cuja origem remonta à Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, realizada em Estocolmo em 1972. Desde então, tem havido tensão latente entre as necessidades de proteção ambiental e de desenvolvimento econômico, que ganhou escala a partir da proliferação e do fortalecimento de órgãos ambientais e de entidades de defesa do meio ambiente, após a Rio 92.

Atualmente o ZEE Brasil é um dos programas que integram o Plano Plurianual (PPA) do governo federal. Sua instância superior é a Comissão Coordenadora do ZEE (CCZEE), composta por diversos ministérios e coordenada pelo MMA. Para a execução do programa, o MMA trabalha em parceria com o consórcio ZEE Brasil, que reúne instituições federais de notória especialização em suas respectivas áreas de atuação. O objetivo do consórcio, que conta com a participação do Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (Ipea), é desenvolver metodologias e executar projetos para aperfeiçoar o ZEE, adequando-o às necessidades da gestão territorial do país (BRASIL, 2010). No momento atual, em que o Brasil goza de estabilidade econômica e caminha rumo a uma trajetória de forte crescimento, zoneamentos ecológico-econômicos ganham relevância na conservação e no uso sustentável dos biomas brasileiros.

Ao longo do presente capítulo foram abordadas particularidades sobre os biomas, entre as quais aspectos de riqueza e áreas de endemismo de espécies. Essas são características biológicas únicas, que levaram milhares ou mesmo milhões de anos para se desenvolverem da forma como são hoje, de modo que é impossível recriá-las. Considerando-se o amplo desconhecimento sobre a biodiversidade brasileira e de seus benefícios para a humanidade, e ainda a larga taxa de alteração que os biomas vêm sofrendo ao longo dos últimos anos, é bastante provável que parte considerável do capital natural brasileiro esteja sendo eliminada antes mesmo de ser conhecida pela ciência. Isso pode representar o desperdício de uma grande vantagem competitiva de nosso país, que é o uso sustentável desse patrimônio. Fica aqui a ênfase, portanto, para que o potencial de perda da biodiversidade seja considerado, efetivamente, no âmbito decisório quando da implementação de políticas e ações, nas esferas públicas e privadas, de forma a evitá-lo ou mitigá-lo. Merecem destaque as obras de infraestrutura e o uso do solo para as chamadas atividades produtivas, por serem importantes vetores associados a essa perda.

REFERÊNCIAS

- ABDON, M. M. **Os impactos ambientais no meio físico**: erosão e assoreamento na bacia hidrográfica do rio Taquari, MS, em decorrência da pecuária. São Carlos: EESC/USP, 2004.
- ABDON, M. M. *et al.* Desmatamento no bioma Pantanal até o ano 2002: relações com a fitofisionomia e limites municipais. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 59, n. 1, p. 17-24, 2007.
- AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS (ANA). **Região hidrográfica amazônica**. Agência Nacional de Águas, 2010. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br/mapainicial/pgMapaA.asp>> Acesso em: 10 fev. 2010.
- ALBERNAZ, A. L. K. M.; AVILA-PIRES, T. C. S. (Org.). **Espécies ameaçadas de extinção e áreas críticas para a biodiversidade no Pará**. Belém, 2009.
- ALHO, C. J. R. Biodiversity of the Pantanal: response to seasonal flooding regime and to environmental degradation. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 4, p. 957-966, 2008. Supplement.
- AMARAL, A.; JABLONSKI, S. Conservação da biodiversidade marinha e costeira no Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 43-51, 2005.
- BEHLING, H. *et al.* Late Quaternary Araucaria forest, grassland (campos), fire and climate dynamics, studied by high-resolution pollen, charcoal and multivariate analysis of the Cambará do Sul core in southern Brazil. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v. 203, p. 277-297, 2004.
- BISOTTO, V.; FARIAS, A. D. Algumas considerações sobre a cultura da soja. *In*: REUNIÃO DE PESQUISA DA SOJA NA REGIÃO SUL: INDICAÇÕES TÉCNICAS PARA A CULTURA DA SOJA NO RIO GRANDE DO SUL E EM SANTA CATARINA 2001/2002, 29. Porto Alegre: Fepagro, 2001, p. 7-17.
- BOLDRINI, I. I. Campos do Rio Grande do Sul: caracterização fisionômica e problemática ocupacional. **Boletim do Instituto de Biociências**, UFRGS, v. 56, p. 1-39, 1997.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA). **Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai (Pantanal) – PCBAP**: análise integrada e prognóstico da bacia do Alto Paraguai. Brasília: PNMA/Secretaria de Coordenação dos Assuntos de Meio Ambiente/MMA, Ministério dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal, 1997.

_____. Ministério do Meio Ambiente (MMA). **Biodiversidade brasileira: avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros, biodiversidade.** Brasília, 2002.

_____. Ministério do Meio Ambiente (MMA). **Relatório Executivo do Programa REVIZEE.** Brasília, 2006.

_____. Ministério do Meio Ambiente (MMA). **Mapas de cobertura vegetal dos biomas brasileiros.** Brasília, 2007.

_____. Ministério do Meio Ambiente (MMA). **Macrodiagnóstico da Zona Costeira e Marinha do Brasil.** Brasília, 2008.

_____. Ministério do Meio Ambiente (MMA). **Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC).** Brasília, 2009.

_____. Ministério do Meio Ambiente (MMA). **Programa Áreas Protegidas da Amazônia (Arpa): fase II.** Brasília, 2009a. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_arpa2008/_arquivos/docgoverno_arpa_versaoconsultapublica_154.pdf>. Acesso em: 5 mar. 2010.

_____. Ministério do Meio Ambiente (MMA). **Projeto Corredores Ecológicos.** Relatório de conclusão de projeto com recursos do Raiforest Trust Fund. Brasília, 2009b.

_____. Ministério do Meio Ambiente (MMA). **Programa Zoneamento Ecológico/Econômico (ZEE).** Brasília: Secretaria de Extrativismo e Desenvolvimento Rural Sustentável, 2010. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/>>. Acesso em: 30 abr. 2010.

BRITSKI, H. A.; SILIMON, K. Z. S.; LOPES, B. S. **Peixes do Pantanal: manual de identificação.** 2. ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2007.

CALHEIROS, D. F. *et al.* Influências de usinas hidrelétricas no funcionamento hidro-ecológico do Pantanal Mato-Grossense: recomendações. **Documentos**, n. 102, p. 1-19, 2009.

CÂMARA, I. G. Breve história da conservação da Mata Atlântica. *In*: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (Org.). **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas, State of the Hotspots.** Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica e Conservação Internacional, p. 31-42. 2005.

CAMPORA, A.; MAY, P. A valoração ambiental como ferramenta de gestão em unidades de conservação: há convergência de valores para o bioma Mata Atlântica? **Megadiversidade**, v. 2, n. 1-2, p. 24-38, 2006.

CAVALCANTI, E.; ARAÚJO, N. **O uso da energia de biomassa no bioma Caatinga**. Fundação Joaquim Nabuco, 2008. Disponível em: <http://www.fun-daj.gov.br/geral/VSMA/VSMA2008_2302.pdf>. Acesso em: 10 mar. 2010.

CENTRO DE SENSORIAMENTO REMOTO DO INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (CSR/IBAMA). **Relatório técnico de monitoramento do desmatamento no bioma Cerrado, 2002 a 2008**. Dados revisados. Brasília: CSR/IBAMA, 2009, p. 67. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/portalbio>>. Acesso em: 15 mar 2010.

_____. **Monitoramento do bioma Caatinga 2002 a 2008, monitoramento do desmatamento nos biomas brasileiros por satélite**: acordo de cooperação técnica MMA/IBAMA. Brasília, 2010. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/portalbio>>. Acesso em: 21 abr. 2010.

CHIARELLO, A. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 89, p. 71-82, 1999.

_____. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic forest. **Conservation Biology**, v. 14, p. 1649-1657, 2000.

COIMBRA-FILHO, A.; CÂMARA, I. G. **Os limites originais do bioma Mata Atlântica na região Nordeste do Brasil**. Rio de Janeiro: Fundação Brasileira para Conservação da Natureza, 1996.

COLLI, G. R.; BASTOS, R. P.; ARAUJO, A. F. B. The character and dynamics of the cerrado herpetofauna. *In*: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Org.). **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York: Columbia University Press, 2002, p. 223-241.

CRUZ, C. B. M.; VICENS, R. S. **Levantamento da cobertura vegetal nativa do bioma Mata Atlântica**. Relatório final. Rio de Janeiro, 2007, p. 84. Disponível em: <http://sistemas.mma.gov.br/sigepro/arquivos/_6/relatorio_final_M_Atla_4.pdf>. Acesso em: 22 mar. 2010.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras, 1996.

DIAS, B. F. S. Conservação da biodiversidade no bioma Cerrado: histórico dos impactos antrópicos no bioma Cerrado. *In*: FALEIRO, F. G.; FARIAS NETO, A. L. (Org.). **Savanas: desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2008.

DRUMOND, M. *et al.* Estratégias para o uso sustentável da biodiversidade da Caatinga. *In*: SILVA, J.; *et al.* (Org.). **Estratégias para o uso sustentável da biodiversidade da Caatinga**. Brasília: MMA, 2003, p. 329-340.

- DUNNE, T. *et al.* **O projeto de navegação da Hidrovia Paraguai-Paraná:** relatório de uma análise independente. Nova Iorque: EDF; Brasília: CEBRAC, 1997, p. 230.
- DUTRA, R.; OLIVEIRA, A. B.; PRADO, C. G. Execução orçamentária do Ministério do Meio Ambiente entre 2000 e 2005. **Política Ambiental:** conservação internacional, Belo Horizonte, v. 2, 2006.
- FERREIRA, L. V.; VENTICINQUE, E.; ALMEIDA, S. O desmatamento na Amazônia e a importância das áreas protegidas. **Estudos Avançados**, v. 19, n. 53, p. 157-166, 2005.
- FILGUEIRAS, T. S. Herbaceous plant communities. *In:* OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Org.). **The Cerrados of Brazil:** ecology and natural history of a neotropical savanna. New York: Columbia University Press, 2002, p. 122-139.
- FONSECA, G. A. B. *et al.* Atlantic Forest. *In:* MITTERMEIER, R. A. *et al.* (Org.). **Hotspots revisited:** earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. 2. ed. Cidade do México: CEMEX, 2004, p. 84-92.
- FUNDAÇÃO CENTRO BRASILEIRO DE REFERÊNCIA E APOIO CULTURAL (CEBRAC); FUNDO MUNDIAL PARA A NATUREZA (WWF); INSTITUTO CENTRO DE VIDA (ICV). **Hidrovia Paraguai-Paraná:** quem paga a conta? Brasília: CEBRAC, WWF, 1994.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, período 2005-2008:** Relatório parcial. São Paulo, 2009, p. 156. Disponível em: <http://mapas.sosma.org.br/site_media/download/atlas%20mata%20atlantica-relatorio2005-2008.pdf>. Acesso em: 19 mar. 2010.
- GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. *Status* do *hotspot* Mata Atlântica: uma síntese. *In:* _____ (Org.). **Mata Atlântica:** biodiversidade, ameaças e perspectivas, State of the Hotspots. Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica e Conservação Internacional, 2005, p. 3-11.
- GILPIN, M. E.; SOULÉ, M. E. Minimum viable populations: the processes of species extinctions. *In:* SOULÉ M. E. (Org.). **Conservation biology:** the science of scarcity and diversity. Sunderland, Massachusetts, EUA: Sinauer Associates, 1986, p. 13-34.
- GIRARD, P. **Efeito cumulativo das barragens no Pantanal.** Campo Grande: Instituto Centro Vida, 2002, p. 28.
- GIULIETTI, A. *et al.* Diagnóstico da vegetação nativa do bioma Caatinga. *In:* SILVA, J.; *et al.* (Org.). **Biodiversidade da Caatinga:** áreas e ações prioritárias para a conservação. Brasília: MMA, 2003, p. 48-90.

HASENACK, H. **Remanescentes de vegetação dos Campos Sulinos (bioma Pampa)**. Relatório final. Porto Alegre: UFRGS, 2007.

HUSZAR, P. *et al.* **Realidade ou ficção**: uma revisão dos estudos oficiais da Hidrovia Paraguai-Paraná. Toronto, Canadá: WWF, 1999, p. 46.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Mapa dos biomas do Brasil**: primeira aproximação. 2004a. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 5 fev. 2010.

_____. **Mapa de vegetação do Brasil**. 2004b. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 5 fev. 2010.

_____. **Contagem da população 2007**. 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/contagem2007/default.shtm>>. Acesso em: 12 mar. 2010.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBIO). **Relatório de Gestão 2008**, 2009. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/ChicoMendes/Download/RelatorioGestaoICMBio.pdf>>. Acesso em: 10 mar. 2010.

_____. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/ascom_boletins/_arquivos/07082008_apresentacao_icmbio.pdf>. Acesso em: 10 mar. 2010.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPECIAIS (INPE). **Monitoramento da cobertura florestal da Amazônia por satélites**: sistemas Prodes, Deter, DEGRAD e queimadas 2007-2008. São José dos Campos: Coordenação-Geral de Observação da Terra/INPE, 2008a, p. 47. Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/prodes/Relatorio_Prodes2008.pdf>. Acesso em: 17 jan. 2010.

_____. **Mapeamento da degradação florestal na Amazônia brasileira (DEGRAD)**. 2008b. Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/degrad/>>. Acesso em: 17 abr. 2010.

_____. **Taxas anuais de desflorestamento da Amazônia Legal brasileira**. Projeto prodes, 2009. Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/prodes/prodes_1988_2009.htm>. Acesso em: 4 mar. 2010.

JUNK, W.; MOTA, M.; BAYLEY, P. Freshwater fishes of the Amazon River basin: their biodiversity, fisheries, and habitats. **Aquatic Ecosystem Health & Management**, v. 10, n. 2, p. 153-173, 2007.

LAURANCE, W. F. Introduction and synthesis. **Biological Conservation**, v. 91, p. 101-107, 1999.

LEAL, I. R. *et al.* Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do nordeste do Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, p. 139-146, 2005.

LEITE, M. R. *et al.* Ecología y conservación del jaguar en los bosques atlánticos costeros de Brasil. *In: MEDELLIN, R. A. et al.* (Org.). **El Jaguar en el nuevo milênio**: una evaluación de su estado, detección de prioridades y recomendaciones para la conservación de los jaguares en América. México: Universidad Nacional Autónoma de México/Wildlife Conservation Society, 2002, p. 25-42.

LEWINSOHN, T. M.; PRADO, P. I. Síntese do conhecimento atual da biodiversidade brasileira. *In: LEWINSOHN, T. M.* (Org.). **Avaliação do estado do conhecimento da biodiversidade brasileira, biodiversidade**, MMA, v. 1, p. 21-109. 2006.

LOVEJOY, T. E. *et al.* Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. *In: SOULÉ, M. E.* (Org.). **Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity**. Sunderland, Massachusetts, EUA: Sinauer Associates, 1986, p. 257-285.

MACHADO, R. B. *et al.* Caracterização da fauna e flora do Cerrado. *In: FALEIRO, F. G.; FARIAS, A.; NETO, L.* (Org.). **Savanas: desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2008.

MARINHO-FILHO, J.; RODRIGUES, F. H. G.; JUAREZ, K. M. The Cerrado Mammals: diversity, ecology, and natural history. *In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J.* (Org.). **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York: Columbia University Press, 2002, p. 266-284.

MARSDEN, S. *et al.* How well will Brazil's system of Atlantic forest reserves maintain viable bird populations? **Biodiversity and Conservation**, v. 14, p. 2835-2853, 2005.

MEDEIROS, R. B.; FOCHT, T. Invasão, prevenção, controle e utilização do capim-annoni-2 (*Eragrostis plana* Nees) no Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Agropecuária Gaúcha**, v. 13, n. 1-2, p. 105-114, 2007.

MEDEIROS, R. B.; SAIBRO, J. C.; FOCHT, T. Invasão de capim-annoni (*Eragrostis plana* Nees) no bioma Pampa do Rio Grande do Sul. *In: PILLAR, V. P.; et al.* (Org.). **Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: MMA, 2009, p. 317-330.

MENDONÇA, R. C. *et al.* Flora vascular do bioma Cerrado: *checklist* com 12.356 espécies. *In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F.* (Org.). **Cerrado: ecologia e flora**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, p. 1279, 2008. v. 2.

MENEZES, N. Methods for assessing freshwater fish diversity. *In*: BICUDO, C. E. M.; MENEZES, N. A. (Org.). Proceedings of the Workshop Methods for the Assessment of biodiversity in Plants and Animal. **Anais**. Campos do Jordão: 1996, p. 289-296.

MITTERMEIER, R. A. *et al.* Wilderness and biodiversity conservation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 100, n. 18, p. 10309-10313, 2003.

_____. **Hotspots revisited**: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. 2. ed. Cidade do México: CEMEX, 2004.

MUANIS, M.; SERRÃO, M.; GELUDA, L. **Quanto custa uma unidade de conservação federal?** uma visão estratégica para o financiamento do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC). Rio de Janeiro: Funbio, 2009.

MYERS, N. *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

NIMER, E. Climatologia da região Nordeste do Brasil: introdução à climatologia dinâmica. **Revista Brasileira de Geografia**, v. 34, p. 3-51, 1972.

NOGUEIRA, L. Desertificação e a questão energética no semi-árido brasileiro: desafios e oportunidades para as energias renováveis. *In*: KUSTER, A.; MELCHERS, I.; MARTÍ, J. (Org.). **Tecnologias apropriadas para terras secas**. Fortaleza: Fundação Konrad Adenauer, GTZ, 2006, p. 21-49.

OLIVEIRA, J. A.; GONÇALVES, P. R.; BONVICINO, C. R. Mamíferos da Caatinga. *In*: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. (Org.). **Ecologia e conservação da Caatinga**. Recife: Editora Universitária, 2003, p. 275-333.

OREN, D. C.; ALBUQUERQUE, H. G. D. Priority Areas for New Avian Collections in Brazilian Amazonia. **Goeldiana Zoologia**, v. 6, 1991.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA AGRICULTURA E ALIMENTAÇÃO (FAO). **Global Forest Resources Assessment 2005**. Roma, 2006 (FAO Forestry Paper, v. 147).

OVERBECK, G. E. *et al.* Os Campos Sulinos: um bioma negligenciado. *In*: PILLAR, V. D. *et al.* (Org.). **Campos Sulinos**: conservação e uso sustentável da biodiversidade. Brasília: MMA, 2009, p. 26-41.

PACHECO, J. *et al.* Aves: áreas e ações prioritárias para a conservação da Caatinga. *In*: SILVA, J. *et al.* (Org.). **Biodiversidade da Caatinga**: áreas e ações prioritárias para a conservação. Brasília: MMA, 2003, p. 251-262.

PAGLIA, A. P.; DA FONSECA, G. A. B.; SILVA, J. M. C. A fauna brasileira ameaçada de extinção: síntese taxonômica e geográfica. *In*: MACHADO, A. B.

M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. (Org.). **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção, biodiversidade**, Brasília, v. 1, p. 63-70, 2008.

PAGLIA, A. P. *et al.* Lacunas de conservação e áreas insubstituíveis para vertebrados ameaçados da Mata Atlântica. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 4. **Anais**. Curitiba: Fundação o Boticário de Proteção à Natureza e Rede Nacional Pró Unidades de Conservação, 2004, p. 39-50. v. 2. Seminários.

PILLAR, V. D.; BOLDRINI, I. I.; LANGE, O. Padrões de distribuição espacial de comunidades campestres sob plantio de eucalipto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37, p. 753-761, 2002.

PILLAR, V. P.; QUADROS, F. L. F. Grassland-forest boundaries in southern Brazil. **Coenoses**, v. 12, p. 119-126, 1997.

POTT, A.; POTT, V. J. **Plantas do Pantanal**. 1. ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 1994.

PRATES, A. E o mar? o que se pode resumir da vasta biodiversidade marinha. *In*: BENSUSAN, N. (Org.). **Seria melhor mandar ladrilhar?** biodiversidade: como, para quê e por quê. 2. ed. São Paulo: Peirópolis; Brasília: Editora Universidade de Brasília, 2008, p. 117-141.

REDE NACIONAL DE COMBATE AO TRÁFICO DE ANIMAIS SILVESTRES (RENCTAS). **1º Relatório Nacional sobre o Tráfico de Fauna Silvestre**, 2001.

REIS, J. C. L. Capim annoni 2: origem, morfologia, características, disseminação. *In*: REUNIÃO REGIONAL DE AVALIAÇÃO DE PESQUISA COM ANNONI-2. **Anais**. Bagé: Embrapa-CPPSUL, 1993, p. 5-23.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do bioma Cerrado. *In*: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. (Org.). **Cerrado: ambiente e flora**. Planaltina: Embrapa-CPAC, 1998, p. 87-166.

RIBEIRO, M. *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141-1153, 2009.

RICARDO, F. **Terras indígenas e unidades de conservação: o desafio das sobreposições**. São Paulo: Editora Instituto Socioambiental, 2004.

RODAL, M.; BARBOSA, M.; THOMAS, W. Do the seasonal forests in north-eastern Brazil represent a single floristic unit? **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, p. 467-475, 2008.

RODRIGUES, M. Herpetofauna da caatinga. *In*: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. (Org.). **Ecologia e conservação da Caatinga**. Recife: Editora Universitária, p. 181-236, 2003.

ROLLA, A.; RICARDO, F. **Mineração em unidades de conservação na Amazônia brasileira**. São Paulo: Editora Instituto Socioambiental, 2006.

ROMA, J. C.; VIANA, J. P. Conservação desbalanceada entre os biomas. **Desafios do desenvolvimento**, n. 55, p. 50, 2009.

ROSA, R. *et al.* Diversidade, padrões de distribuição e conservação dos peixes da Caatinga. *In*: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. (Org.). **Ecologia e conservação da Caatinga**. Recife: Editora Universitária, p. 135-180, 2003.

ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. *et al.* Ambiente marinho. *In*: **Programa Revizee: relatório executivo**. Brasília: MMA, p. 21-76, 2006.

SABINO, J.; PRADO, P. I. Vertebrados. *In*: LEWINSOHN, T. (Org.). **Avaliação do estado do conhecimento da biodiversidade brasileira, biodiversidade**, MMA, v. 2, p. 55-143, 2006.

SAMPAIO, Y.; BATISTA, J. Desenvolvimento regional e pressões antrópicas no bioma Caatinga. *In*: SILVA, J. *et al.* (Org.). **Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação**. Brasília: MMA, p. 311-324, 2003.

SANO, E. E. **Mapeamento de cobertura vegetal do bioma Cerrado**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2007. Disponível em: <http://sistemas.mma.gov.br/sigepro/pub/display_bibliografias.php?vId_Gerenciamento=1421&Destaque=7>. Acesso em: 15 mar. 2010.

SANTOS, C. P. F. **Uso e cobertura da terra na floresta Amazônica**. São José dos Campos: Funcate, 2007. Disponível em: <http://sistemas.mma.gov.br/sigepro/arquivos/_6/Relatorio_PROBIO_V2.pdf>. Acesso em: 4 mar. 2010.

SCHERER, M.; SANCHES, M.; NEGREIROS, D. H. **Gestão das zonas costeiras e as políticas públicas no Brasil: um diagnóstico**. Red Iberoamericana de manejo costero e agência brasileira de gerenciamento costeiro, 2009. Disponível em: <<http://www.uca.es/gruposinv/HUM117/ibermar/Resultados%20y%20descargas/publicaciones/brasil>>. Acesso em: 8 mar. 2010.

SECRETARIADO DA CONVENÇÃO SOBRE DIVERSIDADE BIOLÓGICA. **Handbook of the Convention on Biological Diversity**. 2. ed. Montreal, Canadá: Secretariado da CDB, 2003.

SHERMAN, K. The Large Marine Ecosystem Concept: Research and Management Strategy for Living Marine Resources. **Ecological Applications**, v. 1, p. 349-360, 1991.

SHERMAN, K.; HEMPEL, G. **The UNEP Large Marine Ecosystems Report**. UNEP Regional Seas Report and Studies. Nairóbi: Programa de Meio Ambiente das Nações Unidas, 2009. Disponível em: <<http://www.iwlearn.net/publications/regional-seas-reports/unep-regional-seas-reports-and-studies-no-182>>. Acesso em: 8 mar. 2010.

SILVA, J. M. C. Birds of the Cerrado Region, South America. **Steenstrupia**, v. 21, p. 69-92, 1995.

SILVA, J. S. V. **Levantamento e mapeamento dos remanescentes da cobertura vegetal do bioma Pantanal, período de 2002 na escala de 1:250.000**. Campinas: Embrapa Informática Agropecuária, 2007, p. 45. Disponível em: <http://sistemas.mma.gov.br/sigepro/arquivos/_6/RelatorioTecnico_BiomaPantanal.pdf>. Acesso em: 29 mar. 2010.

SILVA, J. M. C.; BATES, J. M. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical savanna hotspot. **BioScience**, v. 52, p. 225-233, 2002.

SILVA, J. M. C.; CASTELETI, C. H. M. Estado da biodiversidade da Mata Atlântica brasileira. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (Org.). **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**, State of the Hotspots. Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica e Conservação Internacional, p. 43-59, 2005.

SILVA, J. M. C. *et al.* Aves da Caatinga: *status*, uso do habitat e sensibilidade. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. (Org.). **Ecologia e conservação da Caatinga**. Recife: Editora Universitária, p. 237-274, 2003.

SILVA, J. M. C.; RYLANDS, A.; DA FONSECA, G. A. B. O destino das áreas de endemismo da Amazônia. **Megadiversidade**, v. 1, n.1, p. 124-131, 2005.

SILVA, J. M. C.; SOUSA, M. C.; CASTELETI, C. H. M. Areas of endemism for passerine birds in the Atlantic forest, South America. **Global Ecology and Biogeography**, v. 13, p. 85-92, 2004.

SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature**, v. 404, p. 72-74, 2000.

SILVA, J. S. V. *et al.* Estado da arte do mapeamento da vegetação no Pantanal brasileiro. In: SEMINÁRIO DE ATUALIZAÇÃO EM SENSORIAMENTO REMOTO E SISTEMAS DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS APLICADOS À ENGENHARIA FLORESTAL, 7., Curitiba, 17-19 out. 2006. Curitiba: FUPEF, 2006, p. 65-70. 1 CD-ROM.

SOBRAL, M.; STEHMANN, A. A. M. V. An analysis of new angiosperm species discoveries in Brazil (1990-2006). **Taxon**, v. 58, n. 1, p. 227-232, 2009.

SPALDING, M. *et al.* Marine Ecoregions of the World: A Bioregionalization of Coastal and Shelf Areas. **BioScience**, v. 57, n. 7, p. 573-583, 2007.

STRUSSMANN, C. *et al.* Levantamento de anfíbios e répteis de localidades selecionadas na proção sul da planície alagável do Pantanal e Cerrado do entorno, Mato Grosso do Sul, Brasil. *In*: WILLINK, P. W. *et al.* (Org.). **Uma avaliação biológica dos ecossistemas aquáticos do Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil**, RAP Boletim de avaliação biológica. Washington: Conservation International, p. 219-223, 2000.

SUERTEGARAY, D. M. A.; GUASSELLI, L. A.; VERDUM, R. (Org.). **Atlas da arenização: sudoeste do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Secretaria da Coordenação e Planejamento do Governo do Estado do Rio Grande do Sul, 2001.

TERBORGH, J. *et al.* Ecological Meltdown in Predator-Free Forest Fragments. **Science**, v. 294, p. 1923-1926, 2001.

TUBELIS, D. P.; TOMAS, W. M. **Bird species of the Pantanal wetland, Brazil**. Ararajuba, v. 11, n. 1, p. 5-37, 2003.

YOUNG, C. E. F. Causas socioeconômicas do desmatamento da Mata Atlântica brasileira. *In*: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (Org.). **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**, State of the Hotspots. Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica e Conservação Internacional, p. 103-118, 2005.

ENERGIA E MEIO AMBIENTE NO BRASIL: OFERTA INTERNA E PADRÃO DE CONSUMO ENERGÉTICO

1 INTRODUÇÃO

A definição do tipo de energia utilizada em um dado país ou região é decorrente da necessidade de se atender à demanda doméstica e de aumentar o nível de inserção no mercado econômico internacional. As políticas públicas, ao apoiarem a produção de bens, o desenvolvimento regional, o atendimento das famílias, os cuidados ambientais; e ao estimularem a geração de energia da fonte A ou B, são vetores importantes no desenho do modelo energético. Nesse sentido o Brasil tem sido exemplo mundial no uso de energias renováveis ao manter, desde os anos 1970 até 2009, matriz energética que oscila entre 61% (1971) e 41% (2002) originada de fontes renováveis.

Além desse fato, que outros componentes da geração e consumo de energia são também relevantes para a área socioambiental e para o desenvolvimento do país?

Por ser uma atividade naturalmente impactante, o setor energético é responsável por quase 10% de todo o consumo final de energia no país (BRASIL, 2009c) e também responde por cerca de 16% das emissões nacionais de gases de efeito estufa (GEE), considerando-se toda geração, segundo dados do Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT) (BRASIL, 2004). Porém, o impacto maior, para o modelo atual da matriz, encontra-se no consumo de combustíveis fósseis, que são os maiores emissores de GEEs e de uma série de poluentes atmosféricos.

De acordo com o Ministério de Minas e Energia (MME) (BRASIL, 2009a, 2009d), o consumo médio por habitante, no Brasil, de 1,34 tonelada equivalente de petróleo (tep)/habitante por ano, é ainda baixo comparado aos países da Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE), de 4,69 tep/habitante, e também inferior à média mundial, que foi de 1,78 tep/habitante, em 2008. Porém, mesmo com a busca por maior eficiência energética, o atendimento a todos os setores da sociedade, em cenário de crescimento médio do produto interno bruto (PIB) implicará aumento de 105 milhões de tep no país, saindo de 251 milhões de tep (BRASIL, 2009a) para 35 milhões de tep em 2030 (BRASIL, 2007b).

Essa média de consumo por habitante tem maior relevância quando é confrontada com o tipo de energia utilizada e o tipo de desenvolvimento industrial que se configura em um dado país ou região. Por isso, outra forma de analisar a questão, abordada neste texto, é a eficiência energética por setor de produção e de consumo, enfoque que incorpora preocupações ambientais e mercadológicas no plano internacional. Também são abordadas, neste trabalho, a forma como os estudos de planejamento energético tratam a questão dos impactos ambientais na geração e no consumo de energia. Para isso, são referenciais os estudos e os planos do governo federal para a área energética como o Balanço Energético Nacional (BEN), o Plano Decenal de Expansão de Energia (PDE) 2008-2017 e o Plano Nacional de Energia (PNE) 2030.

Como se nota nas seções seguintes, o Brasil tem potencial para efetivar um modelo energético ainda menos intenso em emissões GEEs e de poluentes atmosféricos – NO-, CO, SO-, entre outros –, com ganhos econômicos. Nessa perspectiva, o texto se desenvolve tendo como premissa que a disponibilização e o consumo de energia, pautados por maior cuidado ambiental, poderão ocorrer a partir de ações coordenadas, compreendendo responsabilidades dos setores público e privado. Também é premissa que tal coordenação ocorrerá somente a partir do Estado, e não por conta do livre mercado.

O objetivo do texto é discutir os principais desafios de médio prazo relacionados ao tema meio ambiente e energia, no Brasil, especialmente nas relações com as políticas públicas do setor energético. No caso da oferta, atenta-se para a evolução e as perspectivas da Oferta Interna de Energia (OIE) e as suas interações com problemas ambientais. No que se refere ao consumo, aborda-se o desenvolvimento e o perfil dos principais setores consumidores, que são o industrial – e seus subsetores –, o residencial e o de transportes.

Duas perguntas guiam o trabalho: como o Estado tem induzido ou direcionado ações para romper a tradição de oferta e consumo ineficiente de energia nos principais setores demandantes? Que oportunidades de integração há na gestão da matriz energética com a gestão ambiental, no Brasil?

No mesmo contexto dessas perguntas, pode-se observar que o desafio de viabilizar empreendimentos com responsabilidade socioambiental depende de mecanismos de internalização de custos ambientais na produção. Necessariamente, isso implica olhar para a cadeia de produção e para os impactos dos insumos, inclusive da energia, nos preços finais dos produtos.

Para abordar essas questões, o texto está dividido em três partes: a primeira, nos tópicos 2 e 3, abordam-se formas de disponibilização e de consumo de energia no Brasil; a seguir, nos tópicos 4 e 5, são abordados aspectos operacionais da disponibilização e gestão da energia, a exemplo de investimentos, questões socioeconômicas e licenciamento; por fim, na terceira parte, são discutidos aspectos relativos a pesquisa e à eficiência energética.

2 OFERTA DE ENERGIA NO BRASIL

2.1 Perfil energético sob a ótica das questões ambientais

As projeções da Agência Internacional de Energia (International Energy Agency – IEA) apontam que a demanda global de energia passará de 12 bilhões de tep, em 2007, para 17,3 bilhões de tep em 2030, permanecendo-se o cenário atual de políticas de energia, sem metas de redução das fontes fósseis (IEA, 2009). Essa demanda seria atendida pelo aumento da oferta de fontes emissoras de GEE – petróleo, gás e carvão mineral –, cuja participação na matriz mundial de energia passaria dos atuais 77,8% para 80,6% da matriz mundial, em 2030 (IEA, 2009).

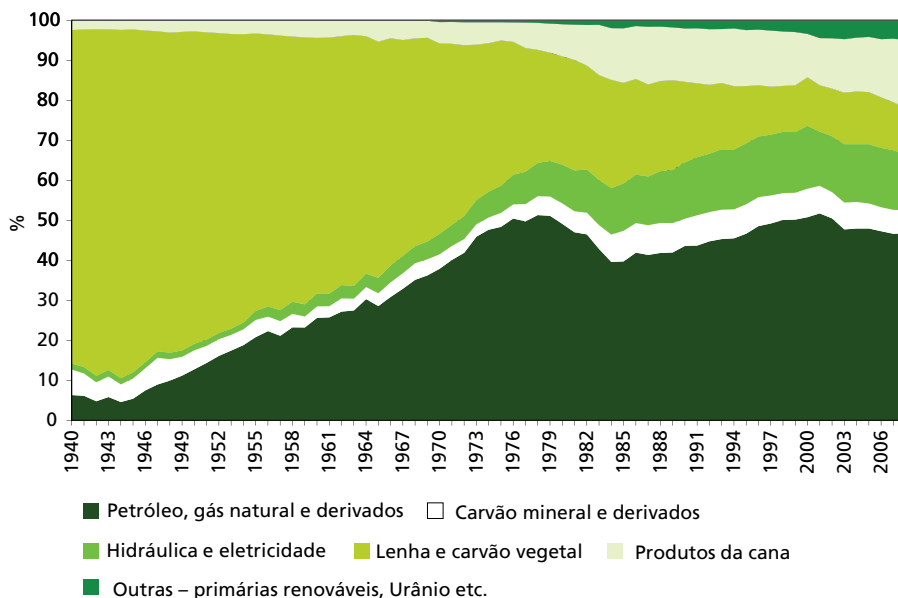
A previsão da agência para energias renováveis para 2030 é de 14,2% da produção total, sem acordos de redução obrigatória das fontes de origem fóssil. Em uma perspectiva de controle das emissões de GEEs, toma-se como referencial a estabilização da concentração de CO₂ atmosférico em 450 ppm, a base energética renovável passaria para 33% da oferta mundial de energia, em 2030 (IEA, 2009).

O Brasil, ao buscar o padrão de desenvolvimento econômico dos países industrializados, desenvolve também um padrão de produção e de consumo de energia no qual há uma relação direta entre o crescimento econômico – medido pelo PIB – e a expansão do consumo de energia.¹ As projeções de consumo e oferta de energia para 2030, elaboradas pela Empresa de Pesquisa Energética (EPE) do MME (BRASIL, 2007b), apontam continuidade do perfil da matriz energética brasileira, com maior grau de dependência de combustíveis fósseis. A matriz passou de altamente dependente de lenha e carvão vegetal para altamente dependente do petróleo, a partir da década de 1940, quando se alavancou a industrialização do país.

A figura 1 ilustra a evolução da OIE no Brasil. Nota-se que, entre os componentes, o carvão mineral e os seus derivados mantêm um padrão de oferta pequeno, em torno de 5% a 8%, sendo residual a categoria agrupada em “outras fontes” – urânio, biodiesel, eólica, solar, resíduos. A oscilação maior na oferta ocorreu na participação de hidrelétricas e produtos da cana-de-açúcar – etanol e bagaço – que juntamente com o carvão vegetal e a lenha formam a categoria renováveis e somaram 45,9% da OIE, em 2008 (BRASIL, 2009c).

1. As unidades de energia aqui utilizadas são: tonelada equivalente de petróleo (tep) e o kwh ou Mwh, cuja equivalência é: 1 tep = 11,63 x 10³ kWh = 11,63 MWh.

GRÁFICO 1
Oferta interna de energia – Brasil, 1940-2008



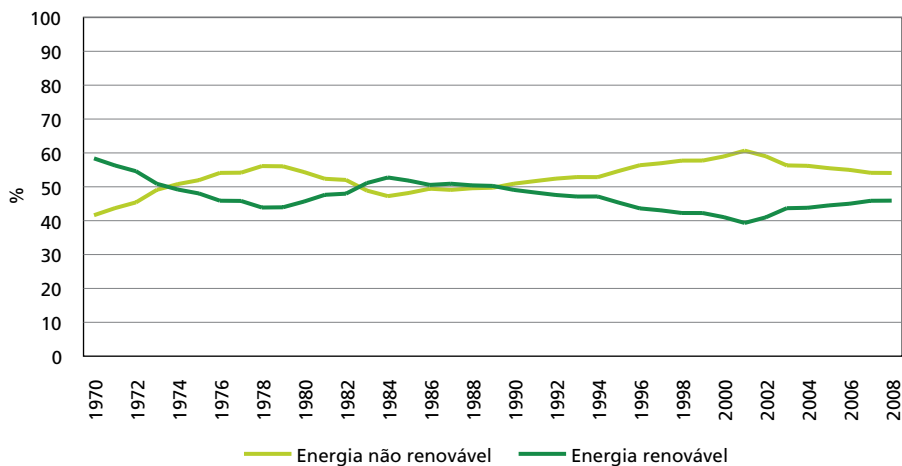
Fonte: Brasil (2009c).

Esse perfil da OIE destaca o Brasil no cenário mundial com a matriz energética de menor grau de emissão GEE entre os países industrializados. Conforme mostra o gráfico 1, no período entre 1940 e 1972 houve, de um lado, a vantagem da redução do consumo de lenha e de carvão vegetal (cuja fonte principal foi o desmatamento) e, de outro lado, a desvantagem do aumento do diesel e do óleo combustível. Esse perfil se altera após 1970, quando a participação do etanol, a continuidade da redução da lenha e do carvão vegetal e o aumento da hidreletricidade foram os fatores determinantes.

O gráfico 2 apresenta a oscilação entre os percentuais de energia renovável – somada com a nuclear – e de fontes fósseis, desde 1970. Os pontos de alta das fontes de energia fósseis correspondem a preços baixos do petróleo no mercado internacional, bem como aos momentos de baixa da produção de energias renováveis – essencialmente o álcool. Destaca-se também a mudança advinda com os carros *flex*, a partir de 2003, que possibilitou o aumento da geração de energia elétrica com o bagaço da cana-de-açúcar. O biodiesel tem, ainda, participação bastante residual, não atingindo 1% da OIE.

GRÁFICO 2

Energia renovável e não renovável – variação percentual no total da OIE – 1970-2008



Fonte: Brasil (2009c).

Há de se observar, porém, o que levou à estimativa da EPE a apontar aumento das fontes energéticas fósseis na OIE até 2030 (BRASIL, 2007b), embora a parcela de energias renováveis no Brasil (45,9%, em 2008) seja bastante superior à média global, de 12,9% (BRASIL 2009c). Os dados da tabela 1 mostram que continuará forte a dependência do petróleo na matriz, até 2030. Cabe observar a alteração do perfil das projeções da OIE, comparando-se o padrão atual com 2030. Nesta data, no cenário de crescimento intermediário (B2, ou Pedalinho), por exemplo, a projeção do PIB 2030 é de R\$ 4,3 bilhões, com intensidade energética estável. O box 1 apresenta os referenciais utilizados na elaboração das estimativas.

TABELA 1

Participação de fontes na oferta interna de energia em diferentes cenários (Em %)

Agrupamento energético ¹	PNE 2004	BEN 2008	Projeções para 2030 (% da oferta total)			
			Na crista da onda	Surfando a marola	Pedalinho	Náufrago
Gás natural	5,3	9,3	8,5	8,0	7,9	7,9
Carvão mineral e derivados ²	7,1	6,0	8,1	7,0	7,8	8,4
Lenha e carvão vegetal	13,7	12,0	5,7	6,2	7,3	7,9
Etanol	4,0	3,7	6,8	6,6	7,3	4,9
Derivados de petróleo ³	34,4	37,4	32,2	33,8	31,9	32,3

(Continua)

(Continuação)

Agrupamento energético ¹	PNE 2004	BEN 2008	Projeções para 2030 (% da oferta total)			
			Na crista da onda	Surfando a marola	Pedalinho	Náufrago
Hidráulica e eletricidade	18,4	14,9	22,5	22,0	22,7	23,5
Combustíveis residuais ⁴	17,1	13,7	16,2	16,4	15,1	15,1
Total	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Fontes: Brasil (2007a, 2009c).

Elaboração própria.

Notas: ¹ Não se considera o consumo do setor energético.² Inclui: carvão vapor, carvão metalúrgico, gás de coqueria e coque de carvão mineral.³ Inclui: óleo diesel, gasolina, GLP e querosene.⁴ Inclui: resíduos agroflorestais (produção de celulose), óleo combustível e demais combustíveis residuais, utilização do bagaço de cana-de-açúcar.

BOX 1

Cenários das projeções de energia para o Brasil

No PNE 2030 as projeções feitas pelo MME/EPE partem dos seguintes cenários: *i*) demográfico – total de residentes de 238.554.700 em 2030 – e de domicílios – 88% da população em centros urbanos e total de 81.837.400 residências; *ii*) econômicos nacionais – inclui cenários econômicos e de oferta de energias no âmbito internacional, questões ambientais e regulação de mercados; *iii*) mercado de energia elétrica; *iv*) consumo final de energia; e *v*) demanda de energia primária. Também compõem os estudos incertezas ambientais, socioeconômicas, políticas e institucionais.

Os cenários considerados em nível mundial foram resumidos em três condições: *i*) amplamente positivo sob todas as incertezas e parâmetros/indicadores – PIB global de 3,8% a.a., Brasil 5,1%; *ii*) realista ou de grau médio de indicadores – PIB global de 3% a.a., Brasil 4,1% ou 3,2%; e *iii*) e o cenário que se pode afirmar de conservador – ou pessimista –, com PIB global e Brasil de 2,2% a.a. A cenarização é de 2007 (BRASIL, 2007b).

Assim, os cenários desenhados pela EPE podem ser resumidos em: “Na Crista da Onda” descreve perspectiva global e local excelentes, com demanda de 294 terawatts hora (TWh) de demanda energética; “Surfando a Marola”, representa boas condições e necessidade de 255 TWh de energia; “Pedalinho” é um cenário apenas regular, com demanda de 225TWh; e “Náufrago” é condição de estagnação econômica, com demanda de 189 TWh. A base dos cálculos é a demanda adotada como 100 TWh, em 2005, não incluindo o consumo do setor energético.

Cabe observar que um cenário de projeções como o B2 (pedalinho), no qual a *intensidade elétrica* aumentaria muito, ou seja, de 193,6 kWh/mil reais, no PIB de 2005, para 230,3 kWh/mil reais em relação ao PIB de 2030 (BRASIL, 2007b, p. 214), é mais provável do que os cenários mais otimistas em termos da qualidade ambiental da matriz energética total. Para 2030 foi estimado *consumo final de energia* em torno de 1,49 mil tep/hab, contra 0,89 mil tep/hab em 2005 (BRASIL, 2007b, p. 206). Nessa situação, e sempre para o cenário B2, a demanda energética total – e também a OIE – seria de 356.285 mil tep, ante 161.779 mil tep em 2005. A OIE, em 2008, foi de 252.596 mil tep (BRASIL, 2009a).

As novas hidrelétricas e outras fontes renováveis, como a eólica e a geração termelétrica com o bagaço da cana, são os elementos que indicam a possibilidade de se manter o patamar atual de fontes renováveis na área de geração elétrica, no conjunto da OIE (gráficos 1 e 2). O detalhamento da matriz elétrica é feita na seção seguinte deste capítulo.

Ao analisarem as projeções, especialistas consideram os cenários da EPE/MME otimistas demais, conforme observam Goldemberg e Lucon (2007), no que se refere à relação energia/meio ambiente. A crítica dos autores se baseia no crescimento do PIB, que tem sido menor do que as previsões, ao passo que a matriz tem se tornado mais poluente do que o previsto pela EPE. Os autores destacam a incoerência no aumento do número e da capacidade de geração por meio de usinas térmicas. De fato, entre 2004 e 2009, houve aumento da capacidade de emissão de CO₂ em função das novas usinas termelétricas movidas a óleo combustível que foram licitadas. Porém, a oferta de energia, nessa modalidade, ainda está abaixo do previsto para o período 2004-2010 pelas previsões do PNE 2030, devendo-se, então, efetivar a previsão do aumento das hidrelétricas.

A descoberta do petróleo na camada pré-sal não altera as condições de projeção em termos do consumo final dos combustíveis, em um cenário de continuidade das políticas de incentivo às energias renováveis. Isso porque as estimativas, mesmo antes do pré-sal, são de aumento do uso das energias de origem fóssil. Esse cenário permite supor que, em condições socioeconômicas estáveis, o petróleo do pré-sal, ou de outros campos, não substituiria as fontes renováveis, no Brasil, exceto por deliberação em contrário que possam desincentivar as renováveis, o que parece pouco provável, pois setores como do etanol e do biodiesel se fortalecem a cada ano.

Por outro lado, os efeitos ambientais, na etapa de produção, serão potencialmente ampliados no ambiente marinho e nas áreas de refino e sistemas de transportes, dada uma nova escala de produção. Estudos sobre esses aspectos, mais as tecnologias de produção, formas de redução da GEE na geração, entre outros, estão ainda em fase de pesquisa e desenvolvimento (P&D). Um problema ambiental já levantado é que os novos campos têm maior poder de emissão de GEE do que os poços em operação, não sendo ainda economicamente viável um padrão de produção que não aumente sensivelmente as emissões atmosféricas. Essa questão deve ser avaliada no contexto do setor de *commodities* minerais destinada ao mercado externo, de forma que os custos totais da internalização dos danos ambientais não sejam repassados para a sociedade e sim para a atividade geradora dos danos. Sem essa condicionante, o país estará apenas subsidiando a sustentabilidade da sua produção energética e de *commodities* para beneficiários externos ao país.

Essa mesma diretiva deveria ser aplicada, também, no caso dos biocombustíveis, sendo importante observar que as vantagens deles seriam ainda maiores frente aos combustíveis de origem fóssil, se pautados pela sustentabilidade socioambiental de modo inquestionável. É nesse sentido que o presente texto destaca os biocombustíveis como um importante elemento da oferta de energia no Brasil, no contexto da transição da matriz.

BOX 2

Emissão de gases de efeito estufa e o setor energético

No Brasil, o conjunto geração e disponibilização de energia ocupa a segunda posição da emissão de GEE, com 23%, o que se deve, essencialmente, ao setor de transportes, maior demandante de energia. Fica atrás apenas das mudanças de usos do solo (que inclui emissões nas barragens) somada com a agropecuária que, devido às queimadas, somam 75% das emissões, segundo dados do inventário de emissões, elaborado pelo Ministério de Ciência e Tecnologia (BRASIL, 2004).

O MCT considerou apenas os gases e as famílias de gases de efeito estufa regulados pelo Protocolo de Quioto: dióxido de carbono (CO_2), gás metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O), hexafluoreto de enxofre (SF_6), hidrofluorcarbonos (HFCs) e perfluorcarbonos (PFCs). Portanto, no montante emitido de 1.481.259 Gg de CO_2 eq, não foram incluídos os gases de efeito estufa indireto, como sulfetos, óxidos de nitrogênio e monóxido de carbono, (BRASIL, 2004). O segundo inventário encontra-se em finalização, devendo observar a Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (CQNUMC).

2.2 Matriz de geração elétrica no Brasil

De uma forma geral matriz elétrica pode ser definida como sendo um conjunto de fontes distintas que ofertam internamente energia, ou mais precisamente ser definida como sendo a oferta interna discriminada quanto às fontes e setores de consumo. Ela pode ser entendida como um instrumento técnico que permite a um país acompanhar os resultados das políticas e estratégias setoriais implantadas, e traduz de forma bastante fiel as respostas do mercado e da sociedade às opções encontradas.

Com base neste instrumento, pode-se reajustar o processo de planejamento do setor por meio, por exemplo, dos parâmetros de oferta e demanda, de forma que a matriz energética expresse os interesses da coletividade e reflita as políticas e estratégias setoriais em andamento.

Também, como instrumento técnico, o acompanhamento da evolução das fontes de energia presentes na matriz elétrica pode certamente subsidiar a tomada de decisões no setor. Nesse aspecto, os países que evoluem com sua matriz para recursos energéticos de custo e de impacto ambiental baixos obtêm seguramente importantes

vantagens comparativas. Paradoxalmente, com o desenvolvimento econômico e social há uma expressiva demanda de energia e com isso a necessidade de um alto grau de segurança e de sustentabilidade energéticas, muitas vezes gerando desagradáveis impactos ambientais (TOLMASQUIM; GUERREIRO; GORINI, 2007).

No caso da matriz elétrica brasileira no que diz respeito à participação das diversas fontes na geração de energia, as usinas hidrelétricas são de longe as majoritárias entre os empreendimentos em operação. Atualmente, a capacidade instalada de geração elétrica em território brasileiro é de 109.245,6 megawatt (MW) de potência, sendo a fonte hídrica a maior contribuidora, seguida dos empreendimentos à base térmica. Não menos importante, um total de 8.170 MW de potência é injetado no sistema elétrico brasileiro, oriunda da importação de países, como o Paraguai (5.650,0 MW), a Argentina (2.250,0 MW), a Venezuela (200 MW) e o Uruguai (70 MW) (ANEEL, 2010).

A tabela 2 mostra a participação das principais fontes de geração utilizadas no cenário energético do setor elétrico brasileiro, destacando os empreendimentos que estão operando, assim como aqueles que estão em construção ou foram concedidos – licitação – ou autorizados pela Agência Nacional de Energia Elétrica (Aneel). Observar que a potência apresentada em MW mostra o perfil da capacidade instalada do parque gerador nacional e não a energia produzida ou consumida por hora.

TABELA 2

Participação dos diferentes recursos energéticos na geração de energia elétrica
(Potência em MW)

Tipos – usinas	Em operação		Em construção ¹		Total parcial
	Número de usinas	Potência (%)	Número de usinas	Potência (%)	Potência (%)
Hidrelétricas ²	852	79.182,3 (72,5)	311	15.336,7 (40,8)	94.519,0 (64,4)
Térmicas	1.341	27.262,0 (25,0)	216	18.820,5 (50,0)	46.082,5 (31,4)
Combustíveis fósseis	948	19.302,0 (17,7)	122	14.599,7 (38,8)	33.901,7 (23,1)
Biomassa	368	6.989,6 (6,4)	81	3.654,4 (9,7)	10.644,0 (7,2)
Outros ³	25	970,4 (0,9)	13	566,4 (1,5)	1.536,8 (1,0)
Termonucleares	02	2.007,0 (1,8)	01	1.350,0 (3,6)	3.357,0 (2,3)
Eólicas	45	794,3 (0,7)	41	2.096,3 (5,6)	2.890,6 (2,0)
Total	2.240	109.245,6 (100)	569	37.603,5 (100,0)	146.849,1 (100)

Fonte: Aneel, atualizado até 16 de junho de 2010.

Elaboração própria.

Notas: ¹ Incluídos os empreendimentos licitados e autorizados que ainda não iniciaram a construção.

² Incluindo as pequenas centrais hidroelétricas (PCHs) e as mini-micros hidrelétricas (até 1 MW). Também estão contabilizadas as grandes usinas hidrelétricas de Energia (UHEs) como: Estreito (TO) e (MA) (1.087 MW), Santo Antônio (RO) (3.150 MW), Jirau (RO) (3.300 MW) e Santa Isabel (TO) e (PA) (1.087 MW), não sendo incluída a UHE de Belo Monte (PA).

³ Gás de processo, efluente gasoso, gás siderúrgico, óleo ultraviscoso, gás de refinaria e enxofre.

De acordo com a tabela 2, na primeira grande coluna é mostrado o conjunto de usinas *Em operação*, ou seja, aquelas que já estão gerando energia, seja para o serviço público, autoprodução – uso exclusivo –, seja para a produção independente. Já na segunda coluna denominada *Em construção* está disposto o contingente de usinas que estão sendo construídas, bem como aquelas que foram recentemente licitadas ou autorizadas pelo órgão regulador, mas que ainda não iniciaram sua construção.

No caso das usinas hidrelétricas atualmente existem 852 usinas em operação, perfazendo um total de 79.182,3 MW de capacidade instalada, o que representa 72,5% do parque gerador de energia elétrica em território brasileiro. Por sua vez, na coluna *Em construção* existem 311 usinas hidrelétricas que agregarão à matriz elétrica cerca de 15.000 MW, resultando em 94.519 MW de capacidade instalada, ou seja, a participação futura da fonte hídrica diminuirá para 64,4%.

Já a fonte térmica possui um total de 1.341 usinas em operação com cerca de 27.000 MW, representando um quarto da matriz elétrica brasileira. Por seu turno, o acréscimo por conta das usinas em construção na quantidade de 216 resultará em 46.082,5 MW de capacidade instalada. Com isso, futuramente a participação das usinas térmicas na matriz saltará de 25% para 31,4%. Conforme distribuição das fontes térmicas presentes na tabela este crescimento ocorre principalmente em razão do aumento de usinas térmicas à base de combustíveis fósseis e biomassa, ou seja, as usinas térmicas à base de biomassa saltarão de 6,4 para 7,2%, enquanto as derivadas de combustíveis fósseis passarão de 17,7 para 23,1%. Observa-se que a magnitude do crescimento relativo junto ao parque gerador futuro para combustíveis fósseis foi de 5,4% enquanto que para fontes à base de biomassa de 0,8%, ou seja, uma diferença de mais de cinco vezes. Portanto, a perda de espaço da fonte hídrica na matriz elétrica é por conta das usinas térmicas, porém se verifica que uma quantidade significativa usa como combustível fontes renováveis, como bagaço de cana, madeira, carvão vegetal etc.

Por outro lado, do ponto de vista da sustentabilidade ambiental, virtualmente a participação de fontes eólicas nos últimos anos tem ganhado espaço junto à matriz elétrica, saindo de 45 usinas em operação, com aproximadamente 794,3 MW de potência para mais de 2.000 MW de capacidade com o acréscimo de mais 41 usinas. Ou seja, há um salto de 0,7% de usinas eólicas para 2,1% a sua participação no parque gerador. Ressalta-se que esse crescente aumento demonstra que o custo não está sendo proibitivo na implantação destes empreendimentos (CAVALIERO; DA SILVA, 2005). Também, em certa medida, é resultado dos incentivos regulatórios proporcionados a este tipo de fonte, e impulsionado por conta dos últimos leilões de energia promovidos pelo MME, objetivando o planejamento energético federal.

Na contramão do bom desenvolvimento da fonte eólica a participação da fonte solar na matriz elétrica brasileira é bastante desprezível, não chegando a 0,1%. Certamente o custo é o principal impeditivo para o alastramento deste tipo de tecnologia. Devido ao incipiente estágio de desenvolvimento e sua produção em escala não industrial, ele não é atrativo de um ponto de vista estritamente econômico (CAVALIERO; DA SILVA, 2005).

Entretanto, se a forma tradicional de avaliação de energia considerar os custos ambientais das fontes convencionais e a vantagem das fontes alternativas renováveis ao meio ambiente, certamente esse quadro seria modificado. Porém deve-se pontuar o fato de que as ações em termos de políticas públicas nesse sentido também são diminutas, não alterando o cenário.

A geração de energia elétrica proveniente de fonte nuclear, no caso as usinas term nucleares, apresentam duas unidades em operação totalizando atualmente cerca de 2.000 MW de potência instalada, ou seja, 1,8% da matriz elétrica nacional. Para os próximos anos haverá o ingresso de mais uma unidade com 1.350 MW de potência, totalizando 3.357 MW de potência e resultará em uma participação no parque gerador na ordem de 2,3%.

Entre os vários motivos para a baixa participação desta fonte uma de bastante relevância é o fato de competir à União a exploração dos serviços e instalações nucleares de qualquer natureza e o exercício do monopólio estatal sobre a pesquisa, a lavra, o enriquecimento e o reprocessamento, a industrialização e o comércio de minérios nucleares e seus derivados. Por ser constitucionalmente de competência exclusiva do governo federal o acesso por particulares a implantação desta fonte é proibida e, portanto o desenvolvimento dela fica a cargo da vontade estatal.

Do ponto de vista ambiental, as atividades nucleares no país são submetidas a um amplo e detalhado processo de licenciamento junto ao Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama), e do ponto de vista nuclear, junto à Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN). Essas duas instituições avaliam os eventuais impactos que aquelas atividades exercem sobre o trabalhador, a população e o meio ambiente, permitindo as mesmas emitirem ou não as licenças e autorizações necessárias ao seu funcionamento. Para isso, estabelecem condicionantes e exigências a serem cumpridas pelo responsável de modo a minimizar os impactos negativos dela decorrentes (EPE, 2006).

No intuito de verificar de forma pormenorizada a contribuição na tabela 1 dos diferentes tipos de combustíveis presentes para cada uma das fontes térmicas apresenta-se a tabela 3.

TABELA 3

Contribuições dos diferentes tipos de combustíveis em empreendimentos à base térmica
(Potência em MW)

Tipo – combustíveis	Em operação		Em construção ¹		Total parcial
	Número de usinas	Potência (%)	Número de usinas	Potência (%)	Potência (%)
Fósseis					
Óleo Ultraviscoso	1	131,0 (0,5)	–	–	131,0 (0,3)
Gás natural	94	11.055,6 (40,6)	29	2.501,7 (13,3)	13.557,3 (29,4)
Óleo diesel	808	3.903,4 (14,3)	52	394,4 (2,1)	4.297,8 (9,3)
Gás de refinaria	8	305,0 (1,1)	–	–	305,0 (0,7)
Óleo Combustível	28	2.313,0 (8,5)	30	5.948,6 (31,6)	8.261,6 (17,9)
Carvão mineral	9	1.594,0 (5,8)	11	5.755,0 (30,6)	7.349,0 (15,9)
Total (fósseis) 948		19.302,0 (70,8)	122	14.599,7 (77,6)	33.901,7 (73,6)
Biomassa					
Licor negro	14	1.240,7 (4,6)	1	0,4 (0,0)	1.241,1 (2,7)
Resíduos de madeira	35	302,6 (1,1)	11	108,6 (0,6)	411,2 (0,9)
Biogás	9	44,6 (0,2)	5	30,2 (0,2)	74,8 (0,2)
Cana-de-açúcar	300	5.344,9 (19,6)	56	3.371,5 (17,9)	8.716,4 (18,9)
Carvão vegetal	3	25,2 (0,1)	1	2,0 (0,0)	27,2 (0,1)
Casca de arroz	7	31,4 (0,1)	3	17,8 (0,1)	49,2 (0,1)
Capim elefante			4	123,9 (0,7)	123,9 (0,3)
Total (biomassa) 368		6.989,4 (25,6)	81	3.654,4 (19,4)	10.643,8 (23,1)
Outros					
Gás de alto forno	12	285,8 (1,0)	10	57,9 (0,3)	343,7 (0,7)
Gás de processo	5	138,4(0,5)	3	508,5 (2,7)	646,9 (1,4)
Efluente gasoso	2	211,3 (0,8)	–	–	211,3 (0,5)
Gás siderúrgico	1	278,2 (1,0)	–	–	278,2 (0,6)
Enxofre	5	56,6 (0,2)	–	–	56,6 (0,1)
Total (outros) 25		970,3 (3,6)	13	566,4 (3,0)	1.536,8 (3,3)
Total final	1.341	27.261,7 (100)	216	18.820,5 (100)	46.082,2 (100)

Fonte: BIG/Aneel, atualizado até 16 de junho de 2010.

Elaboração própria.

Nota: ¹ Incluídos os empreendimentos licitados e autorizados que ainda não iniciaram a construção.

Conforme a tabela 3, os empreendimentos à base de biomassa majoritariamente utilizam-se de bagaço de cana-de-açúcar. Observa-se que estas usinas representam 19,6% dos empreendimentos em operação, seguido pela fonte à base de licor negro com 4,6%. No entanto, percebe-se um pequeno aumento para usinas que utilizam resíduos de madeira, provavelmente por conta do crescente interesse das empresas madeireiras que cada vez mais vem utilizando seus resíduos

para a geração de energia (NASCIMENTO; DUTRA, NUMAZAWA, 2006). Por outro lado, a baixa participação da fonte biogás demonstra que o setor ainda necessita de políticas públicas incentivadoras ao uso deste recurso energético.

A presença do recurso energético capim elefante já se apresenta como uma realidade na futura matriz elétrica, ultrapassando em termos de capacidade instalada individual recursos como biogás, carvão vegetal e casca de arroz. Por ser semelhante à cana-de-açúcar e por possuir várias vantagens, como maior produtividade de massa seca/ha/ano, menor extensão de áreas para uma dada produção, menor ciclo produtivo – duas a quatro colheitas por ano –, possibilidade de mecanização e acima de tudo ser um energético renovável, recentemente tem despertado o interesse no campo da energia. Conforme pesquisas, enquanto o eucalipto, muito utilizado para produzir carvão vegetal, fornece em média 7,5 toneladas (t) de biomassa seca/ha/ano, e até 20t nas melhores condições, o capim alcança de 30 a 40t (EMBRAPA, 2006).

No caso dos combustíveis fósseis, conforme a tabela 3, em termos de empreendimentos em operação, o gás natural é o majoritário com 40,6% da participação na matriz elétrica, seguido pelo óleo diesel com 14,3%. O terceiro posto fica com o óleo combustível com 8,5% de participação. A participação do carvão mineral é registrada em quarto lugar com 5,8%.

Por outro lado, advertidamente, por conta da inserção futura de novas usinas, o parque gerador utilizador de combustíveis fósseis mostra-se com outro perfil, ou seja, o gás natural ainda continua tendo a maior participação na matriz elétrica, mas diminui sua participação de 40,6 para 29,4%. Em contrapartida, o óleo diesel que antes ocupava a segunda posição cai para a quarta posição com 9,3% de contribuição, cedendo posições às seguintes fontes fósseis: óleo combustível, que passa de 8,5 para 17,9% de participação, e carvão mineral que passa de 5,8 para 15,9%. Em razão principalmente destes dois recursos energéticos a fonte térmica no parque gerador nacional alcançará 73,6% de contribuição. Assim, conforme a tabela 2 a participação da fonte biomassa na matriz elétrica perderá seu espaço passando de 25,6 para 23,1% devido ao crescimento dos empreendimentos à base de combustíveis fósseis. Importa observar que devido aos últimos leilões de energia realizados, muito desse contingente de energia será utilizado principalmente como energia de reserva, o que significa que nem todos eles produzirão energia continuamente.

Parte da resposta pelo interesse na utilização de fontes de origem fóssil, principalmente como a do carvão mineral para a geração de energia é destacada pelos adeptos por possuírem relativa abundância de reservas e distribuição geográfica e seu baixo custo no mercado quando comparado a outros tipos de combustíveis. Na outra ponta, os problemas decorrentes do uso são muitos e

deveriam ser considerados no planejamento energético, como por exemplo, os impactos socioambientais decorrentes da extração do mineral que afeta principalmente os recursos hídricos, o solo, o relevo das áreas circunvizinhas, bem como a população estabelecida sobre uma determinada jazida (EPE, 2006).

Sabe-se que na fase inicial, a abertura dos poços de acessos ao trabalho nas lavras de carvão mineral, feita no próprio corpo do minério e o uso de máquinas e equipamentos, provoca a emissão de óxidos de enxofre, óxido de nitrogênio, monóxido de carbono, entre outros poluentes da atmosfera. No processo de drenagem das minas, as águas sulfurosas são lançadas no ambiente externo, provocando a redução do PH no local da drenagem. A atividade gera ainda diversos rejeitos sólidos, altamente poluentes, que muitas vezes são lançados de forma direta nos cursos de água. A posterior separação do carvão coqueificável de outras frações de menor qualidade é outro exemplo de dano ao meio ambiente, pois tais rejeitos cobrem muitos hectares de solo cultivável. No aspecto da mão de obra responsável pela lavra é de reconhecimento comum as diversas doenças respiratórias causadas aos trabalhadores das minas (EPE, 2006).

Com base em tudo isso, as fontes alternativas de energia renováveis constituem uma importante opção complementar ao atendimento do crescimento das necessidades, tendo vantagens ambientais como a redução potencial dos gases responsáveis pelo efeito estufa na atmosfera, especialmente o gás carbônico. Ou seja, embora controverso, os combustíveis fósseis exercem uma grande influência humana no clima. A relação entre as mudanças climáticas e a energia é uma parte do grande desafio para o desenvolvimento sustentável (QUADRELLI; PETERSON, 2007). Este fato, em associação com o crescimento intensivo do mercado de eletricidade e a dificuldade em encontrar suas necessidades satisfatoriamente, tem motivado a geração de energia descentralizada, o que favorece fontes, como a solar, a eólica e a biomassa (CAVALIERO; DA SILVA, 2005).

Outro aspecto pouco discutido na utilização das fontes térmicas é a questão da eficiência energética dos equipamentos usados nas usinas. Avanços precisam ser feitos de modo a melhorar a eficiência da conversão dos combustíveis, a redução dos impactos ambientais, principalmente no que tange a emissão de gases poluentes. Alguns exemplos nesse sentido seriam: *i*) a melhora na eficiência das máquinas – geradores, turbinas etc.; *ii*) o uso de tecnologias modernas – combustão com leito fluidizado circulante-pressurizados, ciclo combinado de gaseificação integrada etc.; *iii*) a instalação de filtros eficientes ou precipitadores eletrostáticos; e *iv*) o reaproveitamento dos resíduos produzidos – cinzas, etc.

É discutido também o fato de que o esgotamento dos potenciais mais atraentes nas regiões Sul, Sudeste e Nordeste do país em que se localizam os grandes centros de carga, sinalizam para a exploração dos potenciais existentes

na região amazônica, em que se estima um potencial remanescente de cerca de 108 GW, ou seja, 41% do potencial existente no país, transformando o Norte do país na resposta para a fronteira energética. Porém, devido esta região ser caracterizada pela existência de diversas áreas protegidas pela legislação, tais como unidades de conservação (UC) – 16% da área – e terras indígenas – 25% da área –, esta apresenta diferentes níveis de restrição a implantação de empreendimento hidrelétrico e a passagem dos sistemas de transmissão associados (EPE, 2006). Do ponto de vista ecossistêmico é discutido o fato da diminuição da produtividade na pesca e na agricultura, e a alteração dos fatores geomórficos presentes no ambiente fluvial – depósito de sedimentos, propriedades da água etc. (QUADRELLI; PETERSON, 2007). Desse modo, nos estudos de longo prazo, esses condicionantes devem ser levados em conta, na comparação entre as diversas fontes para geração e na definição dos corredores de transmissão.

Com relação à transmissão, observa-se que o crescimento da demanda de energia elétrica e a localização das fontes de geração relativamente afastada do centro de consumo acarretam a necessidade da elevação dos níveis de tensão de transmissão, bem como o aumento da quantidade de linhas de transmissão e de subestação para possibilitar a necessária capacidade de transporte.

Ou seja, devido à grande concentração de população, atividades industriais e serviços, as regiões metropolitanas demandam fornecimento de energia em grande quantidade e os impactos da chegada de linhas de transmissão em áreas urbanas vão desde o deslocamento de pessoas até as questões relacionadas ao impacto visual, alteração e restrição do uso do solo, riscos de descargas elétricas, níveis de campos eletromagnéticos, entre outros. A concentração das linhas de transmissão em determinadas áreas do país pode gerar pressões sobre os biomas que essas linhas atravessam. Por outro lado, sendo um ponto positivo, as usinas hidrelétricas localizam-se nas diversas bacias hidrográficas do território nacional e sua interligação por meio de uma extensa rede de transmissão no Sistema Interligado Nacional (SIN) possibilita a otimização da produção de energia em virtude da diversidade hidrológica existente entre essas bacias.

Contudo, há que se considerar que essa operação integrada no SIN, por conta das complementaridades sazonais entre as regiões, no conjunto das hidrelétricas depende do fluxo da água e de sua variabilidade em diferentes épocas do ano. Portanto, a disponibilidade e a confiabilidade no uso dessa fonte energética são funções das condições climáticas, as quais podem variar dependendo das condições climáticas globais. Assim, o planejamento energético em longo prazo no Brasil deve examinar os possíveis impactos das mudanças globais junto as fontes de energia renovável (LUCENA, 2009).

2.3 Fontes alternativas na transição da matriz energética: os biocombustíveis etanol e biodiesel

Nos próximos 20 anos, o destaque brasileiro na oferta de energias renováveis continuará sendo os biocombustíveis etanol e biodiesel, se conforme observa nas projeções. Já para 2017 as estimativas indicam produção de cerca de 60 bilhões de litros de etanol (BRASIL, 2009d), com aumento proporcional na geração de energia elétrica com o bagaço da cana-de-açúcar. Quanto ao biodiesel, ao se considerar a capacidade industrial, há possibilidades de se alcançar até 11 bilhões de litros, também para 2017, a depender de matéria-prima e da regulação do mercado.

A agroenergia tem a vantagem de ser a fonte de energia com maior potencial de expansão no curto prazo. Se forem resolvidas as questões socioambientais que a envolvem, a atividade será a vitrine da matriz brasileira, se tratando de geração energética renovável, com geração de renda, inserção social e com baixa emissão de GEE.

Com a proibição do cultivo da cana-de-açúcar nos biomas Pantanal e Amazônia no Zoneamento Ecológico Econômico (ZEE) da cana (BRASIL, 2009e), a ser ainda aprovado no Congresso Nacional, a preocupação central quanto aos impactos na produção volta-se, principalmente, para os biomas mais afetados por monoculturas no país, que são o Cerrado, a Mata Atlântica e o Pampa, nos quais se situa a quase totalidade da produção do biodiesel e do etanol. A estimativa de maior demanda por terra para os biocombustíveis aponta 15 milhões de hectares (ha), para 2022, somando-se a cana-de-açúcar para o etanol e a soja para o biodiesel, além de outros cultivos em desenvolvimento.

A entrada de novas matérias-primas substituiria a soja, em menor intensidade de terra – casos do dendê, na região Norte; da macaúba, na região Centro-Oeste; entre outros possíveis. É esperado, com isso, maior geração de emprego e menor dano ambiental, principalmente em relação à demanda por água e aos impactos à biodiversidade. Porém há, pelo menos, uma grande incoerência no ZEE da cana: caso a produção de biodiesel se concretize na Amazônia, será necessário importar etanol – de outra região – ou metanol – do exterior – para o processo industrial – transesterificação. Essa questão deverá suscitar debates.

Mesmo não havendo consenso sobre a quantificação dos ganhos sociais das atividades rurais ligadas à agroindústria sucroalcooleira e do biodiesel, os ganhos ambientais, na etapa de consumo, são muito relevantes. Por exemplo, para o âmbito comercial e industrial e para o meio urbano, esses ganhos são reais com relação a: redução de CO₂ e de poluentes atmosféricos; melhorias no diesel consumido no país; criação de empregos na cadeia industrial; aumento do lucro das indústrias de óleos vegetais; aumento da capacidade tecnológica com P&D. Essas vantagens devem ser combinadas com o alcance de eficiência energética, conforme discutido na seção 7.

A tabela 4 apresenta a projeção do consumo de combustíveis líquidos nos diversos setores, até 2030. Observa-se, além do aumento do consumo, a predominância dos combustíveis líquidos no setor de transportes, que é o maior demandante dos biocombustíveis.

TABELA 4
Projeção da demanda de combustíveis líquidos por setor
 (Em 103 tep)

Setor/ano	2004	2010	2015	2020	2025	2030
Setor industrial	5.542	5.776	6.756	8.004	9.863	11.196
Setor comercial	528	523	624	737	1.021	1.225
Setor público	637	635	759	901	1.277	1.556
Setor de transportes	49.953	53.454	62.984	77.340	108.118	132.635
Setor agropecuário	4.767	5.033	6.521	8.652	12.251	15.000
Setor residencial	5.841	5.880	6.270	8.268	10.508	11.406
Total	67.268	71.301	83.914	103.902	143.038	173.018

Fonte: Brasil (2007c, p. 16).

A defesa que se faz dos biocombustíveis, em todos os foros do debate atual, não ignora que algum impacto é por eles gerado, principalmente no que se refere aos conflitos localizados por terra – embora não haja dúvida da disponibilidade –, água e melhoria das condições de trabalho na etapa agrícola. Uma forma de se reduzir problemas ambientais na etapa de produção dos biocombustíveis seria o desenvolvimento conjunto de metas, medidas preventivas e compensatórias dos danos do passado, bem como a criação de mecanismos auxiliares de gestão socioambiental de toda a cadeia.

Há de se ressaltar que o setor empresarial incorpora, cada vez mais, a compreensão de que, sem zerar déficits ambientais e sociais, a expansão de mercados não se consolida no novo paradigma mundial de geração e consumo de energia aliados aos cuidados ambientais. A resistência ainda existente contra as melhorias deve-se à tradicional visão de curto prazo, o que não é favorável à conquista de novos mercados.

Para os setores governamentais, a compreensão de que somente as medidas de comando e controle não bastam, da mesma forma que são frágeis e apenas mercadológicos os instrumentos puros de mercado, baseados apenas em renúncia fiscal, estímulos aos mecanismos do tipo ISO 14000 e outros incentivos semelhantes, conforme relata Gama (2002). Há necessidade, contudo, de favorecer aqueles empreendimentos que obedecem a legislação ambiental e cumprem os direitos sociais e econômicos, por evitarem danos, por internalizarem custos ambientais e por facilitarem a maior aceitação dos biocombustíveis.

Por outro lado, o desafio econômico maior que se coloca aos biocombustíveis continua o de ser competitivo frente aos derivados de petróleo, dado que a simples extração e externalização de custos da energia de origem fóssil a coloca em vantagem nesse aspecto, levando a custos de produção e preço final mais baixos. Porém, o barateamento de produtos intensivos em recursos naturais somente tem respaldo pelo imediatismo da oferta de bens em condições não sustentáveis, o que não pode ser repetido para o etanol e o biodiesel. Uma vez solucionadas as fragilidades ambientais, há de se desenvolverem mecanismos capazes de remunerar o esforço da produção sustentável, desde a agricultura e toda a cadeia, situação em que se justificam, inclusive, subsídios e renúncia fiscal. Seria natural que parte do custo fosse arcado com recursos oriundos da cadeia geradora de energéticos de origem fóssil.

Ao se adotar uma visão de longo prazo, a diminuição dos danos ambientais deve ser um estímulo ao desenvolvimento sustentável, justificadora de medidas de incentivo dos governos federal e estaduais. Por outro lado, há de se discutir formas de recompensar o esforço adicional da efetivação dos biocombustíveis em três outros aspectos relevantes para as políticas públicas:

1. Aumento e melhoria das estruturas de gestão e fiscalização ambiental, frente às novas demandas, com redimensionamento de estruturas e instituições nas regiões impactadas.
2. Retorno do debate sobre políticas compensadoras dos municípios produtores rurais, de alimentos e de biocombustíveis, à semelhança dos *royalties* do petróleo.
3. Criação e desenvolvimento de foro de debate envolvendo o governo, a sociedade organizada, os agricultores e as indústrias, para discutir ações na área de meio ambiente e energia.

Essas e outras medidas devem levar em consideração a necessidade de maior atenção e cuidados com as atividades econômicas de grande contribuição para a sustentabilidade socioambiental, mas que não são competitivas frente aos usos mais facilitados de recursos energéticos de estoque, como é o caso das fontes de origem fóssil. Ou seja, há de se diferenciar as condições de produção e de oferta para que seja facilitada e não dificultada a substituição do petróleo pelos biocombustíveis consumidos internamente. Ao mesmo tempo, observada a necessidade de produção com esforço social e de políticas públicas dos biocombustíveis deve-se dar prioridade para o abastecimento do mercado interno.

2.4 Resíduos sólidos e efluentes: oportunidades de produção de energia descentralizada

Entre as fontes alternativas de energia que ainda carecem de políticas de incentivos no Brasil, se encontra o uso energético de resíduos sólidos e efluentes. O uso destes rejeitos para fins energéticos pode ser um importante fator na solução de problemas ambientais causados por resíduos – como poluição do solo, das águas e emissão de gases de efeito estufa – com custos que podem vir a ser negativos (OLIVEIRA; ROSA, 2003).

No Programa de Incentivo às Fontes Alternativas de Energia Elétrica (Proinfa), apesar de estar prevista a compra da eletricidade a partir do biogás de aterro sanitário, rico em CH₄, nenhum projeto foi apresentado. Comentários de alguns *stakeholders* indicam que o índice de nacionalização exigido pelo Proinfa é muito alto, sendo proibitivo neste setor. Outras fontes citam o “preço *premium*”, oferecido na primeira fase do Proinfa para a energia gerada por gás de aterro, como não sendo suficientemente atrativo (COSTA, 2006) e os documentos de concepção de projeto (DCPs) – Projeto Gramacho de Gás de Aterro.² A exigência de que os créditos de carbono gerados em projetos com o financiamento do Proinfa sejam atribuídos à Centrais Elétricas Brasileiras S.A (Eletrobras) (Decretos nº 5.025/2004 e nº 5.886/2006) certamente pesou na decisão dos empreendedores do setor.

O Projeto de Aproveitamento do Biogás de Aterro Sanitário (NovaGerar) foi pioneiro em aproveitar recursos advindos das negociações no âmbito da convenção quadro de mudanças climáticas para viabilizar o uso de biogás de aterro como fonte energética. Seu projeto previa receber 14.073.000 reduções certificadas de emissões (RCE) de gás carbônico equivalentes (RCEs)³ em 21 anos ao gerar, de forma líquida, 654.000 MWh de energia elétrica neste período. Seguiram projetos maiores, como o Projeto Bandeirantes de Gás de Aterro e Geração de Energia (capacidade instalada de 22 MW), com previsão de receber 7.500.000 RCEs em sete anos e o Projeto Gramacho de Gás de Aterro, previsto para gerar 5.966.573 RCEs, também nos sete primeiros anos do projeto.

Como no Brasil o aproveitamento de gás de aterro sanitário era praticamente inexistente até as discussões no âmbito do Protocolo de Quioto, ele não entra no que se chama de “linha de base”, ou seja, por não ter existido anteriormente, entende-se que ocorre devido ao incentivo dos créditos de carbono. Desta maneira, considera-se que a atividade é adicional ao que ocorreria na ausência do protocolo,

2. Os DCPs (PDDs em inglês) de projetos no âmbito do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL ou CDM, em inglês), previsto no Protocolo de Quioto, estão disponíveis em: <<http://cdm.unfccc.int>>. Os projetos brasileiros têm suas versões em português disponíveis em: <<http://www.mct.gov.br/clima>>.

3. Uma RCE equivale a uma tonelada de CO₂, deixados de emitir ou ao equivalente da somatória dos GEEs convertidos para CO₂eq seguindo a tabela fornecida pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), disponível em: <<http://www.ipcc.ch>>, e pode ser comercializada no mercado de carbono, sendo, em última análise, de interesse dos países que devem cumprir cotas de redução de emissão desses gases.

sendo elegível para receber RCEs. Isto pode ocorrer mesmo quando o fluxo de caixa do projeto é muito atrativo. Ainda assim, no Brasil, o aproveitamento de biogás é responsável por apenas pouco mais de 2% da capacidade instalada de geração de energia (3517MW) entre projetos no âmbito do mecanismo de desenvolvimento limpo (MDL), o mecanismo de flexibilização previsto no Protocolo de Quioto (BRASIL, 2009f).

Projetos de recuperação de gás de aterro e de geração de energia por combustão de resíduos devem estar atrelados a uma política de destinação otimizada de resíduos sólidos. Se considerado o balanço energético de uma gestão de resíduos que englobe coleta seletiva, reuso e reciclagem de materiais e captação de gás de aterro para fins energéticos, ela é fortemente positiva, pois soma a economia de energia advinda da produção de bens a partir de matéria-prima intermediária – em vez da extração *de novo* – com a geração de energia propriamente dita. Um estudo recente (OLIVEIRA; ROSA, 2003) demonstra um saldo financeiro positivo em um cenário de boa gestão de resíduos sólidos no Brasil. O Relatório Nacional de Acompanhamento dos Objetivos de Desenvolvimento do Milênio (BRASIL, 2007e) cita que o potencial de geração de energia elétrica a partir de resíduos sólidos varia entre 1 e 3 GW, que pode incluir a conservação decorrente da reciclagem e atingir a faixa de 2 a 4 GW.

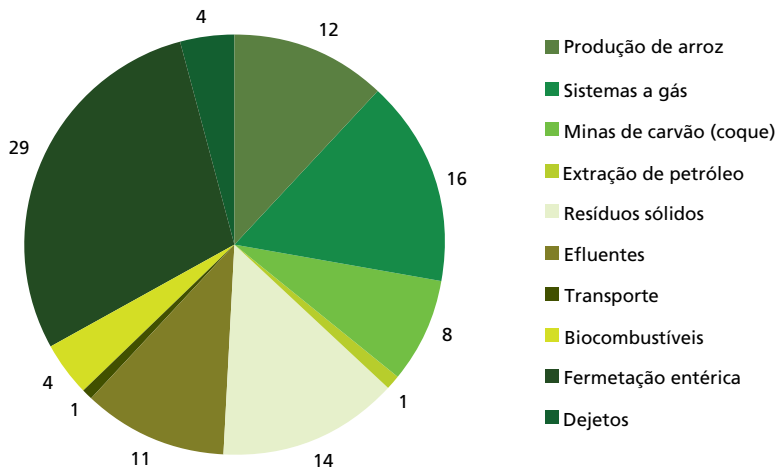
Pode-se gerar energia a partir de resíduos sólidos tanto do gás de aterro, a partir da decomposição anaeróbica dos resíduos, como pela combustão direta dos resíduos. No entanto, na combustão, para se ter níveis aceitáveis de emissões de furanos, dioxinas e cinzas –conforme tecnologia descrita em Bilitewski, Hårdtler e Marek (2000) –, é necessário um investimento financeiro que, em regra, não compensa a diferença de geração de energia, mesmo contabilizando as emissões evitadas de GEE (DIJKGRAAF; VOLLEBERGH, 2004, 2008). Na Alemanha, por exemplo, o alto investimento em instalações adequadas para a combustão de lixo com geração de energia forçou o país a importar resíduos sólidos da Itália para compensar o custo afundado e fornecer a energia contabilizada quando a geração de resíduos não atendeu as previsões (OBSERVER, 2008).

O biogás para aproveitamento energético pode ser proveniente não somente de captura de biogás de aterros sanitários – resíduos sólidos –, mas também de vários tipos de rejeitos, como efluentes urbanos – esgoto –, dejetos de animais e/ou vegetais em biodigestores, vinhoto ou ainda da indústria de celulose. Pode ser utilizado na sua forma bruta (*raw*), gerando energia por “queimadores” (*flairs*) ou em substituição ao gás de cozinha, ou pode ser melhorado mediante tecnologia específica (enriquecendo o gás resultante de cerca de 55% CH₄, para 92% CH₄) para substituir o gás natural em veículos ou na indústria. No gráfico 3 podem ser vistas as fontes de metano de origem antrópica.

Outra fonte energética derivada de resíduos é o reaproveitamento de óleo de cozinha para produção de biodiesel, como já ocorre no Brasil, a exemplo do Programa de Reaproveitamento de Óleos Vegetais do Rio de Janeiro (Prove), iniciativa conjunta da secretaria de meio ambiente do Rio de Janeiro, da refinaria de manguinhos, da incubadora tecnológica de cooperativas populares (ITCP/Coppe/UFRJ), da Federação das Cooperativas de Catadores de Materiais Recicláveis (Febracom), do Movimento Nacional dos Catadores de Materiais Recicláveis (MNCR) e da Rede Independente de Catadores de Materiais Recicláveis do Estado Rio de Janeiro (Ricamare).⁴

GRÁFICO 3

Emissões de metano, principal molécula energética do biogás, por origem antrópica (Em %)



Total de 7 Gt de CO_{2eq} ou 16% das emissões de gases de efeito estufa

Fonte: EPE (2006).

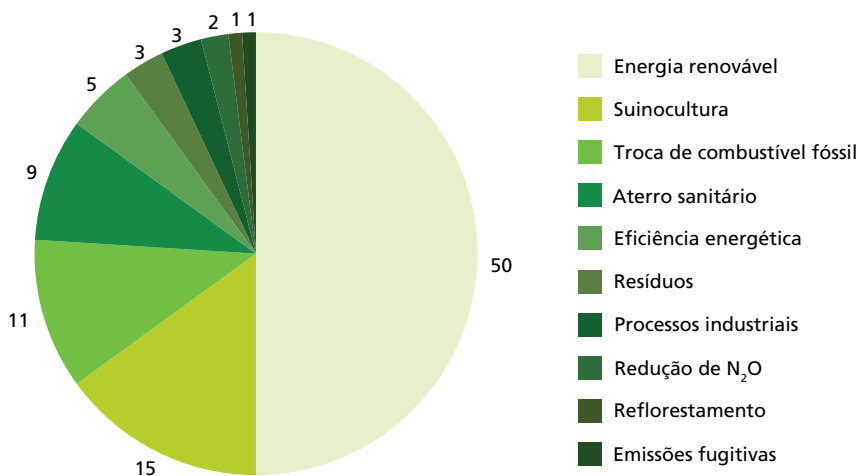
A participação da geração de energia por uso de resíduos sólidos ou efluentes no Brasil ainda é muito tímida, não chegando a ser explicitada no BEN (EPE, 2009). Na Comunidade Europeia, os governos garantem preços *premium* semelhantes aos pagos por energia eólica à energia gerada por biogás (EWEA, 2009) e a produção de eletricidade – 19,9 MWh – corresponde a 24% da eletricidade produzida entre as diversas fontes de biomassa (OBSERV'ER, 2008). O biogás proveniente de aterros, na Europa, corresponde a 49% do biogás, seguido por biodigestores na agricultura – 36% – e efluentes – 15%. O potencial de biogás neste continente pode chegar ao suprimento de um terço da demanda por gás.

4. Disponível em: <http://www.itcp.coppe.ufrj.br/projetos_bio.php>.

GRÁFICO 4

Número de projetos de MDL por escopo setorial no Brasil

(Em %)



Fonte: Brasil (2009f).

Na China o uso do metano proveniente da decomposição anaeróbica de efluentes ou dejetos humanos, animais e vegetais não é novidade. Com uma população rural, ou vivendo em pequenas vilas superior a 840 milhões de habitantes e sem nenhum gerenciamento centralizado de rejeitos, o governo resolveu, já desde a década de 1970, implantar um programa de “biogás para todos” (ABRAHAM; RAMACHANDRAN; RAMALINGAM, 2007). Desde 1970 o governo chinês investe em biodigestores para uma ou poucas residências para processar principalmente dejetos humanos e animais com outros rejeitos orgânicos. Atualmente são cerca de 5 milhões de biodigestores domésticos instalados (ABRAHAM; RAMACHANDRAN; RAMALINGAM, 2007).

A produção mundial de metano gerado no tratamento de efluentes industriais sob condições anaeróbicas varia entre 26 e 40 teragrama (Tg)/ano (VIEIRA; SILVA, 2006). Entretanto, com a falta de subvenções para o aproveitamento energético do biogás, no Brasil, quando se toma providências para evitar a emissão de metano dos efluentes industriais, normalmente se utiliza dos créditos de carbono apenas para queimar o metano ou se promover a decomposição aeróbica das águas residuais (podemos citar projetos no âmbito do MDL, como “Evitação de Metano no Tratamento de Efluentes da Irani” e “Avelino Bragagnolo – Tratamento de Efluentes usando Sistema Aeróbio”). Por outro lado, iniciativas como a instalação de sistema de aproveitamento de biogás para produção de energia elétrica na estação de tratamento de esgoto (ETE) de Atuba Sul em Curitiba ao custo de

R\$ 1,2 milhão – dados da Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar)⁵ – mostra que o setor de saneamento começa a investir nesta fonte de energia, emprego e renda. Ações como a da organização não governamental (ONG) O Instituto Ambiental (OIA)⁶ também mostram uma mudança de consciência sobre o tema, esta ONG constrói biodigestores domiciliares, com a finalidade de se utilizar o biogás para cozinhar, para a população nos arredores de Petrópolis, no estado do Rio de Janeiro.

Em um contexto internacional, é preciso que se tenha em mente que as RCEs, os chamados créditos de carbono, são um incentivo importante que deve ser aproveitado neste momento em que as negociações sobre clima possibilitem que haja recursos advindos dos países desenvolvidos para países em desenvolvimento adotarem métodos e tecnologias que reduzam emissões nas atividades econômicas, especialmente na geração de energia. Políticas de incentivo, como houve na primeira fase do Proinfa, devem ser melhoradas para contemplar de maneira mais eficaz o aproveitamento energético de resíduos, de forma a viabilizar o aproveitamento energético de resíduos – não apenas em termos financeiros, já que estas fontes são rentáveis em certos casos, mas como incentivo para uma mudança de paradigma. Em um futuro próximo, o aproveitamento energético de fontes como resíduo podem vir a se tornar uma obrigação, sem qualquer subvenção externa.

É necessário, também, que as leis que incentivem esta geração de energia não criem a obrigação do aproveitamento energético de resíduos, dado que, para ser elegível a receber RCEs, a atividade que mitigue emissões de GEEs deve ser de caráter voluntário. Caso este quesito não seja observado, corre-se o risco de se criar mais leis que não saiam do papel por não dar condições aos administrados de as cumprirem e que desperdicem a oportunidade ora existente de se obter recursos externos para se vencer a barreira da inércia para o início da era em que resíduos serão vistos como fonte energética também no Brasil.

3 PERFIL DOS GRANDES CONSUMIDORES DE ENERGIA

O Brasil segue a rota dos países de economia mais desenvolvida no que se refere a aumentar e, em seguida, reduzir o consumo de energia, por categoria de consumo. Isso pode ser observado quando se utiliza uma unidade de produto gerado na produção como base de comparação ao longo dos anos – por exemplo, base *per capita*, por motor, por unidade produzida, por carro etc. A exceção à redução por unidade é o setor residencial, que é crescente na proporção do aumento da

5. Disponível em: <http://www.sanepar.com.br/sanepar/calandrakbx/calandra.nsf/0/7EF0F90AFBCE9258832575F4004E3470?OpenDocument&pub=T&proj=InternetSanepar&gen=GDOC_Noticias>. Acesso em: 23 out. 2009.

6. Disponível em: <<http://www.oia.org.br>>. Acesso em: 23 out. 2009.

capacidade de consumo, da inclusão aos sistemas de fornecimento de energia, entre outros fatores. Essa caracterização é válida para os setores de transportes, de parte da indústria e de serviços e agricultura, conforme aponta os indicadores da European Environment Agency (EEA, 2008) e do Conselho Mundial de Energia (WEC, 2008), destacado nessa seção.

Da mesma forma que o padrão dos países mais industrializados, também no Brasil o consumo total é crescente, devido ao crescimento da riqueza e à manutenção de um padrão de atividades econômicas intensivas em energia. De forma bastante sintética, o padrão de consumo de energia, no Brasil, visto da perspectiva ambiental, caracteriza-se por:

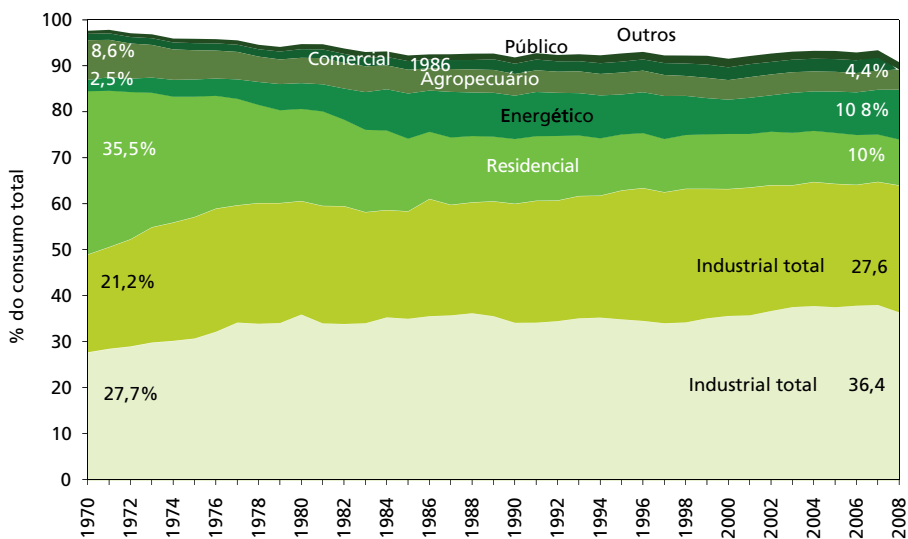
1. Acompanhar a demanda de uma economia industrial em crescimento econômico da forma tradicional no Ocidente – acumulação de capital no espaço urbano-industrial e com o direcionamento do consumo para os bens industriais de alta intensidade energética.
2. Espacializar a demanda em função de antigos e novos polos de desenvolvimento econômico e em função da universalização do acesso à energia elétrica.
3. Ter alta demanda por energias renováveis em dois contextos: *i*) enfrentar a oscilação de preços e quantidade do petróleo; e *ii*) enfrentar o desafio da substituição de fontes de energia de estoque (fósseis) por fontes de fluxo (renováveis).
4. Centralizar o consumo na indústria e nos transportes, com baixa cogeração e com indicadores de eficiência energética em padrões abaixo da média OCDE.

O gráfico 5 mostra o perfil dos grandes grupos consumidores, evidenciando que a parcela residencial é a única que diminuiu proporcionalmente a seu peso, diante do aumento da demanda total. Essa redução percentual ocorre em função do aumento da demanda industrial e de transportes, seguindo a característica de consumo energético padrão nos países industrializados.⁷ No gráfico 5 nota-se o grande aumento na parcela de consumo do próprio setor energético. Mais uma vez evidencia-se a importância das interações de gestão integrada em energia e meio ambiente.

7. Quando se observam os dados isolados da quantidade de energia consumida nos lares, nota-se que ocorre um aumento gradual no total do consumo residencial e também na média *per capita*. Esse desejado aumento ocorre por causa da inclusão de novos consumidores, do aumento de aparelhos eletrodomésticos e outros.

GRÁFICO 5

Perfil do consumo energético no Brasil – principais setores



Fonte: Brasil (2009c).

3.1 Consumo residencial

O consumo residencial apresenta participação percentual no total a taxas anuais reduzidas, em todos os continentes em relação, por exemplo, ao setor industrial. Porém, o consumo *per capita* e o residencial têm aumentado em todos os continentes. O padrão de consumo *per capita*, na América Latina, Ásia e África encontra-se na ordem de 1/18, 1/24 e 1/30, respectivamente, em relação aos países da América do Norte, cujo consumo é próximo de 500 kWh/*per capita* (WEC, 2008, p. 30).

No Brasil, o aumento do consumo residencial total acompanha a inserção de famílias na faixa de consumo mínimo, com a expansão da eletrificação rural, bem como o maior acesso aos eletrodomésticos, em todas as classes de renda. Como se evidencia neste texto, as políticas de redução de consumo e aumento da eficiência energética têm sido direcionadas para este setor.

3.2 Setor de transportes

O setor de transportes, segundo maior demandante de energia total no Brasil, representa em torno de 75% do consumo de combustíveis líquidos, devendo continuar assim até 2030, com pequena oscilação (BRASIL, 2007b). O transporte rodoviário responde por 92% do consumo energético de todo o setor, fruto da escolha por um modal de transportes que praticamente ignorou, por décadas,

o potencial fluvial para o transporte de cargas em combinação com as ferrovias. Esse perfil se repete no meio urbano, em que a má qualidade do transporte coletivo cede espaço para o aumento de automóveis.

Aspecto positivo, no transporte rodoviário, é o fato de o perfil do consumo dos automóveis por quilômetro rodado seguir um padrão mundial, saindo de uma média de 11 km/litro, na década de 1970, para 15 km/litro em 2005, nos carros pequenos. Aliado ao avanço tecnológico, a crescente restrição da legislação ambiental, principalmente nos países europeus, é um fator que reduz a emissão de GEE e dos poluentes no setor de transporte, por unidade de consumo, mas o montante continua aumentando, pelo efeito da escala.

Por não haver uniformidade no desenvolvimento econômico e nas condições de se disponibilizar energia, há dois grupos bem definidos de países em relação às medidas de redução das emissões de GEE e poluentes, na área de transportes. Em países como o Brasil há melhorias nas unidades de consumo devido aos combustíveis renováveis – etanol principalmente –, enquanto o bloco OCDE utiliza maior grau de tecnologia de motores e equipamentos, combinado com especificações legais mais rígidas para reduzir as emissões dos derivados do petróleo e para o alcance da eficiência dos veículos.

No Brasil, a queda no consumo da gasolina e o aumento no consumo do etanol deverão continuar, segundo as perspectivas do mercado e previsões do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (Mapa), União da Indústria de Cana-de-açúcar (Unica) e EPE (BRASIL, 2007b). A produção deverá passar dos 25 bilhões de litros consumidos em 2009, para 60 bilhões, em 2017 (BRASIL, 2009b), volume esse que se soma à possibilidade de exportar até 15 bilhões de litros/ano, em 2017. Nessa condição seriam necessários mais 8 milhões de hectares de terra para o plantio da cana-de-açúcar, somente para o mercado do etanol, considerando o rendimento médio atual – 80t por hectare de cana-de-açúcar.

No caso do setor de transportes, o impacto ao meio ambiente passará a ser maior na produção da energia – petróleo e biocombustíveis –, enquanto os benefícios aumentarão na etapa de consumo final. Com a menor emissão de CO₂, para o caso da substituição da gasolina pelo etanol e do diesel pelo biodiesel, a necessidade de maiores cuidados ambientais passa a ser, então, com a fase de produção dos combustíveis, ao contrário do que foi até os anos 1990. Necessariamente há de se utilizar indicadores de impactos mais precisos para cada combustível e em toda a cadeia correspondente, dado que apenas a utilização de biocombustíveis não pode ser um incentivo ao abandono do transporte multimodal de cargas e de passageiros.

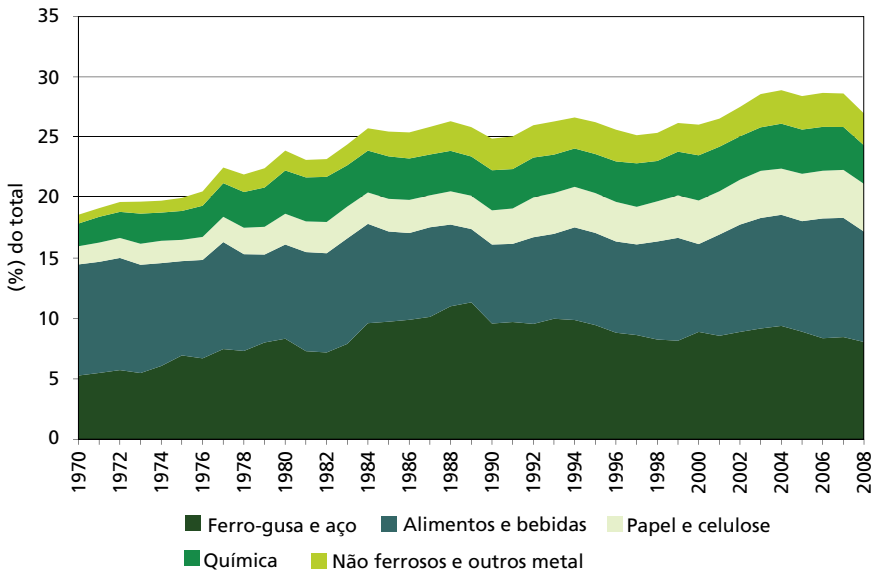
3.3 Setor industrial

A economia brasileira tem componentes extremamente dependentes da utilização intensiva de energia para a produção de bens, com destaque para os setores de extração mineral e de indústrias de transformação ligadas a *commodities* em geral. O gráfico 6 mostra o consumo energético dos cinco principais setores consumidores de energia na indústria – 82,7% do total demandado pelo setor.

Além do perfil mostrado no gráfico 6, há um histórico de perdas na OIE que chega a 10% do total produzido, o que indica necessidade de se atentar para as ações de conservação, inclusive para que tal percentual não extrapole valores insustentáveis. Para o setor elétrico, a discussão sobre o aumento da potência ofertada nas hidrelétricas tem sido secundária nas projeções de oferta, mas pode ser preponderante em um futuro breve, pois é opção significativa.

GRÁFICO 6

Principais consumidores de energia no setor industrial¹ – consumo total de todos os setores



Fonte: Brasil (2009c).

Nota: ¹ Exclusive o próprio setor energético.

Pelo grande consumo energético e pelo alto grau de impactos ambientais causados pelos grandes consumidores do setor industrial (gráfico 6), torna-se evidente a necessidade de ações visando a eficiência energética e de ações conjuntas da indústria e dos governos para o alcance de menor grau de emissão de GEE e de poluentes. No tópico sobre eficiência energética essa questão é retomada com maiores detalhes sobre o setor industrial.

Há de se observar, porém, que os programas de eficiência energética são apenas uma ponta das médias de conservação de energia no contexto de uma situação mais complexa que passa pela definição de que atividades industriais devem ser incentivadas prioritariamente no país. É fácil verificar que toda economia de energia do setor residencial, por exemplo, ou de indústrias de maior valor agregado no país seria insignificante diante do aumento de 40% em setores como ferro gusa e aço, situação provável para a próxima década. Definições como essas devem ser direcionadoras de soluções das ações economicamente mais vantajosas e com menores impactos ambientais. A adoção de energias renováveis deve atingir também esses setores, da mesma forma que a cogeração sustentável de energia, a exemplo das florestas energéticas para produção do carvão vegetal.

3.4 Setor agropecuário

O consumo energético no setor agropecuário deverá passar de 7% para 9% da demanda final de energia, entre 2004 e 2030 (BRASIL, 2007b), sendo que o óleo diesel, a gasolina, o álcool e o querosene respondem por 95,7% desse consumo na agropecuária, devendo assim se manter até 2030, com pequena oscilação. O uso de fertilizantes, cuja origem e produção demandam energia fóssil e têm alto poder de emissões não é incluído no cálculo do consumo adicional energético do setor. Tal perfil sinaliza que o padrão de emissões também se manterá, a menos que se opte pelo consumo de energia proveniente de fontes alternativas e por diferentes formas de transporte, inclusive considerando usos e tecnologias regionais.

De todo modo, o balanço energético do setor agropecuário, quando comparado a outros setores, é altamente positivo, pelo fato de ofertar energia renovável em patamar muito superior ao que consome. Este balanço tende a ser ainda mais positivo, com o aumento da produção e com a possibilidade de que o setor consuma a própria energia gerada – diesel, álcool, palhas e lenha. Resolver os problemas causados ao meio ambiente, reduzir a externalização dos impactos e enfrentar os conflitos por terra e água são os desafios centrais que podem motivar a integração dos setores governamentais de agricultura e de energia.

Ao não tratar a questão de produção e consumo de energias renováveis de forma integrada no âmbito do governo central, significa assumir as desigualdades intersetoriais nessa atividade essencial. E mais, significa externalizar do campo econômico mais intensivo em capital, o da energia, para o menos intensivo, o da agricultura. Da mesma forma, as dificuldades em cumprir (pelo lado da agricultura) e em fazer cumprir (pelo lado do planejamento e do monitoramento ambiental) as restrições de impactos inerentes a qualquer sistema de transformação de bens naturais, não podem ser apenas externalizados intrasetores.

É preciso que os paradigmas da gestão socioeconômica e ambiental sejam adotados de forma coordenada pelo Estado e que os beneficiários (agentes econômicos do meio urbano-industrial) da energia limpa vinda da agricultura também arquem com a contrapartida necessária para a viabilização econômica e ambiental das fontes alternativas.

4 PREVISÃO DE INVESTIMENTOS EM ENERGIA NO BRASIL: 2008-2017

O montante de recursos previstos para o setor de geração de energia é um indicador importante para o tema meio ambiente e energia. Para se ter uma noção da dimensão do setor de energia no Brasil, cabe observar a estimativa de EPE (2009) da necessidade de R\$ 767 bilhões de investimentos, entre 2008 e 2017, distribuídos conforme a tabela 5. Incluem-se nos investimentos a construção e modernização de parques de refino de petróleo, outros investimentos na área de petróleo e gás, biocombustíveis líquidos (etanol e biodiesel) e energia elétrica de todas as fontes.

TABELA 5
Previsão de investimentos em energia
(Em R\$ bilhões)¹

	Investimentos estimados em energia – Brasil, 2008-2017		%
Energia elétrica – 23,5% (R\$ 181 bilhões)	Geração de 54 mil MW	142	18,5
	Transmissão (36 mil km novos)	39	5,1
Petróleo e gás natural – 69,9% (R\$ 536 bilhões)	Exploração e pesquisa de petróleo e gás natural	333	42,4
	Oferta de derivados de petróleo	182	23,8
	Oferta de gás natural	21	2,7
Biocombustíveis líquidos – 6,5% (R\$ 50 bilhões)	Etanol usinas de produção	40	5,2
	Etanol infraestrutura dutoviária	9	1,2
	Biodiesel – usinas de produção	1	0,2
Total		767	100

Fonte: Brasil (2009e).

Nota: ¹ Condição dos cálculos da EPE: taxa de crescimento do PIB foi considerada no nível de 5% a.a. ao longo do decênio, com exceção de uma queda para 4% de crescimento em 2009. Acréscimo de 15,5 milhões de habitantes no país, que teria 204,1 milhões de habitantes em 2017.

Esses R\$ 767 bilhões previstos até 2017 significam o maior aporte de recursos para desenvolvimento de um só setor da economia. Segundo Brasil (2007b), o parque de geração de energia elétrica, em 2017, terá aproximadamente 155 mil MW de potência instalada, sendo 80% de fontes renováveis, no que serão aplicados os R\$ 142 bilhões apresentados no quadro. É razoável imaginar que tal montante de recursos contenha uma parcela destinada à gestão ambiental, ou que o consumo decorrente do investimento contemple os impactos causados, na proporção de cada fonte. Essa condição iria inibir, por exemplo, as usinas térmicas a carvão e óleo combustível e estimular outras fontes de geração de energia elétrica.

Da mesma forma, pode-se supor no âmbito do financiamento de pesquisas e desenvolvimento tecnológico na área de energia e meio ambiente, que os recursos não sejam oriundos somente dos fundos setoriais tradicionais – como o fundo Energia do MCT –, mas daqueles setores também proporcionalmente impactantes, como desestímulo e como medida de internalização de parte dos custos. Assim, a geração térmica de base fóssil teria de contribuir mais do que a hidrelétrica para os fundos setoriais do MCT, por exemplo, o que não ocorre até o momento.⁸

Para que as políticas e investimentos sejam direcionadoras da sustentabilidade socioambiental são essenciais ações do Estado, dado que, a exemplo do que ocorre com o biodiesel, apenas a suposta racionalidade do mercado, com base na sua capacidade de oferta e nas medidas indutoras – normas de autorização e regulamentação, estímulos à produção, abertura de crédito público e isenções tributárias – não são suficientes para direcionar o setor para a oferta de energia renovável com sustentabilidade socioambiental.

O grande montante de investimentos, combinado com a capacidade institucional, configuram oportunidade ímpar de se adotar padrões de excelência em projetos, obras, licenciamentos ambientais, eficiência energética, P&D, avanço tecnológico, incentivos à energia renovável e gestão integrada energia/meio ambiente. Tal possibilidade de integração poderia constar dos instrumentos de planejamento energético, com metas periódicas de alcance da excelência da sustentabilidade ambiental, o que não existe no PDE 2017 ou no PNE 2030.

A atuação a priori dos problemas reduziria a necessidade de medidas apenas corretivas, que se tornam necessárias pela ausência de coordenação central, estratégica e integrada de órgãos das áreas de energia e meio ambiente, nos três níveis federativos e pela natural visão da lucratividade no curto prazo que domina o mercado. Um referencial guia para a atuação a priori seria a adoção de um conjunto de metas e ações permanentes, não apenas em grupos de trabalho eventuais que caracterizam os estudos e ações intrasetoriais.

Ao tornar os dois setores um modelo de integração para os demais, a economia do país, ligada a essa área, teria também mais condições de se mostrar sustentável em todos os mercados, atendendo a uma demanda cada vez mais exigente por produtos e processos comprovadamente sustentáveis. O cenário contrário pode ser a perda de mercados externos e internos, devido ao aumento da pressão das redes de varejo e dos consumidores.

8. A destinação de recursos financeiros para fundos de P&D tecnológico conforme as diversas leis não obrigam o aporte de recursos por parte das geradoras termelétricas que operam com combustíveis fósseis, mas são obrigatórios para a hidreletricidade.

Com essa perspectiva de avanços na gestão, uma postura governamental de direcionar a geração de energia para contribuir com o desenvolvimento sustentável pode ser, por exemplo, a de vincular um percentual de recursos destinados para o financiamento de projetos de energia com a criação de áreas de proteção integral e a manutenção de corredores ecológicos, para além do que já existe na previsão de certos empreendimentos. Um zoneamento e medidas de usos da terra na área de biocombustíveis, por exemplo, poderia também prever o consorciamento de cultivos de alimentos com matérias-primas para etanol e biodiesel. A mudança de paradigma necessária é que parte dos recursos capazes de efetivar as medidas seja originada do planejamento energético, dado que este se encontra na causa dos problemas e dos conflitos nessa área. Não considerar que esse fato significa a continuidade da externalização de custos e danos de um setor econômico para outro e para o conjunto da sociedade.

Cabe lembrar que as medidas aqui sugeridas somente teriam sentido se aplicadas para a geração de energia como um todo, incluindo-se as fontes fósseis. Isso seria uma extensão das exigências de cuidados, da mesma forma que a lei exige compensações para as atividades de grande impacto na água e no solo, cuja motivação é o conjunto de impactos na produção, como é o caso das hidrelétricas. Como o impacto maior causado pelas fontes energéticas fósseis é no consumo, a necessidade de compensação deve ter por base justamente essa etapa impactante.

5 ENERGIA E SUSTENTABILIDADE SOCIOAMBIENTAL

5.1 A dimensão e possibilidades das cadeias de biocombustíveis

No Brasil o setor energético gera um grande número de empregos qualificados, por desenvolver uma extensa cadeia de fornecedores e também grandes volumes de divisas para os cofres públicos. Por outro lado, permanece o difícil desafio de dar respostas às diretrizes de uso sustentável de recursos econômicos e ambientais, no sentido de disponibilizar energia para o desenvolvimento com melhorias econômicas e sociais na etapa de geração das novas energias.

A proposta original dos biocombustíveis propôs enfrentar essa situação. Para o governo federal, a geração total de empregos, na agroenergia, seria próxima de 3 milhões em 2030. Isso implica demanda de 15 milhões de ha de terra, sendo atualmente próximo de 1,2 milhão de empregos (SOUSA; MACEDO, 2009) e área de 7 milhões de ha, para a cana-de-açúcar destinada ao etanol e ao açúcar. Seria evitada emissão de $186 \times 10^5 \text{ t}$ de $\text{CO}_{2\text{eq}}$ em 2030, contra 50t evitadas em 2005 (BRASIL, 2007c, p. 90). Para atingir aumento de 150% no volume produzido de etanol (63 bilhões de litros em 2017) há necessidade de investimentos em torno de R\$ 60 bilhões, segundo Brasil (2007c).

Adotando-se a metodologia de Sousa e Macedo (2009), que estimam a criação de 117 mil postos de trabalho a mais para cada parcela de 15% de substituição da gasolina pelo etanol, os 150% de aumento da produção do etanol (de 25 bilhões de litros em 2008, para 63 bilhões, em 2017) resultaria em 1,17 milhão de novos empregos. Mesmo sabendo da dificuldade de acerto para tais estimativas, no longo prazo, a comparação com a cadeia do petróleo é inevitável: segundo a Petróleo Brasileiro S/A (Petrobras) (2009), serão gerados em torno de 270 mil empregos diretos até 2013 – com estimativa de mais – e 700 mil indiretos.

Considerando a necessidade de investimentos de R\$ 536 bilhões até 2017, para o setor de petróleo, tem-se a dimensão do quanto os biocombustíveis empregam mais. Porém, por ofertar essencialmente *commodities* (etanol, açúcar, farelo de soja, óleo vegetal ou biodiesel) e também por empregar mão de obra de baixa qualificação – a exemplo dos milhares de cortadores de cana temporários, com vínculos precários –, a comparação deve ser mais cuidadosa. Adicionalmente, deve-se reconhecer a dinâmica consolidada da cadeia de petróleo.

Para o biodiesel foi estimado pela EPE, no horizonte 2030, a redução de 24×10^5 t de CO₂ em substituição a parcela do diesel, demandando área total de 7,2 milhões de ha, se mantido o predomínio da soja, mas com maior participação de outras oleaginosas (BRASIL, 2007b; 2007c); o investimento seria da ordem de R\$ 15 bilhões. Dados que já foram aplicados mais de R\$ 7 bilhões, desde 2006, obtendo-se apenas uma resposta tímida no número de postos diretos criados – em torno de 38 mil, segundo o Ministério do Desenvolvimento Agrário (MDA). A previsão de inserção social, feita no Plano Nacional de Agroenergia (PNA), de um milhão de postos de trabalho, sendo 275 mil diretos ficou, portanto, muito distante. Tais projeções não serão alcançadas, caso não se redirecionem políticas, estratégicas e metas mais ousadas.

Nessa perspectiva de 2030 pode-se estimar, para o biodiesel, algo em torno de 235 mil empregos diretos – inalcançáveis sem políticas direcionadoras do Estado. Os resultados de 2008 foram de 38 mil postos diretos com a substituição de 4% do diesel pelo biodiesel. Esses dados não incluem a agricultura familiar, na forma prevista no Plano Nacional de Agroenergia, nem aqueles gerados na cadeia do farelo da soja.⁹ Atenção especial deve ser dada a cada etapa da cadeia de produção de oleaginosas, identificando-se as partes menos desenvolvidas em função das metas de inserção social e não apenas de maior volume produzido.

9. O quantitativo de empregos gerados com o biodiesel parte das estimativas da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), do Mapa e do MDA, de 45 mil empregos na agricultura familiar para cada 1% de biodiesel produzido com oleaginosas provenientes desse setor. Admite-se, para o cálculo, que a agricultura familiar forneça, até 2030, o equivalente a 5% do biodiesel produzido. Assim, seriam, 235 mil empregos diretos, no máximo, o que já seria uma grande vantagem em relação aos investimentos muito maiores e com menos emprego, no caso do petróleo.

5.2 Impactos e licenciamento ambiental na geração de energia

Desde 1981, com a edição da Política Nacional do Meio Ambiente (Lei nº 6.938), o Brasil aprimora o conjunto dos 13 instrumentos de gestão ambiental. Um dos mais importantes é o licenciamento ambiental, que incorpora o Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e seu correspondente relatório (EIA-Rima). Uma das atividades que mais se destacam questões relativas a licenciamentos é a geração de energia, principalmente as grandes usinas hidrelétricas. Este fato tem sido apontado como um dos motivos do aumento das termelétricas e das emissões de GEEs.

O dimensionamento dos impactos ambientais e a adoção de formas de reduzi-los são aspectos polêmicos nas obras de disponibilização de energia, como também em outras atividades produtivas. A metodologia de diagnóstico Pressão, Estado, Impacto e Resposta (Peir), adotada no projeto Global Environmental Outlook (GEO) Brasil, é o referencial central para os estudos, sendo adaptada nos relatórios de impactos ambientais.

No caso da cadeia do petróleo e demais fontes de estoque, há um consenso sobre os impactos negativos provocados ao longo da cadeia de produção e consumo. No caso dos biocombustíveis, são ressaltadas mais as vantagens, uma vez que são imediatas e inegáveis. A impactação nos biomas terrestres, por utilizar mais terra e água e por gerar mais conflitos que a produção do petróleo nas plataformas oceânicas deve ser referencial nas análises sobre os indicadores da sustentabilidade da agroenergia, projeto a projeto, o que não vai inviabilizá-los. A adoção de cuidados adicionais deverá ser fator positivo para a comercialização, conforme ressaltado anteriormente.

Quanto ao *licenciamento ambiental para hidrelétricas*, a EPE estimou que a emissão de GEE, devido às postergações nos licenciamentos, que vêm desde 2005, passarão de 39 milhões de toneladas de CO₂ equivalentes (Mt.CO₂eq) para 75 milhões, incluídas as térmicas movidas a carvão mineral, cana-de-açúcar e óleo combustível, em 2017 (BRASIL, 2009d). Os atrasos superiores a seis meses para o licenciamento alcançam 65% dos projetos de hidrelétricas (BRASIL, 2009a; 2009c). Parece correto o entendimento da EPE, de que,

Nos projetos indicativos e em processo de licenciamento caberá ao MME/EPE, as seguintes ações:

- realizar gestões junto ao MMA para estabelecer as condições básicas para a realização dos estudos e ações socioambientais para a inserção regional do empreendimento, segundo os princípios do desenvolvimento sustentável;
- realizar gestões junto ao órgão ambiental competente para a definição dos termos de referência para a elaboração dos estudos, bem como, dos procedimentos e prazos referentes ao processo de licenciamento;

- realizar gestões junto aos órgãos governamentais e não governamentais, em âmbito regional, e representantes das comunidades e outros grupos de interesse regionais, para prestar informações sobre o empreendimento e ouvir suas expectativas e aspirações, criando meios e instrumentos permanentes de comunicação e participação (BRASIL, 2009d, p. 383).

Considerando que todos os projetos na área de geração de energia são de médio ou longo prazo, e diante dos desencontros de interesses no licenciamento ambiental de hidrelétricas, é necessário revisar os critérios e indicadores utilizados para as previsões do PDE e do PNE 2030. Pode-se, inclusive, estender as comparações entre processos similares, no Brasil e em outros países, para a adoção de medidas alternativas não somente quanto aos prazos, mas, também, quanto às questões falhas encontradas pelo Ibama e pelo Ministério Público nos EIA. Nota-se ainda, um descompasso entre a apropriação da informação de que o licenciamento pode levar 40 meses e o fato de não se conseguir trabalhar com tal prazo, conhecido a priori, se ele é necessário. Pode também ser relevante a revisão das formas de quantificar e divulgar as falhas, a má qualidade de estudos e projetos e os atrasos devidos a necessidade de melhorias dos processos, inclusive as de responsabilidade dos proponentes.

Para o caso do petróleo, a EPE considera baixo o grau de incerteza na produção em função de licenciamentos futuros. Foi estimado em 14 a 24 meses o prazo necessário para a licença de instalação de um poço de petróleo, a depender da sensibilidade ambiental da área (BRASIL, 2007d). Neste caso, não são apresentados problemas que impliquem diferenças de produção significativas atribuídas aos atrasos no licenciamento.

Outro fator de destaque quanto à geração de energia e impactos no meio ambiente se refere à construção de gasodutos, oleodutos e alcooldutos, que atualmente somam 15,5 mil km. Pelos dados do PDE 2008-2017 (BRASIL, 2009d), a extensão de gasodutos atuais, somados aos projetos até 2017 totaliza 10 mil km, situados principalmente na região Sudeste e no bioma Mata Atlântica, com 67% do total. O Cerrado e a Caatinga somam 20%. Não são considerados os dutos do possível acordo Brasil-Venezuela e outros em estudo. O transporte de petróleo e derivados conta com aproximadamente 7,5 mil km, na zona litorânea, principalmente. A previsão de alcooldutos, ligando a região Centro-Oeste ao Sudeste, para fins de exportação, pode chegar a 5 mil km, compreendendo trechos no Cerrado e Mata Atlântica.

Quanto ao licenciamento dos biocombustíveis, a exigência de EIA-Rima para o licenciamento de atividades agrícolas destinadas ou não à produção de biocombustíveis se aplica somente para áreas de relevante interesse ecológico (Arie) ou acima de 1 mil ha, conforme as Resoluções Conama nº 1/1986 e nº 11/1986.

A construção de usinas também exige EIA-Rima, tanto para o etanol quanto para plantas industriais interligadas com a produção de óleos vegetais. Aguarda-se a regulamentação de obrigatoriedade do instrumento EIA-Rima para grandes produções – tamanho e condições a definir – de biodiesel em plantas isoladas. De forma pioneira, leis estaduais iniciaram o aprimoramento do processo de licenciamento e instrumentos de controle, incluindo usinas e propriedades rurais no setor de etanol e biodiesel. Nesse setor, a autorização para instalação e operação não tem sido problema do lado dos demandantes, haja vista a capacidade autorizada a instalar e a operar. Para o biodiesel, em março de 2010, havia autorizações para produção de 400 milhões de litros/mês, frente à demanda mandatória de apenas 170 milhões de litros/mês (ANP, 2010).

Pesquisas junto aos demandantes dos licenciamentos – em todas as atividades – poderiam indicar as necessidades de melhorias nos procedimentos dos órgãos. Os supostos atrasos nos licenciamentos parecem indicar a falta de diálogo e de planejamento de médio prazo. Não há evidências da necessidade de alteração na regulamentação dos licenciamentos, como também não se questiona que os estudos e ritos são necessários. Por outro lado é negativo o fato de que o licenciamento tornou-se, na área de energia, pouco mais que um procedimento que lista uma série de pendências, embora com todo cuidado técnico, que devem ser satisfeitas para a autorização do empreendimento; o instrumento não exerce, de fato, a função prevista na Constituição Federal e na Lei nº 6.938/1981, de avaliar a viabilidade ou não dos empreendimentos, podendo desautorizá-los. As obras são dadas como certas, salvo raríssimas exceções.

Nesse sentido, seria importante a criação e a manutenção de um foro de debates sobre planejamento e gestão de políticas e ações envolvendo energia e meio ambiente, que não tenha o intuito de substituir outros espaços de discussão ou de deliberação existentes. Interessa congregar ideias em torno de um tema específico, no contexto da gestão socioeconômica dos recursos naturais. São reais as condições de se efetivar a sustentabilidade em energia e meio ambiente, especialmente pela abundância de recursos financeiros que podem ser alocados, conforme mostrado anteriormente.

6 PESQUISA ENERGÉTICA COM PERSPECTIVAS DE LONGO PRAZO: ENERGIA NUCLEAR

Os estudos e, em certa medida, a expansão da energia nuclear sofreram uma desaceleração, desde o fim dos anos 1980, devidos, principalmente, ao baixo custo dos derivados do petróleo e a acidentes, como os de Chernobil. Nesta seção, interessa levantar a questão da energia nuclear como um tema de estudos relevante no âmbito tecnológico e estratégico para o país, no contexto da pesquisa e desenvolvimento.

O Brasil é detentor de grandes reservas de urânio, fonte da energia para geração de eletricidade. O país tem estudos e projetos de desenvolvimento nessa área, mas pode dar um passo adiante, de modo a tornar-se um grande ator no cenário mundial. Tendo em vista as perspectivas incertas no longo prazo, a P&D aplica-se a toda forma de geração, segurança e consumo de energia. Porém, não se observam preocupações nesse sentido, quando se analisa, por exemplo, as pesquisas apoiadas pelo Fundo Setorial de Energia, do Ministério de Ciências e Tecnologia (MCT). Entre 632 projetos contratados junto ao fundo (R\$ 366 milhões, a valores nominais), apenas 14 (R\$ 17 milhões) foram relacionados à área de energia nuclear, incluindo-se técnicas de monitoramento, educação, desenvolvimento do combustível, segurança e outros.

Deuch e Moniz (2006) observam que a importância da energia nuclear reside, para citar apenas os conhecimentos atuais, em dois fatos centrais: *i*) perspectiva de escala e longo prazo; e *ii*) trata-se de tecnologia de ponta ligada a vários usos. O primeiro ponto destaca que a energia nuclear é a única fonte não fóssil complementar, em grande escala, da hidreletricidade e que tem perspectiva de longo prazo. Todas as outras alternativas, mesmo a dos biocombustíveis da atual geração, são consideradas de transição e teriam limite máximo de 12% da oferta mundial de energia no médio prazo (SOCOLOW; PACALA, 2006; IEA, 2009). Mesmo o Brasil sendo uma exceção mundial a pesquisa energética tem função também estratégica e de abertura de fronteiras tecnológicas.

O segundo aspecto a destacar é que a P&D deve orientar-se pelas linhas de ponta tecnológicas capazes de responder a um conjunto mais amplo de temas estudados; nesse aspecto, a temática nuclear deve ser incentivada pelo conjunto das áreas que abrange, desde o combustível term nuclear até os usos na medicina. Dado que o país tem condições de desenvolver pesquisas e atividades econômicas nesse tema, pode-se reduzir o risco de ser um eterno importador de bens advindos de fornecedores externos.

A falta de incentivos à P&D, ou a sua ocorrência sem um desenho discutido amplamente, conferem ao tema nuclear uma obscuridade que não se justifica. Especificamente quanto ao uso energético, o país tem potencial de ser não apenas exportador de matéria-prima, mas também de projetos, equipamentos e tecnologias. Para isso, deve-se abrir o debate com o meio acadêmico e a sociedade civil, para que o marco legal do setor seja levado adiante. Questões como a segurança ambiental e dos trabalhadores, desde a mina até o enriquecimento também devem ser abordadas de forma clara com a sociedade.

7 EFICIÊNCIA ENERGÉTICA NO BRASIL

7.1 Contexto internacional e Brasil

Goldemberg e Lucon consideram que “A eficiência energética é, sem dúvida, a maneira mais efetiva de, ao mesmo tempo, reduzir os custos e os impactos ambientais locais e globais” (2007, p. 18). Para os autores, a conservação diminui a necessidade de subsídios governamentais e permitem o prolongamento do prazo dos investimentos em novas fontes.

Nesse sentido, há trajetórias tecnológicas de emissões de GEE e de poluentes que merecem especial atenção das políticas de eficiência energética. Do ponto de vista ambiental, os setores econômicos para os quais devem direcionar-se as ações de eficiência energética são aqueles causadores de maior impacto direto no meio ambiente e aqueles de menor ineficiência energética – neste caso, os impactos são indiretos por demandarem mais energia para os mesmos processos. O box 3 destaca as definições de eficiência e intensidade energética.

BOX 3

Eficiência energética

Eficiência energética significa o alcance e a continuidade de uma redução na quantidade de energia utilizada para se obter um mesmo serviço ou nível de atividade. Em termos econômicos é toda mudança que resulta em decréscimo na quantidade de energia utilizada para produzir uma unidade da atividade econômica (WEC, 2008 p. 9). A eficiência energética “é associada com eficiência econômica e inclui tecnologia, comportamento e mudanças na economia”. (WEC, 2008, p.9).

A eficiência energética tem dois indicadores mais usados: intensidade energética – quantidade de energia dividida por indicador de renda, geralmente o PIB ou PIB *per capita*, ou valor agregado, ou mesmo quantidade produzida – e consumo por unidade e tipo – por exemplo, veículos ou motores.

As comparações de eficiência energética podem ser feitas entre setores da atividade econômica, entre tipos de atividade industrial, entre rotas tecnológicas, entre outras formas. A comparação entre nações deve ser feita considerando-se os diferentes tipos de economias, regiões, estágios de desenvolvimento econômico, por meio da paridade entre o poder de compra de cada um.

(Continua)

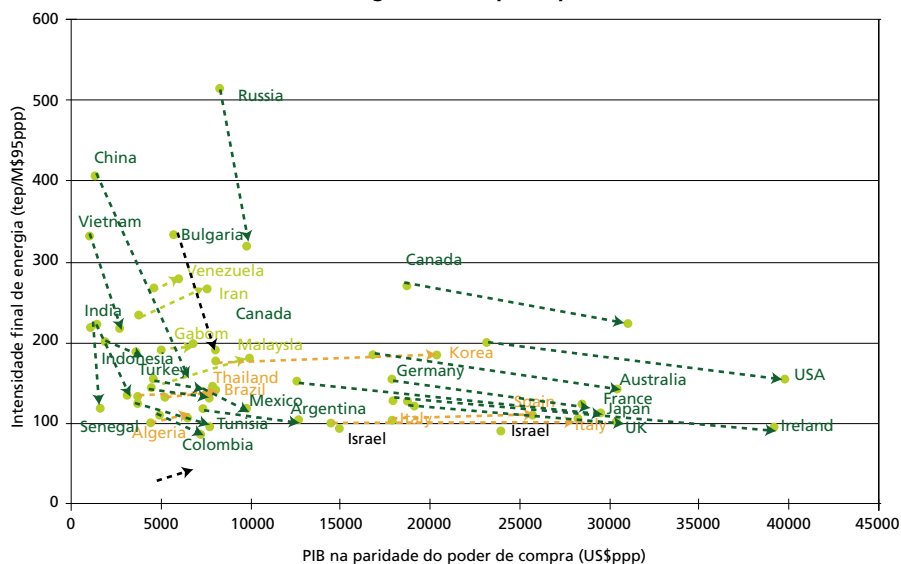
(Continuação)

O indicador de intensidade energética será tanto melhor quanto menos energia for necessária para se elevar o PIB *per capita*, observada a paridade do poder de compra (ppp). É ideal a situação em que a setas tenham inclinação negativa (para baixo e para a direita no gráfico 7) como ocorre no Canadá, na Irlanda e nos Estados Unidos, por exemplo. Isso significa maior PIB a um mesmo nível de energia.

Observa-se que o Brasil teve uma ligeira inclinação positiva entre os valores de 1990 e 2006, significando que a eficiência energética, medida por esse critério, reduziu-se, da mesma forma que ocorreu com Itália, Espanha, Coreia do Sul e Tailândia, países comparáveis à situação brasileira.

Os indicadores de consumo e de eficiência energética, no Brasil, não apontam tendência de modificação da trajetória mostrada no gráfico 7, que compara a intensidade energética de diversos países. Situações particulares como a da China, da Índia, de Senegal, do Vietnã, em que a inclinação é forte, mais com baixa elevação do PIB, indicam mudanças com muita inclusão da população, a baixos valores monetários e com baixo incremento no consumo *per capita* de energia – isso ocorre onde há uma grande parcela da população com renda muito baixa. Situações como a da Rússia e da Bulgária indicam mudanças drásticas na economia e crises no período de análise.

GRÁFICO 7

Tendência da intensidade energética e PIB *per capita* – 1990-2006

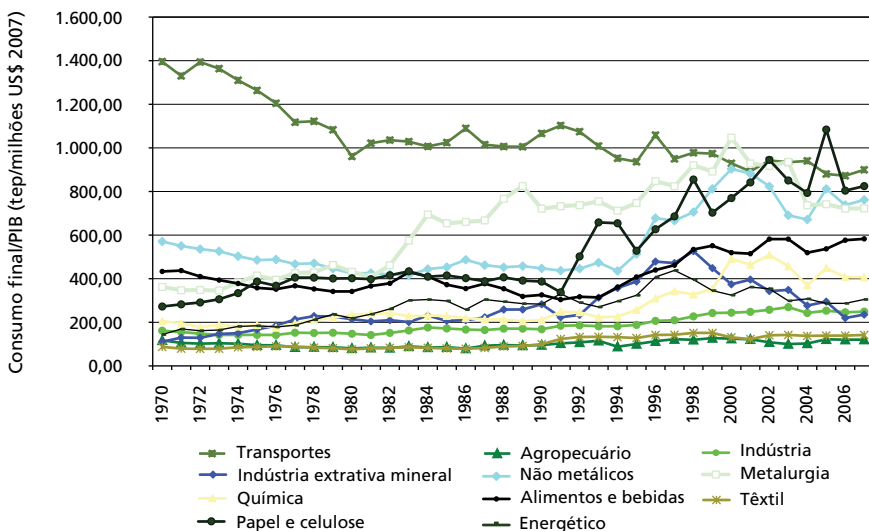
Fonte: WEC (2008, p. 23).

O Conselho Mundial de Energia (WCE) considera que tem melhorado a relação energia/PIB no bloco OCDE e na maioria dos países e regiões (gráfico 7), com decréscimo de 1,6% ao ano, entre 1990 e 2006. Na avaliação do Conselho, o Brasil aparece entre os países que têm baixa produtividade, com eficiência energética mediana (160) e PIB *per capita* baixo – inferior a US\$15 mil/ano –, sem grandes mudanças no período entre 1990 e 2006.

As simulações da EPE/MME, para o caso do Brasil, apresentam oscilações da intensidade energética, até 2030, conforme os diversos cenários anteriormente mencionados. No caso em que o crescimento da economia seria mediano (pedalinho ou B2) a tendência é permanecer o padrão atual. Os setores industrial e de transportes são os principais demandantes de políticas de eficiência energética. Para este último, do ponto de vista ambiental, outro efeito positivo será a melhoria da qualidade do diesel – redução de poluentes, a exemplo do enxofre, que passará de mais de 500 ppm para 50 ppm.

Para o setor industrial, a busca pela eficiência energética é mais complexa e ainda mais necessária, inclusive, pelas vantagens econômicas para o próprio setor. O gráfico 8 ilustra a evolução da intensidade energética por setor, no Brasil, com destaque para as atividades industriais que gastaram mais energia para gerar a mesma renda (aumento da intensidade). Os setores que não aparecem no gráfico não tiveram oscilação relevante na intensidade energética, desde 1970, seja com ganhos ou perda (BRASIL, 2009c).

GRÁFICO 8
Evolução da intensidade energética no Brasil, principais setores – 1970-2006

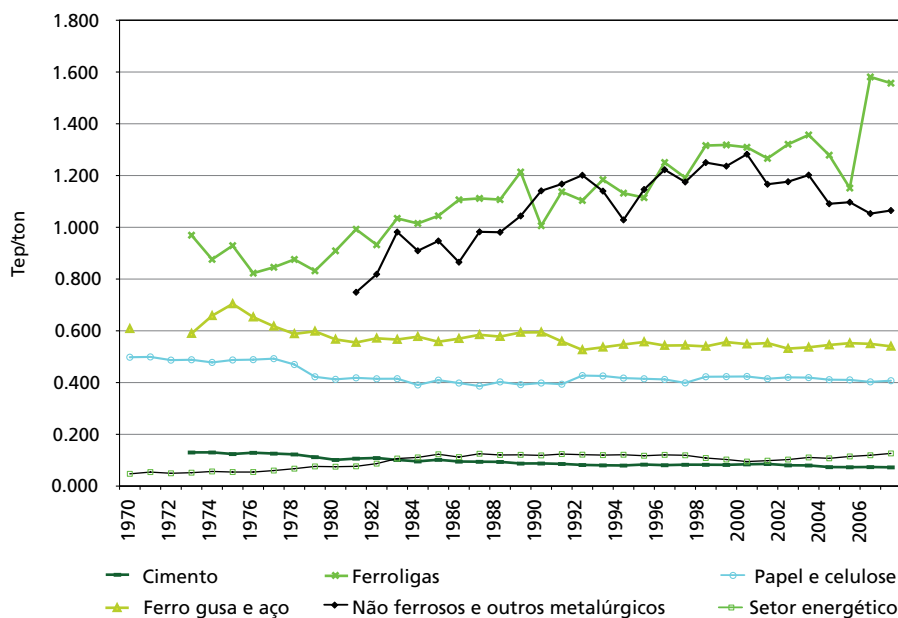


Fonte: Brasil (2009c).

A partir de 1998, alguns setores apresentaram melhora no indicador intensidade (gráfico 8), em parte devido ao aumento dos preços das *commodities*. Quando se analisa a intensidade energética em função da quantidade produzida nota-se que os setores de ferro ligas e de não ferrosos e outros metalúrgicos foram os que demandaram mais energia por tonelada produzida (gráfico 9). Além dos problemas enfrentados pelo mercado de *commodities* há, também, o efeito dos equipamentos obsoletos, conforme destacado adiante, na seção 7.2.

GRÁFICO 9

Consumo energético por quantidade produzida

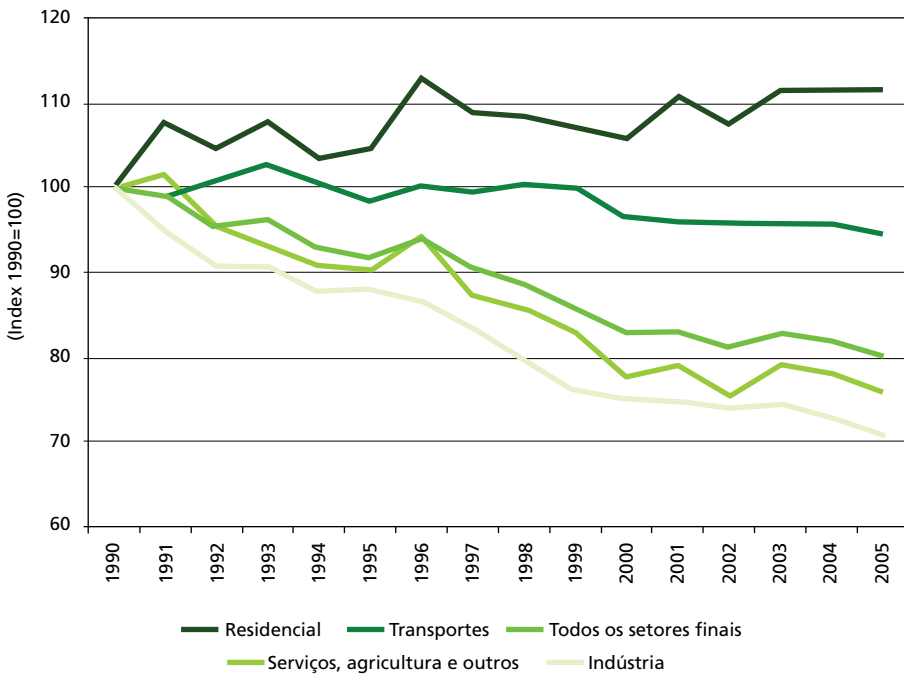


Fonte: Brasil (2009c).

O gráfico 10 ilustra o comportamento da intensidade energética nos países da União Europeia (UE). A comparação indica que o alcance de padrões de eficiência, no Brasil, resguardadas as diferenças e as deficiências desse indicador, são muito grandes. Deve-se atentar que a comparação entre os setores é mais complexa e não tem relação direta, sendo importante, porém, o sinal invertido entre o Brasil e os países europeus.

GRÁFICO 10

Intensidade energética final e por setores na União Europeia



Fonte: WEC (2008).

Pode-se notar nas trajetórias (gráficos 8 e 9), que apenas o setor de transportes vem melhorando sensivelmente a sua intensidade energética, desde 1970. Os demais setores, principalmente o industrial, mostram que há muito a ser feito. Dessa forma, o foco das campanhas e dos programas de eficiência energética deve direcionar-se para estes setores cuja intensidade energética é crescente, sem ignorar as ações positivas das outras atividades.

7.2 Políticas de eficiência energética: redirecionamento do foco

O Brasil promove, desde 1986, o estímulo à eficiência energética com ações como o Programa Nacional de Conservação de Energia Elétrica (Procel), o Programa Brasileiro de Etiquetagem (PEB) e o Programa de Eficiência das Concessionárias de Energia Elétrica (PEE), direcionado às concessionárias de distribuição de energia elétrica, em obediência à Lei nº 9.991/2000. O destaque tem sido a disponibilização de equipamentos poupadores de energia, o que é incentivado, com sucesso, por programas como o Procel e o PEE.

O PEE é a ação que aporta o maior volume de recursos (R\$ 1,14 bilhão, na soma de todas as concessionárias, de janeiro de 2008 até março de 2010), ainda busca consolidação, pois os dados disponibilizados pela Aneel mostram que 80,5% dos recursos se destinam, basicamente, a duas categorias de economia de energia: substituição de equipamentos em residências de baixa renda – predomínio de eletrodomésticos – e no setor público – administração e empresas de energia. Do total de 447 projetos relacionados pela Aneel, no âmbito do PEE, essa primeira categoria contou com 63,3% dos recursos (R\$ 722,3 milhões); a segunda, com 17,2% dos recursos (R\$196,2 milhões). Por outro lado, o setor industrial teve apenas 3,1% (R\$ 36,15 milhões).

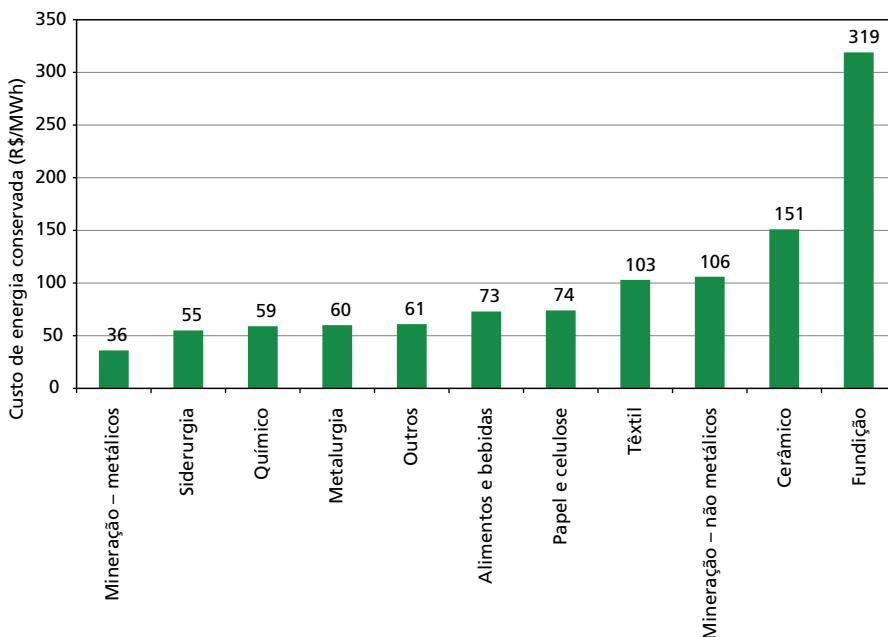
Em 2001 foi editada a Lei nº 10.295/2001, que confere ao Estado poder de estabelecer índices mínimos de eficiência – ou máximos de consumo – aos equipamentos produzidos ou comercializados no país. Apesar de o quadro regulatório ter bases que permitem a eficiência energética, são ainda insuficientes as medidas efetivas, no entendimento de Brasil (2007d). A conclusão deve-se, essencialmente, aos poucos efeitos constatados nas indústrias.

Estudo em parceria da Eletrobras com a CNI avaliou 217 projetos de eficiência energética na indústria, em 13 diferentes setores. O estudo confirmou as projeções divulgadas pela EPE (BRASIL, 2007d) quanto às vantagens econômicas de se investir na conservação da energia e apontou números: quando se adota a conservação, em lugar da simples adição de energia nova no processo industrial, a economia pode chegar a 43% do custo de adição de 1kWh (ELETROBRAS; CNI, 2009). O gráfico 11 mostra os valores poupados em cada um dos 13 setores pesquisados.

O estudo Eletrobras/CNI está em consonância com o que apontou o PNE 2030 (BRASIL, 2007d) quanto à diferença financeira entre a geração de energia. Segundo o PNE, atendendo-se aos padrões ambientais e também a um programa de conservação, tornam-se mais baratos os programas de eficiência. O Plano mostra que a economia para o país, com a instalação de novas fontes, seria na faixa de US\$ 8,4 bilhões, ou US\$ 1,32 mil US\$/kW, para uma capacidade adicional de 6400 MW (BRASIL, 2007d).

GRÁFICO 11

Comparação de custos da economia de energia por setor e o custo da energia nova pela média dos setores



Fonte: Eletrobras/CNI (2009).

O maior problema apontado pela pesquisa foi a existência de equipamentos obsoletos na área dos processos térmicos (caldeiras e outros), os quais são, também, altamente emissores de GEE e de poluentes. Por isso, as políticas oficiais de eficiência energética, voltadas para a energia elétrica, não alcançam a indústria. Há necessidade de se promoverem mais pesquisas e desenvolvimento que apontem caminhos para melhorias permanentes, além da substituição dos equipamentos. Uma das maneiras de se viabilizarem as mudanças é o aumento do diálogo com a indústria, no sentido de difundir as vantagens da conservação da energia; outra medida é a combinação de ações de indução à mudança, por meio de incentivos temporários à indústria, para viabilização financeira da modernização de seus equipamentos.

Por outro lado, nos projetos apoiados pelo BNDES, seria desejável a adoção de indicadores de eficiência a serem alcançados pelos tomadores de recursos. Inicialmente, esses indicadores seriam orientadores de ações em prol da eficiência energética. Em um segundo momento, o Banco pode avaliar a vinculação de condições vantajosas de concessão de recursos a metas de alcance de eficiência no uso da energia. Da mesma forma, tais medidas podem ser adotadas para a adoção de maiores cuidados com o meio ambiente.

8 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este texto apresentou um breve cenário atual e no médio prazo envolvendo o tema energia e meio ambiente no Brasil, com destaque para as interações entre políticas públicas, a geração e o consumo de energia. Procurou-se evidenciar que, muito mais do que um sacrifício para a economia nacional, a sustentabilidade ambiental deve ser vista como uma oportunidade para o desenvolvimento socioeconômico. Este raciocínio segue a tendência mundial, talvez irreversível, de uso de energias alternativas com responsabilidade social e ambiental, na perspectiva da gestão integrada dos recursos naturais.

Com essa abordagem o texto procurou identificar, no perfil da matriz energética brasileira, as perspectivas e os principais desafios da gestão socioambiental na geração e no consumo. Os desafios e oportunidades destacados, tendo em vista a integração e a coordenação de esforços nas áreas de energia e meio ambiente, de forma bastante resumida, bem como sugestões adicionais, são os seguintes:

- As projeções de geração de energia apontam redução, ainda que pequena, no percentual de participação das fontes renováveis na matriz energética, com oscilações entre mais e menos fontes renováveis.
- O aumento da produção e consumo dos biocombustíveis implica ganhos ambientais e socioeconômicos, mas aumenta os impactos e conflitos na etapa da produção, necessitando redimensionamento da área de gestão ambiental.
- A previsão de recursos para a área de geração de energia, inclusive em atividades com grande impacto ambiental, não tem vinculação com a área de meio ambiente, nos documentos de planejamento energético, o que seria um aspecto desejável.
- O financiamento da pesquisa em energia e meio ambiente deve ser incentivado, com alterações e melhor distribuição dos recursos para P&D, inclusive no que se refere à área nuclear.
- O financiamento de P&D deve contar com recursos oriundos da produção de eletricidade a partir de fontes de origem fóssil, em maior proporção que a atual.
- Há necessidade de se reduzir a intensidade energética, principalmente nos grandes consumidores da indústria, devendo-se direcionar o foco das políticas nesse sentido.
- A coordenação e integração de ações na área de energia e meio ambiente dever ser conduzida por estruturas perenes e não apenas pontuais e esporádicas.

- É desejável que a elaboração de relatórios de diagnósticos de emissão de GEE e poluentes, pela matriz energética e outros setores, seja feita com maior frequência.
- O incentivo e o financiamento de atividades econômicas intensivas em energia deve considerar conta indicadores da área de energia e meio ambiente.
- É necessário debater alternativas de compensação financeira – para municípios, ou para a agricultura e para o espaço rural – para atividades de produção de energia renovável e de alimentos, à semelhança dos *royalties* do petróleo ou da geração hidrelétrica.

Além desses aspectos pontuais, o desafio que permanece central em políticas públicas de energia é o de aliar as ações tradicionais do Estado para o curto prazo com as premissas de longo prazo, fato inerente também às questões ambientais. Este artigo levanta a questão da necessidade de se reformularem as medidas para o alcance de estágio superior na integração entre meio ambiente e energia. Tal integração pressupõe fortalecimento dos órgãos ambientais e dos sistemas colegiados de consulta e deliberação, medidas essas ao alcance das ações de governos, inclusive pela condição favorável de ganho de novos mercados.

Para além desses aspectos, o desejável é que o país defina a plataforma de geração de energia a partir do tipo de desenvolvimento social e econômico que se deseja; fazer o contrário, ou seja, partir da disponibilidade de energia para desenvolver a economia parece contra indicado, especialmente quando se trata de exportação de *commodities* ou mercadorias de baixo valor agregado e com alto gasto de energia.

A adoção e divulgação sistemática de indicadores da relação energia e meio ambiente, inclusive por setor produtivo, seria útil também para orientar e induzir projetos do setor privado, bem como para que o financiamento público os utilizasse cada vez mais como base orientadora da destinação de recursos. Dado que o Banco estatal BNDES é responsável pela maior parte (mais de 80%) do financiamento dos projetos do setor energético, uma maior coordenação de esforços e o direcionamento para a sustentabilidade devem compor a diretriz principal nesse sentido.

REFERÊNCIAS

- ABRAHAM, E. R.; RAMACHANDRAN, S.; RAMALINGAM, V. Biogas: Can it be an important source of energy? **Environmental Science and Pollution Research**, v. 14, p. 67-71, 2007.
- A ENERGIA do futuro: como combater o aquecimento global sem prejudicar a economia. **Scientific American Brasil**, São Paulo, Duetto Editorial, ano 5, n. 53, p. 21-95, 2006, 100p.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (ANEEL). **Banco de Informações de Geração** (BIG). Disponível em: <<http://www.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/capacidadebrasil.asp>>. Acesso em: jun. 2010.
- AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS (ANP). **Boletim mensal do biodiesel**, mar. 2010. 9p. Disponível em: <<http://www.anp.gov.br/biocomustiveis>>. Acesso em: 28 abr. 2009.
- BANCO NACIONAL DO DESENVOLVIMENTO (BNDES). **Desembolso ao Programa Biodiesel**. Planilha resumida enviada por comunicação Diset – Ipea/BNDES, mar. 2010. 1p. Sem dados de publicação.
- _____. **Desembolso do sistema BNDES para o setor sucroalcooleiro, 1990-2009**. Planilha resumida enviada por comunicação Diset – Ipea/BNDES, mar. 2010. 1p. Sem dados de publicação.
- BILITEWSKI, B.; HÄRDITL, G.; MAREK, K. **Abfallwirtschaft – Handbuch für Praxis und Lehre**. 3. ed. Springer, 2000.
- BRASIL. Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT). **Comunicação nacional inicial do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre mudança no clima**. Brasília, 2004.
- _____. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (Mapa). **Plano Nacional de Agroenergia**. Brasília, 2005.
- _____. Ministério de Minas e Energia (MME)/Empresa de Pesquisa Energética (EPE). **Plano Nacional de Energia 2030**. Caderno 1: análise retrospectiva. Brasília, 2007a. Disponível em: <<http://www.epe.gov.br>>. Acesso em: 6 ago. 2009.
- _____. Ministério de Minas e Energia (MME)/Empresa de Pesquisa Energética (EPE). **Plano Nacional de Energia 2030**. Caderno 2: projeções. Brasília, 2007b. Disponível em: <<http://www.epe.gov.br>>. Acesso em: 6 ago. 2009.
- _____. Ministério de Minas e Energia (MME)/Empresa de Pesquisa Energética (EPE). **Plano Nacional de Energia 2030**. Caderno 10: combustíveis líquidos. Brasília, 2007c. Disponível em: <<http://www.epe.gov.br>>. Acesso em: 6 ago. 2009.

_____. Ministério de Minas e Energia (MME)/Empresa de Pesquisa Energética (EPE). **Plano Nacional de Energia 2030**. Caderno 11: eficiência energética. Brasília, 2007d. Disponível em: <<http://www.epe.gov.br>>. Acesso em: 6 ago. 2009.

_____. Presidência da República. **Objetivos de Desenvolvimento do Milênio: Relatório Nacional de Acompanhamento**. Brasília, 2007e.

_____. Ministério de Minas e Energia (MME). **Resenha Energética Brasileira** – versão preliminar, abr. 2009, 22 p. Brasília: 2009a. Disponível em: <<http://mme.gov.br/ben>>. Acesso em: 10 jan. 2010.

_____. Ministério de Minas e Energia (MME). **Boletim mensal dos combustíveis renováveis**, Brasília, DCR, n. 17, maio 2009b.

_____. Ministério de Minas e Energia (MME). **Balanco Energético Nacional**. Brasília, 2009c.

_____. Ministério de Minas e Energia (MME)/Empresa de Pesquisa Energética (EPE). **Estudo do Plano Decenal de Expansão de Energia (PDE) 2008-2017**. Rio de Janeiro: EPE, 2009d. Disponível em: <<http://www.epe.gov.br>>. Acesso em: 6 ago. 2009.

_____. Ministério do Meio Ambiente (MMA)/Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (Mapa). **Zoneamento Agroecológico da Cana-de-Açúcar**: expandir a produção, preservar a vida, garantir o futuro. Brasília, 2009e.

_____. Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT). **Inventário brasileiro das emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa**: informações gerais e valores preliminares. Brasília, 2009f.

CAVALIERO, C. K. N.; DA SILVA, E. P. Electricity generation: regulatory mechanisms to incentive renewable alternative energy sources in Brazil. **Energy Policy**, Amsterdã, Elsevier n. 33, 2005.

CENTRAIS ELÉTRICAS BRASILEIRAS S/A (ELETROBRAS); CONFEDERAÇÃO NACIONAL DA INDÚSTRIA (CNI). **Eficiência energética na indústria**: o que foi feito no Brasil, oportunidades de redução de custos e experiência internacional. Brasília: Eletrobras, 2009.

CENTRAL INTELLIGENCE AGENCY (CIA). **World Factbook, 2009**. Disponível em: <<https://www.cia.gov/library>>. Acesso em: 8 ago. 2009.

COSTA, C. V. **Políticas de promoção de fontes novas e renováveis para geração de energia elétrica**: lições da experiência europeia para o caso brasileiro. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro – Coppe, Rio de Janeiro, 2006.

DEUCH, J. M.; MONIZ, E. J. Opção nuclear. **Scientific American Brasil**. A energia do futuro: como combater o aquecimento global sem prejudicar a economia, São Paulo, Duetto Editorial, ano 5, n. 53, p. 46-51, 2006, 100 p.

DIJKGRAAF, E.; VOLLEBERGH, H. R. J. Burn or bury? A social cost comparison of final waste disposal methods. **Ecological Economics**, v. 50, p. 233-247, 2004.

_____. Response to Letter to the Editor. **Ecological Economics**, v. 66, p. 557-558, 2008.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Embrapa Agrobiologia. **Energia limpa** – Capim elefante pode substituir o carvão mineral. 2006. Disponível em: <http://www.cnpab.embrapa.br/imprensa/pautas/pauta_campim_elefante.html>. Acesso em: maio 2010.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (EPE). **A questão socioambiental no planejamento da expansão da oferta de energia elétrica**. Rio de Janeiro, 2006.

_____. **Investimentos em energia atingirão R\$ 767 bilhões nos próximos 10 anos**. Informe à imprensa PDE 2008-2117. Brasília, 2009.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA). **EN2: Final Energy Consumption Intensity**, 2008. Disponível em: <http://themes.eea.europa.eu/Sectors_and_activities/energy/indicators>. Acesso em: 2 Mar. 2010.

EUROPEAN WIND ENERGY ASSOCIATION (EWEA). **Annual Report**. Brussels, 2009.

GAMA, H. F. L. N. Ecocapitalismo e neoliberalismo: a corrida empresarial pelo ouro verde ISO 14001. *In*: DUARTE, L. M. G.; THEODORO, S. H. **Dilemas do Cerrado**: entre o ecologicamente (in)correto e o socialmente (in)justo. Rio de Janeiro: Garamond, 2002, p. 107-137.

GOLDEMBERG, J.; LUCON, O. **Energia e meio ambiente no Brasil**. São Paulo: Estudos Avançados, Edusp, v. 21, n. 59, 2007, p. 7-20.

GRUPO DE ECONOMIA DA ENERGIA. **Projeto Matriz Brasileira de Combustíveis**. Instituto de Economia da UFRJ/Núcleo de Assuntos Estratégicos da Presidência da República. Rio de Janeiro: IE/UFRJ, 2006. 170p.

INTERNATIONAL ENERGY AGENCY (IEA). **Key World Energy Statistics**. OECD/IEA, 2009. Disponível em: <http://www.iea.org/textbase/nppdf/free/2009/key_stats_2009.pdf>. Acesso em: 20 fev. 2010.

IPEA. **BIOCOMBUSTÍVEIS NO BRASIL: ETANOL E BIODIESEL**. **COMUNICADO** n. 53, MAIO 2010. Brasília, 2010. 57p.

LUCENA, A. F. P. *et al.* The vulnerability of renewable energy to climate change in Brazil. **Energy Policy**, n. 37, 2009.

MANYARI, W. V.; CARVALHO JR., O. A. Environmental considerations in energy planning for the Amazon region: Downstream effects of dams. **Energy Policy**, n. 35, 2007.

NASCIMENTO, S. M.; DUTRA, R. I. J. P.; NUMAZAWA, S. Resíduos de indústria madeireira: caracterização, conseqüências sobre o meio ambiente e opções de uso. **Holos Environment**, Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, v. 6, n. 1, 2006.

OBSERVATOIRE DES ENERGIES RENOUVELABLES (OBSERV'ER). **8th Eurobserv'er Report**: the state of renewable energies in Europe. Bruxelas: Epel Industrie Graphique, 2008.

OLIVEIRA L. B.; ROSA L. P. Brazilian waste potential: energy, environmental, social and economic benefits. **Energy Policy**, n. 31, p. 1481-1491, 2003.

PETRÓLEO BRASILEIRO S/A. (Petrobras). **Plano de Negócios 2009-2013**. Brasília, 2009.

QUADRELLI, R.; PETERSON, S. The energy-climate challenge: Recent trends in CO₂ emissions from fuel combustion. **Energy Policy**, v. 35, 2007.

SOCOLOW, R. H.; PACALA, S. W. Um plano para manter o carbono sob controle. *In*: **Scientific American Brasil**. A energia do futuro: como combater o aquecimento global sem prejudicar a economia, São Paulo, Duetto Editorial, ano 5, n. 53, p. 30-37, 2006, 100 p.

SOUSA, E. L.; MACEDO, I. C. **Etanol e bioeletricidade**: a cana-de-açúcar no futuro da matriz energética. São Paulo: Unica, 2009.

TOLMASQUIM, M. T.; GUERREIRO, A.; GORINI, R. Matriz energética brasileira. **Novos Estudos**, n. 79, nov. 2007.

VIEIRA, S. M. M.; SILVA J. W. **Emissões de metano no tratamento e na disposição de resíduos**. Ministério da Ciência e tecnologia (MCT) e Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), Brasília, 2006.

WORLD ENERGY COUNCIL (WEC). **Energy Efficiency Policies around the World**: Review and Evaluation World Energy Council 2008. London: WEC, 2008. Disponível em: <<http://www.worldenergy.org/publications/1721.asp>>. Acesso em: 17 Nov. 2009.

O PAGAMENTO PELO CONSUMO DE ÁGUA PROVENIENTE DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO: O CASO DO DISTRITO FEDERAL

1 INTRODUÇÃO

A água que abastece Brasília e as regiões administrativas do Paranoá, do Cruzeiro, do Lago Sul e do Lago Norte no Distrito Federal é fornecida pelo sistema integrado de captação da Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (CAESB), a partir das barragens de Santa Maria e Torto. Situadas no interior do Parque Nacional de Brasília (PNB), esses reservatórios atestam a importância de uma unidade de conservação na proteção de recursos hídricos para o abastecimento humano. De fato, assim que essa água sai dos limites do parque, sujeita-se a um acentuado processo de degradação, devido principalmente aos rejeitos de casas e de barracos que, sem a autorização dos órgãos governamentais responsáveis, instalaram-se naquela localidade, poluindo estes recursos hídricos.

Os residentes das regiões abastecidas com a água captada nesses reservatórios consomem aproximadamente 624.596.400 litros de água por dia, e os custos incorridos aos aproximadamente 407,7 mil habitantes que utilizam esta água diariamente são de certa forma incalculáveis, pois as despesas com captação, tratamento e distribuição tornam-se cada vez mais elevados.

A população consciente está disposta a pagar uma quantia extra de sua renda para ter água de melhor qualidade em suas residências e, nesse sentido, o presente estudo visa analisar os efeitos socioeconômicos e ambientais nos preços real e contingente da água proveniente do sistema Santa Maria – Torto.

Como objetivo primeiro da pesquisa, torna-se essencial avaliar as preferências declaradas pelos consumidores residenciais de água proveniente daquele sistema de captação, bem como estimar a contribuição financeira decorrente da aplicação do Art. 47, da Lei nº 9.985, que criou o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC).

Além desta introdução, a pesquisa conta também com mais cinco seções. Na seção 2 constam os objetivos específicos do presente trabalho. A seção 3 identifica a utilização do método de valoração contingente como o método mais confiável na utilização e sistematização dos dados estatísticos, com finalidade de atribuir confiabilidade ao trabalho de captação do real valor dado às pessoas pela

água que bebem. A seção 4 apresenta o método de pesquisa, que permite o desenho de um mercado hipotético para a provisão de um recurso natural a partir do esboço de cenário ambiental, no qual estão citadas as condições de preservação do recurso hídrico. Também nesta seção será apresentado o material de pesquisa, tais como a estimação da amostra e da coleta de dados. A seção 5 apresentará os resultados de estimação da função econométrica com log duplo, a qual permitiu a determinação do excedente do consumidor relativo por cidade satélite. Na seção 6 será a apresentação das considerações finais da pesquisa.

2 OBJETIVOS DA PESQUISA

Entre os objetivos da pesquisa destacam-se a avaliação das preferências declaradas pelos consumidores residenciais de água proveniente do Parque Nacional de Brasília – Água Mineral e Torto – e a estimação da contribuição financeira decorrente da aplicação do Art. 47, da Lei nº 9.985, que criou o SNUC. Posto isso, a pesquisa busca responder ao seguinte questionamento: Qual é o efeito de variáveis socioeconômicas e ambientais nos preços real e contingente da água proveniente do sistema Santa Maria – Torto?

3 DEMANDA CONTINGENTE POR ÁGUA

A água é um bem de consumo que possui valor econômico, por suas características físico-químicas ela é essencial à vida humana, animal e vegetal, contudo, os recursos hídricos tornam-se cada dia mais escassos na natureza. Segundo Al-Ghuraiz e Enshassi (2005), a escassez da água é um convite a crises econômicas que modificam facilmente os preços e a demanda por água na área do Oriente Médio conhecido como Faixa de Gaza. Transfronteiriço ao mar Mediterrâneo, a água utilizada principalmente nos afazeres domésticos declina rapidamente em qualidade e quantidade.

Entretanto, não apenas a Faixa de Gaza sofre com a perda de qualidade e quantidade dos recursos hídricos, a água vem adquirindo *status* de bem de consumo superior no mundo todo e sua demanda torna-se cada vez mais inelástica. Para os autores, o setor controlador dos recursos hídricos deve fixar um preço justo à água, a fim de melhorar os serviços de fornecimento sem aumentar com isso os custos destes serviços.

Para tanto, fixar preço não deve ser visto unicamente como forma de equilibrar oferta e demanda, para Al-Ghuraiz e Enshassi (2005) ancorar o preço da água é essencial também como medida de assegurar o bem-estar social e manter o meio ambiente limpo. Os pesquisadores, no intuito de atribuir preço ao m³ da água, utilizaram o método de valoração contingente como a ferramenta de pesquisa mais apropriada aos seus objetivos. Esta ferramenta se mostrou bastante

significante, pois, como uma parcela muito pequena de questionários foi inviabilizada, o método de pesquisa pôde captar a sensibilidade das pessoas em relação aos recursos hídricos do qual elas dependem e incutiu o sentimento de que, extrair uma parcela mensal de renda é satisfatório quando se pode consumir água limpa e de boa qualidade.

Como resultado da investigação Al-Ghuraiz e Enshassi (2005) revelaram que, a voluntariedade em pagar pelo serviço de melhoramento da qualidade da água está em torno de 225,70 new israeli shekel (NIS), média mensal *per capita* dos consumidores da Faixa de Gaza. O NIS é a moeda corrente naquela área e equivalia a US\$ 0,21 em 2002, período da pesquisa, ou seja, a população residente na Faixa de Gaza estava disposta a pagar pelo melhoramento da água consumida em 2002, US\$ 47,40 dólares *per capita*.

Al-Ghuraiz e Enshassi (2005) recomendam fixar o preço da água em 3,00 NIS/m³, ou seja, US\$ 0,63 dólares por m³ de água consumida. Os autores também consideraram em sua pesquisa o subsídio às famílias de baixa renda que não podem pagar pelo preço médio fixado.

O método de valoração contingente é o mais usado em pesquisas que têm por objetivo valorar bens ambientais, contudo a Agência Britânica do Meio Ambiente decidiu por testar um método de pesquisa conhecido por *ranking* contingente, a fim de fazer comparações entre os dois métodos, sobre a gerência de águas de rios publicamente financiadas. Bateman *et al.* (2006) contrastaram aplicações do método de valoração contingente e do método de *ranking* contingente para valorar melhorias na qualidade da água do rio Tamer, que atravessa a cidade de Birmingham no Reino Unido.

Os autores identificaram que em relação ao método de valoração contingente, as pessoas eram incapazes de indicar uma disposição a pagar, pois o cenário de pesquisa era demasiado hipotético e/ou de difícil entendimento ou que mais informações em custos eram necessárias. A amostra continha um grau elevado de ofertas que indicavam os níveis da qualidade da água iguais a zero, a razão mais citada era que os respondentes já pagavam muitos impostos ou que a obrigatoriedade do pagamento para uma melhor qualidade da água era da responsabilidade dos poluidores. Para os pesquisadores estes achados sugerem uma considerável resistência a aplicação do método de valoração contingente.

Por outro lado, em relação ao método de *ranking* contingente, Bateman *et al.* (2006) afirmam que, os respondentes acharam este método substancialmente mais fácil de responder e isto se reflete na taxa de falta de resposta que é menor que 2%. Os autores indicaram que os valores obtidos do exercício *ranking* contingente são significativamente mais elevados do que aqueles derivados das perguntas do método de valoração contingente, quando os protestos

são incluídos nos valores. Entretanto este é somente o argumento mediano para melhorias, as possíveis implicações destes resultados são consideradas dentro das observações dos pesquisadores.

A conclusão de Bateman *et al.* (2006) é que, em avaliação de políticas públicas, em que a resposta à valoração examina necessidades de maximização, e em que o cenário ambiental que está sendo avaliado é conceitualmente difícil de compreender, o formato do *ranking* contingente pode ser a escolha mais apropriada como ferramenta de valoração do que um exame equivalente do método de valoração contingente no formato *open-ended*.

Todavia, no estudo de caso realizado por Birol, Karousakis e Koundouri (2006), na Grécia, o método de valoração contingente foi aplicado com o objetivo de fornecer suporte de decisão para avaliar os efeitos da mudança global futura em ecossistemas aquáticos na Europa. A finalidade da pesquisa foi definir o papel de técnicas econômicas de valoração a fim de ministrar assistência em projetos que visam a eficiência, a equidade e a formulação de políticas sustentáveis para a gerência de recursos hídricos, frente a problemas ambientais, tais como a poluição, o uso de terras intensivo na agricultura e as mudanças climáticas.

Como um Estado-membro da União Europeia e signatário da Convenção de Ramsar (1971) – Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional, em especial habitats de aves aquáticas –, a Grécia é obrigada a conservar sustentabilidade, controlar e melhorar as condições de seus *wetlands* e outros recursos hídricos. De acordo com Birol, Karousakis e Koundouri (2006) o alvo do estudo é estimar os valores de não uso do *wetland* de Cheimaditida na Grécia, usando para isso o método de valoração contingente, que é uma das técnicas de valoração capaz de estimar valores de não uso dos recursos ambientais.

Os pesquisadores realizaram 122 entrevistas em 2005 para identificar as determinantes dos valores escolhidos pela população grega de Atenas e Thessaloniki, comprovando a teoria econômica, os resultados da equação de valoração revelaram que, a disposição a pagar (DAP) aumenta conforme o nível de instrução e renda. Os resultados do modelo ainda indicam que as mulheres que residem em áreas urbanas são mais prováveis de decidir contribuir ao fundo da gerência do *wetland*. Os autores também descobriram que aqueles que visitaram o *wetland* e aqueles com renda mais elevada são mais prováveis de indicar valores mais elevados aos valores de não uso do *wetland*.

Os valores de não uso, segundo Birol, Karousakis e Koundouri (2006), podem ser combinados com valores diretos e indiretos do uso do *wetland* de Cheimaditida para estimar seu valor econômico total (VET), que pode fornecer aos formuladores de políticas públicas informação econômica necessária para assegurar a gerência sustentável e eficiente do *wetland* de Cheimaditida.

Concluíram Birol, Karousakis e Koundouri (2006), que técnicas de valoração permitem o cálculo de custos e benefícios confidenciais de um projeto ou de uma política a uma estimação dos custos e dos benefícios sociais de uma atividade econômica. O método de valoração contingente (MVC) e outras técnicas econômicas de valoração são úteis porque quantificam como o público percebe a importância da saúde do ecossistema em sua localidade, nacional e internacional, e ilustra como a participação pública pode ser incorporada em processos de decisão.

De acordo com Casey, Kahn e Rivas (2006) a capital do estado do Amazonas, Manaus, contém aproximadamente 1,5 milhão de residentes, e estas pessoas formam o epicentro das atividades econômicas e do desenvolvimento da Bacia Amazônica.

Conforme os autores, o atual sistema de tratamento de água na cidade de Manaus foi construído quando viviam naquela cidade aproximadamente 100 mil pessoas. Como a população mais do que dobrou atualmente, aumentou também o interesse público ao acesso principalmente pela saúde pública. Aqueles que possuem condições de comprar água o fazem, os demais permanecem suscetíveis a doenças provenientes da água suja.

Casey, Kahn e Rivas (2006), conduziram sua pesquisa a 1.600 residentes, coletando informações sobre necessidades atuais pelos recursos hídricos, interesse pela saúde e dados socioeconômicos. A fim de determinar quanto os cidadãos estão dispostos a pagar pelo acesso universal aos serviços de água em casa, os pesquisadores utilizaram o MVC, para decidir quanto as pessoas pagariam pelo melhoramento nos serviços relacionados à água.

As conclusões de Casey, Kahn e Rivas (2006), é que os residentes da cidade de Manaus estão dispostos a pagar mais do que R\$ 12,00 por mês para melhoramentos nos serviços relacionados à água. Para alcançarem este resultado os pesquisadores empregaram 1.479 observações em quatro formatos diferentes de eliciação, entre eles, o método de *open-ended*, *open-ended* com indicação pré-qualificada, escolhas dicotômicas decrescentes e finalmente escolhas dicotômicas crescentes.

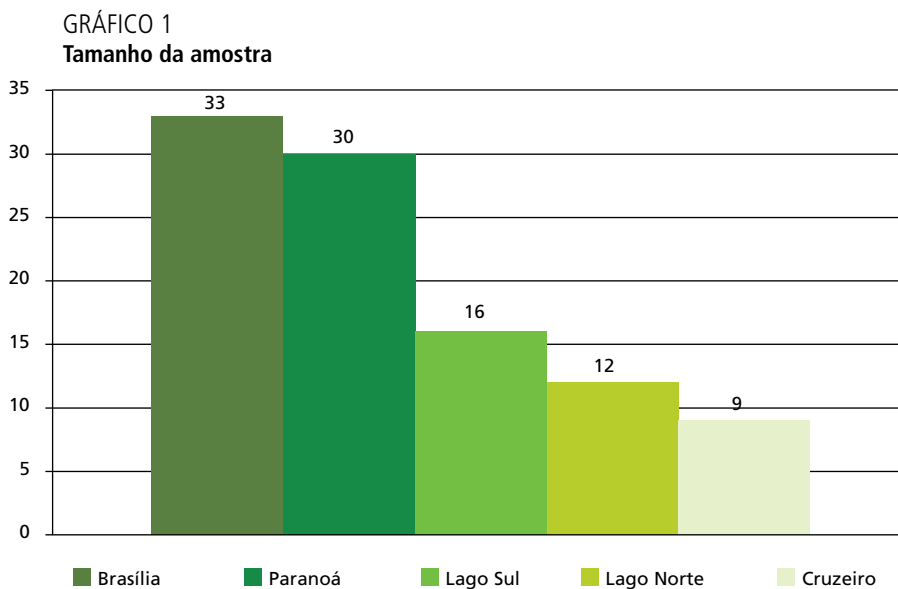
4 MATERIAIS E MÉTODO DE PESQUISA

Os dados da pesquisa *Demanda Contingente por Água no Distrito Federal* foram coletados por meio de um *survey* de pesquisa aplicado em 400 residências de Brasília, Lago Sul, Lago Norte, Cruzeiro e Paranoá. A amostra foi estimada com 95% de confiabilidade e 5% de erro, e estratificada de acordo com o total de consumidores destas cidades. O método de valoração contingente foi usado com o objetivo de estimar, por meio de uma função econométrica com log duplo, o excedente do consumidor relativo por cidade satélite.

Esse método de pesquisa permite que seja desenhado um mercado hipotético para a provisão de um recurso natural, a partir do esboço de cenário ambiental, no qual estão citadas as condições de preservação do recurso água. Este cenário visa eliciar a disposição a pagar dos usuários do PNB de Brasília, a fim de indicar políticas de preservação do recurso hídrico proveniente do parque.

5 ESTRATIFICAÇÃO AMOSTRAL

Levando-se em consideração que as ligações ativas com hidrômetros em Brasília contém 18.064; Lago Sul – 8.809; Lago Norte – 6.386; Cruzeiro – 5.048; e Paranoá – 16.443, totalizando 54.750 ligações ativas com hidrômetros (CAESB, 2003). Definiu-se então, o tamanho da amostra conforme gráfico 1.



Tendo sido feitas as entrevistas, obtêm-se o perfil da amostra selecionada, conforme tabela 1. A maioria dos respondentes possui pelo menos o nível superior de escolaridade, idade média elevada acima dos 42 anos e renda familiar mensal considerada de média a alta, segundo os padrões brasileiro, conformando dessa forma, o alto nível de intelectualidade e compromisso consciente, da parte dos entrevistados, com a qualidade da água consumida por eles.

TABELA 1
Perfil da amostra selecionada

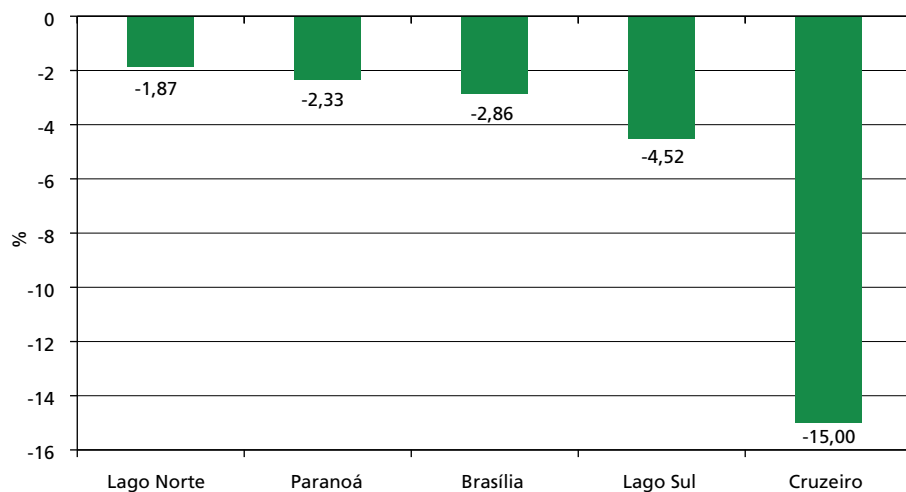
	Idade (anos)	Renda(R\$)	Porcentagem com 3ª grau
Lago Norte	52	3.451,00	100
Lago Sul	50	3.219,00	91
Brasília	48	1.620,00	69
Paranoá	46	1.135,00	65
Cruzeiro	42	3.007,00	41

Elaboração própria.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Algumas simulações estatísticas foram exercidas, a fim de se obter perspectivas futuras sobre as condições de consumo da água para os próximos anos, nas regiões administrativas do Distrito Federal em que as entrevistas foram realizadas. Observa-se, de acordo com o gráfico 2, uma redução geral no consumo de água para os próximos dez anos, em porcentagem, e uma alta redução no consumo, declarada pelos residentes do Cruzeiro que esperam reduzir o consumo de água em média até 15% nos próximos dez anos.

GRÁFICO 2
Redução de consumo

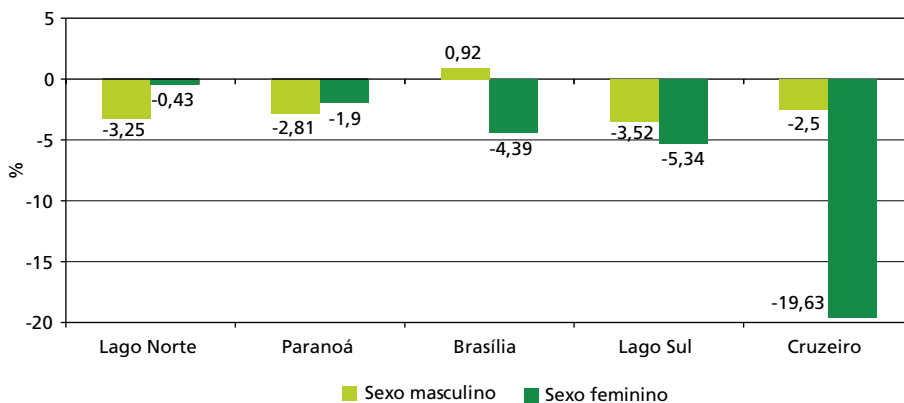


Elaboração própria.

Outra simulação dos resultados extremamente relevante e apresentada no gráfico 3 é em relação ao sexo dos respondentes em cada uma das regiões administrativas pesquisadas, que declararam diminuir o consumo de água nos próximos dez anos. Observa-se que, em geral quase todos os respondentes pretendem diminuir o consumo de água, entretanto, uma pequena parcela dos residentes em Brasília, 0,92% dos homens, declarou que esperam para os próximos dez anos um aumento no consumo de água.

GRÁFICO 3

Redução do consumo, segundo sexo do entrevistado



Elaboração própria.

Utilizando-se de uma distribuição conjunta com log duplo para o vetor aleatório logaritmo do preço da água, a fim de estimar a demanda real por água no Distrito Federal, estimou-se a seguinte regressão econométrica:

$$LN P = -1,341 + 1,211.LN C + 0,076.LN R + 0,178.LN E + 0,348.LN I$$

$$e \quad 0,223 \quad 0,038 \quad 0,023 \quad 0,036 \quad 0,051$$

$$t \quad -6,023 \quad 31,782 \quad 3,359 \quad 4,907 \quad 6,766$$

$$p \text{ valor} \quad 0,000 \quad 0,000 \quad 0,001 \quad 0,000 \quad 0,000$$

$$\hat{R} = 0,856 \quad \hat{S} = 0,23 \quad F = 593,9 \text{ (p valor} = 0,000)$$

Em que:

$LN P$ = logaritmo do preço da água da conta do consumidor

$LN C$ = logaritmo do consumo de água da residência

$LN R$ = logaritmo da renda familiar do consumidor

$LN E$ = logaritmo dos anos de escolaridade do respondente

$LN I$ = logaritmo da idade do respondente

e = erro dos coeficientes estimados

t = estatística t para os coeficientes estimados; p valor = nível de significância

= coeficiente de explicação ajustado

= erro padrão da estimativa

F = estatística teste de Fisher

No intuito de determinar o excedente do consumidor da água no Distrito Federal, também foi estimada uma regressão econométrica para definir a demanda contingente por água no Distrito Federal, sob o vetor aleatório logaritmo da disposição a pagar pela água, que ficou assim estabelecida:

$$LN D = -1,338 + 1,207 LN C + 0,081 LN R + 0,198 LN E + 0,345 LN I$$

e	0,229	0,039	0,023	0,037	0,053
t	-5,842	30,777	3,491	5,313	6,520
p valor	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000
\hat{R}	= 0,851	\hat{S}	= 0,24	F	= 571,1 (p valor = 0,000)

Em que:

$LN D$ = logaritmo da disposição a pagar pela água

$LN C$ = logaritmo do consumo de água da residência

$LN R$ = logaritmo da renda familiar do consumidor

$LN E$ = logaritmo dos anos de escolaridade do respondente

$LN I$ = logaritmo da idade do respondente

e = erro dos coeficientes estimados

t = estatística t para os coeficientes estimados; p valor = nível de significância

= coeficiente de explicação ajustado

= erro padrão da estimativa

F = estatística teste de Fisher

Tendo determinado o excedente do consumidor, torna-se fácil realizar uma estimativa de preço da água por m³ por meio da seguinte expressão matemática:

$$P\bar{X}_i = \frac{\left[\sum_{j=1}^{n_i} \exp(LN \hat{D}_{ij} - LN \hat{P}_{ij}) \right]}{\left[\sum_{j=1}^{n_i} C_{ij} \right]}$$

Em que:

$P\bar{X}_i$ = preço médio relativo da água por cidade, em m^3 .

\hat{D}_{ij} = preço da demanda contingente ajustada do indivíduo j , da cidade i .

\hat{P}_{ij} = preço pago ajustado pelo indivíduo j , da cidade i .

C_{ij} = consumo do indivíduo j , da cidade i .

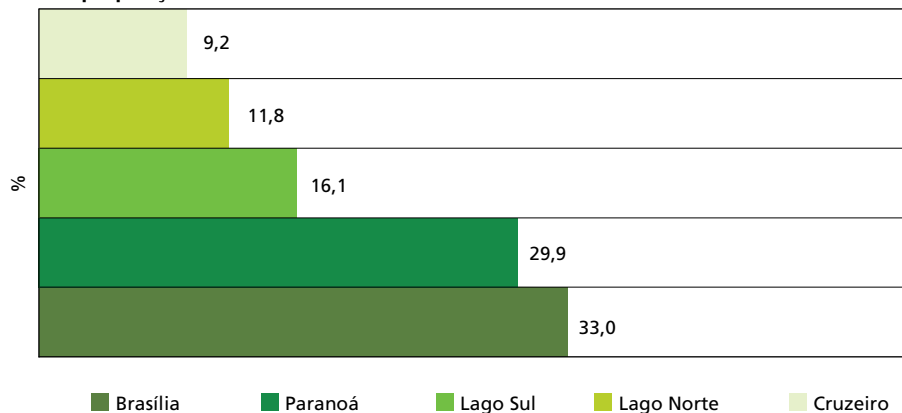
n_i = número de indivíduos da cidade i .

De acordo com as estatísticas, os resultados esperados dos valores dos excedentes relativos e dos consumos de água da amostra por cidade são: Brasília, $ec = R\$ 139,16$ e $2.743 m^3$; Paranoá, $ec = R\$ 126,16$ e $2.077 m^3$; Cruzeiro, $ec = R\$ 38,97$ e $1.134 m^3$; Lago Sul, $ec = R\$ 68,00$ e $1.673 m^3$; e Lago Norte, $ec = R\$ 49,96$ e $1.981 m^3$, respectivamente. Sendo o total geral do $ec = R\$ 422,25$ e $9.608 m^3$.

A apropriação de benefícios proporcionados pela preservação da água do PNB e a contribuição financeira proporcionada pela preservação da água do PNB comportam-se conforme os gráficos 4 e 5 respectivamente:

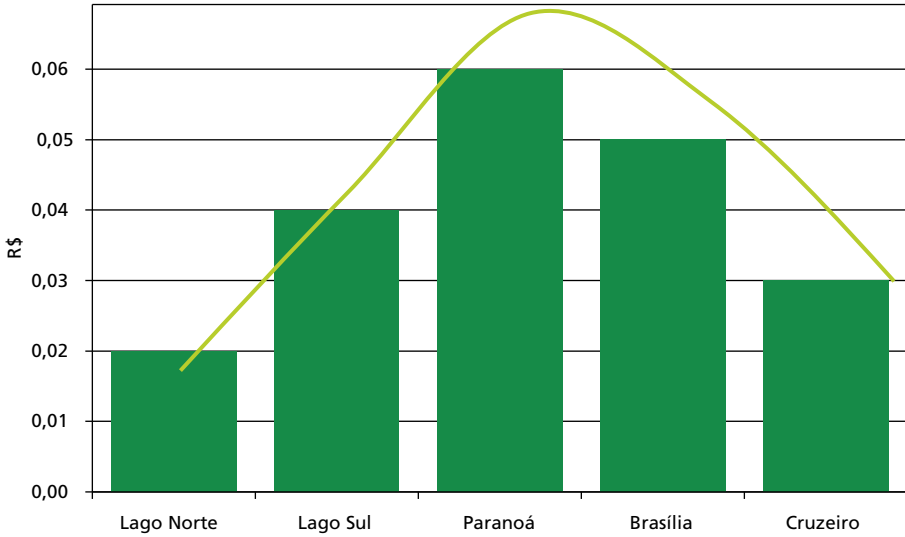
GRÁFICO 4

Apropriação dos benefícios



Elaboração própria.

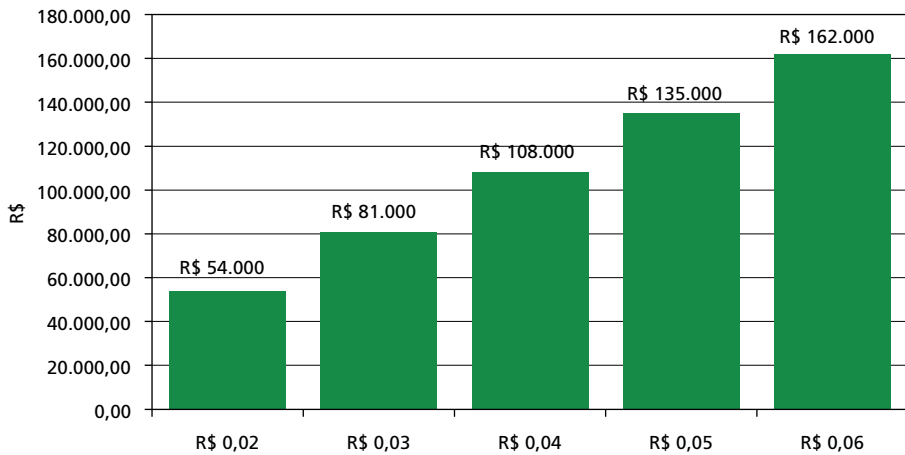
GRÁFICO 5
Contribuição financeira



Elaboração própria.

As receitas foram estimadas com base no volume de água captada do sistema Santa Maria – Torto, cuja captação mensal, em 2003, foi de 1.043 litros por segundo, devendo a expectativa de contribuição financeira mensal para o PNB ser conforme gráfico 6.

GRÁFICO 6
Receita estimada

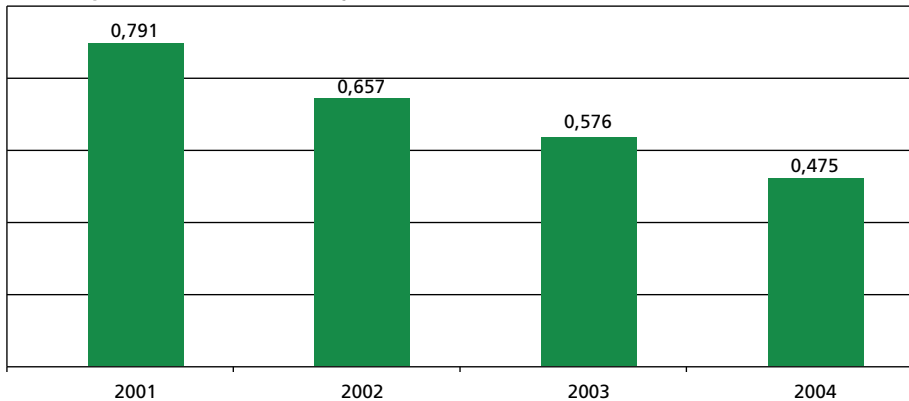


Elaboração própria.

Os impactos foram estimados, levando-se em conta o preço médio de R\$ 0,04 por m³ de água, em relação ao faturamento relativo ao abastecimento de água, conforme os balanços patrimoniais publicados pela CAESB para os anos de 2001 a 2004.

O impacto anual percentual da contribuição financeira sobre a receita de abastecimento de água da CAESB é como mostra o seguinte gráfico 7.

GRÁFICO 7

Impacto anual da contribuição financeira

Elaboração própria.

REFERÊNCIAS

- AL-GHURAIZ, Y.; ENSHASSI, A. Ability and willingness to pay for water supply service in the Gaza Strip. **Building and Environment**, Elsevier, Amsterdam, v. 40, n. 8, p. 1093-1102, 2005.
- BATEMAN, I. *et al.* Comparing contingent valuation and contingent ranking: a case study considering the benefits of urban river water quality improvements. **Journal of Environmental Management**, Elsevier, Amsterdam, v. 79, n. 3, p. 221-231, 2006.
- BIROL, E.; KAROUSAKIS, K.; KOUNDOURI, P. Using economic valuation techniques to inform water resources management: a survey and critical appraisal of available techniques and an application. **Science of the Total Environment**, Elsevier, Amsterdam, v. 365, n. 1, p. 105-122, 2006.
- CASEY, J.; KAHN, J.; RIVAS, A. Willingness to pay for improved water service in Manaus, Amazonas, Brazil. **Ecological Economics**, Elsevier, Amsterdam, v. 58, n. 2, p. 365-372, 2006.
- COMPANHIA DE SANEAMENTO DO DISTRITO FEDERAL (CAESB). **Sinopse do sistema de abastecimento de água**. 12. ed. Brasília, 2003.

ANÁLISE MATRICIAL DE MANEJO DE RECURSOS RENOVÁVEIS: UMA SUGESTÃO METODOLÓGICA PARA A CONCESSÃO DE FLORESTAS

1 INTRODUÇÃO

O presente artigo tem como objetivos: *i*) apresentar a abordagem matricial de Usher (1966) para o manejo sustentável de recursos renováveis como uma possível metodologia aplicada para a concessão de florestas nacionais; *ii*) realizar simulações a partir do modelo sobre a taxa de exploração para florestas; e *iii*) evidenciar a possibilidade, mas também os riscos associados à exploração da floresta.

O objetivo do administrador de uma concessão florestal é o de maximizar a produção sujeita a conservação do recurso, ou seja, este deve estar atento à exploração, mas também à conservação desses recursos, pois a conservação é necessária para que uma produção sustentável possa ser obtida. A conservação do recurso é obtida por meio da substituição das árvores exploradas por novas árvores e a produção ótima sustentável é atingida quando as proporções das diferentes classes de tamanho – ou idade – das árvores são mantidas, e isto é obtido por meio da determinação dessas proporções e do cálculo da quantidade de novas árvores que devem ser plantadas.

O presente trabalho utiliza como exemplo de recurso renovável as “Florestas de Seleção”, já no século XIX, Gurnaud concebeu o manejo destas florestas de maneira experimental e Biolley (1920, 1954) codificou as ideias e criou um sistema de administração experimental denominado de Check Method que permite produzir a maior quantidade de madeira possível, levando em conta as restrições qualitativas e de conservação. Este estudo utiliza os métodos de seleção feitos por Colette (1934, 1960), no qual, segundo Usher (1966), a exploração do caule é baseada no resultado de listas periódicas, registros de todas as árvores por espécie e por classe de circunferência. Colette calcula uma porcentagem geral de aproveitamento de uma classe de circunferência para a próxima e esse valor é utilizado para calcular a exploração. A importância do trabalho de Usher (1966) é mostrar que é possível se determinar, a partir do conhecimento dos recrutamentos individuais de cada classe do recurso em relação à classe ou às classes acima, uma estrutura teórica e que é única e pode ser definida para qualquer que seja o conjunto de objetivos do gestor.

O texto contém cinco seções, além desta introdução. A seção 2 apresenta o referencial teórico da concessão de florestas públicas na Amazônia. A seção 3 contém o modelo matricial de Usher (1966): o processo de crescimento, o processo de regeneração e a dinâmica do modelo. A seção 4 apresenta o exemplo de Usher (1966) para uma floresta de pinheiros. A seção 5 mostra como o modelo pode ser utilizado para fazer simulações e a seção 6 traz as considerações finais.

2 A CONCESSÃO DE FLORESTAS PÚBLICAS NA AMAZÔNIA

A perda contínua de importantes bens e serviços ambientais, principalmente pelo progressivo desmatamento das áreas florestais, em especial, nas florestas tropicais, exigem imediata atenção. Atualmente, 86% das áreas florestais mundiais estão sob a responsabilidade de governos em diferentes níveis, aproximadamente 5,4 bilhões de hectares. As florestas privadas constituem menos de 10% destas e a gestão comunitária, em somente 4% (AGRAWAL; CHHATRE; HARDIN, 2008).

Na África, a concessão para exploração das florestas públicas é a principal modalidade de gestão na região Centro-Oeste: Libéria, Costa do Marfim, Gana, Camarões, Gabão, Congo e África Central (GRUT; GRAY; EGLI, 1991; WRI, 2000). As concessões florestais na Ásia ocorrem principalmente na Malásia, na Indonésia, na Nova Guiné e no Camboja (WORLD BANK, 2000). Na América do Norte, o Canadá possui diversas formas de concessões; e na Europa, as concessões florestais não são comuns. Na América do Sul, de acordo com Gray (2000), a concessão de florestas era, já em 2000, estratégia dominante no Suriname, na Guiana, na Venezuela, na Guatemala, no Peru, na Bolívia e na Nicarágua.

Apesar desta tendência internacional, o autor alertou que problemas vêm sendo relatados em grande número de países e estes relatos geralmente envolvem aspectos comuns como: questões biológicas relacionadas às características de cada floresta; questões ambientais relacionadas a impactos da extração de madeira e manejo florestal; aspectos sociais envolvendo o uso das comunidades locais, entre outros.

A Amazônia, segundo a FAO (2004), era, até 2004, o segundo maior produtor de madeira tropical do mundo, apesar de ter grande maioria de suas florestas geridas pelo Estado. Sobre este aspecto, Fearnside (2008) observou que, o desmatamento em grande parte das áreas de fronteira na Amazônia é resultado de fatores socioeconômicos associados a falhas institucionais. É neste contexto que o efetivo controle governamental sobre o uso das florestas públicas no Brasil encontra-se em debate, incluindo seu uso pelas comunidades locais e sua possível concessão à exploração privada.¹ Todavia, em muitas

1. A concessão florestal pode ser entendida como uma delegação onerosa, feita pelo poder concedente – Distrito Federal, governos federal, estadual ou municipal –, do direito de praticar manejo florestal sustentável para explorar produtos e serviços em uma unidade de manejo (Art. 3º, item VII da Lei nº 11.476, de 2 de março de 2006).

regiões, incluindo áreas florestadas da Ásia, da África e da América Latina, os limites para a concessão enfrentam o desafio de coexistência com a extração ilegal de madeira (KELLER *et al.*, 2007).

Foram localizadas na literatura, diferentes correntes de pensamento a respeito da concessão de florestas à iniciativa privada. Por um lado, alguns autores (ALIG; LEE; MOULTON, 1990; CONRAD; GILLIS; MERCER, 2005; LENTINI; VERÍSSIMO; PEREIRA, 2005) afirmam que a concessão de florestas à iniciativa privada é uma boa solução para o desafio da sustentabilidade.

Neste sentido, Arima e Veríssimo (2002) acreditam que com o novo sistema de gestão de florestas na Amazônia, os problemas do desmatamento e a perda de recursos naturais serão resolvidos. Apesar desta aparente empolgação, Ferraz e Serôa (1998) haviam alertado, apesar de concordarem com as concessões, que a implantação de concessões em grandes extensões de florestas nacionais na Amazônia mesmo que necessário, não possui a capacidade de garantir a sustentabilidade da exploração madeireira na região.

Por outro lado, são muitos os autores que se opuseram a noção de benefícios apregoados pelos defensores das concessões (MERTENS; FORNI; LAMBIN, 2001; LANE, 2003; BALAND; FRANCOIS, 2005). Esta posição é reforçada pela ideia de que a decisão de adotar a concessão é sustentada por uma noção equivocada de que a exploração privada é mais sustentável que a exploração pública. No Brasil, esta se associa à noção de que o governo brasileiro está mais adequadamente aparelhado para monitorar atividades industriais florestais do que a adotar uma gestão pública sustentável.

Entretanto, Merry *et al.* (2003) chamaram atenção para algumas complicações desse modelo. Alertam os autores que: *i*) a produção de madeira subsidiada por concessões pode ampliar a extração ilegal em terras privadas; *ii*) as concessões adicionarão custos administrativos e profissionais para o seu acompanhamento; *iii*) as concessões não intimidarão a extração ilegal; e *iv*) a preferência tende a ser concedida, como sempre, aos grandes produtores.

Boscolo e Vincent (2007) identificaram, utilizando dois modelos empíricos, que os custos podem induzir concessionárias a ampliar a extração. Neste sentido, são muitos os estudos que apresentam os impactos da extração de madeira na floresta Amazônica. Os estudos sugerem que fatores críticos socioambientais podem explicar porque as indústrias madeireiras são responsáveis por grande extração e rápida migração na Amazônia (DICKINSON; DICKINSON; PUTZ, 1996; BROWDER, 1987; BARROS; UHL, 1995). Sugere-se que as práticas de extração na Amazônia e as políticas ambientais não encorajam as formas sustentáveis de exploração da madeira na Amazônia.

A extração de grandes quantidades de árvores adultas de alto valor comercial remove importantes sementes e prejudicam a regeneração (O'CONNELL, 1996). Isto exige uma contínua migração das indústrias rumo aos novos estoques. Como resultado, muitos pensadores questionam se será realmente possível efetivar a concessão de áreas florestadas na região (PINEDO-VASQUEZ *et al.*, 2001).

Ainda existem os que se contrapõem à concessão por apoiar um modelo de gestão comunitária das florestas públicas (TUCKER, 1999; BALAND; FRANCOIS, 2005; GODOY, 2006). Aqui se assume como resultado das concessões, tem-se de conceder os recursos florestais públicos ao setor privado, mas isto não é a única alternativa existente e se deixam de lado outros diferentes arranjos de exploração sustentável dos recursos florestais (GODOY, 2006). Recomenda-se que governos, indústrias e organizações não governamentais (ONGs) em conjunto, promovam a implementação de um modelo de gestão compartilhada em conjunto com as populações envolvidas (DENNIS *et al.*, 2008).

Logo, pode-se perceber que as experiências apontam para diversos fatores que estão potencialmente envolvidos no sucesso de uma proposta de gestão por meio da concessão das florestas públicas no Brasil e na Amazônia em especial. A gestão privada defendida como a melhor maneira de assegurar a utilização sustentável do recurso, segundo os estudos apresentados, não resulta automaticamente em gestão sustentável dos recursos. Por outro lado, a gestão pública também tem apresentado problemas. Tal fato aponta que existem outros elementos explicativos do sucesso de uma boa gestão florestal além de sua concessão ao setor privado.

3 O MODELO MATRICIAL DE USHER

O modelo de Usher (1966) é uma adaptação de modelos que buscam uma estrutura estável de idades em populações animais ou populações medidas por classes de idade estudadas por Leslie (1945, 1948), Williamson (1959) e Lefkovitch (1965).

3.1 O processo de crescimento

As árvores são divididas em seis classes de tamanhos (diâmetros) diferentes. Vamos assumir que uma árvore que está na *i*-ésima classe no início de um período de tempo poderá:

- pertencer à mesma classe no final deste período;
- pertencer a uma classe caracterizada por maior tamanho; ou
- ter morrido, e neste caso será explorada.

O processo de crescimento de recursos renováveis medidos em atributos de tamanho é representado por uma matriz quadrada estocástica P com $(n+1)$ linhas e colunas, construída a partir de dados de recrutamento que mostram as probabilidades dos organismos se moverem para outra classe ou permanecerem na mesma classe:

$$P = \begin{bmatrix} a_0 & \cdot & \cdot & \cdot & \cdots & \cdot & \cdot \\ b_0 & a_1 & \cdot & \cdot & & \cdot & \cdot \\ \cdot & b_1 & a_2 & \cdot & & \cdot & \cdot \\ \cdot & & b_2 & a_3 & & \cdot & \cdot \\ \vdots & & & & & & \\ \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & & a_{n-1} & \cdot \\ \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & & b_{n-1} & a_n \end{bmatrix}$$

Em que:

- a_i é a probabilidade de um organismo na i -ésima classe permanecer na mesma classe durante o período, i variando de 0 a n : ($i = 0, 1, 2, \dots, n$); e
- b_i é a probabilidade de um organismo da i -ésima classe passar para a classe $(i+1)$ durante o período, i variando de 0 a n : ($i = 0, 1, 2, \dots, n$).

Hipóteses:

- que $a_n < 1$: pressupõe-se que a exploração ocorra ao final do período, logo antes do início do novo período, e que a exploração da maior classe é majoritária;
- $a_i + b_i = 1$ ($i = 0, 1, 2, \dots, n - 1$): pois é impossível a perda de um organismo durante o período; e
- $0 \leq a_i < 1$ e $0 < b_i \leq 1$: já que todas as $n + 1$ classes representadas pela matriz são possíveis, uma parte dos indivíduos em cada classe, exceto pela n -ésima classe, devem ir para uma classe superior.

3.2 O processo regenerativo

A matriz Q demonstra o processo de regeneração e contém $n + 1$ colunas e fileiras. Essa matriz contém elementos iguais a zero, exceto por alguns elementos positivos na primeira fileira. Estes elementos representam funções da regeneração:

$$Q = \begin{bmatrix} a_0 & k_1 & k_2 & k_3 & \cdots & k_{n-1} & k_n \\ b_0 & a_1 & \cdot & \cdot & & \cdot & \cdot \\ \cdot & b_1 & a_2 & \cdot & & \cdot & \cdot \\ \cdot & & b_2 & a_3 & & \cdot & \cdot \\ \vdots & & & & & & \\ \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & & a_{n-1} & \cdot \\ \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & & b_{n-1} & a_n \end{bmatrix}$$

Em que: k_i é a função de regeneração da i -ésima classe, ($i = 1, 2, \dots, n$).

3.3 A dinâmica do modelo

A estrutura em um instante t é dado pelo vetor coluna q_t a seguir:

$$q_t = \{q_{t,0}, q_{t,1}, q_{t,2}, \dots, q_{t,n}\} \quad (1),$$

em que: $q_{t,i}$ ($i = 0, 1, 2, \dots, n$) indica o número de organismos na i -ésima classe em um tempo t .

Pelo fato de a matriz Q conter a estimativa da regeneração e as probabilidades de um organismo mudar de classe, a estrutura do recurso natural em um tempo $t + 1$ é dada por $q_{t+1} = Qq_t$.

A comparação entre a estrutura do recurso no instante t (q_t) e a estrutura do recurso no instante $t + 1$ (q_{t+1}) fornece as bases para o estudo da estabilidade do recurso natural. Caso o recurso em questão tenha atingido um ponto estável, a proporção de indivíduos em cada classe haverá de ser a mesma em ambos os períodos, mesmo que o número de indivíduos no recurso tenha aumentado nesse período. Este aumento será colhido para exploração. Então temos que:

$$Qq_t = 1/q_{t+1}.$$

Caso seja constante, o recurso será estável. Supondo-se que o ponto de estabilidade seja atingido, a estrutura estável de proporções pelo vetor q , será representada por:

$$Qq = q. \quad (2)$$

Da equação (2) notamos que 1 é uma raiz característica da matriz Q . Como a ordem da matriz Q é $n + 1$, existem $n + 1$ autovalores possíveis para 1 . Se existe um valor de 1 que é maior que uma unidade, então o número de árvores pode aumentar em um período de tempo, e o aumento neste número será uma medida da exploração potencial.

É fácil mostrar que os dados de regeneração e recrutamento podem ser representados pela matriz Q :

$$Q = \begin{bmatrix} a_0 & c_1(\lambda - 1) & c_2(\lambda - 1) & \cdots & c_{n-1}(\lambda - 1)c_n(\lambda - a_n) \\ b_0 & a_1 & \cdot & & \cdot & \cdot \\ \cdot & b_1 & a_2 & & \cdot & \cdot \\ \cdot & \cdot & b_2 & & \cdot & \cdot \\ \vdots & & & & & \\ \cdot & \cdot & \cdot & & a_{n-1} & \cdot \\ \cdot & \cdot & \cdot & & b_{n-1} & a_n \end{bmatrix}$$

Em que: c_i ($i = 1, 2, \dots, n$) é o número de árvores de uma classe qualquer que pode se regenerar em um local previamente ocupado por um indivíduo de classe i que tenha sido colhido.

A equação matricial $Qq = q$ dará a dinâmica do modelo. Usher (1966) mostra:

1. Existe ao menos uma raiz característica da matriz Q que é maior que uma unidade.
2. Existe uma única estrutura ótima para um recurso renovável, classificada por alguns atributos de tamanho e que é significativa, isto é, que não possui valores negativos ou imaginários.
3. Esta estrutura é associada com a maior raiz latente da matriz, e, portanto, maximiza a produção deste recurso.

4 O EXEMPLO DE USHER PARA UMA FLORESTA DE PINHEIROS

Em seu exemplo, Usher (1966) utilizou dados retirados de plantações florestais em Corrou, Condado de Inverness, Escócia. Essa floresta contém um grande número de espécies, sendo predominantes os abetos das variações norueguesas e sitka e os pinheiros silvestres. O caule do abeto sitka e do pinheiro silvestre são normalmente de classe de qualidade III (HUMMEL; CHRISTIE, 1953). O manejo destas áreas é dividido em seis blocos semelhantes, sendo realizada uma contagem por bloco a cada seis anos. O inventário se constitui na avaliação de todas as árvores no bloco e sua separação por espécie e por largura do tronco. Os valores de regeneração não foram medidos em campo e se baseiam em estimativas tiradas de tabelas para a produção de pinheiro silvestre dadas por Hummel e Christie (1953). Tais valores foram calculados como a razão entre árvores de classe 0, por acre e pelo número de árvores de classe i . Presume-se que o espaço liberado pela derrubada de árvores pequenas seja ocupado pela copa de árvores maiores, não formando, portanto, focos de regeneração.

Sob as hipóteses anteriormente mencionadas, Usher (1966) chega à matriz Q :

$$Q = \begin{bmatrix} 0,72 & 0 & 0 & 3,6(\lambda - 1) & 5,1(\lambda - 1) & 7,5\lambda \\ 0,28 & 0,69 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0,31 & 0,75 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0,25 & 0,77 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0,23 & 0,63 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0,37 & 0 \end{bmatrix}$$

Supõe-se que o objetivo do manejo é ter uma produção estável de pinheiro silvestre, e que os indivíduos de classe 5 são do tamanho necessário, assim sendo, todos os indivíduos nessa classe serão colhidos, logo, o termo a_5 na matriz é igual a zero. A estrutura estável representada na matriz Q pode ser encontrada pelo processo de interação. A equação $Qq = q$ resulta em um conjunto de $n + 1$ equações lineares simultâneas com $n + 2$ variáveis.

Se q_0 for escolhido arbitrariamente como 1000, valores aleatórios de q podem ser escolhidos para gerar as estruturas representadas pelos termos q nas equações anteriores. Por exemplo, se um $q = 1,2042$ for utilizado, teremos $z = -0,230$, portanto um valor para q correto até a quarta casa decimal seria 1,2043. A estrutura estável de floresta seria então representada pelo vetor: {1000, 544, 372, 214, 86, 26}. Depois de cada período de contagem de seis anos, haverá uma colheita de $[(1,204 - 1)/1,204] \times 100\%$, ou seja, aproximadamente 17% das árvores mais o adicional da última classe.

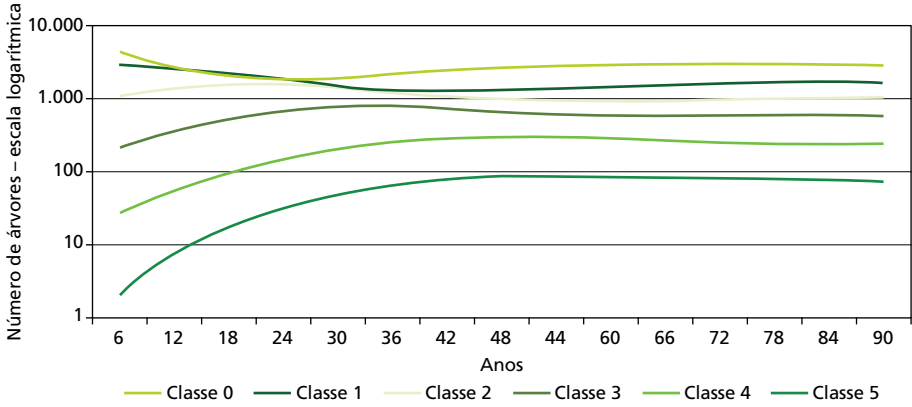
5 PROJEÇÃO

O modelo matricial pode ser utilizado para fazer projeção e encontrar uma estrutura que tenda à estabilidade. Para isto basta substituir, por exemplo, o valor $q = 1,2043$ na matriz Q .

Supondo que a estrutura no presente, q_0 , é dada por $q_0 = \{4461, 2926, 1086, 222, 27, 2\}$. Pré multiplicando este vetor pela matriz Q temos a estrutura florestal após seis anos: $r_1 = \{3422, 3268, 1722, 442, 68, 10\}$. Se uma produção de 17% for retirada ($q = 1,2043$), então $e_1 = \{581, 554, 292, 75, 11, 2\}$, deixando uma estrutura q_1 para o próximo período $q_1 = \{2841, 2714, 1430, 367, 57, 8\}$, em que as oito árvores de classe 5 serão retiradas para um aumento de produção.

As estruturas florestais q_i , com i de 0 a 14 foram traçadas no gráfico 1. Pode ser visto que a floresta seria levada, possivelmente, ao ponto próximo do equilíbrio, previamente calculado como q , após 12 períodos de contagem. Este período permitiria o crescimento gradual das árvores mais velhas e a substituição natural do número excessivo de árvores jovens, mostrado no gráfico a seguir.

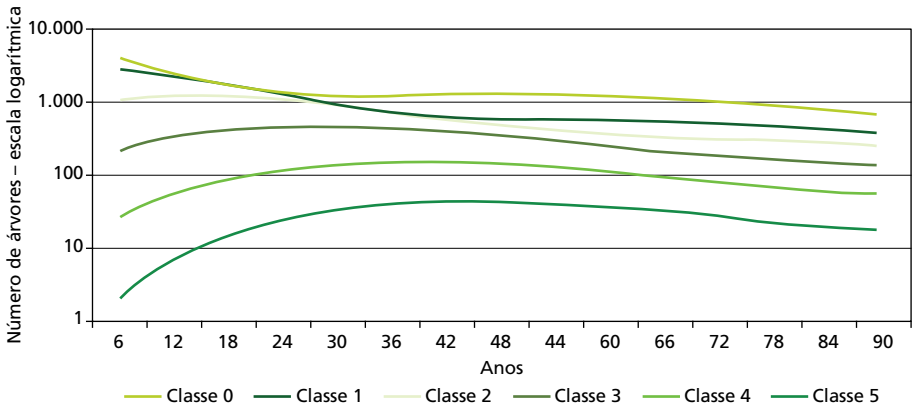
GRÁFICO 1
Projeção do número de árvores por classes de diâmetro – taxa de exploração de 17%



Fonte: Hummel e Christie (1953).

No exemplo anterior foi utilizada uma taxa de exploração de 17%, que corresponde a uma raiz característica com valor $\lambda = 1,2043$. Caso a taxa de exploração fosse aumentada para 25%, a simulação mostra o comportamento a seguir dado pelo gráfico 2.

GRÁFICO 2
Projeção do número de árvores por classes de diâmetro – taxa de exploração de 25%



Fonte: Hummel e Christie (1953).

Como podemos notar esta estrutura não será mais sustentável. Esta é a melhor lição deste modelo. Existe a possibilidade de se encontrar estruturas ótimas de manejo florestal, porém tal estrutura é única para cada tipo de floresta.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A simulação realizada neste artigo utilizou probabilidades de regeneração, de recrutamento e de mortalidade para a espécie de pinheiros que possui taxas de crescimento significativamente maior do que as taxas de crescimento das espécies da Amazônia e, portanto, pelo fato de ser uma superestimação destas representam um indicador de que a trajetória sustentável de manejo em áreas típicas da Amazônia é mais crítica do que foi aqui apresentado. O trabalho também mostrou uma técnica possível para o manejo a ser utilizada na concessão das florestas nacionais. O modelo mostra que:

1. É possível obter uma estrutura florestal ótima, no sentido de maximizar uma produção sustentável.
2. A necessidade de se estimar as probabilidades de recrutamento por classe.
3. A necessidade de se estimar as probabilidades de regeneração das espécies da concessão.
4. A taxa de exploração deve ser determinada a partir das probabilidades de recrutamento, visto que esta é uma função do valor característico da matriz do sistema. Taxas de exploração feitas de maneira *ad hoc* podem levar à exaustão do recurso natural.

REFERÊNCIAS

AGRAWAL, A.; CHHATRE, A.; HARDIN, R. Changing governance of the world's forests. **Science**, v. 320, p. 1460-1462, 2008.

ALIG, R. J.; LEE, K. J.; MOULTON, R. J. **Likelihood of timber management on nonindustrial private forests**: evidence from research studies. Asheville-NC: United States Department of Agriculture, 1990. 24p. (General Technical Report SE-60).

ARIMA, E.; VERÍSSIMO, A. **Brasil em ação**: ameaças e oportunidades econômicas na fronteira amazônica. Belém: Imazon, 2002.

BALAND, J. M.; FRANCOIS, P. Commons as insurance and the welfare impact of privatization. **Journal of Public Economics**, v. 89, p. 211-231, 2005.

BARROS, A. C.; UHL, C. Logging along the Amazon River and estuary: Patterns, problems and potential. **Forest Ecology and Management**, v. 77, p. 87-105, 1995.

BIOLLEY, H. E. **L'Aménagement des Forêts par la méthode expérimentale et spécialement la méthode du contrôle**. Paris, 1920.

———. **The planning of managed forests by the experimental method and especially the Check Method**. Traduzido por M. L. Anderson. Oxford, 1954.

BLACK, J. N. The ultimate limits of crop production. **Proceedings of the Nutrition Society**, n. 24, p. 2-8, 1965.

BOSCOLO, M.; VINCENT, J.R. Area fees and logging in tropical timber Concessions. **Environment and Development Economics**, v. 12, p. 505-520, 2007.

———. Promoting better logging practices in tropical forests: a simulation analysis of alternative regulations. **Land Economics**, v. 76, p. 1-14, 2001.

BRAUER, A. A new proof of theorems of Perron and Frobenius on non-negative matrices: I. Positive matrices. **Duke Mathematical Journal**, n. 24, p. 367-378, 1957.

———. On the characteristic roots of power positive matrices. **Duke Mathematical Journal**, n. 28, p. 439-446, 1961.

———. On the theorems of Perron and Frobenius on no-negative matrices. *In*: FILBARG, S. *et al.* **Studies in mathematical analysis and related topics**. Stanford, 1962.

BROWDER, J. O. Brazil's export promotion policy (1980–1984): impacts on the Amazon's industrial wood sector. **The Journal of Developing Areas**, v. 21, p. 285-304, 1987.

COLETTE, L. Une méthode d'aménagement des futaies jardinées. **Bulletin de La Société Centrale Forestière de Belgique**, n. 37, p. 429-437/457-470, 1934.

———. Trente années de contrôle en hêtraie jardinée. **Travaux de la Station de Recherches des Eaux et Forêts Groenandael Hoeillart**, n. 25, p. 1-44, 1960 (Série B).

CONRAD, R.; GILLIS, M.; MERCER, E. Tropical forest harvesting and taxation: a dynamic model of harvesting behavior under selective extraction systems. **Environment and Development Economics**, v. 10, p. 689-709, 2005.

DENNIS, R. A. *et al.* Biodiversity conservation in Southeast Asian timber concessions: a critical evaluation of policy mechanisms and guidelines. **Ecology and Society**, v. 13, n. 1, p. 25, 2008.

DICKINSON, M. B.; DICKINSON, J. C.; PUTZ, F. E. Natural forest management as a conservation tool in the tropics: Divergent views on possibilities and alternatives. **Commonwealth Forestry Review**, v. 75, p. 309-315, 1996.

FAN, K. Topological proofs for certain theorems on matrices with non negative elements. **Monatshefte für Mathematik**, n. 62, p. 219-237, 1958.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO). **Faostat Forestry Data**, 2004. Disponível em: <<http://www.apps.fao.org/page/collections?subset=forestry>>. Acesso em: 20 dez. 2007.

FEARNSIDE, P. M. The roles and movements of actors in the deforestation of Brazilian Amazonia. **Ecology and Society**, v. 13, n. 1, p. 23-45, 2008.

FERRAZ, C.; SERÔA, M. R. Economic incentives and forest concessions in Brazil. **Planejamento e Políticas Públicas**, n. 18, p. 259-287, 1998.

FROBENIUS, G. Über Matrizen aus nicht negativen Elementen. **Sitzungsberichte der Königl. Preussischen Akademie der Wissenschaften zu Berlin**, n. 26, p. 456-477, 1912.

GRAY, J. A. Forest Concessions: experience and lessons from countries around the world. *In*: IUFRO INTERNATIONAL SYMPOSIUM: Integrated Management of Neotropical Rain Forests by Industries and Communities, Belém, 4-7 dez. 2000. 19p.

GODOY, A. M. G. A gestão sustentável e a concessão das florestas públicas. **Revista de Economia Contemporânea**, v. 10, n. 3, p. 631-654, 2006.

GRUT, M.; GRAY, J. A.; EGLI, N. **Forest pricing and concession policies: managing the hilt forests of west and Central Africa**. Washington, DC, 1991 (Technical Paper, n. 143).

HUMMEL, F. C., CHRISTIE, J. Revised yield tables for conifers in Great Britain. **Forestry Commission: Forest Record**, London, n. 24, 1953.

KELLER, M. *et al.* Timber production in selectively logged tropical forests in South

- America. **Frontiers in Ecology and Environment**, v. 5, n. 4, p. 213-216, 2007.
- LANE, M. B. Decentralization or privatization of environmental governance? Forest conflict and bioregional assessment in Australia. **Journal of Rural Studies**, v. 19, p. 283-294, 2003.
- LEFKOVITCH, L. P. The study of population growth in organisms grouped by stages. **Biometrics**, v. 21, p. 1-18, 1965.
- LENTINI, M.; VERÍSSIMO, A.; PEREIRA, D. **O estado da Amazônia**. Belém: Imazon, 2005.
- LESLIE, P. H. On the use of matrices in certain population mathematics. **Biometrika**, v. 33, p. 183-212, 1945.
- . Some further notes on the use of matrices in population mathematics. **Biometrika**, v. 35, 213-245, 1948.
- MERRY, F. D. *et al.* A risky forest policy in the Amazon? **Science**, v. 299, p. 1843-1845, 2003.
- MERTENS, B., FORNI, E.; LAMBIN, E. F. Prediction of the impact of logging activities on forest cover: a case study in the East province of Cameroon. **Journal of Environmental Management**, v. 62, p. 21-36, 2001.
- O'CONNELL, M. A. Managing biodiversity on private lands. *In*: SZARO, R. C.; JOHNSON, W. D. (Ed.). **Biodiversity in Managed Landscapes: Theory and Practice**. Oxford: Oxford University Press, 1996, p. 665-678.
- PINEDO-VASQUEZ, M. *et al.* Post-boom logging in Amazonia. **Human Ecology**, v. 29, n. 2, p. 219-239, 2001.
- TUCKER, C. M. Private versus common property forests: forest conditions and tenure in a Honduran community. **Human Ecology**, v. 27, n. 2, p. 201-230, 1999.
- USHER, M. B. **A matrix approach to the management of renewable resources, with special reference to selection forests**. Edinburgh: Department of Forestry and Natural Resources, 1966. p. 355-367.
- WILLIAMSON, M. H. Some extensions in the use of matrices in population theory. *Bull.* **Biophysical Journal**, v. 21, p. 13-17, 1959.
- WORLD BANK. **The Forest Sector: A World Bank Policy Paper**. Washington, DC, 2000.
- WORLD RESOURCES INSTITUTE (WRI). **The forest for the trees?** Government policies and measures of forest resources. Washington, DC: WRI, 2000.

PARTE II

POLÍTICAS PÚBLICAS E MEIO AMBIENTE NO BRASIL

DIREITO AMBIENTAL BRASILEIRO: PRINCÍPIOS E LIMITES DE IMPLANTAÇÃO

1 INTRODUÇÃO

O direito ambiental rege-se por princípios que lhe dão fundamento, formando a base de sustentação do reconhecimento do direito ao meio ambiente sadio e equilibrado.

Para Cretella Jr. (1988), “princípios de uma ciência são as proposições básicas, fundamentais, típicas que condicionam todas as estruturas subsequentes. Princípios, neste sentido, são os alicerces da ciência”.

O mesmo autor classifica os princípios em: onivalentes ou universais, que são comuns a todos os ramos do saber, como o da razão suficiente; plurivalentes ou regionais, que são comuns a determinados grupos de ciências, como o princípio do *alterum non laedere*, aplicável tanto às ciências naturais quanto às ciências jurídicas; monovalentes, que dizem respeito a um ramo do conhecimento, como os princípios gerais de Direito; setoriais, que informam setores de uma ciência, por exemplo, os princípios aplicáveis ao direito ambiental, sobre os quais vamos nos debruçar.

Havendo colisão entre princípios, a solução dependerá da aplicação do princípio dos princípios (proporcionalidade), que deve buscar no caso concreto a solução que privilegie o princípio mais adequado à espécie, deixando incólume um conteúdo mínimo do princípio preterido. Com a identificação da dimensão dos direitos em conflito, a aplicação do princípio da proporcionalidade permite a manutenção dos interesses protegidos (FREITAS, 2004). O que ocorre, de fato, é a precedência de um sobre outro princípio na análise de situações concretas.

É importante ressaltar que cabe aos princípios a definição de determinados valores sociais que terão força vinculante para a atividade de interpretação e aplicação do Direito, segundo Grau (1990).

Considerando o direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado como direito fundamental do homem, pelo menos teleologicamente, o direito ambiental deve ter uma sobreposição natural do seu objeto de tutela em relação às demais ciências. Isso porque tudo o que se relaciona com o meio ambiente condiz com o direito à vida.

O reconhecimento do direito ao meio ambiente equilibrado como direito humano fundamental no sistema brasileiro implica a aceitação da sua irrevogabilidade, pois trata-se de cláusula pétrea no nosso sistema.¹ Outra consequência é a sua imprescritibilidade, pois a prescrição atinge apenas direitos patrimoniais, não a exigibilidade de direitos personalíssimos (SILVA, 1990).

1.1 Princípios

1.1.1 Princípio da ubiquidade

Ubiquidade significa “propriedade ou estado de ubíquo ou onipresente” (FERREIRA, 2000).

O reconhecimento da ubiquidade em relação aos mecanismos de proteção do meio ambiente toma por base sua intersecção direta com o direito à vida. Por isso, o bem ambiental não fica delimitado a uma circunscrição espacial ou temporal em função da sua onipresença.

Por tais razões, a proteção do meio ambiente exige a cooperação entre os povos, com uma política global que considere tal necessidade. O Art. 4º, inciso IX, da Constituição Federal de 1988 (CF/88) trata da subcooperação entre os povos na política do meio ambiente.

Além disso, a tutela do meio ambiente deve buscar a manutenção da qualidade de vida, o que acaba por definir que todo e qualquer direito subjetivo obedeçam aos primados do direito ambiental.

1.1.2 Princípio do desenvolvimento sustentável

O princípio 13 da Conferência de Estocolmo, em 1972, ao tratar do planejamento racional dos recursos, dispõe que para melhorar as condições ambientais, os estados deveriam adotar um enfoque coordenado para que o desenvolvimento estivesse compatibilizado com a necessidade de proteger e melhorar o meio ambiente humano.

O bem que propicia o desenvolvimento econômico, social, cultural e político é o mesmo que importa para a manutenção da sadia qualidade de vida. Por isso, não tem sentido que o desenvolvimento se dê de forma desordenada e cause dano ao meio ambiente (LEMOS, 2008a).

Com base nessa ideia, a Comissão Mundial sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento definiu o desenvolvimento sustentável como aquele que “atende

1. Para Comparato (1999) aplica-se o princípio da irreversibilidade dos direitos já declarados, “não só aos Poderes Públicos constituídos em cada Estado, como a todos os Estados no plano internacional, e até mesmo ao próprio Poder Constituinte, à Organização das Nações Unidas e a todas as organizações regionais de Estados, é juridicamente inválido suprimir direitos fundamentais, por via de novas regras constitucionais ou convenções internacionais.”

as necessidades do presente sem comprometer as necessidades de as gerações futuras atenderem as suas próprias necessidades” (COMISSÃO MUNDIAL SOBRE O MEIO AMBIENTE E O DESENVOLVIMENTO, 1991). Isso significa desenvolvimento com preservação do meio ambiente.

Esse princípio deve ser compreendido como um conjunto de instrumentos preventivos que possam afetar as práticas econômicas, científicas, educacionais e conservacionistas, buscando a realização do bem-estar da sociedade.² Deve haver uma compatibilização da atividade econômica com a proteção do meio ambiente.

De fato, a exploração econômica deve ocorrer nos limites da capacidade dos ecossistemas, resguardando a renovação dos recursos renováveis e a exploração não predatória dos recursos não renováveis, preservando para as presentes e as futuras gerações.

Na visão ambiental, a manutenção da qualidade de vida deve ser considerada na criação de normas que vão regular a atividade econômica. Segundo a Comissão Mundial sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento, o desenvolvimento sustentável não é um estado permanente de harmonia, mas sim um processo de mudança no qual a exploração dos recursos, a orientação dos investimentos, os rumos do desenvolvimento tecnológico e a mudança institucional considerem as necessidades atuais e futuras.

Para Leff (2006), a racionalidade ambiental que orienta a construção da ideia de sustentabilidade implica um encontro de racionalidades, formas diversas de sentir, de pensar e até de valorar as coisas. Assim, as contradições entre a ecologia e o capital não estão circunscritas a lógicas abstratas contrapostas; não há solução submetendo o capital à lógica da ecologia ou vice-versa. “A diferença entre a racionalidade ambiental e a racionalidade capitalista se expressa na confrontação de interesses sociais arraigados em estruturas institucionais, paradigmas de conhecimento, formas de compreensão do mundo e processos de legitimação, que enfrentam diferentes agentes, classes e grupos sociais.”

No âmbito brasileiro, alguns instrumentos de aplicação do princípio do desenvolvimento sustentável merecem menção: a avaliação de impacto ambiental, nos termos da Lei nº 6.938/1981, o zoneamento ambiental e o estudo prévio de impacto ambiental.

2. Derani (1997) faz referência ao trabalho de Rehinder que trata dos desdobramentos do direito do desenvolvimento sustentável no direito positivo alemão: “A norma para *utilização da melhor tecnologia* independente do estado concreto do bem ambiental a ser protegido, a norma que *impede maior poluição do ambiente do que a já eventualmente existente* (Verchlechterung der Umweltqualität) e o *princípio da precaução*, segundo o qual o Estado também deve atuar com proibições e restrições, mesmo quando o potencial danoso de um determinado material ainda não estiver provado.”

1.1.3 Princípio do poluidor-pagador

O primeiro instrumento internacional que faz referência expressa ao princípio do poluidor-pagador é uma recomendação do conselho da Organização de Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE), de 1972, estabelecendo que o custo das medidas definidas pelas autoridades públicas para proteção do meio ambiente deveria estar refletido no custo dos produtos e serviços cuja produção ou consumo causasse poluição. Dispõe ainda que tais medidas não deveriam estar acompanhadas de subsídios que pudessem criar significativa distorção no comércio e no investimento internacional.

A recomendação de 1972, em face disso, não menciona os custos do dano ao meio ambiente. Em 1974, o conselho da OCDE adotou uma recomendação mais extensa para implementação do princípio do poluidor-pagador, que reafirma que o princípio é fundamental. A recomendação do conselho da OCDE, de 1989, é pela aplicação do princípio do poluidor-pagador na poluição acidental, com maior extensão ao prever que o operador de instalação de risco deveria suportar o custo de medidas razoáveis para prevenir e controlar a poluição acidental advinda da instalação, o que seria exigido pelas autoridades públicas, em conformidade com a lei interna, na ocorrência de um acidente.

Não se trata de pagar para poluir. O princípio do poluidor-pagador é reconhecido como um dos mais importantes na tutela do meio ambiente. De acordo com esse princípio, o causador da poluição arcará com seus custos, o que significa dizer que ele responde pelas despesas de prevenção, reparação e repressão da poluição. As implicações práticas do princípio do poluidor-pagador estão em alocar as obrigações econômicas em relação a atividades causadoras de danos, particularmente em relação à responsabilidade, ao uso dos instrumentos econômicos e à aplicação de regras relativas à concorrência e aos subsídios (SANDS, [s.d.]).

O texto inclui palavras que limitam a exigência de cumprimento de obrigações. Isso ocorre, pelo menos em parte, em função da ideia de que o princípio do poluidor-pagador é aplicável no Estado, mas não nas relações entre governos ou responsabilidades entre estados decorrentes do direito internacional.

Uma visão desse princípio, ainda que tímida, pode ser vislumbrada nos primeiros instrumentos que estabeleceram um mínimo de regras de responsabilidade civil por danos resultantes de atividades de risco. Por exemplo, o preâmbulo da Convenção Internacional para Danos provocados pela Poluição por Petróleo (Oil Fund Convention) (1971) dispõe que as consequências econômicas dos danos em função da poluição por óleo devem ser consideradas pela indústria náutica e pelos interesses do transporte de óleo.³

3. Utilizamos a visão de Sands [s.d.] sobre o princípio do Direito Internacional.

É bom lembrar que a aplicação do princípio não afeta a possibilidade de uso da legislação interna para exigir do causador o pagamento de outros custos conexos com a responsabilidade das autoridades públicas no acidente, ou compensação para custos futuros do acidente.

Uma crítica ao princípio é apontada por Martin (1991) em razão da permissão de que se compre o direito de poluir mediante a internalização do custo social. De fato, a correta interpretação do princípio não permite simplesmente embutir no preço o custo de degradação. Não se vende o direito de poluir nem se paga para poluir. O objetivo do princípio é impedir a socialização do prejuízo ambiental. Considerando a função do bem socioambiental, a sociedade não pode ser penalizada.

O princípio quer dizer que em função do caráter difuso do bem socioambiental, o responsável pela sua utilização em seu próprio proveito deve arcar com os custos de prevenção de danos. Esse aspecto é extremamente importante, pois com uma conduta preventiva os custos da efetiva prevenção serão arcados por aquele que produz. No entanto, o eventual custo repressivo ou reparatório também deve ser creditado ao degradador (LEMOS, 2008a, p. 66).

O principal objetivo do princípio é fazer que os custos das medidas de proteção ao meio ambiente, as chamadas externalidades ambientais, repercutam nos custos finais de produtos e serviços cuja produção esteja na origem da atividade poluidora (BENJAMIN, 1992a).

Para Benjamin (1992a), “todo o direito ambiental, queiramos ou não, gira em torno do princípio do poluidor-pagador, já que é este que orienta – ou deve orientar – sua vocação redistributiva, ou seja, sua função de enfrentamento das deficiências do sistema de preços”.

1.1.4 Princípio da prevenção

A importância do princípio da prevenção está em priorizar medidas que evitem a ocorrência de danos que, normalmente, são irreparáveis.

De acordo com o Art. 225 da CF/88, o dever de preservação do meio ambiente se impõe à coletividade e ao poder público. O dispositivo aponta diversos mecanismos preventivos do dano, como a exigência de estudo prévio de impacto ambiental, nos casos de atividade potencialmente causadora de dano ao meio ambiente; o dever do Estado de controlar a produção, a comercialização e o emprego de técnicas, métodos e substâncias que impliquem risco à vida, à qualidade de vida e ao meio ambiente; e à preservação da diversidade e da integridade do patrimônio genético, além da previsão de participação popular, que, por exemplo, em audiências públicas, pode auxiliar na prevenção de danos.

Com isso, impede reconhecer que toda ação do direito ambiental está voltada para uma tutela preventiva, pois a coação *a posteriori* revela-se ineficaz.⁴ Isso quer dizer que os recursos ambientais devem ser utilizados de forma racional. Ensina Martin Mateo (1977):

Ainda que o Direito Ambiental, ao final, apoie-se em um dispositivo sancionador, seus objetivos, no entanto, são fundamentalmente preventivos. É verdade que a repressão traz sempre implícita uma vocação preventiva ao pretender, pela ameaça e admoestação, evitar que se verifiquem os pressupostos para a sanção. Porém, no Direito Ambiental, a coação *a posteriori* resulta particularmente ineficaz, pois as consequências biológica e socialmente nocivas já se produziram. A sanção poderá ter efeito moral, mas dificilmente compensará os danos incorridos, frequentemente irreparáveis. Isso vale também para as compensações impostas.

Segundo Machado (1998), “em caso de certeza do dano ambiental, este deve ser prevenido, como preconiza o princípio da prevenção. Em caso de dúvida ou de incerteza, também se deve agir prevenindo. Essa é a grande inovação do princípio da precaução. A dúvida científica, expressa com argumentos razoáveis, não dispensa a prevenção.”

Para Prieur (2004), a prevenção consiste no impedimento da superveniência de danos ao meio ambiente, mediante a adoção de medidas preventivas antes da elaboração de um plano ou da realização de uma obra ou atividade.

Esse princípio permite que a análise prévia dos impactos de um empreendimento resulte na adoção de medidas mitigadoras e compensatórias. Por isso, seu principal instrumento é o estudo prévio de impacto ambiental.

1.1.5 Princípio da precaução

Historicamente, enquanto o princípio da prevenção pode ser encontrado em tratados internacionais ambientais e em outros atos internacionais, pelo menos desde 1930, o princípio da precaução começou a constar nos instrumentos legais internacionais somente em meados dos anos 1980.

Seu objetivo está em orientar o desenvolvimento e a aplicação do direito ambiental nos casos de incerteza científica.

4. “Aunque el Derecho ambiental se apoya a la postre en un dispositivo sancionador, sin embargo, sus objetivos son fundamentalmente preventivos. Ciertamente que la represión lleva implícita siempre una vocación de prevención en cuanto que lo que pretende es precisamente por vía de amenaza y admonición evitar que se produzcan los supuestos que dan lugar a la sanción, pero en Derecho ambiental la coacción *a posteriori* resulta particularmente ineficaz, por un lado en cuanto que de haberse producido ya las consecuencias, biológica y también socialmente nocivas, la represión podrá tener una trascendencia moral, pero dificilmente compensará graves daños, quizá irreparables, lo que es válido también para las compensaciones impuestas imperativamente.”

O princípio 15 da Declaração do Rio de Janeiro preconiza que: “Com o fim de proteger o meio ambiente, o princípio da precaução deverá ser amplamente observado pelos Estados, de acordo com suas capacidades. Quando houver ameaça de danos graves ou irreversíveis, a ausência de certeza científica absoluta não será utilizada como razão para o adiamento de medidas economicamente viáveis para prevenir a degradação ambiental.” (BRASIL, 1992).

De fato, implementar o direito ao meio ambiente às futuras gerações depende da aplicabilidade do princípio da precaução. Considera-se a maior ou a menor probabilidade de dano na aplicação do princípio, o que, na prática, pode até impedir o licenciamento da atividade.

A Declaração Ministerial de Bergen (1990), sobre desenvolvimento sustentável da região da Comunidade Europeia foi o primeiro instrumento internacional que considerou o princípio como de aplicação geral, ligado ao desenvolvimento sustentável, estabelecendo que:

A fim de obter o desenvolvimento sustentável, as políticas devem ser baseadas no princípio da precaução. Medidas ambientais devem antecipar, impedir e atacar as causas da degradação ambiental. Onde existirem ameaças de danos sérios ou irreversíveis, a falta de total certeza científica não deve ser usada como razão para retardar a tomada de medidas que visam a impedir a degradação ambiental.

O texto tem como fundamento a adoção de conduta antecipatória, demonstrando a necessidade de medidas ambientais eficazes. Para a aplicação do princípio deve haver séria e irreversível ameaça ao meio ambiente.

A referência ao princípio da precaução foi matéria geradora de polêmica na Convenção sobre as Mudanças Climáticas de 1992, e o texto, na versão final, estabeleceu limites quanto à aplicação do princípio, mencionando a necessidade de ameaça de danos sérios ou irreversíveis (Art. 3º) e por meio da vinculação de compromissos com incentivos à tomada de medidas economicamente viáveis.

Para Derani (1997), “o princípio da precaução está ligado aos conceitos de afastamento de perigo e segurança das gerações futuras, como também de sustentabilidade ambiental das atividades humanas”.

Esse princípio deve ser adotado diante da incerteza científica de que o dano ocorrerá. O ônus da prova é do empreendedor, que deve demonstrar que sua atividade não causará os indesejáveis danos ao meio ambiente.

1.1.6 Princípio da função socioambiental da propriedade

A Constituição Federal de 1988 impõe o cumprimento da função social da propriedade ao dispor que a utilização do bem não deve ocorrer de forma individualista, mas em consonância com os interesses da sociedade, e ao prever a proteção do meio ambiente no Art. 225 também reconhece uma função ambiental à propriedade.

Para Benjamin (1992b), a função diz com “a atividade finalisticamente dirigida à tutela do interesse de outrem, caracterizando-se pela relevância global, homogeneidade de regime e manifestação através de um dever-poder.” Assim, nessa ideia de função, é o dever que legitima o poder.

Comparato (1986) distingue as restrições da função. As primeiras são limites negativos ao direito de propriedade; já a função significa “o poder de dar ao objeto da propriedade destino determinado, de vinculá-lo a certo objetivo”. Tratando-se de função social, o objetivo deve ser o interesse coletivo, e o proprietário tem um poder – dever, sancionável pela ordem jurídica.

Ainda segundo Perlingieri (1999), “em um sistema inspirado na solidariedade política, econômica e social e ao pleno desenvolvimento da pessoa (art. 2.º Const.) o conteúdo da função social assume um papel do tipo promocional, no sentido de que a disciplina das formas de propriedade e as suas interpretações deveriam ser atuadas para garantir e para promover os valores sobre os quais se funda o ordenamento”.

Dois proposições explicam o conteúdo da função social da propriedade: o dever do proprietário de empregar a coisa na satisfação das necessidades individuais, no desenvolvimento de sua atividade física, intelectual e moral e, ao mesmo tempo, o seu dever de empregá-la na satisfação das necessidades comuns de uma coletividade nacional inteira ou de coletividades secundárias (MALUF, 2005).

A incidência da função socioambiental sobre a disciplina da propriedade gera consequências práticas. Hoje, o entendimento uniforme do Superior Tribunal de Justiça (STJ) é de que aquele que adquire imóvel desmatado ou contaminado assume o passivo ambiental.⁵

1.1.7 Princípio da solidariedade intergeracional

A Declaração de Estocolmo, de 1972, determina em seu princípio cinco que os recursos não renováveis do globo precisam ser explorados de forma que não haja risco de exaurimento, partilhando-se as vantagens extraídas de sua utilização com toda a humanidade.

Entretanto, atualmente, a utilização excessiva dos recursos naturais, o grande desenvolvimento tecnológico e o consumismo exacerbado, entre outros fatores, geraram o desgaste do meio ambiente natural. Com isso, ao homem cabe o poder e o dever de resguardar a natureza. Assim, pequenas ações somadas podem causar efeitos catastróficos. Por isso, temos um verdadeiro alargamento das situações de responsabilização.

5. Para uma visão mais abrangente do tema, ver Lemos (2008a).

Para Jonas (1990), a humanidade não tem direito ao suicídio, o que importa ao reconhecimento de uma ética que nos força primar pela continuidade da espécie. Trata-se de uma responsabilidade ontológica sobre a ideia do homem, o ser que implica o dever ser.

A CF/88, no Art. 225 reconhece o dever de preservação do meio ambiente para as presentes e as futuras gerações. Assim, a solidariedade apresenta-se como elemento de sustentação de uma ética de alteridade que vai caracterizar o princípio da equidade ou solidariedade intergeracional.

1.1.8 Princípio da participação

O princípio da participação está claramente disposto no Art. 225 da CF/88, que impõe o dever de preservação do meio ambiente ao poder público e à coletividade. Assim, trata-se de princípio de suma importância para a efetivação da proteção do meio ambiente de forma ampla.

A base do princípio tem raízes na sociologia política e diz com a atuação da sociedade civil, apresentando-se como um desmembramento dos princípios previstos nos Arts. 3º e 4º da CF/88, que tratam da construção de uma sociedade livre, justa e igualitária e da cooperação dos povos para o progresso da humanidade.

Com isso, exige-se a adoção de comportamentos negativos de afastar a prática de atos nocivos ao meio ambiente, bem como comportamentos positivos, que resultem na proteção do meio ambiente. Espera-se a tomada de uma posição ética e altruísta em relação ao bem socioambiental.

O princípio da Declaração do Rio de Janeiro (BRASIL, 1992) dispõe que “a melhor maneira de tratar questões ambientais é assegurar a participação, no nível apropriado, de todos os cidadãos interessados. No nível nacional, cada indivíduo deve ter acesso adequado a informações relativas ao meio ambiente de que disponham as autoridades públicas, inclusive informações sobre materiais e atividades perigosas em suas comunidades, bem como a oportunidade de participar em processos de tomadas de decisões. Os Estados devem facilitar e estimular a conscientização e a participação pública, valorando a informação à disposição de todos. Deve ser propiciado acesso efetivo a mecanismos judiciais e administrativos, inclusive no que diz respeito à compensação e reparação dos danos”.

Há instrumentos de participação individual e coletiva. Esse princípio tem importantes reflexos na atuação do proprietário, que deve utilizar o bem ambiental em consonância com a preservação ambiental. Também podemos reconhecer a importância da conscientização da população para atuação na tomada de decisões de cunho ambiental por meio, por exemplo, das audiências públicas no licenciamento ambiental e de organizações não governamentais (ONGs).

2 LIMITES DE IMPLANTAÇÃO: A QUESTÃO DAS NORMAS NO DIREITO AMBIENTAL

2.1 Uma breve distinção teórica: eficácia *versus* efetividade das normas

Antes de adentrarmos a uma análise das normas no direito ambiental, é relevante fazermos uma distinção que, se não feita, acaba por gerar alguns equívocos pontuais sobre o estudo das normas de modo geral. Ainda que haja uma diferença – muitas vezes sutil – entre *eficácia* e *efetividade* no plano semântico, muitos, devido à proximidade sintática, acabam por aproximá-las ou equipará-las. Contudo, como veremos, existe de fato uma diferenciação entre os termos por se referirem a diferentes momentos de concretização.

No tocante à *eficácia*, temos que ela será concernente à produção de efeitos que, por sua vez, dependem de requisitos técnicos e fáticos (FERRAZ JR., 2008). Tradicionalmente, a distinção que se dá entre esses dois requisitos é a diferenciação da eficácia no *sentido jurídico-dogmático* (requisitos técnicos) da eficácia no *sentido sociológico* (requisitos fáticos) (NEVES, 2007).

A primeira diz respeito à possibilidade jurídica de aplicação, isto é, à sua relação com o sistema jurídico, sua aplicabilidade, exigibilidade e pertinência. Investiga, portanto, se a norma atingiu as condições intrínsecas ao ordenamento jurídico para produzir seus efeitos. A segunda diz respeito ao empirismo e à realidade da norma, ou seja, diz respeito à conformidade da conduta dos destinatários à norma. Tal sentido pragmático da eficácia da norma corresponde a sua observância e execução (imposição) (NEVES, 2007).

Podemos dizer, pragmaticamente, que uma lei é eficaz pela sua observância. Significa que se agiu conforme a norma, sem que haja um vínculo sancionatório, ou pela sua imposição, como reação sancionatória para o restabelecimento da ordem violada em um código lícito/ilícito. Temos assim, deste ponto de vista sociológico, uma eficácia autônoma – observância – e uma heterônoma – imposição de terceiro. Destarte, como observa Neves (2007), só cabe falar em ineficácia quando, preenchidos os requisitos técnicos, tanto a observância quanto a imposição fracassarem.

No tocante à *efetividade*, trata-se de uma referência aos fins do legislador ou da lei, enquanto na eficácia a análise se furta apenas ao programa condicional e à sua concreção no vínculo “se-então” (NEVES, 2007). Nessa análise de efetividade na implantação de um programa finalístico, que orienta a atividade legislativa, temos outro tipo de vínculo: o de “meio-fim”.

Neste estudo, que visa saber se os objetivos da norma surtiram efeito, é necessário realizar uma conexão da legislação com outros aspectos da sociedade (MILARÉ, 2009) como a economia, por exemplo, para então chegarmos à conclusão se uma norma é efetiva – atingiu os anseios para os quais foi pensada –, inefetiva – quando, embora vigente ou eficaz, não atingiu seus objetivos –, ou até antiefetiva – para o caso de ela provocar “efeitos colaterais” justamente contrários aos do fim da lei (NEVES, 2007).

2.2 Implementação da legislação ambiental: a efetividade e a eficácia das normas ambientais no Brasil

Na experiência brasileira, levando-se em conta aspectos estruturais e conjunturais de nosso país, muitas das mazelas que resultam em uma parca implementação da legislação ambiental são decorrentes de uma concretização normativa falha, seja por ineficácia, seja por elementos que mitigam sua efetividade.⁶ É de Benjamin (1995) o apontamento de um conjunto de fatores que corroboram para a precariedade dessa implementação. Apresentamo-los a seguir.

A pequena institucionalização de órgãos especializados na gestão ambiental – que já são poucos –, combinada com sua credibilidade incipiente e seus problemas estruturais de falta de recursos financeiros, humanos e técnicos prejudicam sua imposição frente à conduta dos cidadãos. Contudo, não só esses órgãos específicos para a gestão ambiental têm dificuldade, um dos grandes responsáveis pela situação em que vivemos é o próprio Poder Judiciário, que padece de credibilidade devido à burocracia excessiva, à inacessibilidade, à morosidade, ao preço elevado dos trâmites jurídicos e à tímida especialização no trato das questões ambientais,⁷ que muitas vezes são alvo de competência residual. Assim, o próprio desempenho do judiciário acaba por desestimular as condutas, frustrando expectativas e contribuindo para a ineficácia da legislação ambiental devido a sua inobservância por parte do comportamento do cidadão que age *contra legem* ou desconsidera a existência da norma.⁸

Grosso modo, presenciamos no caso brasileiro um sistema jurídico obsoleto. Sua construção nem sempre possibilita uma implementação objetiva e ágil, concatenada com a prática cotidiana. Assim, este sistema caracteriza-se por sua atecnicidade que também se mostra pela produção normativa esparsa e assistemática. Corroboram ainda para a precária implementação das leis ambientais no Brasil problemas intrasistêmicos – caracterizando uma ineficácia técnico-normativa – tal qual a inadequação/insuficiência do sistema de fiscalização e de controle dos danos ambientais; e a superposição de competências público-administrativas, seja localmente, seja na relação entre os entes

6. "Se, no plano mais amplo, a legislação ambiental brasileira é festejada, espanta verificar, então, que, no terreno da realidade, isto é, das atividades degradadoras, as normas ambientais não tenham sido capazes de alcançar os objetivos que justificam sua existência, o principal deles sendo compatibilizar o crescimento econômico com a proteção ambiental." (MILARÉ, 2009).

7. Milaré (2009, p. 808, nota de rodapé nº 56) reafirma a parca especialização judiciária e aponta as exceções a essa pouca especialização citando Freitas (2009, p. 124) que, em seu artigo *O poder judiciário e o direito ambiental no Brasil*, faz este levantamento.

8. Em entrevista para o site <www.observatorioeco.com.br>, Nalini (2009, grifo nosso) afirma: "*O infrator ambiental sabe que em São Paulo, a partir da instalação da Câmara Especial do Meio Ambiente, a resposta em segunda instância, virá rapidamente*. E isso pode coibir a continuidade de infrações à luz daquela crença na morosidade insolúvel da Justiça. Demora que faz com que muitos achem mais lucrativo poluir porque o braço da lei quase nunca o alcançará em tempo. A ameaça é tão longínqua, que estimularia a reiteração das vulnerações ecológicas."

federados, seja no isolamento existente entre órgãos que não buscam a cooperação e o trabalho conjunto, de modo a se criar certa nebulosidade quanto à pertinência da atuação pública no caso concreto.⁹

No tocante à efetividade das normas ambientais, temos que os entraves da concretização de seu programa finalístico residem na própria cultura do cidadão que, acomodado, considera banal e ordinário o caráter ilícito da degradação ambiental, favorecendo sempre uma mentalidade liberal, subtraindo o caráter coletivo ou intergeracional do bem jurídico ambiental, confrontando a necessidade de sua preservação com a liberdade econômica, a exploração e a objetividade do direito de propriedade enquanto direito real pessoal sobre determinado bem (LEMOS, 2008a, p. 32-37).

A legislação ambiental brasileira, em muitos casos, reveste-se de um caráter simbólico por ser muitas vezes o meio ambiente alvo de desconsideração enquanto prioridade política, vez que a administração pública – que é uma ação política (SILVA, 2006) – revela ser latente um desprestígio da legislação ambiental, diferentemente daquilo que é patente no texto normativo. Exemplo disso é o empenho de recursos financeiros na causa do meio ambiente, que sequer são capazes de cumprir necessidades essenciais. Assim, a legislação comporta-se como legislação-álibe: “o legislador, sob pressão direta do público, elabora diplomas normativos para satisfazer as expectativas dos cidadãos, sem que com isso haja o mínimo de condições de efetivação das respectivas normas” (NEVES, 2007). Temos, assim, uma tentativa de apresentar o Estado como sensível ao meio ambiente e às expectativas sociais.

Por fim, cabe comentar a própria conduta do Estado enquanto sujeito de direitos e deveres, ou enquanto pessoa jurídica, sendo muitas vezes réu ou parte demandada. Deste modo, existe certa contradição entre a implementação ambiental, que em grande medida se concentra nas mãos do Estado, e o fato deste ser um dos maiores agressores ambientais em diversos setores econômicos, motivado por uma carência de consciência ambiental por parte da administração pública (DALLARI, 2009).

2.3 Perspectivas para a legislação ambiental

2.3.1 O caso brasileiro: necessidade de um código para o meio ambiente?

É fato reconhecido que o Brasil possui um texto constitucional avançado do ponto de vista ambiental quando comparado com o de outros países, inclusive os mais desenvolvidos. Contamos com um capítulo específico para o meio ambiente (Art. 225 CF/88); todavia, para que a matéria de nossa Carta Magna

9. Segundo Capelli (2005): “A definição da competência jurisdicional entre a justiça estadual e federal, assim como a competência administrativa é um dos temas mais árduos do federalismo brasileiro. A CF previu uma competência concorrente para legislar sobre meio ambiente e comum para preservá-lo. Entretanto, os conflitos se agitam nesta área. Na esfera jurisdicional o problema não é menor.”

sirva de sustentação para nosso sistema jurídico, é necessário que nossa legislação infraconstitucional, valendo-se do instrumento normativo que é, seja, o quanto possível, operacional e viável, compatibilizando-se com um contexto mundial contemporâneo (MILARÉ, 2009).

A legislação ambiental vigente no Brasil tem uma característica assimétrica, pecando por seu caráter inorgânico e assistemático (MILARÉ, 2009). Decorre disto o fato de que uma matéria que é fruto de vários atos legislativos (leis, decretos-leis, medidas provisórias, decretos, resoluções e portarias) conduza a uma “poluição regulamentar” de modo a favorecer conflitos e antinomias normativas que não são resolvidas simplesmente pelos critérios clássicos de hierarquia, temporalidade e especificidade (BOBBIO, 2008).

Temos, assim, uma situação proveitosa para o degradador do meio ambiente que, diante do antagonismo das normas, tem seu caminho aberto para a agressão devido à dificuldade de reconhecer o direito positivo à época e à dificuldade dos tribunais de aplicar normas frente ao princípio *in dubio, pro reo*. Além disso, havendo “poluição regulamentar” de certas matérias, outras ainda vivenciam “clareiras normativas” nas quais o regramento de condutas deixa a desejar (MILARÉ, 2009).

Em uma interpretação teleológica (CANOTILHO, 1993), precisamos ter em mente sempre a finalidade da norma inserida em seu momento histórico para que possamos ter em conta o programa finalístico na busca por efetividade. Vários diplomas normativos ainda vigentes no Brasil são anteriores ao Documento Constitucional de 1988 (MILARÉ, 2009), de modo que fossem, à sua época, adaptados a uma proteção tímida ao meio ambiente. Ou seja, faziam parte de outra realidade. Assim, nas palavras desse mesmo autor: “não se trata, porém, de uma questão cronológica: as idéias mudam, assim como as preocupações”. Resta, portanto, saber se há compatibilidade entre essas normas e a realidade que vivemos atualmente e saber se houve recepção dessas normas pela atual Constituição.

Toda essa situação que presenciamos contribui para aumentar a insegurança jurídica tanto daqueles que militam nas causas ambientais quanto daqueles que tem alguma expectativa do Poder Judiciário. Assim, o direito ambiental, enquanto ramo que vem se especializando e amadurecendo, precisa tornar-se claro, acessível, certo e coerente (LEMOS, 2008b, p. 62).

É de se pensar, por exemplo, na viabilidade de um código para o meio ambiente (LEMOS, 2008b, p. 805). Nesta acepção semântica (HOUAISS, 2001), a codificação seria a organização e a sistematização da legislação acerca de determinada matéria ou ramo do Direito. Assim, contribuindo para a construção de um aparato normativo, um código para o meio ambiente ocupar-se-ia de um ramo do Direito que cresceu, adquirindo fisionomia própria ao lado da evolução histórica da sociedade e do Estado em que está inserido.

Os órgãos atuariam como guia, isto é, uma fonte principal do Direito em determinado ramo ou subramo. Contudo, não podemos confundir “principal” com “único”, pois aos códigos acrescentam-se leis acessórias, leis especiais e são feitas correções; não no sentido de destruir a codificação, mas sim de atualizá-la de modo a evitar seu anacronismo (MILARÉ, 2009).

Cabe, ainda, ressaltar uma visão cética que, com razão, questiona quão frutífero seria um código para o meio ambiente. É procedente a observação que o direito ambiental é, na verdade, uma disciplina multisetorial, abarcando circunstâncias de vários ramos como a economia, a saúde pública, a educação, o desenvolvimento tecnológico etc. Assim, seria delicada a construção de um código que fosse capaz de, em um documento, aglutinar todos esses liames que, embora façam uma intersecção no direito ambiental, seguem rumos autônomos em seu desenvolvimento. Assim, a codificação, se mal feita, poderia, em vez de ser um sucesso, ser um retrocesso ou um desastre do ponto de vista da complexidade do meio ambiente.

Ponderando, portanto, argumentos a favor e contra a codificação chegam-se pacificamente à conclusão que, independente da necessidade ou não de um código, a proteção ambiental necessita de um desenvolvimento que pode ser feito por uma árdua conjugação de esforços no campo da doutrina, da jurisprudência e da técnica legislativa, e assim será se houver uma consolidação desta técnica: “a defesa do meio ambiente carece de uma tal instrumentação de alto nível quanto à qualidade do texto normativo, assim como no que diz respeito a uma posição privilegiada entre os instrumentos legais” (MILARÉ, 2009).

REFERÊNCIAS

- BENJAMIN, A. H. V. O princípio do poluidor-pagador e a reparação do dano ambiental. *In*: BENJAMIN, A. H. V. (Coord.). **Dano ambiental: prevenção, reparação e repressão**. São Paulo: RT, 1992a, p. 229.
- _____. Função ambiental. *In*: BENJAMIN, A. H. V. (Coord.). **Dano ambiental: prevenção, reparação e repressão**. São Paulo: RT, 1992b.
- _____. A proteção do meio ambiente nos países menos desenvolvidos: o caso da América Latina. **Revista de Direito Ambiental**, São Paulo, v. 0, p. 102-103, 1995.
- BOBBIO, N. Teoria do ordenamento jurídico. *In*: **Teoria geral do Direito**. 2. ed. São Paulo: Martins Fontes, 2008.
- BRASIL. **Declaração do Rio de Janeiro sobre meio ambiente e desenvolvimento**. Rio de Janeiro, jun. 1992.
- CANOTILHO, J. J. G. **Direito constitucional e teoria da Constituição**. 6. ed. Coimbra: Almedina, 1993, p. 220.
- CAPPELLI, S. Ação civil pública ambiental: a experiência brasileira, análise de jurisprudência. **Revista de Direito Ambiental**, São Paulo, v. 33, p. 184, 2005.
- COMISSÃO MUNDIAL SOBRE O MEIO AMBIENTE E O DESENVOLVIMENTO. **Nosso futuro comum**. 2. ed. Rio de Janeiro: Fundação Getulio Vargas, 1991, p. 46.
- COMPARATO, F. K. A função social da propriedade dos bens de produção. *In*: CONGRESSO NACIONAL DE PROCURADORES DE ESTADO, 12. **Anais**. Salvador: PGE-BA, 1986, p. 81.
- _____. **A afirmação histórica dos direitos humanos**. São Paulo: Saraiva, 1999.
- CRETELLA JR., J. Os cânones do direito administrativo. **Revista de Informação Legislativa**, Brasília, v. 25, n. 97, p. 7, jan./mar. 1988.
- DALLARI, D. A. **Elementos da teoria geral do Estado**. 28. ed. São Paulo: Saraiva, 2009, p. 125-126.
- DERANI, C. **Direito ambiental econômico**. São Paulo: Max Limonad, 1997, p. 174.
- DECLARAÇÃO MINISTERIAL DE BERGEN SOBRE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL DA REGIÃO DA COMUNIDADE EUROPEIA. Bergen, Noruega, maio 1990.
- FERRAZ JR., T. S. **Introdução ao estudo de Direito**. 6. ed. São Paulo: Atlas, 2008, p. 166-167.

FERREIRA, A. B. H. **Novo dicionário eletrônico Aurélio Buarque de Holanda**. São Paulo: Nova Fronteira, 2000.

FREITAS, J. **A interpretação sistemática do Direito**. 4. ed. São Paulo: Malheiros, 2004.

FREITAS, V. P. O poder judiciário e o direito ambiental no Brasil. **Revista do Advogado**, São Paulo, AASP, n. 102, 2009.

GRAU, E. R. **A ordem econômica na Constituição de 1988**: interpretação e crítica. São Paulo: RT, 1990, p. 180-196.

HOUAISS, A. **Dicionário Houaiss da língua portuguesa**. Rio de Janeiro: Objetiva, 2001.

JONAS, H. **Le principe responsabilité**: une éthique pour la civilisation technologique. Tradução francesa de J. Greisch. Paris: CERF, 1990, p. 61-68.

LEFF, E. **Racionalidade ambiental**: a reapropriação social da natureza. Tradução de L. C. Cabral. Rio de Janeiro: Civilização Brasileira, 2006, p. 249-250.

LEMOS, P. F. I. **Meio ambiente e responsabilidade civil do proprietário**: análise do nexos causal. 2. ed. São Paulo: Revista dos Tribunais, 2008a, p. 60.

_____. **Direito ambiental**: responsabilidade civil e proteção ao meio ambiente. 2. ed. São Paulo: Revista dos Tribunais, 2008b, p. 62.

MACHADO, P. A. L. **Direito ambiental brasileiro**. 7. ed. São Paulo: Malheiros, 1998, p. 64.

MALUF, C. A. D. **Limitações ao direito de propriedade**. 2. ed. São Paulo: RT, 2005, p. 77-78.

MARTIN, G. Direito do ambiente e danos ecológicos. **Revista Crítica de Ciências Sociais**, Coimbra, v. 31, p. 129, mar. 1991.

MARTIN MATEO, R. **Derecho ambiental**. Madrid: Instituto de Estudios de Administración Local, 1977, p. 85-86.

MILARÉ, E. **Direito do ambiente**: a gestão ambiental em foco. 6. ed. atual. e ampl. São Paulo: Revista dos Tribunais, 2009.

NALINI, J. R. **Defesa do meio ambiente não admite leniência**, 23 jun. 2009. Entrevista concedida ao *site*: <<http://www.observatorioeco.com.br/>>.

NEVES, M. **A constitucionalização simbólica**. 2. ed. São Paulo: Martins Fontes, 2007, p. 43.

PERLINGIERI, P. **Perfis do direito civil**: introdução ao direito civil constitucional. Rio de Janeiro: Renovar, 1999, p. 226.

PRIEUR, M. **Droit de l'environnement**. 5. ed. Paris: Dalloz, 2004, p. 71.

SANDS, P. **Principles of international law**. New York: Manchester University Press, [s.d.], p. 213.

SILVA, J. A. **Direito constitucional positivo**. 6. ed. São Paulo: RT, 1990, p. 162.

_____. **Curso de direito constitucional positivo**. 27. ed. São Paulo: Malheiros, 2006, p. 655.

A LEI DE CRIMES AMBIENTAIS FRENTE À EVOLUÇÃO DO DIREITO AMBIENTAL: SANÇÕES *VERSUS* INCENTIVOS

1 INTRODUÇÃO

É notória, nos tempos atuais, a significativa evolução do direito ambiental brasileiro. A cada ano, mais e mais entidades civis e órgãos públicos amadurecem a questão do meio ambiente, inserindo o Brasil no papel de pioneiro no cenário jurídico ambiental internacional. Não é à toa, como se nota, que o país foi sede de uma das mais importantes conferências internacionais sobre meio ambiente, a conhecida Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (ECO-92), ocorrida na cidade do Rio de Janeiro, em 1992; e também o será em 2012 – Rio + 20.

Desde então, a questão ambiental só ganhou importância. Já é termo cotidiano, por exemplo, o *desenvolvimento sustentável*, desconhecido até o final da década de 1980. Também se fala muito sobre “créditos de carbono”, termo inexistente antes da referida conferência.

Outro termo que merece destaque, também largamente utilizado nos acordos da ECO-92 – apesar de ter existência anterior ao encontro – é o *incentivo*. Com a finalidade de alcançar um maior cumprimento dos tratados internacionais, o uso de incentivos driblou as dificuldades que o direito internacional encontrava para a aplicação de sanções – note-se que não existe autoridade supranacional capaz de coagir os Estados soberanos, no caso de descumprimento. As convenções internacionais ganharam eficácia, fato que trouxe resultados positivos ao homem e ao meio ambiente.

Como não poderia deixar de ser, a tendência ao uso de incentivos perpassou a esfera internacional e chegou ao direito doméstico dos Estados.

Pois bem. Nesse cenário, estudar-se-á a Lei nº 9.605/1998, conhecida como Lei de Crimes Ambientais, sob a perspectiva da evolução do direito ambiental. Tecer-se-ão comentários sobre as sanções previstas na lei para os crimes e as infrações administrativas, questionando sua eficácia perante a possibilidade de concessão de incentivos às condutas pró-ambiente.

Como será notado, a Lei de Crimes Ambientais registrou um marco na história legislativa brasileira, prevendo, de forma pioneira, a responsabilização penal da pessoa jurídica. Por este e outros motivos, a lei foi alvo de severas críticas de uma parte da doutrina, enquanto era festejada por outra parcela dos aplicadores do Direito.

Independentemente das manifestações, fossem contrárias ou favoráveis, a Lei nº 9.605/1998 persistiu praticamente incólume, chegando aos dias atuais como principal substrato para a responsabilização penal e administrativa. A norma conquistou os tribunais, definiu a jurisprudência e orientou, ainda que pecaminosamente, a fiscalização e a punição daqueles que praticam atos potencial ou efetivamente lesivos ao meio ambiente.

2 BREVES CONSIDERAÇÕES A RESPEITO DA LEI Nº 9.605/1998

A Lei nº 9.605/1998 foi publicada em 13 de fevereiro de 1998, com dez vetos, e entrou em vigor no ordenamento jurídico brasileiro em 30 de março do referido ano. Apesar do nome, a lei não se restringe a estabelecer sanções para *crimes* ambientais, tratando também de *infrações administrativas* e da cooperação internacional para a preservação do meio ambiente.

Trata-se de um dos grandes marcos da evolução jurídica do direito do ambiente no Brasil, a se somar com outras importantes normas de âmbito federal que foram promulgadas entre a década de 1960 e os tempos atuais – por exemplo, as Leis nºs 4.771/1965, 6.766/1979, 6.938/1981, 7.347/1985, 9.433/1997 e 9.985/2000.

Como bem ressalta o mestre Milaré (2009),

(...) em todo o território nacional ecoaram manifestações e polêmicas a respeito dessa lei: o jurista e professor de direito penal Miguel Reale Jr., escrevendo logo após a sua edição, classificou-a como hedionda; os ambientalistas acusaram-na de tímida; e os representantes de setores por ela afetados ainda a rotulam de draconiana.

Prado (1998a) também critica o legislador, o qual teria sido pródigo “(...) no emprego de conceitos amplos e indeterminados – permeados, em grande parte, por impropriedades lingüísticas, técnicas e lógicas –, o que contrasta com o imperativo inafastável de clareza, precisão e certeza na descrição das condutas típicas”.

Com efeito, a falta de técnica na construção dos tipos – demasiadamente abertos – acaba por ferir, entre outros, os princípios da legalidade, da ampla defesa e do contraditório, uma vez que dificultam a resposta do réu à acusação apresentada. Sem qualquer dúvida, a título de exemplo, torna-se hercúleo apresentar preliminares ou contestar, no mérito, uma acusação de “causar poluição de qualquer natureza em níveis tais que resultem ou possam resultar em danos à saúde humana, ou que provoquem a mortandade de animais ou a destruição significativa da flora” (BRASIL, 1998).

Convém destacar, nesse sentido, o princípio do *nullum crimen nulla poena sine typo*, reconhecido pelo Código Penal Pátrio e pela maioria das legislações penais alienígenas. Pelo princípio, como se sabe, não há crime sem que exista prévia cominação de pena para um tipo determinado.

Em outras palavras, para que determinada conduta seja considerada *crime*, é necessário que a lei a tenha previsto como tal, por meio de um tipo penal. É o que ensina o emérito doutrinador Freitas (2005):

Por um lado, o fato social só poderá ser punido uma vez adequado a uma definição legal. Por outro lado, por força de tal princípio [*nullum crimen nulla poena sine typo*], essa definição deve ser clara e precisa, não se admitindo expressões equivocadas ou ambíguas.

Entretanto, como bem sustenta o próprio Freitas (2005), citando Canotilho, (...) a descrição detalhada, imposta pelo princípio da tipicidade, parece-nos de todo impossível para o legislador num domínio tão imutável como o do meio ambiente, em que são pensáveis inúmeras actividades desaconselhadas e inúmeros resultados lesivos.

Por isso, muito frequentemente, o direito penal ambiental se vale das denominadas “normas penais em branco”, as quais estabelecem tipos penais que dependem de outras normas e conceitos técnicos para a correta subsunção da conduta. Essa complementação – que não ofende o princípio da legalidade, destaque-se – constitui uma forma de possibilitar os mecanismos de punição.

Posto isso, é imperioso aceitar que a Lei de Crimes Ambientais, seja pela dificuldade em tipificar as condutas lesivas ao meio ambiente, seja pela desatenção do legislador, contenha imperfeições. Vale frisar, todavia, que estas podem ser sanadas, garantindo a aplicabilidade da lei.

Não por outro motivo, como reconhecido por uma parcela da doutrina, o referido diploma é tido como um avanço político na defesa do meio ambiente, por inaugurar um sistema de punição administrativa com sanções determinadas, bem como por tipificar, ainda que sem grandes pormenores, os crimes ambientais.

Merecem também destaque, como inovações da Lei nº 9.605/1998: *i*) a inclusão de tipos culposos; *ii*) a criação de penas restritivas de direito, fato que fortalece o papel dos implementadores da legislação ambiental – Ministério Público, órgãos ambientais fiscalizadores, polícia e Poder Judiciário; e *iii*) reparação do dano como requisito para o reconhecimento da extinção da punibilidade, nos casos de suspensão da pena e para a concessão da transação penal. Com isso, torna-se possível o desenvolvimento de doutrina e jurisprudência calcadas em bases concretas.

Ainda assim, o maior avanço, ressalta Milaré (2009), “(...) fica por conta da expressa previsão da responsabilidade penal da pessoa jurídica nos crimes ambientais, objeto permanente de acalouradas discussões doutrinárias, mas que vem encontrando eco em nossos tribunais”.

Feitas essas considerações, passar-se-á a uma análise da Lei de Crimes Ambientais frente à evolução do direito ambiental, considerando a dialética entre a cominação de sanções para condutas lesivas *versus* a previsão de incentivos para condutas pró-ambiente.

De início, convém lembrar que a Lei nº 9.605/1998, na esteira do direito penal, buscou estabelecer punições, as quais deveriam ser aplicadas ao autor das condutas efetiva ou potencialmente lesivas ao meio ambiente – fossem *crimes* ou *infrações administrativas*.

Sabe-se que, dez anos antes da publicação da lei, já previa a Constituição Federal, em seu Art. 225, § 3º, que “As condutas e atividades consideradas lesivas ao meio ambiente sujeitarão os infratores, pessoas físicas ou jurídicas, a sanções penais e administrativas, independentemente da obrigação de reparar os danos causados.”

Com isso, estabeleceu-se que, tanto a pessoa física quanto a pessoa jurídica, poderiam ser responsabilizadas nas esferas *civil*, *penal* e *administrativa*. Na Lei de Crimes Ambientais, as sanções por crime seriam: *i*) privativas de liberdade; *ii*) restritivas de direito; ou *iii*) multa. No caso de infrações administrativas, esta lei estabelece dez tipos de sanções, entre as quais podem ser citadas, a título de exemplo, a advertência, a imposição de multa, a demolição de obra e a pena restritiva de direitos.

Como se vê, todo o sistema se volta para a *punição* da conduta lesiva ao meio ambiente, sem mais questionamentos quanto às causas do ato, às dificuldades do particular ou ao escopo maior das leis ambientais, qual sejam, a prevenção e a reparação dos danos ao meio ambiente.

Nesse artigo, buscar-se-á demonstrar que a previsão de incentivos para uma conduta desejada pode trazer mais benefícios ao meio ambiente, além de trazer eficácia às normais ambientais e garantir sua aplicabilidade, com menor onerosidade aos cofres públicos.

Para tanto, passar-se-á a tecer alguns comentários acerca da responsabilidade ambiental.

3 RESPONSABILIDADE AMBIENTAL

A Constituição Federal de 1988, repise-se, estabeleceu que as atividades consideradas lesivas ao meio ambiente sujeitarão os infratores, pessoas físicas ou jurídicas, a sanções penais e administrativas, independentemente da obrigação – civil – de reparar o dano.

Em âmbito civil, a responsabilidade do “poluidor” já era prevista pela Lei nº 6.938/1981, a qual previa a obrigação de indenizar ou reparar os danos causados ao meio ambiente, independentemente da existência de culpa – Art. 14, § 1º. Portanto, a legislação brasileira adota, em matéria ambiental, o regime da responsabilidade objetiva. Como consequência da adoção desse regime, pode-se dizer que a responsabilidade civil ambiental depende, apenas e tão somente, da presença de dois elementos: *i*) o dano ambiental; e *ii*) o nexo de causalidade entre a lesão e uma determinada atividade.

Por sua vez, a responsabilidade penal é subjetiva, isto é, depende de prova de dolo ou culpa por parte do agente, além dos demais requisitos legais, como a tipicidade e a antijuridicidade. Nos termos da Lei nº 9.605/1998, responde por crime ambiental quem, comprovadamente, lhe deu causa, seja pessoa física, seja pessoa jurídica. Em outras palavras, tem-se que a sanção penal é *personalíssima*, devendo ser cumprida pelo próprio agente que praticou a conduta.

Em termos práticos, desde 1998, as pessoas jurídicas podem ser processadas e responsabilizadas criminalmente, desde que se verifique: *i*) que a infração tenha sido cometida em interesse ou benefício da empresa; e *ii*) por decisão de seu representante legal ou contratual, ou de seu órgão colegiado, nos ditames do Art. 3º da Lei de Crimes Ambientais.

Note-se, também, que a responsabilidade das pessoas jurídicas não exclui a das pessoas físicas, autoras, coautoras ou partícipes do mesmo fato, na medida em que a empresa, por si, não comete crimes. É o que define o Parágrafo Único do Art. 3º da lei em comento.

Por fim, a responsabilidade administrativa¹ está ligada às condutas que violem “(...) as regras jurídicas de uso, gozo, promoção, proteção e recuperação do meio ambiente”, nos moldes do Art. 70 da Lei nº 9.605/1998. A prática de uma *infração administrativa* poderá dar ensejo à lavratura, por parte dos órgãos ambientais competentes, de um auto de infração ambiental, com imposição de penalidades.

Muito resumidamente, como restou demonstrado, pode-se dizer que a responsabilidade ambiental encontra lastro nas Leis nºs 6.938/1981 e 9.605/1998, bem como na Constituição Federal de 1988. Para os fins deste artigo, nossa análise deverá se restringir à Lei de Crimes Ambientais, a qual aborda sanções penais e administrativas.

Ao de logo, vale mencionar que, já no ano de 1984, quando se elaborou a exposição de motivos da reforma do Código Penal, previu-se a redução da

1. Há significativa divergência na doutrina quanto ao caráter subjetivo ou objetivo da responsabilidade administrativa.

aplicabilidade da pena privativa de liberdade, defendendo-se o seu uso apenas nos casos de “reconhecida necessidade”. O intuito, na oportunidade, era o de reduzir as ações criminosas cada vez maiores dentro do cárcere.

Daí se percebe que a imposição de sanções privativas de liberdade em pouco contribuiu para a redução da violência na sociedade.

Como não poderia deixar de ser, o mesmo raciocínio é válido para o direito penal ambiental. Não haveria benefícios para a sociedade, nem para o meio ambiente, se fossem impostas ainda mais punições de reclusão ou detenção aos autores de delitos.

Caminhou bem o legislador, portanto, quando previu, no Art. 7^a da Lei nº 9.605/1998, a possibilidade de substituição das penas privativas de liberdade por restritivas de direito, no caso de crimes ambientais. Para tanto, estabeleceu duas condicionantes: *i*) tratar-se de crime culposos ou for aplicada a pena privativa de liberdade inferior a quatro anos; e *ii*) tratar-se da culpabilidade, dos antecedentes, da conduta social e da personalidade do condenado, bem como os motivos e as circunstâncias do crime indicarem que a substituição seja suficiente para efeitos de reprovação e prevenção do crime.

Cumpridas as condicionantes, podem ser aplicadas as cinco penas restritivas de direito previstas no Art. 8^o, quais sejam: *i*) prestação de serviços à comunidade; *ii*) interdição temporária de direitos; *iii*) suspensão parcial ou total de atividades; *iv*) prestação pecuniária; e *v*) recolhimento domiciliar.

Muito embora tenha havido esse avanço significativo na aplicabilidade das penas restritivas de direito para os crimes ambientais, as dificuldades da persecução penal e do processo administrativo de punição das condutas lesivas ao meio ambiente permanecem.

Por tantos motivos, defende-se como medida válida a previsão de *incentivos* para que não sejam praticados delitos ambientais, à maneira como tem ocorrido no direito internacional ambiental. Por certo, existem situações em que a concessão de uma sanção positiva – incentivo – traz mais resultados benéficos ao meio ambiente do que a imposição de uma sanção negativa – por exemplo, a própria aplicação de uma pena restritiva de direitos.

E mais, a concessão de incentivos pode significar menos gastos do erário público, por não exigir a movimentação de toda a máquina estatal punitiva, além de contribuir com a redução do “inchaço” do Poder Judiciário.

Como será mais pormenorizadamente demonstrado a seguir, a Lei de Crimes Ambientais, ao mesmo passo em que estabelece sanções negativas para punir as condutas indesejáveis, deveria também ceder espaço às sanções positivas – incentivos – para as condutas saudáveis ao meio ambiente.

4 O REGIME DE SANÇÕES

A Lei nº 9.605/1998, estabelece sanções de ordem penal e administrativa. Na esfera penal, são previstas as penas: *i*) privativas de liberdade; *ii*) restritivas de direito; ou *iii*) multas. Já na esfera administrativa, a lei vislumbra dez tipos de sanções, quais sejam: *i*) advertência; *ii*) multa simples; *iii*) multa diária; *iv*) apreensão dos animais, produtos e subprodutos da fauna e flora, instrumentos, petrechos, equipamentos ou veículos de qualquer natureza utilizados na infração; *v*) destruição ou inutilização do produto; *vi*) suspensão de venda e fabricação do produto; *vii*) embargo de obra ou atividade; *viii*) demolição de obra; *ix*) suspensão parcial ou total de atividades; e *x*) restritiva de direitos.

Essas sanções, como se sabe, são aplicáveis a pessoas físicas ou pessoas jurídicas, ressalvada a hipótese de pena privativa de liberdade, a qual só pode ser aplicada a pessoa física, por motivos que dispensam comentários.

Pois bem. Antes do aprofundamento da questão, passemos a tecer alguns comentários acerca do instituto da *sanção*.

Em obra clássica do Direito, Kelsen (2000) define sanções como “(...) atos de coerção que são estatuídos contra uma ação ou omissão determinada pela ordem jurídica”. E continua:

(...) as sanções no sentido específico desta palavra aparecem – no domínio das ordens jurídicas estaduais – sob duas formas diferentes: como pena (no sentido estrito da palavra) e como execução (execução forçada). Ambas as espécies de sanções consistem na realização compulsória de um mal ou – para exprimir o mesmo sob a forma negativa – na privação compulsória de um bem (...).

Para este doutrinador,

(...) apenas se deve considerar como juridicamente prescrita – ou, o que é o mesmo, como conteúdo de um dever jurídico – uma certa conduta, quando a conduta oposta seja normada como pressuposto de um ato coercitivo que é dirigido contra os indivíduos que por tal forma se conduzam.

Esses ensinamentos permitem inferir que a sanção negativa deverá ser aplicada sempre que houver uma conduta indesejada, punível nos termos da lei. De fato, a Lei de Crimes Ambientais penaliza aqueles que cometem atos potencial ou efetivamente lesivos ao meio ambiente.

Referidas penalidades, como se sabe, buscam atender aos diversos anseios da sociedade e do meio ambiente, como: *i*) proteção da fauna e flora; *ii*) proteção dos recursos abióticos; *iii*) manutenção do ecossistema; *iv*) educação ambiental; e *v*) reparação dos danos ambientais, entre tantos outros.

No entanto, as sanções nem sempre trazem resultados benéficos ao meio ambiente, podendo até servir de empecilho ao correto tratamento das questões ambientais. Isso porque, a penalidade, em si, não é capaz de trazer benefícios, a não ser que seja necessariamente acompanhada da reparação efetiva do dano ambiental.

Além disso, para que seja definido o tipo penal, ao qual a penalidade estará associada, são inúmeras as dificuldades enfrentadas, a começar pela determinação da extensão do dano – este pode estar restrito ao local ou estender-se por várias regiões; prejudicar somente os animais, ou se alastrar para a flora e outros recursos naturais; e trazer benefícios econômicos, como a criação de empregos, os quais, eventualmente, seriam “superiores” aos danos. Também é extremamente difícil a descrição da conduta antijurídica, já que diversos campos da ciência devem ser considerados – Geografia, Biologia, Climatologia, Agronomia, Física, Química etc.

Nesse tom, considerou Freitas (2005) que “(...) nos crimes contra o meio ambiente, a detalhada e exaustiva descrição do comportamento do agente mostra-se, na maioria das vezes, bastante difícil ou quase que impossível”.

Tais dificuldades, quando transpostas ao processo – inquéritos, processos administrativos e ações judiciais em geral –, causam transtornos nos órgãos de fiscalização, congestionam o Poder Judiciário, atravancam os órgãos licenciadores e desafiam os aplicadores do Direito.

Adentrando nas peculiaridades da Lei nº 9.605/1998, destaque-se seu capítulo V – Arts. 29 a 69 –, que divide os *crimes contra o meio ambiente* em cinco tipos: *i)* contra a fauna; *ii)* contra a flora; *iii)* contra poluição; *iv)* contra o ordenamento urbano e o patrimônio cultural; e *v)* contra a administração ambiental. Para todos estes crimes foram previstas penas privativas de liberdade, podendo ser na modalidade de reclusão ou detenção.

Na esfera administrativa, as condutas infracionais não foram “tipificadas”, limitando-se a lei a estabelecer, no Art. 70, que “Considera-se infração administrativa ambiental toda ação ou omissão que viole as regras jurídicas de uso, gozo, promoção, proteção e recuperação do meio ambiente.” (BRASIL, 1998).

Quando se analisam esses dispositivos, percebe-se quão abrangentes e abstratos são os tipos penais criados, e quão genérica é a definição de infração administrativa. Nota-se, também, o exagero na aplicação de sanções a condutas que pouco ou nada trazem de prejuízos ao meio ambiente.

Cite-se, por exemplo, o Art. 40 da lei, o qual prevê que “Causar dano direito ou indireto às Unidades de Conservação e às áreas de que trata o art. 27 do Decreto 99.274, de 6 de junho de 1990, independentemente de sua localização (...)” sujeita a pessoa à pena de reclusão, de um a cinco anos.

Não fica claro, no tipo penal, o que se entende por *dano direto ou indireto*. Como seria aplicada, então, essa norma? E mais: Como se defenderia o acusado em eventual ação penal?

A lei também não define o que é *substância tóxica, perigosa ou nociva* quando pretende punir aquele que “(...) produzir, processar, embalar, importar, exportar, comercializar, fornecer, transportar, armazenar, guardar, ter em depósito ou usar (...)” tais produtos (BRASIL, 1998, Art. 56).

Esses são alguns dos exemplos que podem ser citados para demonstrar dispositivos questionáveis da Lei nº 9.605/1998, no que tange à definição dos tipos penais e à aplicação de sanções. Por certo, muitos outros exemplos poderiam ser citados, o que não será feito para evitar maiores delongas.

Em continuidade, citar-se-ão situações em que, além de haver enorme abrangência no tipo penal, prevê-se uma sanção desproporcional ao dano efetivo ou potencialmente causado.

Um exemplo é o que se prevê no Art. 39: “Cortar árvores em floresta considerada de preservação permanente, sem permissão da autoridade competente.” À conduta, aplica-se a pena de detenção de um a três anos ou multa, ou ambas cumulativamente.

Da leitura, infere-se que, cortando duas ou 400 árvores, o infrator estará sujeito à mesma pena, inclusive se as tivesse cortado para evitar que caíssem – por estarem podres – em cima de sua casa ou tivesse sido construída anteriormente ao Código Florestal, quando a área não era classificada como de preservação permanente. Ou seja, o código trata, igualmente, situações que podem ser diametralmente opostas, possibilitando que sejam aplicadas penas desproporcionais à condutas com pequeno potencial de dano.

A mesma crítica pode ser aplicada ao Art. 48, o qual pune com detenção, de seis meses a um ano e multa, aquele que “Impedir ou dificultar a regeneração natural de florestas e demais formas de vegetação.” Sendo assim, o seringueiro que caminha diariamente por dentro da “mata” para chegar até seu local de trabalho, pode ser preso por um ano, por estar impedindo, ao pisar nas plantas, a regeneração da vegetação local.

Como se percebe, há um distanciamento do princípio da proporcionalidade. E, da mesma forma, a desvalorização do princípio da intervenção mínima do direito penal.

Nesse texto, não se deixe de mencionar que o direito penal é a *ultima ratio* em matéria de responsabilização jurídica, aplicável somente quando as demais instâncias de responsabilização – civil e administrativa, que são menos punitivas – já tenham

se mostrado insuficientes. O princípio da intervenção mínima do direito penal reconhece a liberdade como direito fundamental do homem e valor maior para a vida em sociedade, razão pela qual, somente quando for necessário ao bem jurídico tutelado, a responsabilização penal deverá ser aplicada.

Sobre a matéria, Prado (1998b) ensina:

A orientação político-criminal mais acertada é a de que a intervenção penal na proteção do meio ambiente seja feita de forma limitada e cuidadosa. Não se pode olvidar jamais que se trata de matéria penal, ainda que peculiaríssima, submetida de modo inarredável, portanto, aos ditames rígidos dos princípios constitucionais penais – legalidade dos delitos e das penas, intervenção mínima e fragmentariedade, entre outros –, pilares que são do Estado de Direito democrático. A sanção penal é *ultima ratio* do ordenamento jurídico, devendo ser utilizada tão somente para as hipóteses de atentados graves ao bem jurídico ambiente. O Direito Penal nesse campo cinge-se, em princípio, a uma função subsidiária, auxiliar ou de garantia de preceitos administrativos, o que não exclui sua intervenção de forma direta e independente, em razão da gravidade do ataque.

Por tantos motivos, apesar do inegável avanço que a Lei nº 9.605/1998 trouxe ao direito ambiental doméstico, inúmeras são as críticas que podemos apontar quanto às definições dos tipos penais, à generalidade do conceito de infração administrativa e às sanções impostas.

Uma alternativa que se propõe para alcançar uma maior eficácia da lei é a concessão de incentivos a determinados tipos de condutas, conforme se verá a seguir.

5 O REGIME DE INCENTIVOS

Feitas as considerações sobre as sanções, passar-se-á a tratar o termo *incentivo* de forma genérica. Importante salientar, desde logo, que o emprego do termo incentivo pode se dar nos mais variados campos da ciência e dos ramos de estudo. Todavia, de forma a não se distanciar do tema deste artigo, o foco será a abordagem nos aspectos jurídicos, essencialmente no que se refere ao Direito.

O vocábulo *incentivo* tem sua origem no latim *incentivus* e, na definição do Dicionário Brasileiro Contemporâneo, é “aquilo que excita ou estimula; estimulante; s.m. estímulo; o que estimula” (FERNANDES, 1969). A mesma definição é trazida no Pequeno Dicionário Brasileiro da Língua Portuguesa (FERREIRA, 1969).

Daí infere-se que a ideia de incentivo está intimamente ligada a estímulo, excitação. O incentivo é capaz de modificar determinada situação, podendo levar dinamicidade ao que era estático. Dessa forma, é capaz de corrigir determinada situação de erro, desde que o estímulo seja no sentido de correção. Com isso, se antes não havia motivos – ou estímulos – para o sentido correto, agora há.

Ocorre que, muitas vezes, para que sejam alcançadas determinadas metas, em vez de incentivos, são criadas sanções para o caso de descumprimento. Assim, pune-se o erro, quanto se poderia conceder estímulo à atitude correta. É o que se pode observar em algumas normas de direito, na educação, no esporte, no comércio.

Em sua obra, Kelsen (2000) observa:

(...) conforme o modo pelo qual as ações humanas são prescritas ou proibidas, podem distinguir-se diferentes tipos – tipos ideais, não tipos médios. A ordem social pode prescrever uma determinada conduta humana sem ligar à observância ou não observância deste imperativo quaisquer consequências. Também pode, porém, estatuir uma determinada conduta humana e, simultaneamente, ligar a esta conduta a concessão de uma vantagem, de um prêmio, ou ligar à conduta oposta uma desvantagem, uma pena (no sentido mais amplo da palavra). O princípio que conduz a reagir a uma determinada conduta com um prêmio ou uma pena é o princípio retributivo (*Vergeltung*). O prêmio e o castigo podem compreender-se no conceito de sanção. No entanto, usualmente, designa-se por sanção somente a pena, isto é, um mal – a privação de certos bens como a vida, a saúde, a liberdade, a honra, valores econômicos – a aplicar como consequência de uma determinada conduta, mas já não o prêmio ou a recompensa.

Resta claro, pelo exposto, que há duas opções para o regramento das condutas: *i*) punição para a conduta indesejada; e *ii*) incentivo à conduta desejada. No tópico anterior, tentou-se mostrar como algumas sanções da Lei de Crimes Ambientais são questionáveis do ponto de vista da eficácia, principalmente se postas frente ao escopo principal da legislação ambiental – a prevenção e a recuperação dos danos ao meio ambiente.

Nesse tópico, serão apontados os benefícios que podem advir da concessão de incentivos para condutas pró-ambiente.

Com efeito, os incentivos também denominados *sanções premiaias*² têm função jurídica primordial no Estado de direito. Isso porque, no âmbito interno do Estado, evitam que a máquina estatal exerça demasiadamente seu poder de polícia para o cumprimento das normas jurídicas.

Não se deixe de mencionar que a previsão de sanção punitiva exige fiscalização do Estado e, sendo detectado o descumprimento, a aplicação da penalidade prescrita deve acontecer. É esse, justamente, o poder de polícia. Nesse sentido, Kelsen (2000) estabeleceu que “(...) no domínio de uma ordem jurídica pode surgir uma situação – e de fato surgem tais situações (...) – em que uma determinada conduta humana, e, ao mesmo tempo, a conduta oposta, têm uma sanção como consequência”.

2. Neste artigo, utilizou-se o termo sanção de modo genérico para se referir à ideia kelseniana de “atos de coerção que são estatuídos contra uma ação ou omissão determinada pela ordem jurídica”.

Os incentivos, por sua vez, dispensam o exercício estatal do poder de polícia, já que a consequência da conduta do particular fica em âmbito privado, qual seja, o benefício do incentivo. Isso gera, entre outros fatores positivos, a redução dos gastos do Estado, além da diminuição da sua força coercitiva perante a iniciativa privada.

Não por outro motivo, é cada vez mais notório o uso de incentivos nas previsões normativas do Direito, principalmente em matéria de meio ambiente. A título de exemplo, no estado de São Paulo, cite-se a Lei Estadual nº 13.798/2009, que cria a Política Estadual de Mudanças Climáticas.

A norma prevê, em seu Art. 9º, § 2º, a concessão de incentivos para pessoas que, voluntariamente, aderirem ao sistema de registro público de emissões de gases, sob responsabilidade do Estado. São eles: *i*) fomento para reduções de emissões de gases de efeito estufa; *ii*) ampliação do prazo de renovação de licenças ambientais; *iii*) priorização e menores taxas de juros em financiamentos públicos; *iv*) certificação de conformidade; e *v*) incentivos fiscais.

Em âmbito federal, cite-se a Lei nº 11.428/2006, a qual tratou da utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica. A Lei da Mata Atlântica, como ficou nacionalmente conhecida, prevê que, sem prejuízo das obrigações assumidas pelos proprietários e posseiros, poderiam ser concedidos *incentivos econômicos* para estimular a proteção e o uso sustentável do bioma – Art. 33.

A mesma lei, no Art. 41, ainda prevê a concessão de *incentivos creditícios* para o proprietário ou posseiro que tenha vegetação primária ou secundária em estágios avançado e médio de regeneração do Bioma Mata Atlântica. Com isso, os pequenos produtores rurais e as populações tradicionais terão prioridade na concessão de crédito agrícola – inciso I do Art. 41.

Destaque-se, também em nível federal, a recém publicada Lei nº 12.187/2009, que instituiu a Política Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC). No Art. 5º, inciso VII, é previsto como diretriz da PNMC a utilização de *instrumentos financeiros e econômicos* para promover ações de mitigação e adaptação à mudança do clima. Como instrumentos da política nacional, prevêem-se *medidas fiscais e tributárias* destinadas a estimular a redução de emissões e remoção de gases de efeito estufa, incluindo alíquotas diferenciadas, isenções, compensações e incentivos, a serem estabelecidos em lei específica – Art. 6º, inciso VI.

No campo jurídico internacional, podemos citar a Convenção sobre Diversidade Biológica, assinada na cidade do Rio de Janeiro, em 1992, que trouxe a possibilidade de serem constituídos direitos sobre os recursos genéticos – propriedade intelectual –, como forma de equilibrar a relação entre os países detentores de biotecnologia e os países detentores de biodiversidade. Os objetivos principais da convenção eram, nos termos do Art. 1º,

(...) 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 (CONVENÇÃO SOBRE DIVERSIDADE BIOLÓGICA, 2009).

Seria possível, nos moldes tradicionais, que a mencionada convenção delimitasse seus objetivos e estabelecesse sanções, caso não houvesse cumprimento. No entanto, demonstrando a evolução do direito internacional ambiental, em busca da eficácia das normas jurídicas internacionais de proteção aos direitos difusos, o tratado internacional criou incentivos.

Um dos incentivos que merece destaque é a possibilidade de obtenção de patentes – e, com isso, rendimentos econômicos com os *royalties* – sobre determinados recursos genéticos. Dessa forma, é incentivada a pesquisa e, respeitados os preceitos do tratado, é possível uma repartição justa e equitativa dos benefícios oriundos da utilização dos recursos genéticos.

Ainda no âmbito internacional, cite-se a Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (2009), a qual, por meio do Protocolo de Quioto (2009) – assinado em 1997 –, previu mecanismos de mercado que possibilitaram o auferimento de renda para aqueles que reduzissem as emissões de gases causadores de efeito estufa.

É o caso, por exemplo, do mecanismo de desenvolvimento limpo (MDL), previsto no Art. 12 do referido protocolo. O MDL permite que países em desenvolvimento façam projetos de redução de emissões e vendam os créditos de carbono a países desenvolvidos. Além da venda dos créditos, os países em desenvolvimento podem contar com investimentos na própria elaboração do projeto de MDL, bem como a transferência de tecnologia e *expertise*.

Note-se que, uma vez assinada e ratificada a convenção do clima, todas as partes deveriam ter suas emissões controladas, nos termos do que foi definido, sob pena de descumprimento do tratado. Ocorre que, por certo, não é simples a alteração do funcionamento de todo um parque industrial, de uma política ambiental doméstica, de um sistema agropecuário, do tratamento do lixo, da eficiência energética, entre outras mudanças possíveis e necessárias para uma redução nas emissões de gases de efeito estufa. Dessa forma, devido ao alto custo das mudanças e à sua complexidade, haveria um risco considerável de que o objetivo da convenção não fosse alcançado.

Para que isso não ocorresse, valendo-se dos moldes tradicionais dos tratados internacionais, poderiam ser criadas sanções, a serem aplicadas coercitivamente

contra os países que descumprissem o acordo. Todavia, essa provavelmente não seria uma opção eficaz já que, necessariamente, os países que deveriam reduzir suas emissões são grandes potências mundiais.

Nesse raciocínio, restariam prejudicados os termos do acordo internacional, e seus resultados seriam insignificantes. Buscou-se, então, a criação de um outro mecanismo com vista ao cumprimento dos termos do tratado internacional. O resultado foi a previsão de incentivos, entre os quais destacamos os créditos de carbono.

Trata-se, como se vê, de medidas incentivadoras para o cumprimento do acordo internacional, cujo escopo principal é a redução e a estabilização dos gases de efeito estufa em níveis que não prejudiquem a saúde humana e o meio ambiente.

Pelo exposto, faz-se de toda eficaz a concessão de incentivos para se lograr um maior cumprimento dos acordos, seja na esfera internacional, seja em nível doméstico. Com efeito, a evolução do direito ambiental mostra que medidas coercitivas oneram o Estado e atravancam o desenvolvimento socioeconômico.

Muito mais benéfico ao homem e ao meio ambiente seria, sem o abandono das medidas educativas e punitivas – desde que com racionalidade e proporcionalidade –, a concessão de incentivos àqueles que pratiquem condutas sadias ao meio ambiente.

A seguir, tentar-se-á vislumbrar algumas situações pontuais em que isso se faz possível, na Lei de Crimes Ambientais.

6 A LEI Nº 9.605/1998 E OS POSSÍVEIS INCENTIVOS

Como bem percebeu a doutrina, o criminoso ambiental, via de regra, não oferece maior periculosidade, razão pela qual não precisa ser recolhido ao cárcere (FREITAS, 2005). O criminoso ou infrator ambiental tem um perfil que o diferencia dos que praticam outros ilícitos penais. Em geral, os crimes são socialmente aceitos, sem envolverem violência contra a pessoa e estão ligados, normalmente, a aspectos econômicos. Penaliza-se, na maior parte das vezes, o fazendeiro, o mateiro, o dono de pequena propriedade rural ou o prestador temporário de serviços.

Não por outra razão, na medida em que tais “criminosos” deixarem de ter motivos para descumprir a lei – não por temerem a sanção, muitas vezes desconhecidas, mas por interesse no incentivo a ser concedido –, deverá haver redução de atividades danosas ao meio ambiente.

No jargão popular, se a “floresta em pé” valer mais do que a madeira ilegalmente cortada, não haverá crime por corte de árvores. Dessa forma, se houver um patrocínio àqueles que deixarem de queimar a cana ou outro tipo de vegetação, não deverá mais haver degradação da qualidade do ar.

Na oportunidade, convém abrir um parêntese para esclarecer que não se pretende apresentar os criminosos. Muito pelo contrário, tenta-se encontrar uma alternativa para que o verdadeiro escopo da legislação ambiental seja alcançado. O beneficiado, ressalte-se, será aquele que praticar conduta favorável ao equilíbrio do meio ambiente.

Com isso, será possível aliviar o trabalho exaustivo e complexo dos órgãos fiscalizadores e aplicadores das punições legais, os quais, nem sempre, conseguem encontrar a solução mais benéfica ao homem e seu ambiente – e quem paga por isso é a sociedade.

Também não se pretende, deixe-se claro, revogar as disposições da Lei de Crimes Ambientais. As normas punitivas, por serem aplicáveis a condutas já praticadas, não são desarmônicas com as normas incentivadoras, uma vez que estas últimas aplicam-se em um momento anterior à prática delituosa.

Exemplo disso é a Lei da Mata Atlântica (Lei nº 11.428/2006), já citada no presente artigo, que aplica sanções às condutas lesivas ao meio ambiente, sem dispensar a concessão de benefícios econômicos e os creditícios aos praticantes de condutas condizentes com o equilíbrio ecológico.

Pois bem. Por tantos motivos, é bem-vinda uma revisão dos termos da Lei de Crimes Ambientais, seja para o seu aperfeiçoamento técnico – definição pormenorizada dos tipos penais, penas proporcionais aos danos causados etc. –, seja para sua maior eficácia. Deve ser estudada a possibilidade de concessão de benefícios àqueles que deixarem de praticar condutas danosas ao meio ambiente, ou que, proativamente, desenvolverem práticas que causem impactos positivos.

A título de contribuição, propor-se-á que seja considerada a possibilidade de concessão de incentivo econômico àqueles que deixarem de desmatar sua propriedade. Sabe-se que, em algumas regiões do Brasil, a principal atividade econômica é, justamente, o desmate. As consequências negativas dessa prática são inúmeras, seja para o homem, seja para o meio ambiente. A recuperação ambiental posterior dessas áreas custaria milhares, senão milhões de reais. Além disso, muitas vezes são gastas quantias significativas para tratar as doenças advindas da migração de insetos e animais peçonhentos da mata para a sociedade. Numerosos também são os investimentos no aparelhamento dos fiscais e dos órgãos que deverão julgar e punir os malfeitores.

Por certo, a soma de todos esses gastos poderia ser distribuída entre aqueles que, simplesmente, deixassem de degradar. Com isso, não haveria perdas ambientais, centenas ou milhares de processos deixariam de existir e a economia local sofreria um *input* positivo, entre outras consequências. Na Lei de Crimes Ambientais, os Arts. 38 a 40, por exemplo, poderiam contar com a concessão do referido incentivo.

Nesse ritmo, o governo federal tem tomado medidas de caráter incentivador para a redução do desmatamento na Amazônia. Uma medida já adotada foi a edição do Decreto nº 6.527/2008, que cria o Fundo Amazônia. Esse, gerido pelo Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES), receberá doações de entidades de todo o mundo e está voltado para ações de “(...) prevenção, monitoramento e combate ao desmatamento e de promoção da conservação e do uso sustentável no bioma amazônico” (Art. 1º).

A primeira doação ao fundo foi realizada pelo governo da Noruega,³ no valor de 700 milhões de coroas norueguesas, montante a ser entregue até 2015, conforme sejam efetivamente comprovadas as medidas tomadas pelo governo brasileiro na redução do desmatamento.

Em âmbito internacional, também voltado à redução do desmatamento, foi recentemente criado o mecanismo denominado Reduction of Emissions from Deforestation and Degradation (REDD) – em português, Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação o referido mecanismo possibilita, em apertada síntese, que proprietários de matas naturais sejam compensados pela proteção que tenham dado as florestas.

O governo brasileiro, por meio do Ministério do Meio Ambiente (MMA), ciente dos benefícios que o mecanismo traria à economia e ao meio ambiente do país, editou a Portaria MMA nº 273, de 17 de agosto de 2009, criando o Grupo de Trabalho responsável por subsidiar a posição do ministério sobre o REDD. Os resultados, até agora, foram positivos, já que, pelo menos 18 projetos de REDD estão previstos.⁴

Por tantos motivos, a previsão de incentivos na Lei de Crimes Ambientais significaria um avanço na legislação ambiental e um reconhecimento dos esforços do governo e da comunidade internacional em matéria de meio ambiente. Mais especificamente, nos casos dos crimes contra a flora que estejam relacionados ao desmatamento, muitas são as possibilidades de concessão de sanções premiais à pessoa que proteger o ambiente.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A Lei de Crimes Ambientais, apesar de selar a responsabilidade penal das pessoas físicas e jurídicas, bem como servir de substrato legal para toda punição administrativa e penal aos atos que causem danos ao meio ambiente, traz imperfeições que merecem ser revistas. Com efeito, as falhas na definição dos tipos penais e o distanciamento do princípio da intervenção mínima do direito penal, entre outros pontos celeumáticos, acabam por prejudicar a eficácia da norma.

3. Informação disponível em: <http://www.fundoamazonia.gov.br/FundoAmazonia/fam/site_pt/doacoes.html>. Acesso em: 10 dez. 2009.

4. Informações disponíveis em: <<http://www.cop15brasil.gov.br/pt-BR/?page=noticias/brasil-jaa-possui-18-projetos-de-redd>>. Acesso em: 10 dez. 2009.

Além disso, como demonstrado no presente estudo, nem sempre a aplicação de sanções traz o melhor resultado para o homem e o meio ambiente. Isso porque, ao se deparar com a complexidade da matéria ambiental – a qual envolve diferentes campos da ciência, como a Biologia, Geografia, a Climatologia, a Agronomia etc. – os órgãos ambientais dificilmente conseguem chegar a melhor solução. Tais dificuldades, quando transpostas ao processo – inquéritos, processos administrativos, ações judiciais em geral –, causam transtornos nos órgãos de fiscalização, congestionam o Poder Judiciário, atrasam os órgãos licenciadores e desafiam os aplicadores do Direito.

Por isso, à exemplo do que se observa na esfera jurídica internacional e já em algumas normas do direito ambiental brasileiro, o legislador pode lançar mão da concessão de benefícios para prevenir os danos ao meio ambiente. A Lei de Crimes Ambientais, nas situações em que tentamos apontar neste artigo, poderia ter concedido tais incentivos. Isso, claro, sem prejuízo às já existentes sanções e obrigações de reparação do dano impostas ao criminoso ou ao infrator ambiental.

Na oportunidade, repise-se, não se defende fazer ação de caridade nem mesmo presentear o criminoso. Muito pelo contrário, objetiva-se encontrar uma alternativa para que o verdadeiro escopo da legislação ambiental seja alcançado, qual sejam, a prevenção e a reparação dos danos ao meio ambiente. O beneficiado, registre-se, será somente aquele que praticar conduta favorável ao equilíbrio deste.

REFERÊNCIAS

- ACCIOLY, H. **Manual de direito internacional público**. São Paulo: Saraiva, 1948.
- AZEVEDO, C. M. A.; AZEVEDO, E. A. A trajetória inacabada de uma regulamentação. **Revista Eletrônica ComCiência**, SBPC, n. 26, 2000. Disponível em: <<http://www.comciencia.br/reportagens/biodiversidade/bio11.htm>>. Acesso em: 10 dez. 2009.
- BOSON, G. B. M. **Curso de direito internacional público**. Belo Horizonte: Bernardo Álvares Editora, 1958.
- BRASIL. **Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998**. Presidência da República. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Brasília: Congresso Nacional, 1998.
- COIMBRA, A. **O outro lado do meio ambiente**. São Paulo: Millennium, 2002.
- CONVENÇÃO-QUADRO DAS NAÇÕES UNIDAS SOBRE MUDANÇA DO CLIMA. Disponível em: <http://www.mct.gov.br/upd_blob/0005/5390.pdf>. Acesso em: 10 dez. 2009.
- CONVENÇÃO SOBRE DIVERSIDADE BIOLÓGICA. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_chm_rbbio/_arquivos/cdbport_72.pdf>. Acesso em: 10 dez. 2009.
- FERNANDES, F. **Dicionário brasileiro contemporâneo**. 2. ed. São Paulo: Editora Globo, 1969.
- FERREIRA, A. B. H. **Pequeno dicionário brasileiro da língua portuguesa**. 11. ed. São Paulo: Civilização Brasileira, 1969.
- FRANGETTO, F. W.; GAZANI, F. R. **Viabilização jurídica do mecanismo de desenvolvimento limpo (MDL) no Brasil**. São Paulo: Peirópolis, 2002.
- FREITAS, G. P. **Direito penal ambiental**. Barueri: Manole, 2005.
- FREITAS, V. P.; FREITAS, G. P. **Crimes contra a natureza**. 8. ed. São Paulo: Revista dos Tribunais, 2006.
- KELSEN, H. **Teoria pura do direito**. São Paulo: Martins Fontes, 2000.
- LEMONS, P. F. I. **Meio ambiente e responsabilidade civil do proprietário**. São Paulo: Revista dos Tribunais, 2008.
- MARINHO, Y. R. **Créditos de carbono: incentivo do direito internacional ambiental**. 2008. Monografia (Graduação) – Faculdade de Direito do Largo de São Francisco, São Paulo, 2008.

MILARÉ, E. **Direito do ambiente**. 6. ed. São Paulo: Revista dos Tribunais, 2009.

MILARÉ, E.; COSTA JR., P. J. **Direito penal ambiental**: comentários a Lei nº 9.605/1998. Campinas: Millennium, 2002.

PRADO, L. R. **Crimes contra o ambiente**. São Paulo: Revista dos Tribunais, 1998a.

_____. Princípios penais de garantia e a nova lei ambiental. *In*: SEMINÁRIO INTERNACIONAL DO IBCCRIM, 4. São Paulo, 1998b.

REZEK, J. F. **Direito dos tratados**. Rio de Janeiro: Editora Forense, 1984.

SABBAG, B. K. **O protocolo de quioto e seus créditos de carbono**: manual jurídico brasileiro de mecanismo de desenvolvimento limpo. 2. ed. São Paulo: LTR, 2009.

SOARES, G. F. S. **Direito internacional do meio ambiente**: emergência, obrigações e responsabilidades. São Paulo: Atlas, 2001.

_____. **A proteção internacional do meio ambiente**. São Paulo: Manole, 2003.

RECURSOS COMUNS E SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL: UMA DIMENSÃO POLÍTICA

1 INTRODUÇÃO

O presente capítulo tem como objetivo principal situar o campo de estudos relacionado ao gerenciamento e à governança dos recursos de base comum (RBC), oferecendo um estado atual dos estudos sobre a temática e ressaltando a importância de tais estudos no debate sobre a sustentabilidade ambiental.

Parte significativa dos temas relacionados aos estudos ambientais pode ser considerada como uma análise de bens coletivos – que podem ser bens públicos ou recursos comuns. O bem coletivo é aquele que não é passível de apropriação privada, ou seja, não há possibilidade de exclusão do indivíduo que não contribuiu para o provimento do bem. Quando um bem coletivo é provido, todos têm direito de dele desfrutar.

O controle da poluição atmosférica é exemplo de situação cujo foco é um bem coletivo. Parte-se do princípio de que o ar puro, livre de poluição, é condição de qualidade de vida para aquele que o respira. Porém, tanto o membro de entidade preocupada com a qualidade do ar, que usa tecnologia limpa e dedica parte de seu tempo à promoção da causa ambientalista, quanto o industrial que lança gases nocivos na atmosfera mediante a queima de combustíveis fósseis e outras técnicas produtivas não sustentáveis, beneficiam-se da qualidade de vida derivada do ar puro.

Caso o membro da entidade intensifique seus esforços e consiga um ar cada vez mais limpo, ele não pode excluir aquele industrial dos benefícios advindos de sua ação, pois o ar não pode ser privatizado. Nesse sentido, o ar é um bem coletivo. A iluminação e a segurança pública, entre outros exemplos, por serem alvos da mesma lógica, ganham também a denominação de bens coletivos.

O recurso comum é, por natureza, um bem deste tipo. O que difere esses recursos dos bens públicos em geral é que estes não só apresentam dificuldades de exclusão de terceiros, mas também rivalidade em seu uso (ARARAL, 2009). Ou seja, a rivalidade no uso do bem coletivo, no caso de um RBC, é real, enquanto nos bens públicos em geral tal característica é apenas potencial. Dessa forma, enquanto a utilização de um bem público – por exemplo, a iluminação pública –

por um indivíduo não reduz a qualidade e/ou a quantidade do bem quando este é utilizado por outro indivíduo, o RBC – tal como o estoque pesqueiro de um lago – tem sua quantidade e/ou qualidade reduzida quando explorado, o que implica uma menor oferta do recurso para os outros usuários.

Já os sistemas de gerenciamento de RBCs são definidos pela existência de um recurso que é alvo de um arranjo institucional – leis, normas sociais, acordos coletivos, entre outros – com vista a garantir sua manutenção em longo prazo. Tal arranjo envolve a garantia de utilização de um recurso por grupos que tradicionalmente o utilizam e que possuem interesse em sua manutenção. Dessa forma, para enfrentar o dilema dos bens coletivos, é promovida em tais sistemas uma exclusão deliberada de determinados grupos da possibilidade de utilização do recurso, em detrimento de outros grupos, que teriam a autorização para a exploração destes bens.

Vale ressaltar que um sistema operado pela lógica dos RBCs não significa privatização do recurso em si. Pelo contrário, o bem continua sendo de propriedade da coletividade. Geralmente, os grupos “responsáveis” pelo recurso apenas possuem o direito de uso, não podendo vender ou dispor deste conforme seus interesses individuais.

A seção 2 deste capítulo explora a ideia da “tragédia dos comuns”, que contradiz a máxima de que cada indivíduo buscando maximizar benefícios privados contribuiria, em todas as situações, para um bem-estar da coletividade, mediado pela “mão invisível” do mercado. Na seção 3, é abordada a lógica da ação coletiva de Olson (1999), que discute os determinantes da ação coletiva de grupos sociais na busca do provimento de bens coletivos. Na seção 4, discute-se o papel das instituições sociais no fomento a um adequado gerenciamento dos RBCs. A seção 5 traz um panorama dos acertos e obstáculos encontrados no desenvolvimento das teorias que procuram analisar a questão dos RBCs. As considerações finais apresentam a inter-relação dos estudos sobre “comuns” com a temática da sustentabilidade ambiental, enfatizando a dimensão política e social que é fundamental nos estudos sobre desenvolvimento sustentável.

2 A TRAGÉDIA DOS COMUNS

A emergência do campo de estudos relacionado à teoria dos comuns tem origem em Hardin (1968), que critica a máxima de Adam Smith, para quem os indivíduos, agindo racionalmente, buscando a maximização de seus interesses individuais, contribuiriam para o bem-estar coletivo. Para Hardin, tal maximização no que toca aos bens comuns levaria a uma tragédia que resultaria no uso predatório e no esgotamento desses recursos.

O exemplo clássico da tragédia dos comuns se refere à dinâmica envolvendo pastores de ovelhas que criam seus animais em uma área de pastagem comum, porém limitada em tamanho. Neste contexto, quando um pastor promove o crescimento de seu rebanho em uma unidade, todo o lucro advindo dessa adição ao rebanho é apropriado individualmente pelo pastor. Entretanto, os custos relacionados ao aumento da pressão sobre a capacidade de suporte da pastagem gerados pela nova unidade do rebanho são divididos entre todos os outros pastores da área, pois a pastagem é de uso comum.

Já que os indivíduos obtêm lucro máximo ao adicionar uma unidade extra ao rebanho e apenas arcam com uma parcela dos custos gerados por essa adição, o ímpeto racional de cada um dos pastores individualmente seria aumentar indefinidamente seu rebanho, até o momento em que a pastagem fosse esgotada, gerando uma tragédia coletiva que afetaria todos os demais pastores.

Parte significativa dos temas relacionados à questão ambiental sofre a ameaça da tragédia dos comuns. Além da questão das pastagens, questões relacionadas a recursos pesqueiros, à exploração de florestas, ao uso da biodiversidade, à irrigação, ao gerenciamento de recursos hídricos, às mudanças climáticas, entre outras podem ser analisadas sob a ótica dos “comuns”. Dessa forma, os diversos temas poderiam ser melhor compreendidos adicionando-se a questão dos comuns ao seu campo de análise.

“A tragédia dos comuns” – como intitula Hardin (1968) – remete a um problema de ação coletiva. Como a ação sob a égide da maximização de interesses individuais em um campo em que os bens são coletivos não gera o resultado esperado, o dilema dos comuns deve ser enfrentado por meio de uma ação conjunta entre os interessados no provimento do bem, para que o bem coletivo continue sendo provido no longo prazo. Contudo, há desafios para que tal ação coletiva se concretize, que serão tratados na sequência.

3 A LÓGICA DA AÇÃO COLETIVA¹

Olson (1999) dedica sua obra a demonstrar como são organizados os grupos sociais, quando essa organização tem como objetivo o provimento de um bem coletivo ou comum. “A lógica da ação coletiva” no que se refere aos bens comuns estimula que o ator, racionalmente, prefira não agir, beneficiando-se das ações alheias, pois não pode ser excluído dos benefícios derivados destas. Além disso, a relação custo/benefício não estimula o ator a agir em interesse próprio, mas a adotar o comportamento *free-rider* (caronas). Para explicitar como essa lógica se processa, faz-se necessário um breve resumo da argumentação do autor.

1. Esta seção está baseada em Fonseca e Bursztyn (2007).

Como o bem coletivo é de interesse de muitos, é plausível pensar que os indivíduos formariam um grupo com a finalidade de provê-lo. E quanto maior o grupo, mais geral for o benefício do bem comum a ser provido e mais consciente de seus interesses forem os indivíduos, mais fácil seria o provimento deste grupo. A tese de Olson nega essa premissa e aponta que os grupos grandes seguem uma lógica contrária à exposta anteriormente. Segundo o autor:

Não é verdade que a idéia de que os grupos agirão para atingir seus objetivos seja uma seqüência lógica da premissa do comportamento racional e centrado nos próprios interesses. Não é fato que só porque todos os indivíduos de um determinado grupo ganhariam se atingissem seu objetivo grupal, eles agirão para atingir esse objetivo, mesmo que todos eles sejam pessoas racionais e centradas nos seus próprios interesses. Na verdade, a menos que o número de indivíduos do grupo seja realmente pequeno, ou a menos que haja coerção ou algum outro dispositivo especial que faça os indivíduos agirem em interesse próprio, *os indivíduos racionais e centrados nos próprios interesses não agirão para promover seus interesses comuns ou grupais* (OLSON, 1999, p. 14, grifo nosso).

Mesmo que os membros do grande grupo almejem a maximização de seu bem-estar pessoal por intermédio do bem coletivo e que haja acordo no grupo sobre os métodos para obter o bem, somente a associação grupal não assegura o provimento em nível ótimo desse benefício. É necessária uma coerção, que force os indivíduos a arcar com os custos da ação do grupo, ou então que sejam oferecidos, individualmente aos membros, incentivos cuja recompensa é outro bem diferente do bem coletivo. Só assim os indivíduos aceitarão contribuir com os custos da ação referente à obtenção do bem comum.

Isso ocorre porque os bens coletivos possuem características próprias, que dificultam a organização e a ação que visam seu provimento. Olson assinala que existem três fatores independentes, porém cumulativos, que podem impedir os grandes grupos de promoverem seus interesses:

(...) primeiro, quanto maior for o grupo, menor a fração do ganho total grupal que receberá cada membro que atue pelos interesses do grupo, menos adequada a recompensa a qualquer ação grupal, e mais longe ficará o grupo de atingir o ponto ótimo de obtenção do bem coletivo, se é que obterá algum. Segundo, dado que quanto maior for o grupo, menor será a parte do ganho total que caberá a cada membro ou a qualquer pequeno subgrupo (sem exceção), menor será a probabilidade de que algum subgrupo – e muito menos algum membro sozinho – ganhe o suficiente com a obtenção do benefício coletivo para compensar os custos de prover até mesmo uma pequena quantidade do benefício. (...) Terceiro, quanto maior for o número de membros do grupo, mais custosa será a organização e, portanto, mais alta será a barreira a ser saltada antes que alguma quantidade do benefício coletivo possa ser obtida (OLSON, 1999, p. 60).

Em grupos grandes, os esforços individuais não têm efeitos sensíveis sobre o provimento ou não de um bem coletivo e os custos privados derivados de seus esforços são superiores aos benefícios advindos do bem comum. Ao mesmo tempo, esse indivíduo poderá desfrutar de quaisquer vantagens obtidas pelos outros, quer tenha ou não colaborado com o grupo. Ademais, a coerção que vise à contribuição será reforçada caso os atos de um ou mais membros do grupo sejam perceptíveis para os demais membros. Mas quanto maior o grupo, menor a possibilidade de que o não colaborador seja descoberto. Essas condições favorecem o tipo de comportamento denominado por Olson de *free-rider* (caroneiro). Esses indivíduos:

(...) não têm nenhum interesse comum no que toca a pagar o custo desse benefício coletivo. Cada membro preferiria que os outros pagassem todo o custo sozinhos, e por via de regra desfrutariam de qualquer vantagem provida quer tivessem ou não arcado com uma parte do custo (OLSON, 1999, p. 33).

O *free-rider* é aquele que desfruta do bem coletivo sem ter pago nenhum custo para a obtenção deste. Seja porque a relação custo/benefício desestimula o ator a agir em prol de seus interesses ou então por ser impossível excluí-lo, apesar de não contribuir com a ação do grupo dos beneficiários.

A busca por interesses individuais impede a obtenção do bem comum e em alguns casos leva a “tragédia dos bens comuns”. Ao adicionar-se a teoria da ação coletiva de Olson (1999) ao escopo da “tragédia” teorizada por Hardin (1968), a análise dos bens comuns ganha em complexidade, conforme demonstrado no exemplo a seguir.

Em um lago, a sobre-exploração da atividade pesqueira leva a uma diminuição no número de peixes disponíveis, gerando prejuízo para os pescadores. Para evitar a “tragédia dos comuns”, os pescadores formam um grupo para a obtenção do bem comum (um estoque pesqueiro sustentável) e criam regras para a pesca no lago –controle do número e tamanho de peixes pescados, épocas proibidas para a pesca etc. Com essas medidas, o número de peixes aumenta e o benefício coletivo começa a ser provido.

Porém, um indivíduo isolado teria benefícios individualmente se não respeitasse as regras e não arcasse com os custos do grupo, pois, nesse caso, há grandes vantagens em não cooperar exatamente porque os demais assumem comportamentos colaborativos (LIMA; RUA, 2003). Ele “pegaria carona” no benefício coletivo, pois ninguém poderia excluí-lo de ser beneficiado com um aumento do estoque de peixes. Ao mesmo tempo, a sobrepesca praticada por esse indivíduo isolado não terá grande impacto no estoque do lago.

Essas condições fazem que ninguém queira pagar os custos da ação do grupo, mas queiram se beneficiar dos lucros derivados do comportamento alheio. Nesse caso, o bem coletivo não é provido e a tragédia dos comuns continua

presente, com a sobrepesca esgotando o estoque pesqueiro do lago. O *free-rider*, por desfrutar do bem coletivo sem pagar os custos dele, é o principal fator que impede que os grupos grandes atinjam seus objetivos.

A contribuição de Olson (1999) mostra os problemas da racionalidade individual no que tange aos bens coletivos e indica maneiras (sanções e incentivos) que podem diminuir o comportamento *free-rider*. Porém, a saída apontada pelo autor não é a única possível, embora seja importante e aplicável em diversos contextos.

4 GOVERNANDO OS COMUNS

A contribuição de Ostrom é fundamental quando tratamos de benefícios coletivos, pois ressalta a complexidade inerente à análise da questão. Além disso, a autora percebe o enfrentamento da tragédia dos bens comuns e do dilema da ação coletiva de modo mais otimista que Hardin (1968) e Olson (1999).

Ostrom (1990) trata da questão dos bens coletivos por uma vertente ainda não abordada pelos estudiosos da questão. Para ela, as maneiras mais eficazes de se enfrentar a tragédia dos comuns fogem às opções clássicas de privatização dos recursos (foco no mercado) ou exclusivo controle pelo Estado.

A privatização de um recurso comum pode ser impossível, pois muitas vezes tais recursos não apresentam condições objetivas para tanto – por exemplo, estoque pesqueiro de um lago – ou essa privatização pode gerar efeitos perversos ao longo do tempo, já que a manutenção da qualidade do recurso muitas vezes depende de mútuas interações entre diversos elementos desse recurso – por exemplo, dividir e privatizar partes de uma floresta pode gerar problemas ecossistêmicos, pois a conservação de uma floresta depende do bom gerenciamento de todas suas parcelas. Já o controle exclusivo do Estado pode ser ineficiente na medida em que, por vezes, ele possui insuficiência de informação sobre as características do recurso e a melhor forma de conservá-los, bem como arca com alto custo de monitoramento com relação à conservação deste.

A abordagem de Ostrom (1990) sugere que há uma terceira possibilidade de enfrentar a tragédia dos comuns: por meio do estabelecimento de instituições com o envolvimento dos usuários desses recursos, tanto na formulação quanto na implementação de instituições, ou seja, de regras, normas e procedimentos que regulam o uso do recurso. Nessa abordagem, o recurso não é privatizado e nem deixa de ser público, mas passa a contar com regras, sanções e incentivos que regulam o acesso a este. A ideia por trás dessa terceira possibilidade é que os usuários, por terem interesse direto na conservação e no uso sustentável do recurso, teriam incentivos a cooperar e a agir efetivamente na promoção da sustentabilidade.

Ostrom trabalha no referencial da teoria da ação racional, mais agrega em sua análise dos RBCs uma gama de fatores até então desconhecidos pelos teóricos dessa ação ou esparsos entre obras de diversos autores relacionados a essa teoria. Sua análise ressalta a importância da ação racional individual, simbolizada por meio da teoria dos jogos, mas outros elementos também podem ser notados em sua teoria: normas internalizadas, influência de normas legais, constrangimentos culturais e do meio biofísico, além de relações de poder.

A autora apresenta uma arena (*framework*) em que a complexidade de desejos, as circunstâncias e as relações de poder é relevante, assim como os interesses e a posição social de diversos atores. Para Ostrom (1990), não deve haver nenhum pressuposto geral de como é processada a ação coletiva e/ou o uso e gerenciamento dos recursos comuns. Ao contrário, observar as particularidades locais é essencial para uma análise correta do contexto referente às regras de apropriação e ao uso de recursos comuns.

É por meio da análise de singularidades que podemos elaborar a melhor estratégia para o gerenciamento dos bens coletivos. As instituições são moldadas por essa complexidade e têm grande influência no sucesso ou no fracasso do gerenciamento de recursos de base comum.

Os modelos teóricos muitas vezes são impeditivos à observação de singularidades locais, pois frequentemente as realidades são submetidas aos modelos, e não o contrário. Segundo a autora,

Modelos sugerem ao analista comportamentos e resultados prováveis numa situação com uma estrutura *particular*. Eles não lhe dizem como descobrir a estrutura da situação para conduzir a análise. Modelos que usam pressupostos como informação completa, ação independente, simetria perfeita, ausência de erros humanos, nenhuma norma aceitável de comportamento, custo zero de monitoramento e implementação e nenhuma capacidade de alterar a estrutura da situação ajudam o analista a derivar previsões precisas... Modelos que fazem tais afirmações, contudo, não dirigem a atenção do analista para algumas das variáveis que afetam os incentivos e o comportamento dos indivíduos.²

Mesmo ressaltando a complexidade inerente ao estudo da ação coletiva e dos recursos comuns, enfatizando a importância da realidade local, Ostrom afirma que mudanças institucionais que visem ao melhor gerenciamento dos RBCs são favorecidas caso algumas condições sejam preenchidas:

2. "Models suggest to the analyst likely behaviors and outcomes in a situation with a particular structure. They do not tell the analyst how to discover the structure of the situation in order to conduct an analysis. Models that use assumptions such as complete information, independent action, perfect symmetry, no human errors, no norms of acceptable behavior, zero monitoring and enforcement costs, and no capacity to change the structure of the situation itself help the analyst derive precise predictions. (...) Models that made such assumptions do not, however, direct the attention of the policy analysts to some of the problematic variables of the situation that affect the incentives and behavior of individuals" (OSTROM, 1990, p. 191).

1. Muitos dos beneficiários compartilham um julgamento comum de que serão prejudicados se não adotarem uma regra alternativa.
2. Muitos dos beneficiários serão afetados de forma similar pelas alterações de regra propostas.
3. Muitos dos beneficiários valorizam em alta medida os direitos de propriedade coletiva: em outras palavras, eles possuem baixas taxas de desconto.
4. Os beneficiários enfrentam custos de informação, transformação e implementação relativamente baixos.
5. Muitos dos beneficiários compartilham normas gerais de reciprocidade e acreditam que seriam utilizadas como capital social inicial.
6. O grupo que se beneficia das regras de propriedade coletiva é relativamente pequeno e estável.³

Essas condições são válidas se as considerarmos como tipos ideais weberianos, representando uma situação que dificilmente será encontrada na realidade. Não há problema algum em considerá-las desejáveis, mas deve-se observar que em algumas realidades específicas essas condições podem ter uma aplicação divergente daquela que foi inicialmente desejada. Em outras realidades, elas simplesmente não poderão ocorrer. É necessário não insistir na criação dessas condições em meios sociais incompatíveis com estas (FONSECA; BURSZTYN, 2009).

Nesse contexto, vale a pena procurar formas singulares adaptadas às realidades locais que favoreçam o melhor gerenciamento dos RBCs e contribuam para melhorar o bem-estar da população. Caso haja a insistência na criação das condições referidas, se pode cair no erro exposto anteriormente de forçar a realidade a um modelo.

Contudo, nas condições anteriormente elencadas, Ostrom faz uma classificação destas em termos de importância:

Essas variáveis são ordenadas de maneira fraca, começando com aquelas que acredito ser as mais importantes para afetar a probabilidade dos indivíduos concordarem com novas regras que aumentarão o bem-estar, e terminando com aquelas que acredito ser menos importantes. Embora considerável ênfase tenha sido colocada no tamanho

3. 1. *Most appropriators share a common judgment that they will be harmed if they do not adopt an alternative rule.*
 2. *Most appropriators will be affected in similar ways by the proposed rule changes.*
 3. *Most appropriators highly value the continuation activities from this CPR; in other words, they have low discount rates.*
 4. *Appropriators face relatively low information, transformation, and enforcement costs.*
 5. *Most appropriators share generalized norms of reciprocity and trust that would be used as initial social capital.*
 6. *The group appropriating from the CPR is relatively small and stable* (OSTROM, 1990, p. 211).

do grupo envolvido nos problemas de ação coletiva, considero as primeiras cinco variáveis como mais importantes do que o número de pessoas envolvidas.⁴

Embora considerar o tamanho do grupo como tendo menor importância do que os cinco primeiros fatores seja um claro sinal de otimismo quanto ao gerenciamento de RBCs, a análise de Olson (1999) é relevante quando ele enfatiza que o tamanho do grupo é fundamental na aquisição de um benefício coletivo.

Por mais que o tamanho do grupo não seja o único fator relevante, em certos RBCs – como qualidade do ar de uma metrópole –, o tamanho apresenta importância capital. Os esforços para o gerenciamento de RBCs não podem subestimar a importância do tamanho do grupo.

Em uma metrópole – com milhões de habitantes – torna-se difícil ter normas compartilhadas por todos, pois o meio sociocultural é intrinsecamente variado e as experiências cotidianas vividas por indivíduos particulares são diversas – não favorecendo uma interação continuada entre os atores. Além disso, os custos de monitoramento no caso de um grupo grande são muito altos e, aliados ao individualismo presente na sociedade moderna, favorecem o comportamento dos *free-riders*.

Sendo assim, a análise de Ostrom (2003) tem maior grau de aplicabilidade nos casos de RBCs apropriados por pequenos ou médios grupos. Nos grupos realmente grandes, o tamanho destes continua tendo vital importância.

Os direitos de propriedade de um RBC variam de acordo com as prerrogativas relacionadas ao usufruto do bem e à possibilidade de gerenciamento das regras de uso do recurso. As regras de propriedade que regem a forma de apropriação de um recurso comum influenciam fortemente o comportamento dos indivíduos e dos grupos sociais frente ao gerenciamento e uso desses recursos (OSTROM, 2003).

Tais regras de propriedade são historicamente legitimadas, mas muitas vezes necessitam do reconhecimento de autoridades oficiais que legitimam e garantem o direito dos usuários de recursos comuns que não podem ou não devem ser completamente privatizados. De acordo com Ostrom,

(...) a família restante de teorias da ação coletiva tem que incluir a rica interrelação entre a natureza do bem, o regime de propriedade vigente no local, o sistema de governança utilizado para a confecção de novas regras e a resultante estrutura de recompensas.⁵

4. "These variables are weakly ordered, beginning with those that I think are most important in affecting the likelihood of individuals agreeing to new rules that will improve welfare, and ending with those that I think somewhat less important. Although considerable emphasis has been placed on the size of the group involved in collective-action problems, I consider the first five variables to be more important than the number of persons involved" (OSTROM, 1990, p. 211-212).

5. "The resulting family of collective action theories has to include the rich interplay between the nature of the good, the property-right-regimes in place, the governance system used for making new rules and the resulting payoff structure" (OSTROM, 2003, p. 262).

Portanto, não há como definir qual a melhor forma de estabelecer a propriedade de bens comuns, nem a melhor forma de gerenciá-los, caso estes sejam enquadrados em uma categoria única. A natureza do bem, a apropriação e o uso particular de atores sociais diversos são elementos cruciais no desenvolvimento de regras de propriedade para esses bens.

Os direitos de propriedade são instituições sociais que definem as regras do jogo na apropriação e no gerenciamento de RBCs. No momento em que Ostrom (2003) afirma que as regras de propriedade influenciam o comportamento dos indivíduos frente aos recursos, a autora está enfatizando que as instituições sociais são fundamentais no gerenciamento de recursos comuns.

As instituições podem ser formais e informais, como analisadas por North (1990), mas em ambos os casos precisam de legitimação para possuir aplicação prática. Uma instituição não legítima é uma instituição morta. Sendo assim, Ostrom (1990) enfatiza a importância do Estado para legitimar as instituições relacionadas à propriedade de bens comuns.

Por mais que não seja essencial – pois existem instituições sociais atuantes que independem do reconhecimento do Estado –, o reconhecimento do poder público garante um espaço de manifestação da ação coletiva, do grupo social que pretende estabelecer as regras de uso para o recurso, bem como os mecanismos legais de exclusão e a regulação do acesso e do uso dos bens.

Como estabelecer e favorecer instituições voltadas à sustentabilidade no uso dos RBCs? A questão não possui uma resposta única. A resposta reflete a complexidade inerente à tal questão. Formular instituições – e direitos de propriedade – para o melhor aproveitamento dos recursos requer observar, caso a caso, as realidades locais e estabelecer estratégias de acordo com as particularidades do meio sociocultural em que se situa o recurso, dos atores envolvidos, das formas de usufruto praticadas, da própria natureza desse recurso etc.

Não se pode ter forma única no estabelecimento de instituições para os recursos comuns, pois sua efetividade é inerentemente contextual. Mais uma vez a realidade local dita as regras e as propostas de criação de instituições precisam se adaptar a ela (DIETZ; OSTROM; STERN, 2003). Sendo assim, múltiplas formas de instituições e direitos de propriedades são necessárias para o gerenciamento dos RBCs em suas realidades específicas. Como acentua Ostrom: “Argumento seriamente que esforços adicionais para alcançar uma única teoria geral são contraproduativos”.⁶

6. “I will argue strongly that further efforts to build a single general theory are counterproductive” (OSTROM, 2003, p. 242).

5 O CAMPO DE ESTUDOS SOBRE OS BENS COMUNS: ACERTOS E OBSTÁCULOS

No esforço de encontrar a melhor maneira de gerenciar os recursos comuns, estudiosos conformaram um campo de estudos que conta com uma produção de mais de 10 mil títulos entre 1985 e 2005, envolvendo mais de dois mil periódicos distintos e outras formas de produção acadêmica (LAERHOVEN; OSTROM, 2007).

O desafio maior do campo de estudos sobre comuns é encontrar formas de evitar a “tragédia dos comuns”, já que a privatização e/ou o controle exclusivo dos recursos pelo Estado não demonstraram ser, em diversos casos, alternativas viáveis para o enfrentamento de tal dilema.

O campo de estudo sobre comuns se desenvolveu simultaneamente à adoção, em diversas partes do mundo, de sistemas de governança que não eram exclusivamente privados ou públicos, mas que mesclavam características de ambos os formatos, com base na presença dos usuários diretos dos recursos comuns na definição das regras e dos arranjos coletivos – ou seja, de instituições sociais – que serviriam como mola mestra nas tentativas de se evitar a “tragédia”.

Como visto anteriormente, embora Ostrom (1990) afirmasse que as instituições e os arranjos para a governança dos comuns deveriam ser desenhados caso a caso com base nos contextos locais, a estes exemplos a autora se arriscou a apresentar algumas variáveis que poderiam afetar a forma de gerenciamento dos bens comuns e que deveriam ser levadas em conta no desenho das instituições.

Dessa forma, parte significativa da produção dos estudiosos do campo foi direcionada a identificar quais variáveis influenciariam no desempenho das instituições, observando que condições seriam favoráveis para a ação coletiva e que elementos seriam obstáculos a elas. Dessa forma, a teoria se desenvolveu no sentido do estabelecimento de uma teoria geral sobre os comuns, com foco na identificação de quais seriam as instituições certas para cada realidade social, conforme a presença ou não das variáveis em cada contexto. Ademais, em que as variáveis consideradas favoráveis não eram encontradas, foram realizados esforços no sentido de fazer estas surgirem a fim de criar as condições “adequadas” no contexto local. Assim sendo, estudiosos como Agrawal (2001, 2007) sistematizaram quais seriam as variáveis capazes de afetar a *performance* de instituições para a governança dos bens comuns, indicando um número de variáveis quantificadas entre 30 e 40.

A busca por encontrar as “instituições certas” fez que as variáveis identificadas fossem promovidas, de forma simultânea e independente das especificidades dos contextos locais, em diversas partes do mundo. Esse movimento teve o protagonismo das agências financiadoras internacionais, que

estipulavam – como condição para o financiamento de projetos – que tais projetos incluíssem entre seus objetivos e suas atividades a promoção das características consideradas favoráveis a uma boa governança. O conjunto dessas características pode ser denominado de Manual da Boa Governança (MBG) (FONSECA; BURSZTYN, 2009). Dessa maneira, os projetos que visavam ao gerenciamento de recursos comuns passaram a promover o MBG, incluindo conceitos tais como capital social, participação, empoderamento, descentralização, entre outras variáveis apontadas como compatíveis com o adequado gerenciamento dos recursos de base comum.

Contudo, estudos posteriores sobre os recursos comuns enfatizaram diversas críticas a abordagens relacionadas à promoção de “instituições corretas”. Tais críticas atingiram diversos pilares do nascente campo de estudos. A primeira delas se refere à percepção de que estudos relacionados aos bens comuns tenham por hábito focar nas características internas ao sistema de ação dos usuários, tais como regras de uso locais e, formas de monitoramento e de gestão do sistema. Críticos a essa abordagem afirmam que os comuns estão sendo analisados como sistemas fechados, sem sofrer influência externa. Dessa forma, as inter-relações com o ambiente externo e com a questão de escala de atuação das instituições foram subestimada (BERKES, 2002; YOUNG, 2002; WILSON, 2007; KERR, 2007). Por vezes, o uso do recurso não pode ser contido no âmbito de ação de uma instituição local, necessitando de uma análise mais ampla que inclua questões externas, tais como o mercado, e fatores demográficos e macropolíticos, entre outros (AGRAWAL, 2007).

O elemento principal de crítica, que está reformulando o campo de estudos sobre comuns, é a importância do contexto sociopolítico local, com suas especificidades históricas, culturais e de relações de poder. Não basta que um conjunto de regras seja estabelecido entre os usuários sem que tais instituições sejam legitimadas socialmente.

Por terem em comum o fato de compartilhar o uso de um recurso, estudiosos presumiram que o grupo de usuários “locais” dos recursos seria um todo harmônico e com reduzida incidência de conflito. Entretanto, Cleaver (2001, p. 45), em seus estudos sobre a Tanzânia, acentua que “mais realisticamente, podemos ver a comunidade como o *locus* de solidariedade e conflito, alianças inconstantes, poder e estruturas sociais”. Dessa forma, a implementação de instituições direcionadas aos recursos comuns frequentemente é pautada por assimetrias de poder entre os usuários (PÉREZ-CIRERA; LOVETT, 2006; NJAYA, 2007; MANOR, 2004; RIBOT, 2007; FONSECA, 2009), fazendo que “as instituições renovadas reproduzam as mesmas relações desiguais de poder e de autoridade como uma característica perversa das relações sociais (RAY, 2007, p. 360).

O estabelecimento de instituições para o gerenciamento de uso comum não pode “romantizar” a ideia de comunidade local (MOHAN; STOKKE, 2000) e deve levar em consideração que há conflitos dinâmicos entre os usuários. Além disso, questões de escala e de influências de fatores em nível macro demonstram que uma instituição para um bem comum não pode ser analisada sob a perspectiva de um sistema fechado, que interage com a realidade externa de forma coesa e coerente. Da mesma maneira, há de se considerar que as instituições designadas para a sustentabilidade do recurso não são implementadas em um meio caracterizado pelo vazio institucional. Ao contrário, as novas instituições se farão perceber sobre um conjunto anterior de instituições formais e informais, que apresentarão níveis variados de inter-relação. Isso faz que as novas instituições possam constituir uma ruptura no sistema anterior ou mesmo promover apenas mudanças marginais, em que investimentos e adaptações realizados pelos atores com relação às instituições anteriores fazem que seja difícil ao ator abandonar estas, em um contexto de *path dependence* (HEINMILLER, 2009; WILSON, 2007; RAY, 2007).

Os desenvolvimentos recentes no campo de estudos sobre comuns de certa forma retomam parte do raciocínio inicial de Ostrom (1990), em que as instituições deveriam ser definidas e desenhadas caso a caso. Isso ocorre porque as especificidades do contexto local geralmente determinam o grau de sucesso ou fracasso na implementação de instituições, e não a forma do desenho institucional em si (FONSECA, 2009; NJAYA, 2007; HUSSAIN; BHATTACHARYA, 2004; CLEAVER, 2000).

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

6.1 Sustentabilidade Ambiental: uma questão social e política

Este capítulo teve como objetivo principal traçar um panorama dos estudos sobre bens comuns, cujo viés analítico acrescenta em riqueza e complexidade a abordagem sobre sustentabilidade ambiental. Essa abordagem vai além de uma discussão sobre o meio natural, mas consiste em uma temática afeita a uma análise sociopolítica.

As conclusões deste capítulo ressaltam que a dimensão social e política está imbricada com a gestão dos recursos ambientais de base comum. Tendo em vista que a parcela substantiva dos desafios ambientais que estão postos à humanidade no início do século XXI se referem aos RBCs, pode-se afirmar que não há como tratar a sustentabilidade ambiental de forma isolada frente às questões sociopolíticas que as constituem. De forma semelhante, as questões sociais e políticas que emergem da iniciativa de promoção de ações coletivas que visem à utilização de um RBC são influenciadas pelas características dos recursos e pelos fluxos ecossistêmicos.

Na busca por um modelo de desenvolvimento que seja socialmente justo, economicamente viável e ecologicamente equilibrado (BURSZTYN, 1995), o papel das instituições e da ação coletiva é fundamental. Analisar a questão ambiental sob a ótica da ação política, no intuito de identificar instituições que favoreçam um adequado gerenciamento dos recursos comuns é essencial para que se obtenha uma gestão ambiental efetiva.

Entretanto, tal análise deve ser feita por meio das especificidades de cada contexto, e não com base em modelos teóricos gerais e simplificados. Fatores como as relações de escala, os processos históricos marcados por *path dependence*, a complexidade inerente às relações de poder e a forma de estruturação dinâmica das relações sociais devem ser a base para a configuração de instituições que atuem para garantir o uso sustentável dos recursos de base comum e, por conseguinte, para a promoção do desenvolvimento sustentável.

REFERÊNCIAS

- AGRAWAL, A. Common Property Institutions and Sustainable Governance of Resources. **World Development**, v. 29, n. 10, p. 1649-1672, 2001.
- _____. Forests, Governance, and Sustainability: Common Property Theory and its Contributions. **International Journal of the Commons**, v. 1, n. 1, p. 111-136, 2007.
- ARARAL, E. What Explains Collective Action in the Commons? Theory and Evidence from the Philippines. **World Development**, v. 37, n. 3, p. 687-697, 2009.
- BERKES, F. Cross-scale institutional linkages: perspectives from the bottom up. *In*: OSTROM, E. *et al.* (Ed.). **The drama of the commons**. Washington: National Academy Press, 2002, p. 293-321.
- BURSZTYN, M. Armadilhas do progresso: contradições entre economia e ecologia. **Sociedade e Estado**, Brasília, v. 10, n. 1, p. 97-124, 1995.
- CLEAVER, F. Moral Ecological Rationality, Institutions and the Management of Common Property Resources. **Development and Change**, v. 31, p. 361-383, 2000.
- _____. Institutions, agency and the limitations of participatory approaches to development. *In*: COOKE, B.; KOTHARI, U. (Org.). **Participation: the new tyranny?** New York: Zed Books, 2001.
- DIETZ, T.; OSTROM, E.; STERN, P. The struggle to govern the commons. **Science**, v. 302, p. 1907-1912, 2003.
- FONSECA, I. F. **Entre o discurso e a prática: boa governança e agendas 21 locais na amazônia**. Dissertação (Mestrado) – Universidade de Brasília, Centro de Desenvolvimento Sustentável, Brasília, 2009. 166 p.
- FONSECA, I. F.; BURSZTYN, M. Mercadores de moralidade: a retórica ambientalista e a prática do desenvolvimento sustentável. **Ambiente e Sociedade**, v. 10, n. 2, p. 169-186, 2007.
- _____. A banalização da sustentabilidade: reflexões sobre governança ambiental em escala local. **Sociedade e Estado**, v. 24, n. 1, p. 17-46, 2009.
- HARDIN, G. The tragedy of the commons. **Science**, v. 162, p. 1243-1248, 1968.
- HEINMILLER, T. Path dependency and collective action in common pool governance. **International Journal of the Commons**, v. 3, n. 1, p. 131-147, 2009.
- HUSAIN, Z.; BHATTACHARYA, R. Common pool resources and contextual factors: Evolution of a fishermen's cooperative in Calcutta. **Ecological Economics**, v. 50, p. 201-217, 2004.
- KAY, A. A Critique of the Use of Path Dependency in Policy Studies. **Public Administration**, v. 83, p. 553-571, 2005.

- KERR, J. Watershed Management: Lessons from Common Property Theory. **International Journal of the Commons**, v. 1, n. 1, p. 89-109, 2007.
- LAERHOVEN, F.; OSTROM, E. Traditions and Trends in the Study of the Commons. **International Journal of the Commons**, v. 1, n. 1, p. 3-28, 2007.
- LIMA, R.; RUA, M. Cotidiano, racionalidade e sereias: o dilema do prisioneiro como metáfora da questão ambiental. **Sociedade e Estado**, Brasília, v. 18, n. 1-2, p. 67-88, 2003.
- MANOR, J. User Committees: A Potentially Damaging Second Wave of Decentralization? **The European Journal of Development Research**, v. 16, n. 1, 2004.
- MOHAN, G.; STOKKE, K. Participatory development and empowerment: the dangers of localism. **Third World Quarterly**, v. 21, n. 2, p. 247-268, 2000.
- NJAYA, F. Governance Challenges for the Implementation of Fisheries Co-Management: Experiences from Malawi. **International Journal of the Commons**, v. 1, n. 1, p. 137-153, 2007.
- NORTH, D. **Institutions, Institutional Change and Economic Performance**. Cambridge: Cambridge University Press, 1990.
- OLSON, M. **A lógica da ação coletiva**: os benefícios públicos e uma teoria dos grupos sociais. São Paulo: EDUSP, 1999 (1965).
- OSTROM, E. **Governing the commons**: The evolution of institutions for collective action. Cambridge: Cambridge University Press, 1990.
- _____. How types of goods and property rights jointly affect collective action. **Journal of Theoretical Politics**, v. 15, p. 239-270, 2003.
- PÉREZ-CIRERA, V.; LOVETT, J. Power distribution, the external environment and common property forest governance: A local user groups model. **Ecological Economics**, v. 59, p. 341-352, 2006.
- RAY, S. Power relations and institutional outcomes: A case of pastureland development in Semi-arid Rajasthan. **Ecological Economics**, v. 62, p. 360-372, 2007.
- RIBOT, J. Representation, Citizenship and the Public Domain in Democratic Decentralization. **Society for International Development**, v. 50, n. 1, 2007.
- WILSON, J. Scale and Costs of Fishery Conservation. **International Journal of the Commons**, v. 1, n. 1, p. 29-41, 2007.
- YOUNG, O. Institutional interplay: the environmental consequences of cross-scale interactions. In: OSTROM, E. *et al.* (Ed.). **The drama of the commons**. Washington: National Academy Press, p. 263-291, 2002.

O LICENCIAMENTO AMBIENTAL FEDERAL COMO INSTRUMENTO DE POLÍTICA AMBIENTAL NO BRASIL

1 INTRODUÇÃO

A definição do licenciamento ambiental federal no Brasil está inserida na lei da Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA) – Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Nessa norma, o licenciamento ambiental é um instrumento da política ambiental brasileira – Art. 9º, inciso IV.¹ A competência executora do licenciamento ambiental federal é do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama) – Art. 10, § 4º. Esse instrumento é uma licença, *um procedimento administrativo, burocrático*, cujas diretrizes gerais para sua utilização encontram-se detalhadas nas Resoluções nºs 1/1986 e 237/1997, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama),² e na Instrução Normativa (IN) nº 184, de 17 de julho de 2008, do Ibama.³

O tema desse capítulo refere-se à *análise da política ambiental brasileira*, aqui entendida como uma *política regulatória*,⁴ especificamente em um de seus instrumentos, *o licenciamento ambiental federal*, um instrumento preventivo da Política Nacional do Meio Ambiente – Lei nº 6.938/1981. A pergunta que este texto procura responder é a seguinte: o que é o licenciamento ambiental federal no Brasil, como surge, se estrutura e evolui, seus problemas atuais e tendências de resolução?

A classificação corrente dos instrumentos de política ambiental relaciona dois grandes tipos: instrumentos de comando e controle (CEC) e instrumentos econômicos (IE) (MARGULIS, 1996; MOTA, 2001, p. 123-137). Os principais tipos de instrumentos de comando e controle referem-se: a padrões, a zoneamento e a licenças. Os instrumentos econômicos mais conhecidos são: taxas ambientais, criação de um mercado, sistemas de depósito e de reembolso e subsídios.

1. Ver o corpo da lei atualizado em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L6938.htm>. Acesso em: 21 jan. 2008.

2. O detalhamento das duas resoluções pode ser observado em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res01/res0186.html>> e <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res97/res23797.html>>. Acesso em: 21 jan. 2008.

3. A IN nº 184, de 17 de julho de 2008, foi um resultado de ajustes incrementais realizados nos processos de licenciamento, os quais visaram padronizar minimamente os procedimentos operacionais de licenciamentos de atividades econômicas e empreendimentos, tornando obrigatório a execução desses procedimentos por meio de sistema informatizado do licenciamento ambiental federal, o Sistema de Licenciamento (SISLIC).

4. A implementação de políticas regulatórias normalmente envolvem a burocracia do Estado e dos grupos de interesse na configuração de normas, proibições e regulamentações, em que seu grau de conflito vai depender da forma como se organiza a política pública. Em relação aos demais tipos de políticas, Lowi (1972) as classifica em: políticas distributivas, redistributivas, constitutivas ou estruturadoras.

Nesta classificação, o licenciamento se enquadra no primeiro tipo de instrumento de política ambiental, como um instrumento de comando e controle e como um processo administrativo por meio do qual são concedidas licenças ambientais, para a implantação de empreendimentos em diversos ramos de negócios.

A evolução da política ambiental brasileira pode ser compreendida em três grandes fases de acordo com Monosowski (1989) e Neder (1994): *i*) protecionismo e conservação dos recursos naturais (1930-1970); *ii*) gestão ambiental defensiva enquanto política de controle da poluição e zoneamento industrial (1970-1980); e *iii*) ecodesenvolvimento/sustentabilidade na Política Nacional do Meio Ambiente (1980-1990).

Além dessa introdução, este texto está organizado da seguinte forma. A descrição do seu contexto histórico – externo e interno – será abordada na seção 2, da participação do Brasil na Conferência de Estocolmo sobre o Meio Ambiente Humano à sua resposta interna com a criação da Secretaria Especial do Meio Ambiente (Sema) até a Constituição Federal de 1988 (CF/88) e seu capítulo sobre o meio ambiente. Na seção 3 será apresentado o surgimento do licenciamento no Brasil, no seu início de forma descentralizada no Rio de Janeiro e São Paulo visando à localização e o controle da poluição industrial. Depois o licenciamento é aplicado em várias atividades e empreendimentos em todo o Brasil. A sua estruturação será analisada, a partir da descrição atual do Sistema Nacional do Meio Ambiente (Sisnama), observando qual é a função do Ministério do Meio Ambiente (MMA) no processo de licenciamento e qual é o papel do Ibama na sua execução. Na seção 4 a análise dos problemas atuais e as perspectivas de resolução destes fechará o capítulo.

2 DA CONFERÊNCIA DO MEIO AMBIENTE HUMANO EM ESTOCOLMO À CRIAÇÃO DA PNMA

O contexto externo representado pela ocorrência da Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente Humano (CNUMAD), em Estocolmo, e seu significado para os países participantes são os seguintes: *i*) a definição de propósitos globais para os Estados Nacionais a partir da Declaração de Estocolmo e do Plano de Ação; *ii*) o reconhecimento na Declaração de que os problemas ambientais nos países em desenvolvimento devem-se ao subdesenvolvimento; e *iii*) as orientações para implantação de políticas ambientais sistemáticas em todos os países e, de certa forma, uma agenda (MAIMON, 1992).

A agenda – na forma de um plano de ação – é um dos resultados das discussões levadas a efeito durante a Conferência de Estocolmo.⁵ Esse plano compõe-se de: *i*) sessenta e nove recomendações para ações em nível internacional – entre as

5. Para conhecer a Declaração de Princípios e o Plano de Ação, resultantes da conferência, ver UNEP (1972).

quais a criação do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (Pnuma) e ações para a Segunda Década do Desenvolvimento das Nações Unidas (DD2); *ii*) quinze recomendações mais gerais para o combate à poluição, em função dos riscos que esta traz em termos de efeitos sobre o clima; *iii*) nove recomendações voltadas ao controle da poluição marinha; e *iv*) quinze recomendações voltadas às ações no âmbito dos aspectos informativos, educacionais e culturais do conteúdo do plano de ação, isto é, a divulgação da educação ambiental e das ações dessa agenda. Tais recomendações foram reagrupadas para a instrumentalização desse plano de ação nos seguintes aspectos: *i*) avaliação e gestão ambiental; e *ii*) medidas de apoio para arranjos organizacionais e outras formas de assistência financeira.

O plano de ação – essa agenda – provavelmente subsidiou a organização de órgãos ambientais e suas políticas públicas nos vários países que participaram e assinaram os documentos resultantes da Conferência de Estocolmo. Outra publicação importante, que pautou a discussão da Conferência, foi o livro *Limites do crescimento*, o primeiro relatório apresentado ao Clube de Roma, um resultado preliminar à época dos estudos empreendidos por um grupo de cientistas do Instituto de Tecnologia de Massachusetts (MIT) sobre a evolução no longo prazo do crescimento populacional, produção industrial, poluição etc.

O contexto interno para o Brasil foi o de um regime de exceção em que a liberdade individual e os meios de comunicação estavam vigiados. A política governamental era desenvolvimentista e em termos de política ambiental brasileira havia uma atuação marcante da academia em seus objetivos, ficando o governo em uma posição secundária vindo a reboque dos cientistas e pesquisadores, os quais possuíam os encontros da Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência (SBPC) como fórum para discutir e avaliar as propostas da política ambiental brasileira e a sua implantação no Brasil.

A posição brasileira à Conferência de Estocolmo resumidamente pode ser descrita pelas seguintes questões: *i*) o desenvolvimento poderia continuar de forma predatória; *ii*) a preocupação secundária em relação às agressões à natureza; *iii*) o principal argumento da delegação: a pior poluição é a da miséria; e *iv*) a erradicação desta, feita com a difusão do crescimento econômico por meio da teoria do bolo: primeiro crescer para depois repartir (MAIMON, 1992).

A resposta brasileira à Conferência de Estocolmo ficou marcada com as seguintes ações e atividades: *i*) assinatura da Declaração de Estocolmo; *ii*) criação da Sema, em 1973, no âmbito do Ministério do Interior, com o objetivo de atenuar a imagem negativa que o Brasil difundiu em Estocolmo, defendendo o desenvolvimento econômico a qualquer custo; *iii*) consolidação da CETESB, em São Paulo, e da Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente (Feema), no Rio de Janeiro, sendo o licenciamento ambiental descentralizado como instrumento

de controle da poluição e do zoneamento industrial; e *iv*) tais agências estruturadas para responder à poluição industrial com base no Sistema de Licenciamento de Atividades Poluidoras, na fiscalização e na atuação (MAIMON, 1992).

A criação da Sema foi feita pelo Decreto nº 73.030, de 30 de outubro de 1973. Eram nove as competências desse órgão, e entre elas estavam: acompanhar as transformações do meio ambiente, assessorar órgãos voltados à conservação deste, promover a elaboração e o estabelecimento de normas e padrões relativos à preservação dos recursos naturais, manter atualizada a relação de agentes poluidores e substâncias nocivas etc.

Por outro lado, a criação da Sema no âmbito do Ministério do Interior, é emblemática, dado ser este ministério o responsável pela interiorização das políticas de desenvolvimento econômico regional no Brasil na época, ou seja, subordinar as ações ambientais aos objetivos do desenvolvimento econômico nacional.

Com o advento da distensão e depois da abertura política no Brasil, pensada pelo presidente Geisel e implantada pelo presidente João Batista Figueiredo iniciam as pré-condições para a normalização institucional. Segue-se a esse período o retorno à democracia e como corolário as eleições em todos os níveis de governo.

As novas condições de governabilidade também trazem efeitos positivos para a regulamentação da política ambiental brasileira. Isso se notou quando o governo federal instituiu, em 1981, por meio da Sema, a Política Nacional do Meio Ambiente.⁶ A lei da PNMA é a principal lei da política ambiental brasileira, pois veio sistematizar, e assim define: *i*) os objetivos da PNMA; *ii*) o Sisnama; *iii*) o Conama; e *iv*) os instrumentos da PNMA – incluindo entre eles, o licenciamento ambiental.

Ainda ao fim da década de 1980, o Brasil faz uma nova Constituição Federal, em 1988, conhecida também por Constituição Cidadã, dada à intensa participação da sociedade civil organizada em sua elaboração. Foi também a primeira Carta Magna brasileira a conter um capítulo próprio para o meio ambiente. A canalização dessa participação da sociedade civil foi encaminhada, entre outros parlamentares, ao deputado Constituinte, pelo estado de São Paulo, Fábio Feldmann, o qual concentrou a produção desse capítulo na Constituição.⁷ A participação da sociedade civil nessa Constituição se deu por intermédio dos vários segmentos – organizações não governamentais (ONGs), universidades, órgãos do Sisnama (Conama, MMA, Ibama e outros). Essa é uma das razões de o fato da lei da PNMA ter sido recepcionada pela CF/88.

6. A Lei da PNMA pode ser encontrado em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L6938.htm>. Acesso em: 15 fev. 2008.

7. Uma avaliação recente da questão na CF/88, 20 anos após sua edição, foi realizada por Mota *et al.* (2009).

3 O LICENCIAMENTO AMBIENTAL FEDERAL COMO INSTRUMENTO DE POLÍTICA AMBIENTAL

O licenciamento ambiental como é conhecido, foi implementado historicamente em duas etapas: uma na qual esse instrumento já nasce descentralizado, executado na década de 1970, em São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais (BURSZTYN, *et al*, 2007), visando ao controle da poluição e ao zoneamento industrial; e outra, na década de 1980, já com abrangência nacional e compreendendo uma vasta gama de atividades produtivas, coordenado pelos órgãos constitutivos do Sisnama – órgãos ambientais federais, estaduais e municipais – conforme a Lei nº 6.938, de 1981, relativa à PNMA.

Na primeira etapa, na década de 1970, conhecida pelos Planos Nacionais de Desenvolvimento (PNDs), o licenciamento ambiental nasce descentralizado nos estados em que a industrialização era mais desenvolvida – São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais – voltado para a localização das indústrias e visando ao controle da poluição industrial.

Para tanto, o governo federal permite tais estados editaram suas próprias leis de controle da poluição com a edição do Decreto-Lei nº 1.413, de 14 de agosto de 1975, que regulamenta o controle da poluição (Art. 3º) e do zoneamento urbano (Art. 4º), permitindo aos estados desenvolverem incentivos em suas leis para tal controle.⁸ Este decreto foi regulamentado pelo Decreto nº 76.389, de 3 de outubro de 1975. Definindo no Art. 3º que a Sema proporia critérios, normas e padrões para o território nacional, visando evitar e corrigir os efeitos danosos da poluição industrial e, no Art. 4º, permitindo aos estados e aos municípios estabelecerem condições para o funcionamento das empresas quanto à prevenção ou à correção da poluição industrial e da contaminação do meio ambiente.⁹ Em seu Art. 9º menciona a definição de áreas críticas de localização¹⁰ e a proposição de uma lista de atividades econômicas consideradas de alto interesse ao desenvolvimento da segurança nacional.¹¹

Quem primeiro organizou o enfrentamento à poluição industrial e o licenciamento em nível descentralizado foi o estado do Rio de Janeiro por meio do Decreto nº 134, de 16 de junho de 1975, regulamentado pelo Decreto nº 1.633, de 21 de dezembro de 1977, instituindo o Sistema de Licenciamento

8. O texto do Decreto-Lei pode ser encontrado em: <<http://www.lei.adv.br/1413-75.htm>>. Acesso em: 6 set. 2006.

9. Os detalhes desse decreto estão disponíveis em: <<http://www.lei.adv.br/76389-75.htm>>. Acesso em: 6 fev. 2006.

10. Os efeitos danosos da poluição industrial, do ar e da água, foram sentidos pela população de Cubatão e da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), além de outras cidades como Rio de Janeiro e Belo Horizonte, esses efeitos foram sentidos durante a década de 1970 inteira, mas, somente na década de 1980 o governo federal, já na gestão do presidente João Figueiredo, vem normatizar tais áreas críticas, por meio da Lei nº 6.803, de 2 de julho de 1980. As definições dessa lei estão disponíveis em: <<http://www.planalto.gov.br/ccivil/LEIS/L6803.htm>>. Acesso em: 19 fev. 2008.

11. Em função das necessidades do II PND, o governo federal edita o Decreto nº 81.107, de 22 de dezembro de 1977, definindo quais os tipos de empresas são consideradas de alto interesse para o desenvolvimento e segurança nacional. Todos os tipos de empresas relacionados nesse decreto referem-se ao modelo de desenvolvimento econômico promovido pelos PNDs. Essa lista está disponível em: <<http://www.lei.adv.br/81107-77.htm>>. Acesso em: 18 fev. 2010.

de Atividades Poluidoras (SISLAP) em todo o estado do Rio de Janeiro.¹² Os instrumentos de controle do SISLAP eram: a licença prévia (LP), a licença de instalação (LI) e a licença de operação (LO) – Art. 4º.

A Comissão Estadual de Controle Ambiental (Ceca) definia normas, instruções e diretrizes necessárias à implantação e à manutenção do SISLAP – Art. 5º – e a Feema atuava como órgão técnico da Ceca e exercia em seu nome a fiscalização sobre o controle da poluição ambiental no território do Rio de Janeiro.

Por sua vez, o estado de São Paulo inicia a regularização do licenciamento na RMSPP a partir das leis estaduais nº 898, de 18 de dezembro de 1975, e nº 1.172, de 17 de novembro de 1976, que dispõem sobre o licenciamento do uso do solo para a proteção aos mananciais da RMSPP. O Decreto estadual nº 9.714, de 19 de abril de 1977, veio regulamentar essas leis. O que se percebe da análise desse decreto é que ele definia apenas uma licença, a de instalação emitida pela CETESB, apesar de o trâmite burocrático depender de vários outros órgãos, como a Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano (Emplasa S/A), a Secretaria da Agricultura e a Secretaria dos Negócios Metropolitanos.¹³

Vários outros estados, a partir dessa regulamentação do governo federal, implementaram nas décadas de 1970 e 1980, suas legislações do licenciamento ambiental, tais como Minas Gerais, Paraná, Rio Grande do Sul, Santa Catarina, entre outros.

Conforme assinalado anteriormente, na Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, a PNMA apresenta o Sisnama com a seguinte estrutura:

- Órgão superior: Conselho de governo.
- Órgão consultivo e deliberativo: Conama.
- Órgão central: MMA.
- Órgãos executores: Ibama e Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio).¹⁴
- Órgãos seccionais e locais: estados e municípios.

Inseridos no Sisnama, a divisão institucional do trabalho na formulação, no acompanhamento e na execução do licenciamento ambiental federal, tem no MMA a formulação e o acompanhamento (seção 3.1) e no Ibama a execução (seção 3.2).

12. O decreto está disponível na sua totalidade em: <<http://www.lei.adv.br/1633-77.htm>>. Acesso em: 19 fev. 2008.

13. Os detalhes desse decreto podem ser vistos em: <<http://www.jusbrasil.com.br/legislacao/212245/decreto-9714-77-sao-paulo-sp>>. Acesso em: 2 jan. 2010.

14. O ICMBio foi criado em 2007, a partir da separação de algumas funções do Ibama, particularmente as referentes à conservação da biodiversidade, pela Lei nº 11.516, de 28 de agosto de 2007. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2007/Lei/L11516.htm>; e com a estrutura regimental e quadros diretivos definidos pelo Decreto nº 6.100, de 26 de abril de 2007. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2007/Decreto/D6100.htm>. A estrutura do ICMBio pode ser vista em: <<http://www.icmbio.gov.br/>>.

3.1 O MMA e a formulação e o acompanhamento do licenciamento ambiental federal

O Ministério do Meio Ambiente, conhecido pela sigla MMA, tem uma trajetória de mudanças institucionais que se inicia com o fim do regime militar em 1984. A partir de 1985 até o início de 1999 Faria (2006) conseguiu retratar quais mudanças aconteceram, e estas podem ser assim listadas:

- No início da Nova República com o presidente José Sarney e em função do foco do Plano Nacional de Desenvolvimento da Nova República (PND-NR), o Decreto nº 91.145, de 15 de março de 1985, cria o Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente, dado que a maior preocupação com a temática da política social remetia às questões da moradia, do saneamento básico e do desenvolvimento urbano e, em último lugar, do meio ambiente.
- A partir de 1990, com a eleição do presidente Fernando Collor de Mello, a visão sobre a organização do Estado, muda radicalmente, para uma visão de estrutura mínima, com isso é editada a Medida Provisória (MP) nº 150, de 15 de março de 1990, convertida na Lei nº 8.028, de 12 de abril de 1990, que cria a Secretaria do Meio Ambiente da Presidência da República (Semam).
- Com a saída de Fernando Collor de Mello da Presidência da República, assume seu vice, o Sr. Itamar Franco, que com a Lei nº 8.490, de 19 de novembro de 1992, transforma a Semam em Ministério do Meio Ambiente, por conta da pressão da sociedade civil brasileira, após o advento da Eco-92 – 3 a 14 de junho de 1992 – no Rio de Janeiro.
- Com a grande repercussão negativa mundial, dos desmatamentos e das queimadas na Amazônia alcançarem os níveis de 15 mil km², o presidente Itamar Franco por meio da Lei nº 8.746, de 9 de dezembro de 1993, cria mediante transformação o Ministério do Meio Ambiente e da Amazônia Legal, incluindo uma estrutura voltada a encontrar soluções para a problemática das populações amazônicas (Conselho Nacional da Amazônia e a Secretaria de Coordenação dos Assuntos da Amazônia Legal).
- Entre o fim de 1992 e início de 1993, o Plano Real permite a eleição do ministro da Fazenda do governo do presidente Itamar Franco, o sociólogo Dr. Fernando Henrique Cardoso, por meio da MP nº 813, de 1º de janeiro de 1995, depois com a Lei nº 9.649, de 27 de maio de 1998, transforma o Ministério do Meio Ambiente e da Amazônia Legal em Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal, por entender que a prioridade eram os recursos hídricos.

- Com o início de seu segundo mandato o referido presidente, por meio da MP nº 1.795, de 1º de janeiro de 1999, transforma de novo o Ministério do Meio Ambiente e da Amazônia Legal em Ministério do Meio Ambiente.

Com a eleição de Luiz Inácio da Silva para presidente da República são reorganizados a Presidência da República e os ministérios, incluindo o Ministério do Meio Ambiente pela Lei nº 10.683, de 28 de maio de 2003. O MMA tem regulamentado a sua estrutura regimental e a relação demonstrativa de seus quadros diretivos¹⁵ pelo Decreto nº 6.101, de 26 de abril de 2007.

No âmbito do MMA, a responsabilidade pela formulação e pelo acompanhamento do licenciamento ambiental em geral e também do licenciamento ambiental federal é da Secretaria de Mudanças Climáticas e Qualidade Ambiental (SMCQ) e do Departamento de Licenciamento e Avaliação Ambiental (DLAA).

O Art. 14 do decreto anteriormente citado define em seu inciso I, alínea d, que à SMCQ compete propor políticas e normas e definir estratégias em relação à avaliação de impactos ambientais e ao licenciamento ambiental.

O Art. 16, incisos I, alíneas de “a” a “e”; e incisos II, III, IV, VI regulamenta que ao DLAA compete:

- Apoiar a formulação de políticas e normas, estratégias para a implementação de programas e projetos utilizando: *i*) a avaliação ambiental estratégica, *ii*) a avaliação de impactos e licenciamento ambiental, *iii*) o acompanhamento e o desenvolvimento de novos instrumentos de planejamento e gestão ambiental dos empreendimentos em infraestrutura.
- Propor, coordenar, implementar, acompanhar e avaliar programas e projetos na sua área de atuação.
- Coordenar e executar as políticas públicas resultantes dos acordos e das convenções ambientais internacionais ratificados pelo Brasil relativos à sua área de atuação.
- Assistir do ponto de vista técnico os órgãos colegiados relacionados e executar outras atividades que lhe forem atribuídas relativas à sua área.

3.2 O Ibama e a execução do licenciamento ambiental federal

Para o entendimento do papel atual do Ibama como órgão ambiental federal convém apresentar os tipos de organizações que operacionalizam políticas públicas. Quanto aos *arquetipos de organizações* que implementam políticas públicas, Elmore (1978) caracteriza quatro formas voltadas para: *i*) implementação como

15. A descrição pormenorizada de sua estrutura e cargos diretivos pode ser encontrada em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2007/Decreto/D6101.htm>. Acesso em: 30 abr. 2007.

um sistema de gerenciamento; *ii*) implementação como um processo burocrático; *iii*) implementação como desenvolvimento organizacional; e *iv*) implementação como um processo de conflito e barganha.

O Ibama é uma instituição de execução do licenciamento ambiental federal. Ele se aproxima ao arquétipo da *organização de implementação de política pública como um processo burocrático*.¹⁶

O Ibama foi criado pela Lei nº 7.735, de 22 de fevereiro de 1989, a partir da extinção da Sema, da Superintendência do Desenvolvimento da Pesca (Sudepe), da Superintendência da Borracha (Sudhevea) e do Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF).

Recentemente o Decreto nº 6.099, de 26 de abril de 2007, aprova a estrutura regimental e o quadro demonstrativo dos cargos em comissão. Os Arts. 1º e 2º de seu regimento regulamenta que o Ibama, tem por finalidades, entre outras:

1. Executar ações das políticas nacionais de meio ambiente, relativas às atribuições federais no que toca ao licenciamento ambiental.
2. Desenvolver ações federais do licenciamento ambiental de atividades, empreendimentos, produtos e processos considerados efetivos ou potencialmente poluidores, bem como daqueles que podem causar degradação ambiental.

Para desenvolver as suas atividades de licenciamento ambiental federal o Ibama possui uma diretoria finalística, a Diretoria de Licenciamento Ambiental (DILIC). É a unidade do Ibama responsável pelas atividades de coordenação, controle, supervisão, normatização, monitoramento, execução e orientação para a execução das ações referentes ao licenciamento ambiental, nos casos de competência federal. As atividades no licenciamento ambiental federal no âmbito da DILIC são realizadas por três coordenações-gerais:

- A Coordenação-Geral de Infraestrutura de Energia Elétrica (CGENE), com duas coordenações específicas: Coordenação de Energia Hidrelétrica e Transposições (COHID) e Coordenação de Energia Elétrica, Nuclear e Dutos (COEND).
- A Coordenação-Geral de Transporte, Mineração e Obras Civas (CGTMO), com duas outras coordenações: Coordenação de Transporte (Cotra) e Coordenação de Mineração e Obras Civas (COMOC).

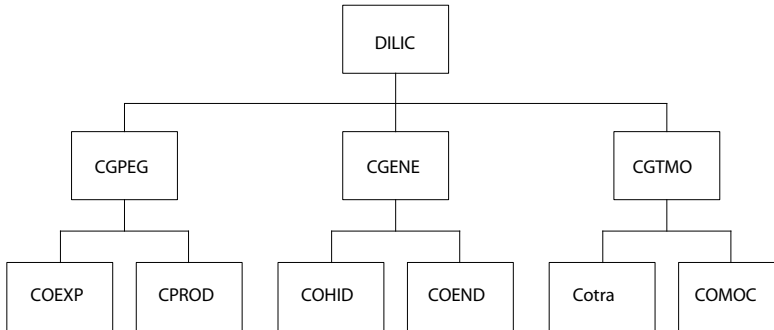
16. Uma organização de implementação de política pública como um processo burocrático, é entendida por Elmore (1978) como aquela: *i*) que tem como princípio central a discricionariedade dos seus funcionários estabelecendo rotinas; *ii*) cuja distribuição do poder é fragmentada entre subunidades especializadas; *iii*) em que a formulação de políticas organizacionais, objetiva o controle da discricionariedade para alterar incrementalmente as rotinas; e *iv*) em que o seu processo de implementação se orienta pela identificação dos polos de poder para coibi-los e possibilitar a mudança de rotinas.

- A Coordenação-Geral de Petróleo e Gás (CGPEG),¹⁷ com duas outras coordenações: Coordenação de Exploração de Petróleo e Gás (COEXP) e a Coordenação de Produção de Petróleo e Gás (CPROD).

A hierarquia das atividades de licenciamento é descrita na figura 1.

FIGURA 1

Diretoria de licenciamento no Ibama



Fonte: Ibama. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/licenciamento/>>.

O licenciamento ambiental federal como processo burocrático é definido sinteticamente pelas Resoluções do Conama nº 1, de 23 de janeiro de 1986 e nº 237, de 19 de dezembro de 1997, e pela IN do Ibama nº 184, de 17 de julho de 2008. Compõe-se resumidamente das seguintes etapas:

- abertura de processo ou instauração de processo;
- análise de requerimento e emissão de licença prévia;
- análise de requerimento e emissão de licença de instalação; e
- análise de requerimento e emissão de licença de operação.

O núcleo do processo é controlado pelo Sistema de Licenciamento Ambiental Federal (SISLIC). A existência desse sistema *on-line*, só foi possível em função do projeto *Fortalecimento Institucional para o Licenciamento Ambiental*, elaborado em 1998 e implantando entre 1999 e 2006, o qual contou com recursos do Fundo Nacional do Meio Ambiente (FNMA) e do programa BID II, entre 1999 e 2004.

O projeto teve uma primeira versão e duas revisões. A primeira versão foi elaborada em 1998, a primeira revisão em 1999 e contou com um desembolso das fontes financiadoras. A segunda revisão do projeto ocorreu em 2001.¹⁸

17. Em função da necessidade do setor energético essa coordenação se encontra na cidade do Rio de Janeiro.

18. Para uma apresentação sumária do conteúdo do projeto utilizou-se a sua segunda versão.

O projeto tinha uma estrutura complexa, dado que o financiamento do Banco Interamericano de Desenvolvimento (BID) não saiu diretamente ao Ibama e, sim, ao MMA. Isto ocorreu, pois a Secretaria de Qualidade Ambiental dos Assentamentos Humanos (SQA), do MMA, era coexecutora do projeto e a partir da disponibilidade de orçamento interno da SQA/MMA, por meio de convênio, os recursos eram repassados ao Ibama. O intuito de longo alcance deste projeto era modernizar o processo de licenciamento ambiental federal e será assim descrito.

A segunda revisão dessa proposta apresentava-se nessa sequência os seguintes tópicos: *i)* objetivos; *ii)* componentes; *iii)* resultados esperados; *iv)* beneficiários; *v)* áreas de abrangência; e *vi)* duração. A proposta também previa outros itens, referentes à sua execução. Para a avaliação aqui desenvolvida interessa observar os objetivos e os componentes.

Os objetivos podem ser assim definidos: *i)* fortalecer a operacionalização do processo de licenciamento ambiental do Ibama e estabelecer as condições para a sua sustentabilidade administrativa, técnica e financeira; *ii)* modernizar, normatizar e divulgar normas e procedimentos para o licenciamento ambiental federal; e *iii)* desenvolver e implementar a estratégia de desconcentração das atividades de licenciamento ambiental do Ibama, na sua sede, para os nove Núcleos de Acompanhamento de Licenciamento (NAL).

Foram três os componentes propostos:

- Fortalecimento técnico do processo de licenciamento ambiental no Ibama, modernização, entre outras atividades estavam a implantação de um centro de excelência para gerar apoio ao processo de licenciamento, visando, inicialmente, implantar células de licenciamento desse centro nos setores elétrico e de transporte e na gerência de licenciamento do setor de petróleo e gás no Rio de Janeiro e no SISLIC.
- Modernização dos procedimentos para o licenciamento ambiental, com atividades relativas à elaboração de manuais e estudos macroestratégicos – por exemplo, avaliação ambiental estratégica –, manuais de rotinas de licenciamento a ser aplicado pelos NALs, de licenciamento do setor de petróleo e gás, manuais técnico-temáticos e realização de treinamentos sobre os procedimentos técnicos definidos nos manuais elaborados pelo Ibama, entre outras atividades previstas.
- Desconcentração das atividades de licenciamento ambiental do Ibama, compreendendo implantação de nove NALs, treinamento para o licenciamento de empreendimentos prioritários para técnicos de organizações ambientais integrantes do Sisnama, estas voltadas ao processo de licenciamento – MMA, Ibama e órgãos estaduais do meio ambiente (Oemas).

Sumariamente, os resultados do projeto de fortalecimento do licenciamento ambiental no Ibama podem ser assim observados.¹⁹ Segundo a coordenadora do SISLIC, foram implantados dez Núcleos de Licenciamento Ambiental (NLAs) com os recursos do BID. Sendo implantados outros 17 NLAs com recursos próprios do Ibama.

Equipamentos como estações de trabalho, aparelhos de Sistema de Posicionamento Global (GPS), mobiliário, máquinas fotográficas digitais e impressoras foram adquiridos pelo projeto a dez NLAs.

Em treinamento, o número aproximado foi de 500 técnicos treinados, lembrando que a atividade de treinamento era coexecutada com o MMA, então, este número corresponde ao pessoal do Ibama e dos Oemas treinados.

Quanto às publicações, o Manual de Avaliação Ambiental Estratégica (AAE), do MMA, foi publicado com recursos do projeto e também com os manuais temáticos, sendo que apenas o manual de procedimentos foi publicado, os demais foram elaborados, mas não publicados – transporte, eletricidade, mineração e petróleo e gás. A troca de gestores em 2003 impactou profundamente o projeto, pois a elaboração dos manuais foi desconsiderada pela gestão que se iniciou em 2003.

Em relação à extensão de financiamento do projeto entre 2004 e 2006, segundo a fonte consultada, uma parcela única e pequena foi repassada ao Ibama, em um momento em que a equipe de acompanhamento já estava toda desmobilizada com a nova gestão. O recurso foi internalizado no projeto de fortalecimento do licenciamento do Ibama com o Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD) e foram contratados especialistas para aporte ao licenciamento e à aquisição de equipamentos – computadores. Em relação aos outros itens, como treinamento e publicações, para essa extensão do projeto muito pouco foi elaborado. O MMA como coexecutor fez a revisão do manual de procedimentos e de mineração, que continua sem utilização.

Há sem dúvida um aprendizado nesse projeto, a elaboração de manuais de procedimentos por consultores é sempre um imenso passo para a não utilização do documento, pois os documentos construídos por consultores, segundo a técnica consultada, são sempre distantes da realidade e acabam nas prateleiras, sem utilização.

19. As análises que se seguem sobre os resultados efetivos do projeto Fortalecimento Institucional para o Licenciamento Ambiental, financiado entre 1999 e 2006, só foram possíveis graças aos documentos que foram cedidos gentilmente pela dra. Eliane Sólón Ribeiro de Oliveira, responsável pelo SISLIC e às respostas dadas a um pequeno roteiro de perguntas enviado por mensagem de correio eletrônico pela citada técnica que fez parte deste projeto no Ibama. As razões dessas escolhas estão ligadas à ausência de sistematização que o setor público brasileiro apresenta na área ambiental. Na realidade, existiu na época um relatório de finalização de todo o projeto, contendo uma avaliação encomendada pelo BID, mas que mesmo constando a referência bibliográfica na biblioteca do MMA, não foi possível encontrá-lo, pois este foi extraviado por essa biblioteca.

A versão do manual de procedimentos, construído e publicado em 2002, teve uma experiência muito interessante, apesar de ter sido criado inicialmente por consultores, sua elaboração final foi feita por meio da participação de técnicos que atuavam no licenciamento, tanto na sede do Ibama como nos NLAs, e os empreendedores também foram convidados a participar da sua construção. Com a entrada da nova gestão não foi possível avaliar sua implementação, pois se na época fosse efetivamente colocado o manual em uso, hoje a experiência acumulada poderia ser revertida em um manual atualizado e realista, com os técnicos sempre preocupados em discutir e colocar claramente o procedimento de licenciamento.

O que se depreende das respostas obtidas é que não ocorreu continuidade, dado que a mudança de gestores no projeto no âmbito do MMA pode ter contribuído para a redução da efetividade em termos de resultados.

Porém, mesmo com a descontinuidade apontada anteriormente no projeto de modernização do processo de licenciamento e do SISLIC implantando no Ibama, os resultados do ponto de vista quantitativo da emissão das licenças foram crescentes.

TABELA 1
Licenças emitidas pela DILIC – 1998-2009

Tipo de licença	Ano/quantidade											
	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Licença prévia	13	8	9	20	23	6	22	23	17	18	36	39
Licença de instalação	21	20	19	24	45	14	49	45	60	63	82	92
Licença de operação	15	32	31	41	61	49	38	69	66	103	92	89
Outras licenças ¹	38	52	80	63	72	49	127	156	167	183	273	215
Total	87	112	139	148	201	118	236	293	310	367	483	435

Fonte: DILIC/SISLIC. Dados coletados até dezembro de 2009.

Nota:¹ Referem-se à renovação de licenças, às autorizações para retirada de vegetação e às regularizações de obras licenciadas parcialmente pelos estados, entre outros tipos.

A tabela 1 refere-se às licenças ambientais (LP, LI e LO) emitidas pelo Ibama, desde que a competência para empreendimentos cujos impactos ultrapassassem o território de um estado, fosse para ele definida por legislação em 1997. Observando a citada tabela percebe-se que retirando o valor das outras licenças, a quantidade de licenças emitidas pelo Ibama é crescente, dado que ao se comparar os períodos de gestão governamental, o Ibama emitiu: *i*) trezentos e cinquenta e três licenças entre 1999 e 2002, com uma média anual de 88,2 licenças; *ii*) quatrocentos e cinquenta e oito licenças entre 2003 e 2006, com uma média anual de 114,5 licenças; e *iii*) seiscentos e catorze licenças entre 2007-2009, com uma média anual de 204,66 licenças para três anos de gestão.²⁰

20. A falta de indicadores de desempenho e gestão impede que seja feita uma avaliação mais sofisticada no que se refere ao desempenho do processo e do sistema de licenciamento ambiental federal do Ibama.

Após mostrar como se situa a divisão institucional do trabalho entre o MMA e o Ibama, quanto ao processo de licenciamento ambiental federal, detalhando um pouco mais o papel do Ibama, no que diz respeito ao seu projeto de modernização, elaborado em 1998, revisado entre 1999 e 2001 e implementado entre 1999 e 2006. Considerou-se também o desempenho das emissões de licenças, no período de 1998 e 2009. Encaminha-se na seção 4 uma avaliação, considerando a bibliografia selecionada recente, apresentando os principais problemas da implantação do licenciamento ambiental federal e as principais sugestões de melhoria para uso desse instrumento de política ambiental pelo governo federal brasileiro.

4 AVALIAÇÃO E SUGESTÕES DE MELHORIA NO PROCESSO

A partir de meados da década dos anos 2000, os meios de comunicação, veiculam com frequência duas abordagens sobre fatos e situações que parecem denotar em muitos locais do país o conflito entre o licenciamento ambiental e os diversos setores que buscam avançar com as suas atividades produtivas em nome do desenvolvimento econômico. Por um lado, um tipo de análise procura mostrar que a aplicação deste importante instrumento de gestão causa dificuldades diversas para os órgãos integrantes do Sisnama. Segundo essa abordagem, ele gera custos operacionais elevados e tem baixa eficiência e eficácia, especialmente por ser um procedimento administrativo público. Por outro lado, outra abordagem, mostra que os empreendedores, da esfera privada e pública, nesse caso responsáveis pelos empreendimentos produtivos, reclamam da ausência de rotinas claras para o trâmite dos processos; do descumprimento dos prazos – o que muitas vezes compromete os seus financiamentos e cronogramas de investimento; da falta de clareza quanto à esfera de competência para o exercício do licenciamento ambiental e dos altos custos dos estudos necessários.

A avaliação do processo de licenciamento ambiental federal resgatará as contribuições de uma sondagem feita pela Confederação Nacional da Indústria (CNI), de um trabalho do Ipea a respeito do capítulo sobre o meio ambiente na Constituição Federal de 1988 (CF/88), de um estudo sobre licenciamento ambiental encomendado pelo Banco Mundial (BIRD), para o Ministério das Minas e Energia (MME) e criticado pelo DLAA em uma auditoria operacional do Tribunal de Contas da União (TCU) sobre os procedimentos operacionais do licenciamento ambiental de responsabilidade do Ibama e de um documento da Secretaria de Assuntos Estratégicos (SAE), da Presidência da República (PR).

Por outro lado, procurar-se-á também mostrar como o Poder Legislativo federal e o Ibama estão procurando implantar as sugestões de melhoria apontadas nos estudos analisados. Adicionalmente, seguirão sugestões de implementação de um programa de *benchmarking* no Ibama.

Em 2007, a CNI realizou uma sondagem específica junto às indústrias sobre o licenciamento ambiental e detectou três tipos de problemas: *i*) demora na análise dos processos; *ii*) custos necessários para atender as exigências ambientais; e *iii*) dificuldade de identificar e atender os critérios técnicos exigidos (CNI, 2007).

O estudo do Ipea, ao revisitar as normas relativas ao meio ambiente na CF/88 (MOTA *et al.*, 2009, p. 163-165), mostra alguns problemas e conflitos de competências entre os entes federados na execução da política ambiental. Um caso digno de nota ressalta o conflito ocorrido entre o Rio Grande do Sul e a União, pelo fato de o Ibama, não aceitar que uma parcela das medidas compensatórias devidas ao licenciamento da hidrelétrica de Itá ficasse para unidades de conservação estaduais. O Ibama alegou que o licenciamento era federal. Outro fato é o conflito entre o Ibama e o Instituto Ambiental do Paraná (IAP), dado que o primeiro multou a Petróleo Brasileiro S/A (Petrobras) pelo acidente ambiental ocorrido em 2000 no Rio de Janeiro em R\$ 50 milhões²¹ e o segundo multou-a novamente, no mesmo valor, por causa do vazamento de petróleo ocorrido no rio Barigüí, afluente do rio Iguazu, na cidade de Araucária, na Região Metropolitana de Curitiba (RMC), em 16 de julho de 2000. Tal caso gerou uma contenda judicial entre o Ibama e o IAP que ainda evolui no Poder Judiciário federal.

Um estudo sobre o licenciamento ambiental no setor elétrico, encomendado pelo MME e financiado pelo BIRD (BIRD, 2008), identifica três causas principais para o atraso em projetos de hidrelétricas no Brasil: *i*) demora na concessão da licença ambiental; *ii*) falta de planejamento do governo federal nos últimos anos; e *iii*) interferência do Ministério Público (MP) no setor. Adicionalmente, identifica-se que o custo do licenciamento chega a 19% do custo total do projeto (BIRD, 2008). Além disso, lista um conjunto de problemas:

- Indefinição sobre qual instância de governo tem poder para licenciar.
- Ausência de uma avaliação estratégica estabelecida que indique alternativas de localização para hidrelétricas, seus impactos cumulativos e a avaliação do programa como um todo, em uma dada bacia.
- Qualidade insuficiente dos Estudos de Impacto Ambiental e dos Relatórios de Impacto Ambiental (EIA-Rimas) e não inclusão da dimensão ambiental nos projetos.
- Demora excessiva na emissão dos termos de referência para a preparação dos EIA-Rimas.

21. O valor apresentado pelo estudo era de R\$ 50 mil, porém na realidade a fonte utilizada no trabalho declara que o valor cobrado foi de R\$ 50 milhões. Ver Capelli (2002).

- Vários atores com grande poder discricionário e poucos incentivos, destacando-se a atuação do Ministério Público.
- Judicialização frequente dos conflitos ambientais, sem alternativas para resolução destes.
- Ausência sistemática de monitoramento, fiscalização e acompanhamento dos projetos licenciados, advindos da insuficiente capacidade institucional.
- Possibilidade de penalização individual dos técnicos licenciadores derivada da lei de crimes ambientais – e da lei do crime de colarinho branco –, denotando-se postura muito cautelosa e de risco mínimo.
- Inexistência de marco regulatório específico e detalhado para tratar de questões sociais no licenciamento ambiental.
- Ausência de profissionais da área social no Ibama.
- Regulamentação pouco clara da compensação ambiental.
- Ausência de dados e informações ambientais.
- Falta de cooperação entre os diversos órgãos que participam do licenciamento.
- Inconsistência e subjetividade na aplicação de princípios de critérios na análise e aprovação do EIA-Rima.

O Departamento de Licenciamento e Avaliação Ambiental, da SMCQ, do MMA, avaliou o estudo encomendado pelo BIRD (2008). Ele contra-argumenta com várias questões desconsideradas pelo BIRD e algumas delas listadas a seguir:

- A falta de contextualização histórica no período analisado (2000-2005), isto é, a não consideração da redução da participação do Estado no Brasil – inclusive incentivada pelo próprio BIRD –, com a redução das práticas de planejamento de longo prazo.
- A morosidade depende menos do tempo transcorrido na emissão dos documentos necessários para o empreendedor – o termo de referência, as licenças prévias e as licenças de instalação –, e mais na elaboração dos estudos ambientais inconsistentes, gerando a solicitação de diversas complementações; outro atraso era a falta de planejamento ou a sua incipiência por parte dos empreendedores públicos e privados e das empresas de consultoria ambiental contratadas.
- O não entendimento da forma na qual se apropria dos custos do processo de licenciamento ambiental federal. No trabalho do BIRD foram

analisados os custos do empreendimento e não os custos do licenciamento, porém o maior ônus foi descarregado sobre o licenciamento, por exemplo, o custo de reassentamento de populações atingidas por reservatórios de usinas hidrelétricas.

- A demora na emissão das licenças e dos documentos que o empreendedor deve apresentar pela legislação, é ressaltada, porém sem mostrar as causas que ocorreram para tal demora. Assim como estudos ambientais incompletos e inconsistentes, falta de planejamento prévio por parte do empreendedor, inadimplência dos empreendedores em relação ao órgão licenciador, dificuldades financeiras dos empreendimentos, recorrentes complementações solicitadas e advindas das causas anteriores, incompatibilidade do planejamento setorial com as políticas públicas federais e restrições de natureza constitucional – interferência em área indígena – que levam os conflitos a serem resolvidos no processo de licenciamento.

O estudo realizado pelo BIRD levou o TCU a programar uma auditoria operacional envolvendo o MMA, o Ibama, o MME, a Empresa de Pesquisa Energética (EPE) e a Agência Nacional de Energia Elétrica (Aneel). Essa incurção fiscalizadora do Poder Judiciário o levou a executar outra auditoria operacional referente somente ao processo de licenciamento ambiental federal, cujo acórdão, detectou uma lista de problemas operacionais e gerou um conjunto de recomendações para a modernização do Ibama na execução desse instrumento de política ambiental brasileira (BRASIL, 2009a). Inicialmente interessa apresentar os problemas operacionais encontrados pelo TCU:

- O licenciamento ambiental executado pelo Ibama está muito focado nos processos e pouca análise é feita em relação aos efeitos ambientais e sociais de um empreendimento ou a real efetividade das medidas mitigadoras adotadas.
- A etapa de acompanhamento dos impactos ambientais exercida pelo Ibama tem um peso pequeno frente à importância dos recursos dispendidos no processo de licenciamento.
- A ausência de um acompanhamento sistemático dos impactos ambientais destaca a dificuldade em se estabelecer padrões, critérios e parâmetros próprios de avaliação dos impactos e riscos ambientais dos empreendimentos.
- A falta de padronização no processo de licenciamento ambiental pode gerar EIAs ruins.
- Os EIAs de baixa qualidade geram insegurança aos analistas, que por precaução, exigem maior número de condicionantes para suprir tais deficiências.

- A ausência de padrões também resulta em um excesso de discricionariedade que pode fazer que o analista seja judicialmente responsabilizado por causa de sua decisão.
- A pressão política para a concessão de licenças é uma das causas para o aumento do número de condicionantes.
- O aumento do número de condicionantes gera aumento de custos para o empreendedor.
- O excesso de trabalho gerado para acompanhar o cumprimento do grande volume de condicionantes, faz que o Ibama não acompanhe o cumprimento desse volume e retorne o problema da ausência de um acompanhamento sistemático dos impactos ambientais.

O estudo da SAE, considerando que o objetivo do licenciamento ambiental é executar seu processo levando em conta o princípio da sustentabilidade (BRASIL, 2009b), eliminando-se, mitigando e compensando os riscos ambientais negativos, elabora seu diagnóstico considerando os seguintes problemas do licenciamento ambiental federal:

- O licenciamento individual de obras de infraestrutura, sem a aplicação prévia da avaliação ambiental estratégica e integrada, não é a medida mais eficaz de proteção do meio ambiente.
- O excesso de poder dos órgãos ambientais contribui paradoxalmente para a sua fragilidade.
- A ausência de normas claras tem reduzido a autonomia dos órgãos ambientais.
- A fiscalização *ex ante*, sem um acompanhamento do licenciamento, é uma medida sem impactos efetivos na proteção ambiental.
- A ausência de leis que organizem a cooperação entre os entes federados da União, faz que predomine uma disputa entre aqueles que devem atuar em cada situação.

Das contribuições apresentadas até aqui, três se destacam como sugestões de melhorias: *i*) o estudo do BIRD; *ii*) a auditoria operacional do TCU sobre os procedimentos operacionais de licenciamento do Ibama; e *iii*) documento do SAE.

A sugestão do estudo do BIRD, de edição de lei complementar para definir adequadamente as atribuições dos entes federados na execução do licenciamento ambiental, já tem a sua edição discutida e prestes a ser votada no Poder Legislativo federal. Trata-se do projeto de Lei Complementar nº 12, de 2003, de autoria do

deputado Sarney Filho,²² que recebendo contribuições do MMA e de outros deputados, com uma redação final e sob o nº 12-b de 2003, seguiu aprovado da Câmara Federal dos Deputados para o Senado Federal, entrando, como Projeto de Lei da Câmara nº 1/2010, em 19 de janeiro de 2010, estando à espera de aprovação no Senado em suas comissões,²³ desde 17 de março de 2010. Convém apenas ressaltar que a proposição desse projeto de lei é bem anterior a sugestão do estudo do BIRD e mostra que desde pelo menos o início da década de 2000 procura-se normatizar adequadamente as competências legislativas e administrativas dos entes federados em matéria da política ambiental, que a CF/88 indica.

Nas sugestões restantes dos documentos anteriormente citados, duas análises ambientais do SISLIC²⁴ no âmbito da DILIC/Ibama, as consideraram como desafios a serem vencidos incluindo-os em um novo projeto de modernização institucional do processo de licenciamento ambiental federal, junto ao SISLIC, a partir do programa GesPública do governo federal. As sugestões são as seguintes:

1. Relatório do banco mundial: licenciamento ambiental de empreendimentos hidrelétricos no Brasil – uma contribuição para o debate:
 - Esclarecer as responsabilidades da União e dos estados em relação ao licenciamento ambiental.
 - Criar mecanismos de resolução de conflitos entre atores do processo de licenciamento.
 - Estabelecer convênios de cooperação entre Ministérios Públicos da União e dos estados e órgãos ambientais.
 - Considerar as questões sociais e ambientais e os aspectos econômicos, técnicos e financeiros, dos planos, das políticas e dos programas, desde o início da sua elaboração permitindo a participação dos diferentes grupos de interesse.
 - Aperfeiçoar os instrumentos de planejamento já existentes, melhorando a participação multissetorial e social.
 - Preparar guia operacional por uma câmara técnica multissetorial.
 - Aperfeiçoar a capacitação técnica.

22. Este fixa normas, nos termos dos incisos III, VI e VII do *caput* e do Parágrafo Único do Art. 23 da Constituição Federal, para a cooperação entre a União, os estados, o Distrito Federal e os municípios, nas ações administrativas decorrentes do exercício da competência comum relativas à proteção das paisagens naturais notáveis, à proteção do meio ambiente, ao combate à poluição em qualquer de suas formas e à preservação das florestas, da fauna e da flora e altera a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981.

23. Conforme consulta feita junto à situação do projeto em 13 de abril de 2010.

24. Eliane Sólton Ribeiro de Oliveira e Isabela Pereira Cardoso.

2. Relatório nº TC 009.362/2009-4 – da auditoria operacional do TCU:
 - O licenciamento ambiental é regido pelos princípios fundamentais da administração pública. A não existência de padronização dos seus procedimentos fere o princípio da legalidade, visto que é dever do Ibama criar esses padrões.
 - A insuficiência de padronização do processo de licenciamento ambiental pode ocasionar diferentes perspectivas na análise e na instrução de processos e gerar um excesso de discricionariedade na instituição, violando, assim, o princípio constitucional da impessoalidade.
 - O Ibama deve uniformizar os procedimentos do licenciamento ambiental, para buscar, por um lado, maior agilidade, com ganhos no tempo de decisão da viabilidade ambiental do empreendimento e, por outro, um rigor maior nas exigências da sustentabilidade ambiental. Se isto não ocorrer, a qualidade e a eficiência do licenciamento ambiental como um todo ficam comprometidas, desrespeitando, dessa forma, o princípio fundamental da eficiência.
 - O Ibama deve elaborar padrões e normas específicos para os procedimentos e os critérios técnicos e metodológicos adotados no processo de licenciamento ambiental federal, que sejam passíveis de padronização, considerando as características, específicas dos empreendimentos, com vistas a garantir uma maior uniformidade nas análises dos processos, menor discricionariedade das decisões e maior clareza para o empreendedor e para sociedade.
 - A elaboração de um cronograma de execução para as ações de melhoria do sistema de gestão do licenciamento ambiental propostas no Ofício nº 741/2008 da DILIC/Ibama, de 18 de agosto de 2008, discriminando responsáveis e prazos.
 - O desenvolvimento no SISLIC de um módulo para a geração de informações gerenciais e de controle do processo de licenciamento ambiental dos empreendimentos sob sua responsabilidade.
 - O desenvolvimento de metodologia para estabelecer condicionantes e critérios de classificação destes no que se refere à prioridade e à relevância e risco, com base nos objetivos e metas ambientais a serem alcançados no licenciamento, de acordo com o tipo de obra.
 - A elaboração de padrões e normas específicas para os procedimentos e critérios técnicos e metodológicos adotados no processo de licenciamento ambiental federal, por tipologia de obra e que sejam passíveis

de padronização, e que apresente um cronograma de planejamento no prazo de 120 dias para o atendimento desta determinação, definindo as atividades, os responsáveis e os prazos.

- A disponibilização no *site* do licenciamento ambiental do Ibama dos documentos referentes aos pareceres técnicos conclusivos sobre a viabilidade ambiental dos empreendimentos, às licenças prévia, de instalação e de operação, dos estudos de impactos ambientais e dos relatórios de impactos ambientais e demais documentos pertinentes ao processo de licenciamento ambiental dos empreendimentos sob sua responsabilidade.
 - O estabelecimento de um acompanhamento sistemático das condicionantes ambientais de modo a garantir a efetividade de seu cumprimento para fins da emissão da licença de operação.
 - A criação na sua estrutura de uma coordenação específica de avaliação de impacto ambiental, com vista a realizar o acompanhamento e a comunicação institucional dos resultados do processo de avaliação de impacto ambiental do Ibama.
3. Diagnóstico sobre licenciamento ambiental elaborado pela SAE/PR:
- Implantar a AAE.
 - Padronizar e normatizar as exigências ao empreendedor.
 - Certificar os responsáveis pela elaboração de estudos ambientais.
 - Padronizar metodologias de mitigação e compensação ambiental.
 - Proteger a discricionariedade devidamente fundamentada do técnico de licenciamento ambiental.
 - Esclarecer as competências no processo de licenciamento ambiental.
 - Criar mecanismo extrajudicial de resolução de conflitos no processo de licenciamento ambiental.

Segundo os documentos de trabalho consultados junto ao SISLIC, que assemelham tais sugestões (1, 2, 3), as principais ações propostas no projeto de modernização do processo de licenciamento ambiental federal assim se organizam:

- Criar câmara técnica de desenvolvimento organizacional, da qual participam representantes de todas as diretorias do Ibama – em implantação.
- Em relação à política ambiental: identificar normas e mapear macro-processos, identificar lacunas normativas e propor modelo lógico para a organização de um banco de normas indexado.

- Em relação às normas: normalizar conceitos técnicos, administrativos e gerenciais.
- Desenvolver um *thesaurus* corporativo: identificando microprocessos e lacunas normativas, elaborando um guia corporativo de processo coordenado pela câmara técnica de desenvolvimento organizacional.
- Em relação aos processos: mapear detalhadamente os processos e os respectivos procedimentos operacionais, normatizar as metodologias e outros padrões visando evitar a discricionariedade excessiva, definir atores envolvidos, competências e procedimentos operacionais.
- Levantar requisitos corporativos para a informatização, desenvolvendo soluções de tecnologias da informação para dados e informações a serem utilizadas no processo de licenciamento ambiental.
- Desenvolver otimização de processos.
- Disponibilizar ferramentas técnicas e gerenciais relativas a: Avaliação Ambiental Integrada (AAI), Avaliação de Impactos Ambientais (AIA), Avaliação Integrada de Riscos (AIR) – por tipos de riscos –, AAE, Valoração Ambiental, Indicadores, Zoneamento Ecológico Econômico (ZEE) e Plano Diretor de Ordenamento Territorial dos Municípios (PDOT) e Zoneamento Costeiro.

Os pontos prioritários do desenvolvimento institucional são:

- Integrar instrumentos de regulação e controle – DOF, DOP, ASV, AF, LA e CTF (relatórios, taxas e infrações).²⁵
- Disponibilizar e aprimorar mecanismos de integração de dados e informações para viabilizar a AAI – estudos ambientais (EIA, RAS, RCA), relatórios ambientais (PBA e programas determinados por condicionantes de licenças) –,²⁶ AAE (integrar e disponibilizar as informações gerenciais e indicadores de controle de resultados das políticas públicas para viabilizar a AAE).

Junto a essas prioridades figuram planos de ações direcionados a atender as sugestões de melhorias já mencionadas. Porém, o andamento de tais ações dependerá da boa vontade política dos dirigentes de órgãos ambientais e dos técnicos e servidores públicos envolvidos na modernização do processo de licenciamento ambiental federal, incluindo o MMA e o Ibama.

25. As siglas referem-se a determinados documentos do processo de licenciamento ambiental federal: Documento de Origem Florestal (DOF), Documento de Origem do Pescado (DOP), Autorização de Supressão de Vegetação (ASV), Autorização de Fauna (AF), Licença Ambiental (LA) e Cadastro Técnico Federal (CTF).

26. As siglas referem-se a outros documentos do processo de licenciamento ambiental federal: Relatório Ambiental Simplificado (RAS), Relatório de Controle Ambiental (RCA) e Projeto Básico Ambiental (PBA).

E, finalizando, convém lembrar que outra forma de buscar a modernização das funções do licenciamento ambiental federal pode ser realizada por meio de um programa de *benchmarking*, do Ibama, tendo como referência (*benchmark*) instituições similares em nível nacional – órgãos estaduais de meio ambiente de São Paulo, Rio de Janeiro, Minas Gerais e Rio Grande do Sul – e em nível internacional a Environmental Protection Agency (EPA) dos Estados Unidos ou Agência Ambiental Europeia e a partir das melhores experiências em cada instituição implantar as melhorias nesse órgão executor da política ambiental do Sisnama.

REFERÊNCIAS

BANCO MUNDIAL (BIRD). **Licenciamento ambiental de empreendimentos hidrelétricos no Brasil**: uma contribuição para o debate (em três volumes). Relatório principal. Brasília: Escritório do BIRD, 28 mar. 2008. 106 p. v. 2. (CD-ROM).

BRASIL. **Decreto nº 78.389, de 3 de outubro de 1975**. Dispõe sobre as medidas de prevenção e controle da poluição industrial de que trata o Decreto-Lei nº 1.413, de 14 de agosto de 1975, e dá outras providências. Brasília: Congresso Nacional, 1975a. Disponível em: <www.silex.com.br/leis/dec_76389.html>. Acesso em: 16 jul. 2010.

_____. **Decreto-Lei nº 1.413, de 14 de agosto de 1975**. Dispõe sobre o controle da poluição do meio ambiente provocada por atividades industriais. Brasília: Congresso Nacional, 1975b. Disponível em: <<http://www.lei.adv.br/1413-75.htm>>. Acesso em: 6 set. 2006.

_____. Presidência da República (PR). Casa Civil. Subchefia para Assuntos Jurídicos. **Lei nº 6.803, de 2 de julho de 1980**. Dispõe sobre as diretrizes básicas para o zoneamento industrial nas áreas críticas de poluição, e dá outras providências. Brasília, 1980. Disponível em: <<http://www.planalto.gov.br/ccivil/LEIS/L6803.htm>>. Acesso em: 19 fev. 2008.

_____. Presidência da República (PR). Casa Civil. Subchefia para Assuntos Jurídicos. **Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981**. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Brasília, 1981. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L6938.htm>. Acesso em: 15 fev. 2008.

_____. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 1, de 23 de janeiro de 1986**. Brasília, 1986. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res01/res0186.html>>. Acesso em: 21 jan. 2008.

_____. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 237, de 19 de dezembro de 1997**. Brasília, 1997. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res97/res23797.html>>. Acesso em: 16 jan. 2008.

_____. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama). **Fortalecimento do sistema de licenciamento ambiental federal**: documento de projeto. Brasília, 2001. 19 p. e anexos.

_____. Presidência da República (PR). Casa Civil. Subchefia para Assuntos Jurídicos. **Decreto nº 6.100, de 26 de abril de 2007**. Aprova a estrutura regimental e o quadro demonstrativo dos cargos em comissão e das funções gratificadas do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – Instituto Chico Mendes, e dá outras providências. Brasília, 2007a. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2007/Decreto/D6100.htm>. Acesso em: 28 jun. 2008.

_____. Presidência da República. Casa Civil. Subchefia para Assuntos Jurídicos. **Decreto nº 6.101, de 26 de abril de 2007**. Aprova a estrutura regimental e o quadro demonstrativo dos cargos em comissão e das funções gratificadas do Ministério do Meio Ambiente, e dá outras providências. Brasília, 2007b. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2007/Decreto/D6101.htm>. Acesso em: 30 mar. 2007.

_____. Presidência da República (PR). Casa Civil. Subchefia para Assuntos Jurídicos. **Lei nº 11.516, de 28 de agosto de 2007**. Dispõe sobre a criação do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – Instituto Chico Mendes; altera as Leis nºs 7.735, de 22 de fevereiro de 1989, 11.284, de 2 de março de 2006, 9.985, de 18 de julho de 2000, 10.410, de 11 de janeiro de 2002, 11.156, de 29 de julho de 2005, 11.357, de 19 de outubro de 2006, e 7.957, de 20 de dezembro de 1989; revoga dispositivos da Lei nº 8.028, de 12 de abril de 1990, e da Medida Provisória nº 2.216-37, de 31 de agosto de 2001; e dá outras providências. Brasília, 2007c. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2007/Lei/L11516.htm>. Acesso em: 28 jun. 2008.

_____. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Secretaria de Mudanças Climáticas e Qualidade Ambiental (SMCQ). Departamento de Licenciamento e Avaliação Ambiental. **Parecer nº 1/2008**: manifestação sobre o estudo elaborado pelo Banco Mundial. Brasília: MMA/DLAA, 19 fev. 2008a. 52 f.

_____. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama). **Instrução normativa nº 184, de 17 de julho de 2008**. 4 f. Brasília, 2008b. Disponível em: <http://www.amazonia.org.br/guia/detalhes.cfm?id=277787&tipo=7&cat_id=39&subcat_id=159>. Acesso em: 25 jan. 2010.

_____. Tribunal de Contas da União (TCU). **Relatório de levantamento de auditoria** – Fiscobras 2009: TC 009.362/2009-4. Brasília: TCU, 2009a. 61 p.

_____. Presidência da República (PR). Secretaria de Assuntos Estratégicos (SAE). **Licenciamento ambiental**: documento para discussão – versão preliminar. Brasília, 2009b. 48 p.

BURSZTYN, M. *et al.* A reforma do Estado, emergência da descentralização e as políticas ambientais. **Revista do Serviço Público**, Brasília, v. 1, n. 58, p. 37-55, jan./mar. 2007.

CAPELLI, S. **Gestão ambiental no Brasil**: sistema nacional de meio ambiente: do formal à realidade. *In*: CONFERENCIA INTERNACIONAL SOBRE APLICACIÓN Y CUMPLIMIENTO DE LA NORMATIVA AMBIENTAL EM AMÉRICA LATINA, 1., 2002, Buenos Aires. **Anais**. Buenos Aires: FARN, 2002, p. 49-57. Disponível em: <http://www.farn.org.ar/docs/p32/08_Cappelli.pdf>. Acesso em: 23 mar. 2010.

CONFEDERAÇÃO NACIONAL DA INDÚSTRIA (CNI). Empresas enfrentam dificuldades no licenciamento ambiental. **Sondagem Especial da CNI**, ano 5, n. 2, 8 p, jun. 2007. Disponível em: <<http://www.cni.org.br/portal/lumis/portal/file/fileDownload.jsp?fileId=8A9015D01418E1EE0114231A498D3C9F>>. Acesso em: 20 dez. 2008.

ELMORE, R. F. Organizational models of program implementation. **Public Policy**, v. 2, n. 26, p. 158-228, 1978.

FARIA, I. M. L. **Evolução do Ministério do Meio Ambiente**. 2006. Monografia (Graduação) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Instituto de Florestas. Seropédica, 2006. 44 f. Disponível em: <<http://www.if.ufrj.br/inst/monografia/2005II/Monografia%20Mara%20Lima%20Faria.pdf>>. Acesso em: 20 dez. 2009.

LOWI, T. J. Four systems of policy, politics and choice. **Public Administration Review**, v. 32, n. 4, July/Aug. 1972, p. 298-310.

MAIMON, D. **Ensaio sobre economia do meio ambiente**. Rio de Janeiro: Editora APED, 1992.

MARGULIS, S. **A regulamentação ambiental**: instrumentos e implementação. Rio de Janeiro: Ipea, out. 1996 (Texto para Discussão, 437). Disponível em: <http://www.ipea.gov.br/pub/td/1996/td_0437.pdf>. Acesso em: 20 dez. 2008.

MONOSOWSKI, E. Políticas ambientais e desenvolvimento no Brasil. **Cadernos FUNDAP**, São Paulo, ano 9, n. 16, p. 15-24, 1989.

MOTA, J. A. **O valor da natureza**: economia e política dos recursos naturais. Rio de Janeiro: Garamond, 2001. 198 p.

MOTA, *et al.* A CF/88 e o meio ambiente. *In*: CARDOSO JR., J. C. *et al.* (Org.). **A Constituição brasileira de 1988 revisitada**: recuperação histórica e desafios atuais das políticas públicas nas áreas regional, urbana e ambiental. Brasília: Ipea, 2009, p. 159-178. v. 2.

MUNHOZ, T. T. (Coord.). **Fortalecimento institucional para o licenciamento ambiental**: documento de projeto. Brasília: MMA; Ibama, 1998. 76 p.

NEDER, R. T. Problemas de regulação pública e planejamento governamental envolvidos no debate sobre sustentabilidade. **Planejamento e Políticas Públicas**, Brasília, n. 11, p. 109-143, jun./dez. 1994.

OLIVEIRA, E. S. R.; CARDOSO, I. P. **Gestão ambiental**: gestão de recursos naturais; políticas públicas, planejamento, estratégias; contexto e problemas; Informações gerenciais em tempo real. Brasília: Ibama, 2010. 22 p. No prelo.

RIO DE JANEIRO. **Decreto nº 1.633, de 21 de dezembro de 1977**. Rio de Janeiro, 1977. Disponível em: <<http://www.lei.adv.br/1633-77.htm>>. Acesso em: 19 fev. 2008.

SÃO PAULO. **Decreto Estadual nº 9.714, de 19 de abril de 1977**. São Paulo, 1977. Disponível em: <<http://www.jusbrasil.com.br/legislacao/212245/decreto-9714-77-sao-paulo-sp>>. Acesso em: 2 jan. 2010.

SARNEY FILHO, J. **Projeto de Lei da Câmara Complementar nº 1, de 2010**. Apresentação no Senado em: 10 jan. 2010.

TREIN, R. D.; OLIVEIRA, E. S. R. (Org.). **Fortalecimento institucional para o licenciamento ambiental**: documento de projeto. Brasília: MMA, Ibama, 1999. 24 p. e anexos.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). **Stockolm 1972**: Report of the United Nations Conference on the Human Environment. 1972. Disponível em: <<http://www.unep.org/Documents.Multilingual/Default.Print.asp?DocumentID=97/>>. Acesso em: 12 jan. 2010.

O USO DO PODER DE COMPRA PARA A MELHORIA DO MEIO AMBIENTE: O PAPEL DA ROTULAGEM AMBIENTAL

1 O MOVIMENTO PELA QUALIDADE TOTAL

Como afirmam Berk e Berk (1997), o que começou como uma filosofia gerencial americana desapareceu nos Estados Unidos, se enraizou no Japão e finalmente voltou a florescer nos Estados Unidos e em outras nações. A administração da qualidade total teve início na década de 1920 nos Estados Unidos com o objetivo de controlar itens defeituosos nos processos industriais. A contribuição pioneira foi introduzida por Walter A. Shewhart, da Bell Laboratories, que introduziu métodos estatísticos, denominados gráficos de controle, para avaliar processos produtivos nas indústrias dos Estados Unidos por meio de inspeção amostral no fim do processo de produção.

O general Douglas MacArthur, governador militar do Japão pós-guerra (Segunda Guerra Mundial), convidou W. Edwards Deming¹ para ser consultor na reconstrução do parque industrial japonês. A assessoria prestada por Deming foi importante para a indústria japonesa, seja pelas condições de localização geográfica, seja pela escassez de recursos naturais do Japão. Estava montado um binômio para a qualidade total: Deming e Japão, sendo que o primeiro buscava a melhoria dos processos de produção via aplicação rígida de métodos estatísticos e o segundo estava preocupado em usar as suas potencialidades para reabilitá-lo das perdas da guerra. Assim, a indústria japonesa tinha mais chance de se recompor do pós-guerra, buscar a especialização industrial e evitar os desperdícios.

1. As ideias de Deming não foram aceitas amplamente pela indústria americana, pois esta acreditava em um processo industrial baseado nos princípios de Taylor, Fayol e Ford. Os princípios de Taylor, denominados de administração científica, estavam fundamentados na padronização dos equipamentos de trabalho, nas rotinas das tarefas, no estudo de tempos e movimentos para a elaboração das tarefas, na seleção adequada dos trabalhadores e em um sistema de incentivos econômicos para o trabalho. Enquanto que, as contribuições de Fayol estavam fundamentadas em 14 princípios, destacando-se: a divisão do trabalho, a cadeia de comando, a equidade e o sentimento cooperativo. Para Ford, o processo industrial deveria se basear: no princípio de intensificação – reduzir o tempo de produção; princípio de economicidade – minimizar o volume de estoque; e no princípio de produtividade – maximizar a produção do homem – hora. Por outro lado, Deming defendia um processo produtivo sistêmico, em que todos os atores da indústria deveriam interagir para a melhoria do processo de produção.

Em 1950, Deming² realizou um seminário para engenheiros e administradores no Japão sobre o controle de qualidade com o uso de estatísticas, no qual enfatizou três pontos: o primeiro de como usar o ciclo³ Planejar, Fazer, Verificar, Agir; o segundo frisava a importância da avaliação da dispersão estatística no processo produtivo; e o terceiro consolidava o uso de gráficos de controle para detectar itens conformes e não conformes.

Um salto precisava ser obtido, então, em 1954, o Sindicato dos Engenheiros do Japão convidou J. M. Juran para proferir várias conferências. Assim, Juran contribuiu com uma mensagem nova, a do planejamento para a qualidade, na qual preconiza que o controle estatístico era importante, mas ressaltava a necessidade de se introduzir um planejamento eficiente de modo que todos os conceitos de administração fossem incorporados nos processos produtivos. Deste modo, enfatiza que o aperfeiçoamento⁴ exige um plano para melhorar a qualidade; que a alta administração deve ter uma atuação efetiva; e que é necessário um treinamento em massa que possa permear toda a organização. Como tão bem relata Ishikawa (1993), a visita de Juran criou uma atmosfera na qual o controle de qualidade devia ser encarado como uma ferramenta de administração, criando assim uma abertura para o estabelecimento do controle de qualidade total como o conhecemos atualmente.

2 O MERCADO E A CONSCIÊNCIA VERDE

O mercado é o principal alicerce da moderna Economia e funciona como sensor das atividades, dos anseios, dos gostos, dos comportamentos e das atitudes de produtores e de consumidores. É uma espécie de balança da atividade econômica, em que produtores e consumidores se inter-relacionam na transação de bens – serviços gerados pelos agentes econômicos. O mercado funciona com base nos princípios econômicos neoclássicos, em que são imperativos os princípios da concorrência entre produtores e consumidores e o comportamento do consumidor. A mais importante característica do mercado é o seu mecanismo de igualar a oferta à demanda, de modo que os excessos são corrigidos via sistema de preços e quantidades ofertadas – demandadas.

Mesmo assim, o mercado apresenta falhas, as quais são caracterizadas pela não definição clara dos direitos de propriedade, formação de grupos econômicos, definição inadequada das taxas de desconto, provisão e valoração de ativos públicos de uso coletivo e alocação dos escassos recursos, entre outros (PANAYOTOU, 1994).

2. A primeira viagem de Deming ao Japão foi em 1947 com o objetivo de ajudar na organização do censo demográfico Japonês. Em 1980 os americanos redescobriram Deming por meio de diversas entrevistas promovidas pela rede de televisão NBC, cuja matéria era "se o Japão pode ... por que não podemos?".

3. Esta cadeia de operações produtivas ficou conhecida pela sigla em idioma inglês: Plan, Do, Check, Action (PDCA).

4. Juran divulgou essas ideias em uma de suas obras: *A diretoria e a qualidade*. Conforme Hradeski (1989).

O mercado apresenta virtudes e tende a funcionar com uma relativa eficiência, pois estimula os produtores a ofertarem bens – serviços que os consumidores desejam; incentiva a qualificação do capital intelectual – por exemplo, a preocupação com os problemas ambientais faz com que o mercado de trabalho exija recursos humanos mais especializados; capta as oscilações de preços de bens – serviços escassos; permite uma relativa liberdade econômica – em que produtores e consumidores negociam livremente; e fornece informações para a tomada de decisão.

O mercado é capaz de captar as variabilidades dos agentes econômicos, mas não consegue internalizar os custos externos de suas atividades. Esse fenômeno, denominado de externalidade, refere-se ao efeito originário do processo produtivo que é imputado a terceiros, gerando bem-estar econômico para alguns e prejuízos para outros. Além do que, o mercado não consegue internalizar os custos do capital natural, ou seja, dos impactos causados ao meio ambiente natural (MOTA, 2004).

Assim, o mercado não é equânime e a mão invisível é poderosa, mas não onipotente. (MANKIW, 2001). Daí, afirmar-se que o mercado é imperfeito, pois está sujeito a várias restrições. A primeira restrição refere-se à incapacidade de o mercado absorver a degradação – exaustão dos ativos naturais. A segunda restrição é de caráter da assimetria da informação. A terceira restrição enfoca o problema pela ausência de informação (MOTA, 2001).

Essas restrições permitiram aos governos a inserção de vários instrumentos de política ambiental, com o objetivo de minimizar os efeitos da degradação do meio ambiente e punir os seus degradadores. A proposição inicial foi feita por Pigou (1997), em que supôs um sistema de compensação a fim de reparar as externalidades ambientais, uma vez que essas externalidades são geradas a partir de transações entre os agentes econômicos ou de investimentos feitos pelo poder público, tais como reflorestamento de áreas degradadas, que proporcionam melhoria de bem-estar para a sua vizinhança; recursos financeiros, materiais e tecnológicos empregados na prevenção de poluição do ar oriunda das indústrias; e avanços na pesquisa científica, que se traduzem em descobertas de alta praticidade, melhoria de produtos e processos industriais, os quais permitem reduções de preços para os consumidores. Essa sistemática de indenização de danos ambientais é denominada de impostos de Pigou e são usados para tributar as atividades que são nocivas ao meio ambiente e subsidiar aquelas que geram externalidades positivas.

A consciência verde surgiu a partir de diversas contribuições isoladas de proteção de pássaros – na Inglaterra com a criação da Royal Society for the Protection of Birds; de proteção à fauna nos Estados Unidos; e de preservação do patrimônio natural do Sri Lanka. Mas o movimento ambientalista somente conseguiu obter respeito da sociedade internacional a partir da divulgação do Relatório Meadows, no qual o mundo foi alertado sobre as consequências da exploração exacerbada

dos recursos da natureza. Os pontos básicos que representavam os limites do crescimento foram o crescimento demográfico, a produção de alimentos, o ritmo do crescimento industrial, os níveis de poluição e o consumo de recursos naturais não renováveis (MEADOWS *et al.*, 1978). O coroamento do ambientalismo global surgiu com a Conferência de Estocolmo, em 1972, a qual contribuiu para o fortalecimento dos grupos ambientais e de seus papéis, como também a promoção do desenvolvimento de políticas ambientais e o reconhecimento de entidades nacionais, tais como agências de meio ambiente, órgãos ambientais e outras agremiações de preservação dos recursos naturais (MOTA, 2001).

3 O ESTABELECIMENTO DE INSTRUMENTOS DE POLÍTICA AMBIENTAL

É evidente que o binômio do movimento pela qualidade total – cuja filosofia de negócios repousa na eliminação de itens não conformes e no pleno atendimento aos anseios dos clientes – com a escassez de matéria-prima e a preocupação com os processos de degradação da natureza conduziram a uma nova fase do processo de industrialização e melhora da função de bem-estar da humanidade. Assim, se tornava necessária a adoção de padrões também para a área ambiental, assim como de outros instrumentos de política ambiental, os quais são decorrentes da crise e dos avanços de governança ambiental internacional.⁵

Os padrões são parte dos instrumentos regulatórios,⁶ os quais são representados pelas autorizações, proibições, vigilâncias e demais controles e imposições editadas pelo poder público. Os padrões surgiram na década de 1970 a partir das constatações do Relatório Meadows e das recomendações da Conferência de Estocolmo. Acredita-se que os padrões foram adotados com base na norma inglesa intitulada Padrões Normativos Britânicos, os quais definiam os limites de controle para as indústrias britânicas. Os padrões adotados em controle de qualidade consideram que o processo produtivo deve estar localizado em um intervalo de números, distribuídos normalmente, cujos limites são estimados em função da média e do desvio padrão dos itens produzidos. Por outro lado, para a área ambiental foi adotado apenas o limite de confiança superior, ou seja, o que importa é o máximo que um equipamento ou uma indústria deve gerar de dejetos para o meio ambiente.

Em meio ambiente os padrões têm como objetivo garantir a qualidade ambiental – que significa manter a vida selvagem e garantir a vida humana na Terra –, proteger a saúde e o bem-estar da população e assegurar o desenvolvimento das

5. A governança ambiental internacional é avaliada a partir das diversas conferências ambientais que houve com a chancela da Organização das Nações Unidas (ONU) e dos alertas ambientais, os quais são percebidos sobretudo com o Relatório Meadows.

6. Os ingleses e os americanos os denominam de instrumentos de comando e controle, pois têm poder de polícia, isto é, a inobservância de um padrão acarreta ao seu infrator uma punição pecuniária imediata.

atividades econômicas – gerando menos resíduos e maximizando o uso dos recursos da natureza. São estabelecidos a partir da emissão de fontes, para a qualidade do ar, e em função do padrão de qualidade do corpo receptor, para os casos de poluição da água. De modo geral, os principais tipos de padrões são (MOTA, 2001):

1. Padrões de qualidade ambiental: limitam o máximo de concentrações de poluentes no meio ambiente; são também denominados de padrões primários, porque estão baseados nos níveis máximos toleráveis de concentrações de poluentes atmosféricos. Por exemplo, limite de emissão de gases de escapamento dos veículos.
2. Padrões de emissão: limitam o máximo de concentrações que podem ser despejados no meio ambiente por uma única fonte de poluição. Por exemplo, limite de emissão de ruído por aeronave em um aeroporto.
3. Padrões tecnológicos: determinam o uso de uma tecnologia específica. Por exemplo, uso de equipamentos antipoluição.
4. Padrões de produção: estabelecem os limites de despejos de efluentes por unidade de produção. Por exemplo, teor de chumbo de uma gasolina.

Os padrões não constituem uma maneira de resolver as externalidades, apenas previne-as, já que ajudam a reduzir os prejuízos resultantes da ação continuada dos degradadores. Da mesma forma, os padrões não resolvem as imperfeições dos mercados, mas ajudam no seu disciplinamento. Geralmente, os poluidores não são contrários aos padrões, já que estes são negociados entre a autoridade ambiental e os representantes empresariais. Então, a partir da decisão pela autoridade ambiental, o padrão passa a vigor e, dificilmente, trará algum problema de descumprimento legal.

Uma questão discutida é saber em quais princípios se apoiam os padrões. Para Faucheux e Noël (1995) a determinação do nível de um padrão responde a imperativos técnicos e econômicos. Os padrões definidos em função da técnica, relacionam-se com o processo de escolha da melhor alternativa tecnológica. Caso o padrão seja definido exclusivamente em função de critério econômico, a sua fixação deveria intervir no nível de produção – ou de poluição –, de modo a internalizar os custos externos.

Acrescente-se que a determinação de um padrão pode ser uma função do risco ecológico em que se encontra o recurso natural. O risco ecológico está associado à incerteza de que o recurso não esteja mais disponível no futuro. Também estão associados à relação suporte – em que é observado o volume de poluentes que o meio ambiente pode absorver – e à resiliência – em que é avaliada a capacidade de regeneração dos recursos da natureza.

Por oportuno, a fim de que os degradadores internalizem as externalidades ambientais no processo de produção e consumo, é necessária a adoção de instrumentos econômicos, os quais se constituem em mecanismos de intervenção no mercado a partir de incentivos financeiros, cujo objetivo é diferenciar processos ou produtos e garantir a interação entre escassez e preço do recurso natural. Os instrumentos econômicos baseiam-se na recomendação instituída no âmbito dos países da Organização de Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE).⁷

Os instrumentos econômicos se dividem em três categorias: as taxas ambientais se referem ao valor monetário que o produtor ou o consumidor paga pelo preço da externalidade, e são relativas a taxas por emissão de poluentes, pela produção de determinados produtos, taxas para cobrir despesas administrativas e taxas para mitigar os efeitos de externalidades futuras; as licenças de mercado, as quais permitem a criação de um mercado para a negociação de direitos de poluição, danos ambientais ou passivos ambientais; e as subvenções ambientais são representadas por concessões, subsídios em forma de crédito financeiro ou facilidades tributárias, tais como isenção de impostos, permissão para usar taxas de depreciação acelerada ou mesmo isenção de impostos para evitar a bitributação de produtos reciclados.

Os instrumentos de informação proveem a população em geral com dados e informações necessárias à compreensão e à avaliação de riscos ambientais de atividades diversas – contaminantes químicos dos agrotóxicos, uso de energia nuclear etc. –, viabilizando que esta adote as atitudes adequadas para evitar ou minimizar esses riscos. Também oportunizam a comunicação social de dados e informações referentes a danos ambientais já ocasionados, atitudes preventivas, mercados de produtos ecologicamente corretos, tecnologias menos agressivas à natureza, além de meios de cooperação formal entre os agentes poluidores na busca de soluções para os desafios ambientais.

Um dos instrumentos hoje mais difundidos consiste na educação ambiental, que objetiva alterar percepções e condutas de pessoas a partir da perspectiva da consciência ecológica responsável, pois constitui um importante instrumento de mudança de comportamento e na formação de hábitos de consumo ambientalmente corretos (BRASIL, 2002).

Por seu turno, a política ambiental pode assumir três recortes tipológicos, conforme os instrumentos que utiliza não necessariamente excludente entre si, sejam instrumentos de comando e controle, instrumentos econômicos e instrumentos de comunicação. O quadro 1 detalha cada categoria de instrumentação da política ambiental.

7. A OCDE instituiu em 26 de maio de 1972 o princípio do poluidor-pagador, o qual determina que o poluidor deve pagar o custo da degradação ambiental, permitindo assim que o ambiente natural esteja em estado aceitável.

QUADRO 1
Tipologia e instrumentos de política ambiental

Instrumentos de comando e controle	Instrumentos econômicos	Instrumentos de comunicação
1. Controle ou proibição do produto	1. Taxas e tarifas	1. Fornecimento de informação – educação ambiental, programas de rádio, TV, jornais e revistas etc.
2. Controle de processo de produção	2. Subsídios	2. Acordos
3. Proibição ou restrição de atividades	3. Certificados transacionáveis de emissão de poluentes	3. Criação de redes de conhecimento e ação
4. Especificações tecnológicas	4. Sistemas de devolução de depósitos	4. Sistema (público) de gestão ambiental
6. Controle do uso de recursos naturais		5. Selos ambientais
7. Padrões de poluição para fontes específicas		6. <i>Marketing</i> ambiental

Fonte: Adaptado de Lustosa e Young (2002).

4 A AGREGAÇÃO DE VALORES PARA OS ATIVOS NATURAIS SUSTENTÁVEIS

Os ativos naturais não têm somente valor econômico, sobretudo são constituídos por valores biológicos, ecológicos, históricos e religiosos. O pensamento neoclássico em economia tem contribuído para atenuar os danos à natureza, entretanto, sem resolver definitivamente o problema da degradação ambiental. Por outro lado, a contribuição do pensamento ecológico restringe-se a avaliar a propriedade de complementariedade no uso dos recursos da natureza. Por isso, a agregação de valor por meio de políticas de adoção de instrumentos normativos e/ou econômicos deve ser analisada a partir da contribuição técnica, a qual se constitui na essência da avaliação neoclássica, e da análise da complexidade bioecológica dos formadores da cadeia e da teia alimentar da natureza. Daí, a terminologia agregação de valor ter um significado de complementariedade – em que se resume a contribuição neoclássica – e de substituíbilidade – em que se resume a contribuição ecológica –, concomitantemente. Então, agregar valor tem um significado mais amplo, isto é, não se restringe apenas em abordar o consumo dos recursos naturais como um valor ético antropocêntrico – baseado apenas no utilitarismo –, e sim deve se compatibilizar esse aspecto valorativo com a ética biocêntrica – a qual se refere à justiça biótica, em que todos os seres vivos são importantes na formação do todo planetário – e com a ética ecocêntrica – que fornece um conjunto de elementos que subsidiam o entendimento sistêmico dos recursos naturais.

Portanto, a agregação de valor a produtos e serviços ecologicamente corretos pode ser entendida como parte da adesão empresarial aos modernos procedimentos de melhores práticas de gestão de um ambiente saudável, o qual se chama de sustentável. A sustentabilidade pode ser vista por vários ângulos, desde o conceito clássico de deixar como legado para as futuras gerações (BRUNDTLAND, 1991;

COSTANZA; DALY, 1997; O'CONNOR, 1998; SOLOW, 2000) às proposições ecodesenvolvimentistas de que no planejamento de uso dos recursos da natureza deve-se levar em conta o enfoque social, econômico, ecológico, espacial, cultural, ambiental e de política nacional e internacional (SACHS, 2000). Estas contribuições ajudam a agregar valor aos recursos da natureza por meio da implementação de instrumentos regulatórios, econômicos e de informação.

5 A ROTULAGEM AMBIENTAL

O mecanismo de rotulagem ambiental baseia-se em informações disponibilizadas nos rótulos de embalagens para que os consumidores possam optar por adquirir produtos de menor impacto ambiental em relação aos produtos concorrentes disponíveis no mercado. Outras expressões também são utilizadas para designar informações sobre características ambientais impressas no rótulo de produtos, tais como selo verde ou ecológico, declaração ambiental, rótulo ecológico, ecorrótulo, ecosselo e etiqueta ecológica.

Frequentemente, rotulagem e certificação também são usadas como sinônimos; contudo, a rotulagem ambiental (*eco-labelling*) geralmente relaciona-se às características do *produto* e destina-se aos consumidores finais, enquanto a certificação ambiental (*eco-certification*) está mais relacionada aos *métodos e processos de produção*, sendo direcionada, principalmente, para as indústrias utilizadoras de recursos, objetivando atestar um ou mais atributos do processo de produção.

Existem programas de certificação que também emitem um selo ou rótulo nos produtos oriundos da matéria-prima certificada. Neste caso, o programa atinge tanto as indústrias quanto os consumidores finais. Wells (2006) cita um exemplo ilustrativo para diferenciar a certificação da rotulagem: uma montadora de veículos certificada pela Organization for International Standardization (ISO) 14001 – programa que atesta a adequação do sistema de gestão ambiental (SGA) da empresa – e outra não. O carro da primeira pode consumir mais combustível, não utilizar materiais reciclados e poluir mais do que o da segunda; entretanto, o primeiro foi fabricado em um local que provavelmente trata melhor os resíduos e impacta menos o meio ambiente.

A rotulagem ambiental é, ao mesmo tempo, um instrumento econômico e de comunicação, visto que busca difundir informações que alterem positivamente padrões de produção e consumo, aumentando a consciência dos consumidores e produtores para a necessidade de usar os recursos naturais de forma mais responsável. Do ponto de vista econômico, é um instrumento orientado pela demanda que apela à responsabilidade ambiental dos consumidores em suas escolhas e busca criar um nicho de mercado para produtos funcionalmente idênticos aos *tradicionais*, mas que possuem um atributo adicional, requerido por um segmento particular do mercado – serem *verdes* ou *ambientalmente amigáveis*.

O mecanismo da rotulagem ambiental é baseado em dois pressupostos: *i*) assume-se que um determinado bem pode ser produzido de formas variadas e que estas formas diferem em termos de impacto ambiental; e *ii*) supõe-se que métodos de produção mais limpos são geralmente mais caros ou requerem a redução em atributos apreciados pelos consumidores. Neste sentido, ao implementar um programa de rotulagem ambiental a empresa considera que um segmento do mercado de consumo apoiará os custos mais altos de produção requeridos para atingir os padrões ambientais. Espera-se que, no curto prazo, a rotulagem ambiental contribua para a redução das vendas de produtos poluentes em favor daqueles considerados menos prejudiciais ao ambiente. No longo prazo, espera-se que a rotulagem estimule os produtores em direção a inovações tecnológicas consideradas mais limpas (BLEDA; VALENTE, 2009).

A rotulagem como instrumento, se baseia em um tripé formado por três atores principais: *i*) os órgãos públicos de meio ambiente, que estabelecem padrões e normas ambientais a serem alcançados para a proteção do meio ambiente; *ii*) as indústrias e produtores, que são estimulados a melhorar seus sistemas de gestão ambiental e introduzir inovações tecnológicas favoráveis ao meio ambiente; e *iii*) os consumidores, que, com escolhas mais conscientes e responsáveis, podem induzir mudanças ambientalmente favoráveis por meio do seu poder de compra.

Os programas de rotulagem devem auxiliar os consumidores a fazer escolhas com melhores informações sobre o impacto ambiental dos produtos adquiridos. A Agenda 21 recomenda que a metodologia de rotulagem considere o completo ciclo de vida⁸ do produto e transmita esta informação por meio de claros indicadores que facilitem a tomada de decisão do consumidor. Geralmente, os programas de rotulagem são voluntários. As exceções, referentes a rótulos obrigatórios, são para produtos perigosos, de declaração de conteúdo e sobre uso e descarte.

6 EVOLUÇÃO DA ROTULAGEM AMBIENTAL NO MUNDO

Os primeiros rótulos obrigatórios para produtos surgiram nos anos 1940, visando, principalmente, medidas de precaução à saúde humana, ou seja, os produtos considerados perigosos, como os pesticidas e agrotóxicos.

No fim dos anos 1970, foi lançado o primeiro rótulo ou selo ambiental, instituído pela Agência Ambiental Alemã, o “Anjo Azul” (Blauer Engel), atestando produtos oriundos da reciclagem e aqueles com baixa toxicidade. No fim dos anos 1980, o governo canadense criou o Environmental Choice, que posteriormente foi privatizado, sendo gerido pela Terra Choice Environmental Systems Inc. A partir de 1988, os países nórdicos – Noruega, Suécia, Finlândia, Dinamarca e Islândia – criaram o selo

8. A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), também chamada de “berço ao túmulo”, considera uma ampla gama de fatores relacionados ao produto, tais como: extração de recursos (recursos renováveis ou não), método de produção (energia renovável ou não), uso (emissões no ar, água ou solo), distribuição e descarte final.

Nordic Swan. Os Estados Unidos têm desde 1989 o Green Seal e o Japão instituiu no mesmo ano o Eco-Mark. Em 1992, a União Europeia lançou o Ecolabel.

O Brasil possui, desde 1993, o selo de Qualidade Ambiental da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), representante da ISO⁹ no país.

O quadro 2 apresenta os países que possuem programas de rotulagem ambiental a nível nacional, os programas regionais – que abrangem múltiplos países – existentes e o ano de implantação destes.

QUADRO 2

Programas de rotulagem ambiental no mundo – tipo I

Países com programas de rotulagem ambiental	Ano de implantação
Alemanha	1978
Áustria	1991
Austrália	2001
Brasil	1993
Canadá	1988
Coreia	1992
Croácia	1993
Espanha	1994
França	1992
Hungria	1994
Holanda	1992
Hong Kong	2000
Índia	1991
Indonésia	1995
Israel	1993
Japão	1989
Nova Zelândia	1990
República Checa	1994
Taiwan	1992
Tailândia	1993
Suécia	1992
Estados Unidos	1989
Programas de rotulagem ambiental	Ano de implantação
Países nórdicos – Dinamarca, Finlândia, Islândia, Noruega, Suécia	1989
EU Ecolabel (The Flower) – União Europeia	1992
África	Em construção

Fonte: Baseado em Juliani (2010).

9. A ISO foi fundada em 1947, com sede em Genebra, Suíça. Aprova normas internacionais em quase todos os campos técnicos e atua em 158 países.

Estima-se que na União Europeia o mercado verde envolva negócios da ordem de 227 bilhões de Euros – 2,2% do produto interno bruto (PIB) –, sendo responsável por 3,4 milhões de empregos. Já nos Estados Unidos, o referido mercado alcança cerca de US\$ 420 bilhões – um exemplo é a venda de tecidos orgânicos, que cresce 35% ao ano, desde 2004, naquele país (JULIANI, 2010).

Mais de 20 países se uniram para formar uma rede global de rotulagem ambiental, associando-se por meio do Global Ecolabelling Network (GEN), associação sem fins lucrativos, criada em 1994 com a finalidade de estimular os países a prestarem assistência mútua – cooperação e intercâmbio de informações – e aprimorar e desenvolver programas de rotulagem ambiental em todo o mundo.

O GEN visa construir a confiança entre os países-membros para possibilitar o reconhecimento mútuo da certificação de programas desenvolvidos a nível nacional. No reconhecimento mútuo (equivalência – harmonização) busca-se a identificação e o acordo entre critérios principais comuns, o que torna o processo de certificação mais simples e barato entre os países, evitando barreiras na exportação. Ressalta-se que não existe um selo verde mundial reconhecido em todos os países (LADVOCAT, 2010).

Percebe-se que a implantação de programas de rotulagem, embora em rápida evolução, é uma experiência relativamente recente. São escassos os estudos que avaliem os efeitos ambientais dos programas de rotulagem no Brasil e no mundo, já que ainda são raras as estimativas disponíveis sobre a eficácia dos programas – associando-os a melhorias de qualidade ambiental. É difícil isolar e medir os benefícios dos rótulos, comparativamente aos efeitos provocados por demais medidas ambientais – a eficácia pode ser avaliada apenas indiretamente, pela mudança no comportamento do consumidor, ao demandar produtos ambientalmente corretos (BRAGA; MIRANDA, 2002).

7 A BUSCA DA PADRONIZAÇÃO NOS RÓTULOS AMBIENTAIS

Diante da proliferação de selos ambientais sem padrões comuns regulatórios, buscou-se organizar um sistema confiável de orientações para a normatização ambiental a nível internacional, o que vem sendo realizado pela ISO. A organização estabeleceu a chamada série ISO 14000, cujos certificados atestam a responsabilidade ambiental no desenvolvimento de atividades e produtos de uma organização. Para a obtenção e manutenção de certificados da série ISO 14000, a organização tem de se submeter a auditorias periódicas, realizadas por uma empresa certificadora, credenciada e reconhecida pelos organismos nacionais e internacionais.

As normas da série ISO 14000 podem ser agrupadas, genericamente, em dois grandes grupos: *i*) normas orientadas para processos e organizações –

sistema de gestão ambiental, avaliação de desempenho ambiental e auditoria ambiental (quadro 3); e *ii*) normas orientadas para produtos – Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), rotulagem ambiental e aspectos ambientais dos produtos (quadros 4 e 5).

QUADRO 3
Normas ISO de gestão e auditoria ambientais

Abrangência da norma	Número da norma	Descrição da norma
Gestão ambiental	ISO 14001 ISO 14004	Guia de uso para o sistema de gestão ambiental Guia para os princípios e técnicas de suporte para o sistema de gestão ambiental
Auditoria ambiental	ISO 14010 ISO 14011 ISO 14012 ISO 14015	Princípios gerais de auditoria ambiental Procedimentos de auditoria para o sistema de gestão ambiental Critérios de qualificação para auditores ambientais Diretrizes para auditoria ambiental

Fonte: Ipea
Elaboração própria.

A segunda série de normas está relacionada à rotulagem ambiental – em que são indicados os princípios para todos os rótulos, métodos e testes de verificação e procedimentos que devem ser usados – e às diretrizes para a avaliação de desempenho ambiental. Nesta categoria estão indicados os modelos quantitativos que podem ser usados para a verificação de qualidade e de adequação do rótulo às reais percepções dos consumidores (quadro 4).

QUADRO 4
Normas ISO de rotulagem e avaliação de desempenho ambiental

Abrangência da norma	Número da norma	Descrição da norma
Rotulagem ambiental	ISO 14020 ISO 14021 ISO 14022 ISO 14023 ISO 14024 ISO 14025	Princípios básicos para todos os rótulos Termos e definições da rotulagem ambiental tipo II (autodeclarações) Simbologia da rotulagem Metodologia de testes e verificação Guia de princípios e procedimentos para o rótulo ambiental tipo I (selos verdes) Guia de princípios e procedimentos para o rótulo ambiental tipo III, referente à Avaliação do Ciclo de Vida do produto
Avaliação de desempenho ambiental	ISO 14031	Diretrizes para a avaliação ambiental

Fonte: Ipea.

A terceira série de normas contempla os princípios e inventários do ciclo de vida de produtos, o vocabulário usado em gestão ambiental e um guia de inclusão de aspectos ambientais em normas para produtos (quadro 5).

QUADRO 5

Normas ISO de Avaliação do Ciclo de Vida, termos usados em gestão ambiental e aspectos ambientais para produtos

Abrangência da norma	Número da norma	Descrição da norma
Avaliação do Ciclo de Vida	ISO 14040 ISO 14041 ISO 14042 ISO 14043	Princípios e práticas da ACV Análise de inventário Avaliação de impactos ambientais Interpretação de resultados
Termos e definições	ISO 14050	Vocabulário de gestão ambiental
Aspectos ambientais de normas para produtos	Guia ISO 64	Guia para a inclusão de aspectos ambientais em normas para produtos

Fonte: Ipea.

Os rótulos ambientais podem se referir a diferentes etapas do processo produtivo de forma simultânea – ciclo de vida do produto – ou apenas a uma delas, tais como: origem do produto –extração da matéria-prima –, uso de tecnologias limpas e descarte final. O rótulo pode, ainda, especificar os limites de conteúdo de uma substância considerada nociva ao consumo humano – por exemplo, indicar os limites toleráveis de certos poluentes – ou se referir ao desempenho no consumo final do produto, como no caso do consumo de energia de um determinado equipamento. Atualmente, já se estuda, também, o impacto dos produtos nas mudanças climáticas e são feitas análises considerando-se apenas aspectos associados às emissões de gases de efeito estufa – a chamada “pegada de carbono”.

Portanto, percebe-se que existem diversos tipos de selos ou rótulos e vários aspectos para a sua diferenciação. Buscando estabelecer uma classificação dos diferentes tipos de rótulos ambientais, a ISO os dividiu em três categorias:

- Selos do tipo I: concedidos e monitorados por uma terceira parte independente – programas de terceira parte –, tais como órgãos governamentais ou instituições internacionalmente reconhecidas – são geralmente mais bem aceitos por parte do consumidor, devido à sua maior isenção e confiabilidade. Têm como base alguns critérios de ciclo de vida, sendo regulamentado pela ISO 14024, que estabelece, entre outros princípios que: o programa deve ter mais do que um critério para cada categoria de produto, os critérios devem ser claros e transparentes e as partes interessadas devem ser consultadas – indústrias, fornecedores – para se chegar a um consenso sobre os critérios.
- Selos do tipo II: são autodeclarações ou reivindicações espontâneas, feitas pelos próprios fornecedores ou fabricantes, sem avaliações de terceiros e sem a utilização de critérios pré-estabelecidos. São considerados

programas de primeira parte, sendo normalizados pela ISO 14021, que descreve uma metodologia de avaliação e verificação geral para etiquetas próprias, o que permite às empresas divulgarem na mídia os benefícios ambientais do produto. Alguns exemplos de rótulos tipo II são aqueles que trazem autodeclarações como: reciclado, reciclável, não tóxico, reutilizável, biodegradável, uso reduzido de recursos etc.

- Selos do tipo III: são também verificados por terceiros e consideram a ACV do produto, também chamada de análise “berço ao túmulo”. Não têm padronização a alcançar, contudo, são os mais sofisticados e complexos quanto à sua implantação, pois exigem extensos bancos de dados para avaliar o produto em todas as suas etapas, fornecendo a dimensão exata dos impactos que provoca. Encontra-se em fase de formatação pela ISO 14025.

É importante observar que, do ponto de vista da iniciativa, os selos podem ser: *i*) conduzidos por governos – o Programa Nacional de Conservação de Energia Elétrica (Procel) no Brasil; *ii*) funcionar de forma independente, mas podendo aceitar assistência técnica governamental – Ecolabel da União Europeia; ou *iii*) serem estabelecidos pelo próprio setor industrial ou produtivo, por meio de autodeclarações ambientais.

Além das tipologias apresentada pela ISO, os selos também podem ser classificados em positivos, negativos ou neutros (BARBOZA, 2001):

- Os programas *positivos*, geralmente voluntários, são aqueles que atestam que o produto alcançou um ou mais atributos ambientalmente preferíveis. Por exemplo, os selos de aprovação atestando que o produto atende aos critérios de determinado programa (Ecolabel, Blue Angel etc.) ou os selos referentes a um único atributo, tais como biodegradáveis, orgânicos ou oriundos de material reciclado.
- Os selos *negativos* ou de advertência são de uso obrigatório por questões de saúde e segurança e servem de alerta para os ingredientes prejudiciais ou perigosos contidos no produto. Por exemplo, os referentes a pesticidas e agrotóxicos e aqueles colocados obrigatoriamente nas carteiras de cigarro no Brasil por determinação do Ministério da Saúde (MS).
- Por fim, os selos *neutros* informam, resumidamente, características ambientais sobre um produto para orientar o consumidor. Por exemplo, o selo Procel de conservação de energia, que permite ao consumidor escolher um produto de menor consumo energético comparando-o aos demais da mesma categoria.

A Norma Brasileira (NBR) ISO 14020 sobre rótulos e declarações ambientais, considerada a *norma-chefe* da rotulagem ambiental, estabelece nove princípios gerais a serem seguidos em programas de rotulagem:

1. Os rótulos ambientais devem ser precisos, verificáveis, relevantes e não enganosos.
2. Não devem criar obstáculos desnecessários ao comércio internacional.
3. Devem ser baseados em metodologia científica, que produza resultados que sejam acurados e reproduzíveis.
4. É recomendável que leve em consideração todos os aspectos relevantes do ciclo de vida do produto ou serviço.
5. Não devem inibir a inovação para que se procure sempre a melhora do desempenho ambiental.
6. As informações relacionadas aos rótulos devem ser limitadas àquelas necessárias para estabelecer a conformidade com os critérios aplicáveis.
7. Deve ser procurado o consenso, por meio de uma consulta ampla às partes interessadas.
8. As informações sobre aspectos ambientais dos produtos e serviços devem ser disponibilizadas para os possíveis compradores.
9. As informações sobre procedimentos, metodologia e critérios do programa de rotulagem devem ser disponibilizadas a todas as partes interessadas, quando solicitadas.

Além disso, é desejável que os programas de rotulagem: sejam conduzidos por uma entidade de terceira parte, de forma imparcial; não sejam discriminatórios, isto é, sejam acessíveis a produtores de qualquer tamanho, capital, tecnologia e nível de investimento; sejam transparentes, mantendo uma estratégia de controle social sobre o que está sendo certificado e em quais condições e promovam a demanda e o fornecimento de produtos e serviços que causem menor impacto ambiental, estimulando a melhoria ambiental contínua, orientada pelo mercado (ABNT, 2009).

8 COMO INSTITUIR UM SELO VERDE PARA A ROTULAGEM AMBIENTAL

A concepção de um selo verde como rótulo para os produtos e os serviços da biodiversidade brasileira pode ser feita a partir de um conjunto de etapas, quais sejam: pesquisa, impacto, metodologia, submissão, encaminhamento e logomarca. Ou seja, a ideia é começar um ciclo, sem omitir ou esquecer da experiência vigente, com base em procedimentos metodológicos globalmente aceitos, os

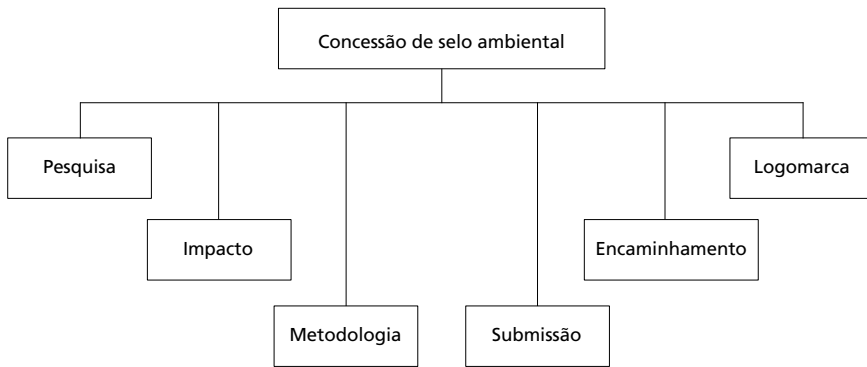
quais permitem revestir a proposta com âncora técnica e científica, adotando-se uma logomarca ou um selo ambiental para os produtos ou serviços fornecidos pelos ativos naturais.

Os parâmetros diferenciadores – uso de energia, toxicidade etc. – são utilizados para definir os critérios de atribuição do rótulo ambiental. Definidos os requisitos, as empresas interessadas em participar submetem os seus produtos para a realização de ensaios e verificações, de modo a assegurar a conformidade do produto aos critérios. Se aprovados, as empresas pagam os custos da licença do uso do rótulo do programa por um período definido (BRASIL, 2002).

Na maioria dos programas de rotulagem, os critérios usados para determinar a elegibilidade de um produto para o selo são feitos de modo que apenas uma minoria – aproximadamente 20% – dos produtos da categoria consiga obter o selo. Isto estimula o setor produtivo a se esforçar continuamente a melhorar suas práticas ambientais, já que os critérios se tornam gradualmente mais rigorosos, à medida que a tecnologia avança e permite meios de produção menos impactantes ao meio ambiente (WELLS, 2006).

A figura 1 apresenta as fases para construção e adoção do selo ambiental, o qual para ser implantado necessita de estudos técnicos e científicos, quais sejam: *i) pesquisa de implantação* – visa identificar a família de produtos e serviços e gerar uma valoração do balanço termodinâmico de troca de matéria e energia; *ii) análise dos impactos ambientais* – propiciará a avaliação dos impactos ambientais das trocas de matéria e de energia entre o sistema de produção e o ambiente natural; *iii) metodologia de critérios* – são adotados os critérios para a concessão do rótulo ambiental. É necessária uma clara definição dos aspectos metodológicos de avaliação da conformidade e da tecnologia disponível, contemplando o uso do recurso natural e a relevância para a população local, nacional, regional e global, com vista a atingir a excelência ambiental; *iv) submissão à consulta pública* – consiste em submeter à opinião da sociedade a fim de obter consenso em relação à adoção de boas práticas ambientais; comitê de aprovação, em que exercerá o papel de julgamento e encaminhamento das proposições estudadas, julgadas e submetidas ao público alvo; *v) encaminhamento de critérios* – consiste na aprovação pela ABNT dos critérios acordados para a concessão do selo ambiental; e *vi) revisão de critérios da logomarca ambiental* – refere-se aos aspectos metodológicos para a revalidação e continuação no uso da logomarca ou do selo ambiental já concedido.

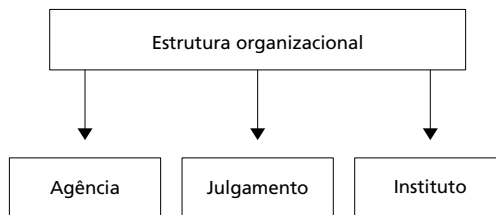
FIGURA 1
Proposta de selo ambiental para os ativos naturais



Fonte: Ipea.

Esse processo de concessão e avaliação de rotulagem, logomarca ou selo ambiental tem uma proposição de distribuição de tarefas, as quais são alocadas organizacionalmente, em que uma agência (A) previamente escolhida é responsável pela etapa da pesquisa, do impacto e da metodologia; uma comissão julgadora (J) constituída de notáveis conhecedores da biodiversidade nacional é formada, cuja incumbência é fazer o julgamento dos critérios e conceder o selo; e um instituto técnico (I), com o objetivo de assessoramento quanto a submissão de consulta pública, encaminhamento de critérios aos órgãos competentes e revisão de critérios de concessão de logomarca ou selo concedido (figura 2).

FIGURA 2
Modelo organizacional para a concessão do selo



Fonte: Ipea.

9 LIMITAÇÕES NO USO DE PROGRAMAS DE ROTULAGEM AMBIENTAL¹⁰

O mecanismo de rotulagem ambiental, embora venha ganhando espaço e se multiplicando rapidamente em diversos selos pelo mundo, não é isento de críticas. Estudos realizados têm mostrado que muitos programas de rotulagem não vêm obtendo êxito devido a limitações e efeitos adversos em seu desenvolvimento, tais como:

1. Dificuldade de estabelecer critérios objetivos e cientificamente aceitos que identifiquem produtos “ambientalmente amigáveis” em uma dada categoria.

A falta de padrões ou definições claras de critérios ambientais dificulta a adoção da rotulagem ambiental por parte das empresas. Muitas vezes se considera apenas um atributo do produto para considerá-lo “verde”. Por exemplo, o papel pode ser certificado por ser originado de uma floresta plantada sustentavelmente, ignorando-se a utilização de cloro no branqueamento ou a emissão de gases de efeito estufa. Ou seja, a declaração pode ser verdadeira no atributo ressaltado, mas pode “distrair” o consumidor do maior impacto ambiental da categoria como um todo. Cigarros orgânicos – que continuam causando grandes malefícios à saúde – podem ser outro exemplo neste sentido, assim como veículos divulgados como eficientes no consumo de combustível, mas que acabam por estimular o transporte individual, muito mais impactante do que o coletivo.

Atualmente, há uma proliferação de esquemas de rotulagem baseados em diferentes critérios e exigências. A questão é complexa, já que reduzir o impacto ambiental em uma categoria pode significar aumentar o impacto em outra. O papel reciclado, por exemplo, pode implicar em mais efluentes tóxicos na água – oriundos da tinta. Um produto pode ter um baixo consumo de energia, mas uma emissão de resíduos sólidos relativamente grande; outro pode gerar poucos resíduos sólidos, mas causar uma maior poluição da água em seu processo de fabricação. Estes produtos podem receber diferentes rótulos ambientais, baseados, cada qual, em um atributo específico. Por qual destes produtos o consumidor deveria optar?

Por outro lado, a avaliação integrada da totalidade dos variados aspectos de um produto em relação ao meio ambiente (Avaliação do Ciclo de Vida) é complexa, demanda extensos bancos de dados e monitoramento e, mesmo assim, pode incluir aspectos subjetivos e conflitantes ao se comparar os produtos.

10. Além dos autores referenciados, esta seção se baseou, em seus aspectos gerais, em Cempre (2008) e Erskine e Collins (1997).

2. Os selos verdes levam os consumidores a procurar símbolos e não os informam a respeito dos aspectos ambientais específicos dos produtos que compram.

A consciência sobre o significado da rotulagem ambiental ainda é baixa entre consumidores e mesmo revendedores, particularmente em países em desenvolvimento, que carecem de campanhas educativas neste sentido.

Os programas não encorajam os consumidores a se informarem a respeito das características dos produtos, sobre a complexidade das questões ambientais e tampouco a respeito do que podem fazer, como indivíduos, para melhorar seus hábitos de uso e disposição final dos produtos.

O consumidor comum muitas vezes não tem tempo ou conhecimento suficiente para julgar um produto por meio de um selo, desta forma, muitas vezes não compreendem as informações ambientais divulgadas pelos rótulos devido à sua complexidade ou falta de clareza, o que pode levar à relutância em adquirir o produto.

Em pesquisa feita sobre a rotulagem de produtos com ingredientes geneticamente modificados (GM) nos Estados Unidos, verificou-se a baixa resposta, em termos de maior interesse por produtos rotulados como “livres de organismos geneticamente modificados”. A razão disto foi a constatação de baixos níveis de conhecimento e, conseqüentemente, preocupação por estas questões. Concluiu-se que, sem uma campanha de esclarecimento sobre os potenciais riscos de alimentos GM, um programa de rotulagem neste sentido seria prematuro ou inútil, pois os consumidores tenderiam a ficar indiferentes à rotulagem devido à dificuldade de fazer uma escolha consciente (HESLOP, 2006).

3. Os selos verdes criam barreiras comerciais no comércio internacional.

A rotulagem pode servir como medida protecionista criando barreiras comerciais, principalmente no comércio internacional. A formulação dos critérios pode se dar de forma arbitrária, realçando preferencialmente parâmetros ambientais alcançados com maior facilidade pelos produtos domésticos da parte interessada em propor o rótulo ambiental. Em consequência, estes critérios não refletem a diversidade global das questões e práticas ambientais e tendem a estimular a discriminação contra produtos de fora do país ou da região, beneficiando estritamente consumidores do local no qual foi desenvolvido o programa de rotulagem.

Os requisitos quanto a métodos de produção desconsideram as diferenças inerentes a cada país – por exemplo, peculiaridades climáticas, níveis de poluição existentes, matriz energética – e podem ser tão estritos ao ponto de somente o país formulador ter a possibilidade de obter o selo, por exigir uma tecnologia ou um processo específico, excluindo, principalmente, as empresas de países em desenvolvimento que carecem destas tecnologias. Ressalta-se, ainda, que as pequenas e micro empresas são as que têm mais dificuldades em se adaptar a novas tecnologias. A discriminação a métodos de produção de outros países não pode ser considerada razoável, pois a utilização de um recurso natural em um determinado país pode ser muito prejudicial, enquanto em outro, não apresenta um grande impacto (DIAS, 2008).

A Avaliação do Ciclo de Vida, regulamentada pela ISO 14025, já vem sendo exigida por muitos importadores, sendo que antes, se fosse pedido o estudo de ACV, a Organização Mundial do Comércio (OMC) proibiria esta exigência, por considerar a ação como barreira técnica.¹¹

Como exemplo de barreiras e dificuldades de exportação decorrentes dos programas de rotulagem, Wells (2006) menciona que os exportadores brasileiros, norte-americanos e canadenses de celulose e têxteis, por exemplo, enfrentaram grandes dificuldades, na década de 1990, para participar de processos de consulta e saber como os concorrentes europeus obtinham selos. Outro exemplo mencionado pelo autor é o de uma grande exportadora brasileira que, em 2002, ajustou todo o seu processo fabril para se adequar a um dos principais selos europeus. Quando comunicou que estava pronta, o programa informou que havia criado mais uma exigência para o selo, a qual a empresa demoraria anos para cumprir.

Para evitar este problema, três pontos críticos devem ser observados para que um programa de rotulagem não se constitua em barreira ao livre comércio: *i*) acessibilidade – o acesso de empresas nacionais ou estrangeiras para obter o rótulo deve ser igual, sem obstáculos à candidatura de produtos estrangeiros; *ii*) transparência – a possibilidade de envolvimento dos participantes em todas as etapas do processo – desde escolha de critérios até a gestão do programa – deve estar aberta à participação nacional e estrangeira, com igualdade de tratamento; e *iii*) considerações sobre as especificidades do ciclo de vida do produto em cada região – como visto, é neste item que se deve tomar as maiores precauções,

11. O Acordo sobre Barreiras Técnicas ao Comércio (TBT) da OMC prevê mecanismos para assegurar que normas, regulamentos técnicos e procedimentos de avaliação de conformidade não se constituam em obstáculos desnecessários ao comércio internacional.

evitando-se que os critérios acabem por privilegiar a tecnologia adotada em um país em particular, em detrimento de outros (BRASIL, 2002).

4. Os consumidores não conseguem distinguir a autorrotulagem do uso de rótulos certificados por terceiros.

Como visto, na rotulagem é possível o uso de selos e rótulos não certificados por terceiros – a chamada autorrotulagem. Os consumidores não têm clareza para distinguir aqueles produtos que passaram por critérios e testes para receber um selo certificado e aqueles que afirmam, por conta dos próprios produtores ou fabricantes, estar contribuindo de alguma forma para o meio ambiente.

Muitas vezes, as autodeclarações são utilizadas como forma de *marketing ambiental* por empresas, sem que se explicitem possíveis vantagens ambientais do produto frente aos similares. Alguns produtos contêm declarações que podem até ser verdadeiras, mas são irrelevantes, ou seja, não são úteis para os consumidores tomarem sua decisão na busca de produtos ambientalmente preferíveis. “Livre de CFC” é um exemplo comum, já que é um apelo frequente apesar do fato de que os CFCs já estão banidos por lei. Outros símbolos utilizados já são obrigatórios, tais como os informativos quanto ao uso e descarte, que chamam atenção, por exemplo, para a necessidade de se direcionar a embalagem pós-consumo para o destino adequado, a lata do lixo.

O uso do símbolo de reciclagem (anel de Mobius) é outro exemplo de autodeclaração ou autorrotulagem recorrente. Usado de forma ampla em muitos produtos, esses símbolos não indicam com clareza se o material usado *foi feito a partir* de material reciclado ou *se pode ser* reciclado.¹² No entanto, a norma ISO 14021 estabelece que para a empresa dizer que o produto é reciclável, ela precisa comprovar que ele está sendo efetivamente coletado e reciclado em uma escala razoável. Não basta dizer que o produto *poderia* ser reciclado se utilizada a tecnologia apropriada ou que está sendo coletado em outros mercados no exterior.¹³

Na Europa, há uma preferência por programas tipo I, atestados por terceiros, pois se considera que os selos devem ser verificados de forma independente e utilizar padrões pré-estabelecidos de referência. Já em países como

12. A ISO estabeleceu que para se indicar que o produto é *reciclável* (pré-consumo) utiliza-se o símbolo vazado. Para indicar conteúdo *reciclado*, utiliza-se o símbolo preenchido, com a indicação de quanto do produto veio de resíduos pós-consumo, em porcentagem.

13. O uso de símbolos para identificação de materiais – plástico, vidro e metal – também não constituem declarações ambientais – servem apenas para orientar a tarefa dos recicladores – e não estão sujeitos às condições de provar reciclabilidade (WELLS, 2006).

os Estados Unidos, há uma boa aceitação por parte da população das autodeclarações (selos tipo II), já que existe um grande controle e punição por parte do governo americano em relação a declarações enganosas.¹⁴ Considera-se que há maior transparência neste processo, pois o consumidor pode confrontar diretamente o fabricante para verificar a veracidade da alegação. No caso de um selo verde, essa contestação é mais difícil, pois se entra na discussão de quem definiu os critérios. Os que defendem as autodeclarações também argumentam que ela não cria barreiras comerciais no mercado internacional e é uma forma mais clara de comunicar, já que o símbolo ou mensagem utilizados dizem exatamente do que se trata, por exemplo, *papel reciclado*. Já um selo de um programa de rotulagem atesta que o produto é *ambientalmente superior*, mas o consumidor não fica informado de quais aspectos estão sendo considerados (WELLS, 2006).

Outro fator a ser considerado, é que a simples ausência de rótulos ambientais nos produtos não permite distinguir aqueles que foram submetidos a programas de rotulagem, mas falharam em atingir os critérios estabelecidos, daqueles que não foram submetidos a um programa de rotulagem, mas podem ser ambientalmente adequados.

5. Preço mais alto dos produtos.

O esforço para adaptar o processo produtivo aos critérios e padrões estabelecidos para a certificação ou rotulagem geralmente redundam em aumento de custo para as empresas. Além disso, existe um custo para a obtenção e manutenção dos selos em programas reconhecidos, tais como taxa de inscrição, taxas anuais, custos de testes, vistorias e auditorias, pois os programas envolvem inspeções no local das instalações, sendo este custo assumido pela empresa candidata. Tudo isto tende a se refletir, conseqüentemente, no preço dos produtos. Desta forma, o número de consumidores que podem ou desejam pagar por produtos *verdes* tende a ser reduzido em relação ao mercado de produtos *tradicionais* (DIAS, 2008; BLEDA; VALENTE, 2009).

10 A ROTULAGEM AMBIENTAL NO BRASIL

Em 1993 o Brasil estabeleceu seu primeiro programa de rotulagem ambiental, desenvolvido com base nas experiências de programas mundiais pela Associação Brasileira de Normas Técnicas,¹⁵ representante da ISO no Brasil. Em 1999, a

14. A Comissão Federal de Comércio (Federal Trade Commission) possui normas sobre declarações ambientais desde 1992 e faz uma forte fiscalização sobre o assunto.

15. Entidade privada, sem fins lucrativos, fundada em 1940 e reconhecida pelo governo como fórum nacional de normalização técnica voluntária. É credenciada pelo Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial (Inmetro) para a certificação de sistemas de qualidade, sistemas de gestão ambiental e diversos produtos e serviços.

ABNT criou o Comitê Brasileiro de Gestão Ambiental – ABNT/CB-38, que participa na discussão e desenvolvimento das normas ISO 14000 a nível internacional e na tradução e publicação das normas brasileiras correspondentes.

O programa desenvolvido pela ABNT – Qualidade Ambiental – tem as seguintes características: é voluntário, de terceira parte, positivo e concedente do selo de tipo I, o selo de aprovação, baseado em critérios múltiplos. O programa leva em consideração duas diretrizes básicas: ser desenvolvido de forma adequada à realidade brasileira e ser compatível com modelos internacionais, com o objetivo de auxiliar os exportadores brasileiros na superação de eventuais barreiras técnicas. Ainda que os programas sigam estruturas diferentes em cada país, a essência da atividade permanece inalterada, qual seja, a de contribuir para a confiabilidade no comércio interno ou externo, por meio de instituições internacionalmente reconhecidas (ABNT, 2009; GUÉRON, 2003).

Após um período de interrupção, o programa de Qualidade Ambiental da ABNT vem sendo reativado. O programa avança de acordo com a demanda da sociedade para estabelecimento de critérios de rotulagem ambiental para uma determinada categoria de produtos.

A ABNT vem focando, principalmente, nos setores mais demandados pelo mercado exportador, tais como: papel, cosméticos, tintas, meios de hospedagem, calçados, têxteis, monitores, lâmpadas e detergentes. Já existem critérios¹⁶ desenvolvidos para os setores de couro e calçados¹⁷ – em revisão – e de higiene pessoal. Estão em andamento critérios para os setores de tecidos e pneus reformados. Uma vez que um fornecedor solicita a concessão do rótulo, a ABNT executa as atividades de avaliação da compatibilidade dos produtos aos critérios estabelecidos. Em seguida, um comitê técnico avalia se o rótulo deve ou não ser atribuído ao produto (ABNT, 2009).

Além do programa estabelecido pela ABNT com base na ISO, houve na última década um crescimento significativo de selos verdes no Brasil estabelecidos por outras certificadoras independentes. Vem sendo largamente utilizados pelo mercado brasileiro, por exemplo, selos referentes à agricultura orgânica – estima-se que existam mais de 20 selos deste tipo no mercado brasileiro. Os dois principais são os da Associação de Agricultura Orgânica (AAO) e o do Instituto Biodinâmico (IBD) (FAVERIN, 2009; WELLS, 2006).

16. Ressalta-se que os critérios devem ser revisados periodicamente, em função de diversos fatores, como: novas tecnologias, novos produtos nas categorias, novas informações ambientais e alterações do mercado.

17. Embora os requisitos da ABNT já tenham sido desenvolvidos para o setor de couros, não há demanda significativa dos consumidores, no mercado interno ou externo, por couros “ecológicos”. O mercado externo está mais interessado no conforto e, por isso, para o setor de calçados de couro foi criado o selo conforto pela Associação Brasileira de Calçados – Abicalçados. Logo não há incentivos econômicos para reduzir a poluição na fase de curtume, que no Brasil é altamente poluente e, conseqüentemente, não houve interesse significativo dos setores industriais brasileiros em obter o selo da ABNT (GUÉRON, 2003).

Em muitos casos, as empresas brasileiras têm procurado diretamente a certificação internacional para suprir a falta de alternativas brasileiras. Por exemplo, o Leadership in Energy and Environmental Design (LEED), sistema norte-americano de certificação de construções sustentáveis, já vem sendo utilizado no país. O programa estabelece normas referentes à redução do uso de água, *performance* de energia e prevenção da poluição na construção, entre outras. No Brasil, o programa gerenciado pelo Green Building Council Brasil incorporou, também, critérios relativos à acessibilidade, incentivo ao aquecedor solar e medição individualizada de água e de luz. Cerca de 140 edificações requereram a certificação no país até 2009 (FAVERIN, 2009).

10.1 Iniciativas governamentais

O Ministério do Meio Ambiente (MMA) lançou em 2002 as bases para o trabalho do Programa Brasileiro de Rotulagem Ambiental com o objetivo de contribuir para o aumento da demanda por produtos com menor impacto ambiental (BRASIL, 2002). O programa também pretendia coordenar e articular as iniciativas brasileiras de rotulagem ambiental por meio de um comitê gestor criado com esta finalidade. Contudo, esta última iniciativa não apresentou muitos avanços nos últimos anos. A partir de 2009 o MMA vem buscando, por meio da implementação do Plano de Ação para a Produção e Consumo Sustentável (BRASIL, 2008) retomar a questão, dando maior incentivo à prática da rotulagem no país.

O Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior (MDIC) está desenvolvendo, desde 2006, um projeto de cooperação com o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (Pnuma) e a União Europeia visando estimular no Brasil a obtenção do selo verde europeu Ecolabel, buscando aumentar a competitividade de produtos de exportação brasileiros para a Comunidade Européia, visto que, até o momento, nenhum produto nacional possui o Ecolabel. O projeto pretende, também, desenvolver roteiros para o reconhecimento mútuo de programas nacionais de rotulagem ambiental, além de estimular a sustentabilidade ambiental dos processos produtivos e promover a demanda de produtos certificados no país. O setor escolhido como prioritário para ser trabalhado é o de papel e celulose, devido às exportações significativas para a União Europeia e à relevância do setor para o Brasil (JULIANI, 2010). Contudo, ressalta-se que o Brasil, ao apoiar a implementação de programas de rotulagem ambiental baseados nos países desenvolvidos deve buscar, nesse processo, garantir que as peculiaridades e características ambientais locais sejam consideradas e que os parâmetros e requisitos exigidos sejam adaptados à nossa realidade.

Outra importante iniciativa governamental é a recente medida do governo federal, que começa a usar seu poder de compra para estabelecer critérios de sustentabilidade ambiental nas suas aquisições (box 1).

BOX 1

Crítérios de sustentabilidade para compras públicas¹⁸

Uma instrução normativa (IN) do Ministério do Planejamento (IN SLTI/MPOG nº 1 de 19 de janeiro de 2010) definiu regras para compras governamentais sustentáveis que envolvem os processos licitatórios de contratação de bens, serviços e obras públicas. As compras públicas sustentáveis devem considerar critérios ambientais, além dos econômicos e sociais, em todos os estágios do processo de contratação, transformando o poder de compra governamental em um instrumento de proteção do meio ambiente.

O Estado, enquanto grande consumidor de bens, serviços e obras, passará a dar um exemplo positivo, sensibilizando os demais consumidores sobre as implicações ambientais e sociais associadas aos diferentes tipos de compras e reafirmando o comprometimento com empresas que possuam boas práticas em relação ao meio ambiente. A medida deve impactar o mercado, induzindo à adoção de processos produtivos menos poluentes por parte do setor industrial e produtivo, já que o setor público é um dos principais compradores do país, respondendo por cerca de 10% a 15% do PIB. O governo federal, sozinho, contratou quase R\$ 50 bilhões em 2009.

As contratações públicas sustentáveis abrangem uma grande diversidade de áreas, tais como a aquisição de computadores verdes, móveis de escritório feitos de madeira certificada, uso de papel reciclável, transporte público movido a energia mais limpa, alimentos orgânicos para as escolas e eletricidade produzida por fontes de energia renováveis. A medida pode impulsionar, ainda, a aquisição de produtos que tenham selos verdes ou certificação ambiental.

A instrução normativa também prevê, no caso das obras públicas, a utilização de materiais reciclados, reutilizáveis e biodegradáveis e redução da necessidade de manutenção, além do uso de energia solar. De agora em diante, as obras públicas serão elaboradas visando a economia da manutenção e operacionalização da edificação, redução do consumo de energia e água, bem como a utilização de tecnologias e materiais que reduzam o impacto ambiental. Outra exigência é a comprovação da origem da madeira para evitar o emprego de madeira ilegal na execução da obra ou serviço.

É um importante avanço que amplia o conceito de contratação mais vantajosa nas licitações públicas para abranger a aquisição de produtos mais favoráveis ao meio ambiente, ainda que, eventualmente, não seja o menor preço disponível no mercado quando comparado com o de produtos convencionais, de maior impacto ambiental. A vantagem está no fato de que os produtos sustentáveis são mais baratos no longo prazo – reduzem os gastos do Estado com políticas de reparação de danos ambientais, têm maior durabilidade, menor consumo de energia e materiais, e incentivam o surgimento de novos mercados e empregos verdes, gerando renda e aumento de arrecadação tributária.

O primeiro passo do governo federal para a implantação da IN será o de identificar os bens, serviços e obras mais adquiridos para analisar a viabilidade de adotar exigências de sustentabilidade nas licitações futuras, optando por produtos equivalentes que causem menor impacto ambiental e tenham maior eficiência energética. Também devem ser exigidas práticas sustentáveis nas execuções dos serviços e obras.

18. Com base em Santos Neto (2010) e disponível em: <<http://cpsustentaveis.planejamento.gov.br>>. Acesso em: 20 abr. 2010.

Um exemplo de selo que promove um comportamento favorável ao meio ambiente e que conta com o apoio governamental no país é o selo Procel de conservação de energia, coordenado pelo Ministério de Minas e Energia (MME) (box 2).

BOX 2

Selo Procel

O selo Procel de conservação de energia, instituído em 1993, é um produto do Programa Nacional de Conservação de Energia Elétrica, coordenado pelo Ministério de Minas e Energia, com sua secretaria-executiva mantida pelas Centrais Elétricas Brasileiras S/A (Eletrobras). O processo conta com a parceria do Inmetro na avaliação dos produtos.

O Procel pode ser considerado bem-sucedido por abranger uma variedade de produtos do mesmo gênero. Assim, o consumidor tem condições de comparar e decidir, fazendo uma análise entre o custo do produto e seu custo em consumo energético.

O selo Procel busca orientar o consumidor no ato da compra, indicando os produtos que apresentam os melhores níveis de eficiência energética dentro de cada categoria, proporcionando assim economia na sua conta de energia elétrica. A adesão das empresas é voluntária, mas tem sido crescente, visto que o consumidor brasileiro já busca habitualmente esta informação nos produtos, especialmente em itens de maior consumo. Atualmente existem 22 categorias de produtos, tais como refrigeradores, lâmpadas, aparelhos de ar-condicionado e sistemas de aquecimento solar.

Estima-se que foram poupados 28,5 bilhões de kw/h, por meio da mudança de hábitos de consumo de energia e água e da implantação de ações de eficiência energética. Esta energia economizada é suficiente para atender ao consumo de 16 milhões de residências durante um ano inteiro. Considera-se que o selo vem contribuindo também para o desenvolvimento tecnológico de produtos mais eficientes, tanto do ponto de vista tecnológico como ambiental (ELETROBRAS, 2010).

10.2 A certificação florestal no Brasil

Um setor particularmente importante para o Brasil é o da *certificação florestal*. Com uma área florestal de cerca de 544 milhões de ha, o Brasil é um dos países mais importantes no mundo em termos de floresta tropical. Além disso, o país é o maior consumidor de madeira tropical no mundo. Contudo, a contribuição das exportações brasileiras para o total das exportações de produtos madeireiros no mundo fica em torno de 3%. Considera-se que um dos motivos da baixa participação do mercado madeireiro brasileiro no mercado internacional é a barreira imposta pela certificação florestal, que vem sendo exigida por muitos países importadores e buscada por muitas empresas brasileiras, a fim de não perderem a competitividade nos mercados emergentes (SPATHELF *et al.*, 2004).

A certificação florestal¹⁹ é um processo voluntário, no qual a organização busca, por meio de avaliação por terceiros, garantir que seu produto tem origem em florestas manejadas adequadamente quanto aos aspectos ambiental, social e econômico. Existem dois tipos de certificação: a de *manejo florestal* propriamente dita e a da chamada *cadeia de custódia*, que se aplica aos produtores que processam a matéria-prima. O processo de certificação, em geral, requer um monitoramento periódico e uma renovação a cada cinco anos. Os custos consistem nos gastos para a auditoria e para a adequação aos padrões do sistema da organização de certificação. Estima-se que a área total de florestas no mundo é de 3.952 milhões ha, sendo que apenas 8% (294 milhões ha) encontra-se certificada (CERFLOR, 2009).

Existem, atualmente, duas grandes certificadoras florestais reconhecidas internacionalmente e atuantes no Brasil: a Forest Stewardship Council (FSC), que no Brasil se tornou o Conselho Brasileiro de Manejo Florestal,²⁰ fundado em 1993, hoje sediado no México e o Programme for the Endorsement of Forest Certification Schemes (PEFC), fundado em 1998 e representado no Brasil pelo Programa Brasileiro de Certificação Florestal (Cerflor).

O PEFC²¹ é atualmente o selo florestal mais aceito e com a maior área certificada no mundo, contando com cerca de 221 milhões de hectares. Menos de 0,5% desta área está no Brasil. O PEFC funciona como um conjunto de sistemas de certificação de diferentes países. O programa não estabelece um procedimento único para certificação, mas busca fornecer uma estrutura para o desenvolvimento do reconhecimento mútuo de esquemas nacionais e subnacionais de certificação florestal locais, de acordo com requisitos comuns, internacionalmente aceitos, de manejo sustentável de florestas. Além de certificar o manejo da floresta, o sistema PEFC possui a chamada certificação da cadeia de custódia, que garante a identidade do produto florestal em toda etapa do processamento.

O PEFC geralmente atua nos países com apoio governamental. O Brasil participa do PEFC por meio do sistema Cerflor, apoiado pelo Inmetro. O Cerflor filiou-se ao PEFC em 2002 e obteve o reconhecimento internacional em 2005²² (CERFLOR, 2009).

19. Cumpre distinguir a madeira certificada da chamada madeira legal. A última atende aos critérios estabelecidos por lei quanto à produção e transporte. Já a madeira certificada vai além destes requisitos, atestando que esta tem sua origem em um manejo controlado e sustentável.

20. ONG independente e sem fins lucrativos, reconhecida como uma Organização da Sociedade Civil de Interesse Público (OSCIP) e com cadastro no Cadastro Nacional de Entidades Ambientalistas (CNEA).

21. Disponível em: <<http://www.pefc.org>>. Acesso em: 25 mar. 2010.

22. O programa Cerflor se baseia nos seguintes princípios: *i*) cumprimento à legislação; *ii*) racionalidade no uso dos recursos florestais a curto, médio e longo prazo; *iii*) zelo pela diversidade biológica; *iv*) respeito às águas, ao solo e ao ar; e *v*) desenvolvimento ambiental, econômico e social das regiões em que se insere a atividade florestal.

O FSC possui uma área menor certificada – aproximadamente 127 milhões de ha no mundo – mas está disseminado em um número maior de países – está presente em 79 países, enquanto o PEFC atua em 37 países. O Brasil possui, hoje, a quinta maior área de florestas certificadas pelo FSC no mundo, com 4,7 milhões de hectares. As florestas podem ser naturais ou plantadas, públicas ou privadas. O FSC é não governamental e conta com o apoio de organizações não governamentais (ONGs) internacionais – WWF e Greenpeace – e possui em seu conselho deliberativo no Brasil algumas ONGs brasileiras e empresas de papel e celulose.²³

Uma questão-chave que se levanta é se a certificação representa um instrumento efetivo para diminuir a pressão e os efeitos negativos da exploração ilegal de madeira em florestas naturais. Observa-se no Brasil, como em outras partes do mundo, a dificuldade de se inserir pequenos proprietários no processo de certificação (SPATHELF, 2004). Além disto, em muitos casos, as florestas nativas vêm sendo substituídas pelas chamadas “florestas plantadas” certificadas. Neste sentido, o Movimento Mundial pela Proteção das Florestas Tropicais realizou uma crítica contundente aos procedimentos do FSC por considerar que este vem promovendo a plantação de grandes monoculturas de espécies exóticas por empresas industriais – principalmente de eucalipto –, as quais não podem ser consideradas “florestas”, no mesmo sentido de uma floresta nativa, com sua biodiversidade intrínseca (MMFT, 2003). De fato, observa-se no Brasil, como em outras partes do mundo, a dificuldade de se inserir pequenos proprietários e o manejo comunitário em florestas nativas no processo de certificação florestal.

11 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A rotulagem ambiental constitui-se em um importante instrumento de implementação de políticas de desenvolvimento sustentável que permite alterar de forma voluntária, métodos de produção e de consumo. Ela permite aos consumidores – sejam eles cidadãos comuns, o governo ou as próprias empresas – o poder de influenciar, com suas escolhas, o comportamento ambiental do setor produtivo.

Quando bem utilizada, a rotulagem tem grande potencial para orientar os consumidores na aquisição de produtos menos impactantes ao meio, tais como os recicláveis, os orgânicos, os mais econômicos no uso de energia e aqueles que utilizam refis ou menor quantidade de matéria-prima. Quando mal utilizada, porém, a rotulagem pode se resumir a um *marketing* verde para conquistar mercados ou colocar obstáculos aos competidores – no caso das barreiras para exportação.

Para evitar problemas em sua utilização, a rotulagem é uma ferramenta que precisa ser fiscalizada, como aponta Wells (2006), não apenas em programas de

23. Disponível em: <<http://www.fsc.org.br>>. Acesso em: 5 mar. 2010.

autorrotulagem (tipo II), mas também nas declarações de terceira parte (tipo I), visando “checar aqueles que checam”. O autor lembra que no Brasil, o Programa de Orientação e Proteção ao Consumidor (Procon), com o Código de Defesa do Consumidor, tem um papel importante na proteção contra declarações enganosas, assim como o Conselho Nacional de Autorregulamentação Publicitária (Conar).

Além disso, a criação de uma infraestrutura no país para o desenvolvimento de programas de rotulagem e certificação próprios e a busca do reconhecimento mútuo entre os programas brasileiros e internacionais – equivalência dos diferentes rótulos ambientais – têm sido apontados como mecanismos fundamentais para evitar potenciais efeitos negativos de programas de rotulagem, principalmente no que se refere às exportações (GUÉRON, 2003).

Como foi dito, a rotulagem baseia-se em um tripé composto por três atores principais: órgãos governamentais, setor produtivo e consumidores. Nestas considerações finais apresentamos uma análise sintética relativa ao papel destes atores no desenvolvimento da rotulagem no Brasil.

Quanto às *indústrias e setor produtivo*, percebe-se que o principal “chamariz” para as empresas brasileiras se engajarem em programas de rotulagem tem sido, sem dúvida, o comércio internacional, devido à competitividade e à crescente exigência do consumidor estrangeiro. Em relação aos principais produtos brasileiros exportados – como madeira e seus subprodutos (papel e celulose), têxteis, produtos de couro e calçados – já existem requisitos ambientais nos programas de selo verde em países desenvolvidos que podem se constituir em *barreiras técnicas* aos produtos considerados fora dos padrões estabelecidos. Dessa forma, prevê-se que a busca de adequação aos padrões ambientais sobre processos e métodos de produção torne-se uma importante preocupação para as empresas nacionais.

As empresas brasileiras vêm buscando se adaptar a essa realidade investindo em maior eficiência ambiental e procurando se informar sobre procedimentos como gestão ambiental, rotulagem e Avaliação do Ciclo de Vida dos produtos. A rotulagem ambiental pode trazer para as empresas inúmeros benefícios, tais como a redução de desperdícios, o aumento da receita, a visibilidade e a diferenciação no mercado e o aumento das possibilidades de exportação. Na medida em que a crise econômica representa um momento de dificuldades e risco para a sobrevivência de algumas empresas, o mesmo cenário pode estimular o crescimento e o aprendizado para outras, que a enxergam como uma oportunidade para a inovação e a conquista de nichos de mercado diferenciados, como um fator estratégico de competitividade.

Contudo, para o processo de certificação junto a credenciadores independentes ainda é um processo caro e custoso para o setor produtivo, sobretudo para a adesão de pequenas e médias empresas. Ressalte-se que o custo maior não está

no processo de certificação aos programas de rotulagem ou mesmo na manutenção do selo – pagamento da taxa anual –, mas no ajuste do processo produtivo para se adequar aos critérios requeridos, tais como a instalação de novos equipamentos e o cumprimento de todos os aspectos da legislação ambiental, trabalhista ou fundiária, como no caso da produção florestal (WELLS, 2006).

No que se refere aos *consumidores*, no Brasil eles talvez se constituam no elo mais frágil na cadeia necessária para a implantação efetiva de um processo de rotulagem. Primeiramente, pelo grau de conscientização, já que a maioria dos consumidores comuns não dispõe do esclarecimento necessário para fazer escolhas favoráveis ao meio ambiente em suas aquisições. A valoração de produtos que não agride ao meio ambiente também está vinculada a valores culturais e éticos, os quais se desenvolvem gradualmente.

Um requisito para o uso de rótulos ambientais é o conhecimento da sua existência, ou seja, a divulgação do mesmo – a rotulagem tem de ser conhecida pelos consumidores para ser eficaz. Os consumidores só irão alterar suas escolhas, se dispondo, na maioria das vezes, a pagar mais caro, se conhecerem o selo e confiarem que ele indica uma vantagem ambiental ao produto. Por exemplo, para que selos como o Blue Angel, que hoje possuem uma alta credibilidade entre os alemães, passassem a ser amplamente aceitos, os potenciais compradores foram expostos a muitas campanhas educativas, apoiadas pelo governo, que explicavam as vantagens comparativas dos produtos que recebiam o selo (WELLS, 2006).

Ou seja, para que o que o cenário brasileiro de rotulagem passe da fase experimental para uma implantação abrangente da prática da rotulagem, é necessário investir em campanhas voltadas para melhor compreensão do público consumidor, que permita ao cidadão fazer escolhas conscientes diante dos inúmeros aspectos ambientais a serem considerados na aquisição de um produto, que podem incluir questões complexas, como o caso dos transgênicos. Sem esta maior compreensão, dificilmente produtos com rótulos ambientais se consolidarão como um aspecto preponderante para a decisão de compra da maioria dos consumidores brasileiros. Por outro lado, a partir do momento em que a população passe a ser mais exigente quanto ao consumo de produtos não impactantes ao meio ambiente, fazendo-se valer dos direitos do consumidor, os produtos brasileiros tendem a se adaptar a esta exigência.

Em segundo lugar, mesmo quando há esta consciência por parte do consumidor – que vem se tornando crescente em alguns setores, por exemplo, quanto a alimentos com agrotóxicos – estes não dispõem do poder de compra necessário – mesmo que houvesse disposição a pagar – para fazer face ao maior custo do mercado diferenciado dos produtos “verdes”, no caso, os orgânicos. Mesmo em países desenvolvidos, como demonstram Gunne, Ulf e Biel (2004), ainda

é conflituosa a opção do consumidor entre proteger o meio ambiente e cortar despesas. Nos países em desenvolvimento como o Brasil, este conflito se acentua, já que a decisão está fortemente aliada à renda e às necessidades imediatas, o que faz com que o mercado de produtos diferenciados por sua maior qualidade ambiental ainda seja muito reduzido no país. Em suma, a maior demanda do consumidor é o principal fator para alavancar o sistema de rotulagem e fomentar a competitividade dos produtores por este tipo de mercado.

O *governo* possui um grande potencial de induzir processos produtivos mais sustentáveis. Entre as estratégias para utilizar a rotulagem ambiental como instrumento de políticas públicas estão as compras públicas sustentáveis, já que, como visto, por meio das compras públicas sustentáveis os governos criam oportunidades para inovação e a crescente melhora das tecnologias e estimulam a aplicação generalizada de práticas de produção e consumo sustentáveis em negócios públicos e privados. Neste caso, o rótulo ecológico pode ser usado para demonstrar que determinado produto ou serviço está de acordo com os critérios estabelecidos pelas licitações de compras públicas.

O apoio institucional do governo às iniciativas de rotulagem também pode contribuir para a visibilidade e legitimidade de programas considerados idôneos. Além disto, o setor público pode atuar na implementação de um sistema de regulação que permita a identificação não apenas dos produtos mais favoráveis, mas também dos mais prejudiciais ao meio ambiente – caso determinados padrões estabelecidos pelo governo não sejam atendidos, o produto receberia uma etiqueta negativa, podendo, gradualmente, serem excluídos do mercado (GUNNE; ULF; BIEL, 2004). Wells (2006) também defende que a melhor forma de comunicar o benefício de um produto para o meio ambiente seria não uma declaração simples, mas relatórios ou fichas ambientais com vários dados, possibilitando ao comprador comparar os usos de energia e materiais entre produtos – semelhante ao processo utilizado pelo governo no selo Procel.

Em síntese, a rotulagem ambiental pode se constituir em um importante instrumento na implementação de políticas públicas de meio ambiente. Para tanto, é importante que sejam aperfeiçoados os mecanismos de articulação entre os diversos órgãos governamentais envolvidos – no Brasil, poderíamos destacar o MMA, o MDIC, o Ministério de Ciência e Tecnologia (MCT) e o Inmetro – e o setor empresarial brasileiro, para que possam ser identificadas as tendências internacionais e os desafios e oportunidades para que as empresas brasileiras avancem rumo a processos produtivos mais sustentáveis.

REFERÊNCIAS

- BARBOZA, E. M. F. **Rótulos ambientais e Análise do Ciclo de Vida (ACV)**. Brasília: IBICT, nov. 2001.
- BERK, J.; BERK, S. **Administração da qualidade total**: o aperfeiçoamento contínuo, teoria e prática. São Paulo: Ibrasas, 1997.
- BLEDA, M.; VALENTE, M. Graded eco-labels: a demand-oriented approach to reduce pollution. **Technological Forecasting & Social Change**, Amsterdã, Elsevier, v. 76, número único, p. 512-524, 2009.
- BRAGA, A. S.; MIRANDA, L. C. (Org.). **Comércio e meio ambiente**: uma agenda para a América Latina e Caribe. Brasília: MMA/SDS, 2002.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). **Rotulagem ambiental**: documento base para o Programa Brasileiro de Rotulagem Ambiental. Brasília, 2002.
- _____. Ministério do Meio Ambiente (MMA). **Plano de Ação para a Produção e Consumo Sustentável**. Brasília, 2008.
- BRUNDTLAND, G. H. **Nosso futuro comum**: Comissão Mundial sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento. 2. ed. Rio de Janeiro: FGV, 1991.
- CAMPANHOL, E. M.; ANDRADE, P.; ALVES, M. C. M. Rotulagem ambiental: barreira ou oportunidade estratégica? 3. ed. **Revista eletrônica de Administração**, São Paulo, FACEF, 2003.
- COMPROMISSO AMBIENTAL PARA A RECICLAGEM (CEMPRE). **A rotulagem ambiental aplicada às embalagens**. São Paulo: Associação Brasileira para Embalagem, 2008.
- COSTANZA, R.; DALY, H. E. Natural Capital and Sustainable Development. *In*: COSTANZA, R. **Frontiers in Ecological Economics**: transdisciplinary essays. Cheltenham, UK: Edward Elgar, 1997.
- DIAS, G. M. M. Qual o critério da rotulagem ambiental? **Revista em Agronegócios e Meio Ambiente**, v. 1, n. 2, p. 279-289, maio/ago. 2008.
- DOSI, C.; MORETTO, M. Is Ecolabelling a Reliable Environmental Policy Measure? **Environmental and Resource Economics**, Dordrecht, Springer Netherlands, n. 18, p. 113-127, 2001.
- ELETROBRAS. **Programa Nacional de Conservação de Energia Elétrica** – Procel. Disponível em: <<http://www.eletronbras.com/elb/procel/main.asp#>>. Acesso em: 10 fev. 2010.

ERSKINE, C.; COLLINS, L. Eco-labelling: success or failure? **The Environmentalist**, Chicago, v. 17, número único, p. 125-133, 1997.

FAUCHEUX, S.; NÖEL, J.-F. **Economia dos recursos naturais e do meio ambiente**. Lisboa: Piaget, 1995.

FAVERIN, V. Rotulagem ambiental certifica menor impacto e conscientiza consumidores. **Revista Meio Ambiente Industrial**, São Paulo, 25 dez. 2009.

GUÉRON, A. L. **Rotulagem e certificação ambiental**: uma base para subsidiar a análise da certificação florestal no Brasil. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Coppe, Rio de Janeiro, 2003.

GUNNE, G.; ULF, D.; BIEL, A. The impact of environmental labeling on consumer preference: negative vs. positive labels. **Journal of Consumer Policy**, Dordrecht, Springer Netherlands, v. 29, n. 2, p. 213-230, 2004.

HESLOP, L. A. If we label it, will they care? The effect of GM-ingredient labelling on consumer responses. **Journal of Consum Policy**, New York, Springer US, v. 29, n. 2, p. 203-228, 2006.

HRADESKI, J. L. **Aperfeiçoamento da qualidade e da produtividade**: guia prático para implementação do controle estatístico de processo – CEP. São Paulo: McGraw-Hill, 1989.

ISHIKAWA, K. **Controle de qualidade total**: à maneira japonesa. 2. ed. Rio de Janeiro: Campus, 1993.

JULIANI, A. **Papel do governo no fortalecimento da rotulagem ambiental**. Curso de capacitação sobre rotulagem ambiental. Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior (MDIC). Brasília, 11 mar. 2010.

KOHLRAUSCH, A. K. **A rotulagem ambiental no auxílio à formação de consumidores conscientes**. 153 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2003.

LADVOCAT, G. **Programa de qualidade ambiental da ABNT – Colibri**. Curso de capacitação sobre rotulagem ambiental. Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior (MDIC). Brasília, 11 mar. 2010.

LUSTOSA, M. C.; YOUNG, C. E. F. Política ambiental. *In*: KUPFER, D.; HASENCLEVER, L. (Org.). **Economia industrial**: fundamentos teóricos e práticas no Brasil. Rio de Janeiro: Campus, 2002.

MANKIW, N. G. **Introdução à economia**: princípios de micro e macroeconomia. Rio de Janeiro: Campus, 2001.

MEADOWS, D. H. *et al.* **Limites do crescimento**. 2. ed. São Paulo: Perspectiva, 1978.

MOVIMENTO MUNDIAL PELAS FLORESTAS TROPICAIS (MMFT). **Certificando o não-certificável**: certificação pelo FSC de plantações de árvores na Tailândia e no Brasil, 2003. Disponível em: <<http://www.wrm.org.uy>>.

MOTA, J. A. **Valoração de ativos ambientais como subsídio à decisão pública**. Rio de Janeiro: Garamond, 2001.

_____. Economia, meio ambiente e sustentabilidade: as limitações do mercado onde o mercado é o limite. **Boletim Científico da Escola Superior do Ministério**. Brasília, 2004.

NAKAHIRA, E.; MEDEIROS, G. A. Rotulagem ambiental: o caso do setor cosmético. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 6, n. 2, p. 544-563, maio/ago. 2009.

NORMAS DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **Programa ABNT de Rotulagem Ambiental**. Workshop Internacional sobre Rotulagem Ambiental. Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior Brasília, 4 dez. 2009.

O'CONNOR, M. Ecological-Economic Sustainability. *In*: FAUCHEUX, S.; O'CONNOR, M. **Valuation for Sustainable Development**: methods and policy indicators. Cheltenham, UK: Edward Elgar, 1998.

PANAYOTOU, T. **Mercados verdes**: a economia do desenvolvimento alternativo. Rio de Janeiro: Nórdica, 1994.

PIGOU, A. C. The economics of welfare. *In*: NELISSEN, N.; STRAATEN, J. V. D.; KLINKERS, L. **Classics in Environmental Studies**: An Overview of Classic Texts in Environmental Studies. Amsterdam: International Books, 1997.

POMBO, F. R.; MAGRINI, A. Panorama de aplicação da norma ISO 14001 no Brasil. **Gestão da Produção**, São Carlos, v. 15, p. 1-10, 2008.

PROGRAMA BRASILEIRO DE CERTIFICAÇÃO FLORESTAL (CERFLOR). **Certificação Florestal no âmbito do Sistema Brasileiro de Avaliação da Conformidade**. Workshop internacional sobre rotulagem ambiental. Brasília, 4 dez. 2009.

SACHS, I. **Gestão negociada e contratual da biodiversidade**. Brasília, 2000. Mimeografado.

SANTOS NETO, A. M. V. **Compras governamentais sustentáveis**. Curso de capacitação sobre rotulagem ambiental. Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior (MDIC). Brasília, 11 mar. 2010.

SOLOW, R. M. Sustainability: An Economist's Perspective. *In*: STAVINS, R. N. **Economics of the Environment**. 4. ed. New York: WW Norton & Company, Inc., 2000.

SPATHELF, P. *et al.* Certificação florestal no Brasil: uma ferramenta eficaz para a conservação das florestas naturais? **Floresta**, Curitiba, v. 34, n. 3, p. 373-379, set./dez. 2004.

WELLS, C. Rotulagem ambiental. *In*: VILELA JÚNIOR, A.; DEMAJOROVIC, J. (Org.). **Modelos e ferramentas de gestão ambiental**: desafios e perspectivas para as organizações. São Paulo: Editora SENAC, 2006. 396 p.

A AUDITORIA AMBIENTAL COMO INSTRUMENTO DE POLÍTICAS PÚBLICAS NO BRASIL: ANÁLISE E PERSPECTIVAS

1 INTRODUÇÃO

A auditoria¹ ambiental (AA) é um importante instrumento que atua diretamente na relação entre o setor produtivo e o meio ambiente. Ela auxilia as empresas no conhecimento e autocontrole do seu desempenho ambiental e, quando publicada, presta informações relevantes à tomada de decisão do poder público. Portanto, pode-se considerar a auditoria ambiental como um instrumento tanto de gestão, como de controle e informação, o qual contribui para que a sociedade se torne um elemento ativo e participante no processo regulatório.

Não existe uma definição única para auditoria ambiental. Pode-se considerá-la, de forma geral, como uma ferramenta que possibilita um *retrato* instantâneo do processo produtivo, permitindo identificar pontos *fortes* e *fracos* da organização em relação ao meio ambiente (LA ROVERE, 2001). Neste processo de avaliação sistemática, a organização verifica sua adequação ou conformidade a critérios ambientais preestabelecidos, que podem ser padrões e requisitos legais, normas técnicas ou critérios definidos pela própria empresa.

Machado (2009, p. 302) conceitua a AA como: “(...) o procedimento de exame e avaliação periódica ou ocasional do comportamento de uma empresa em relação ao meio ambiente.” Já Matsumura (2005), entende o instrumento como:

(...) a realização de exames e estudos nas operações desempenhadas pela pessoa jurídica ou física, analisando-se os requisitos legais pertinentes, bem como as boas práticas ambientais, com intuito de aplicar ações corretivas/preventivas procurando com isto a eliminação/mitigação de possíveis impactos ao meio ambiente e à saúde do homem.

Por fim, a norma brasileira (NBR) da Organização Internacional para a Normalização (ISO) 14010, que estabelece os princípios gerais para as auditorias ambientais, assim define o instrumento:

(...) processo sistemático e documentado de verificação, executado para obter e avaliar, de forma objetiva, evidências de auditoria para determinar se as atividades,

1. A palavra *auditoria* tem origem no latim *auditor*, que significa aquele que ouve.

eventos, sistemas de gestão e condições ambientais especificados ou as informações relacionadas a estes estão em conformidade com os critérios de auditoria e para comunicar os resultados desse processo ao cliente (ABNT, 2004, p. 3).

A despeito da existência de diversas concepções sobre auditoria, Vilela Jr. (2006) observa alguns elementos comuns a todas as definições, quais sejam: *i*) trata-se de um processo sistemático – metódico, organizado, planejado – que segue critérios definidos; *ii*) o processo é documentado e registrado em documentos e relatórios; e *iii*) suas conclusões baseiam-se em evidências verificáveis, sendo reportadas de forma objetiva.

2 VANTAGENS E DESVANTAGENS DA REALIZAÇÃO DE AUDITORIAS AMBIENTAIS

Nas AAs, busca-se não apenas conhecer o nível de cumprimento das normas ambientais por parte do empreendedor, mas também verificar se a empresa possui uma política de gestão ambiental e se é capaz de melhorar o seu desempenho constantemente. Desta forma, as auditorias podem se constituir em uma ferramenta estratégica para as empresas avaliarem a eficiência dos sistemas de gestão e identificarem se existem passivos ambientais, para, em um segundo momento, corrigirem as imperfeições dos processos de produção, introduzindo técnicas de produção mais limpa (PIVA, 2007).

Neste sentido, as auditorias podem atender a três objetivos simultâneos: dar transparência ao mercado – o que contribui para a valoração de produtos e serviços; atender a interesses comerciais da empresa – como prestar contas aos acionistas; e contribuir para o aperfeiçoamento do processo de licenciamento ambiental, principalmente no que se refere ao acompanhamento pós-licença.

Devido ao seu caráter preventivo, as AAs podem ser consideradas bastante econômicas, quando comparadas com as possíveis multas administrativas e demais penalidades na esfera criminal e civil, que acabam por complicar e comprometer o próprio funcionamento da empresa. Além de serem ferramentas úteis para a prevenção de acidentes e consequentes danos ao meio ambiente, podem ser utilizadas para que as empresas demonstrem uma imagem positiva sobre a sua postura em relação às suas responsabilidades ambientais.

Neste sentido, Antunes (1998) afirma que as auditorias podem ser instrumentos importantes para que o Direito Ambiental não atue apenas *a posteriori*:

Aqueles que militam na área da proteção ambiental sabem, por experiências dolorosas, que a grande limitação apresentada pelo direito ambiental deriva do fato de que ele age, fundamentalmente, como instrumento de reparação de danos; isto é, a sua atuação básica está voltada para o momento após o dano. É lógico, no entanto, que existe todo um conjunto de normas e princípios voltados para a prevenção

de danos, como as auditorias. A mudança de perspectiva, isto é, a transformação do direito ambiental de um direito de reação para um direito de promoção, em grande medida, será definida pelo desenvolvimento que o instituto das auditorias ambientais tiver. (p. 119, grifo nosso).

Algumas das vantagens da aplicação da auditoria são apresentadas a seguir (MATSUMURA, 2005; SEIBT, 2007; CAMPOS; LERÍPIO, 2009):

- Identificação e registro das conformidades e das não conformidades com legislações, regulamentações e normas e com a política ambiental da empresa – caso exista.
- Redução de conflitos com os órgãos públicos responsáveis pelo controle ambiental.
- Prevenção de acidentes ambientais e com o trabalhador.
- Melhor imagem da empresa junto aos consumidores, à comunidade local e ao setor público.
- Vantagem competitiva, principalmente quanto às exportações, já que o mercado internacional vem demandando que as empresas demonstrem um bom desempenho ambiental.
- Provisão de informação à alta administração da empresa, proporcionando aos gestores subsídios para a implementação de melhorias contínuas da qualidade ambiental na empresa.
- Assessoramento à alocação de recursos – financeiros, tecnológicos, humanos – destinados à gestão ambiental na empresa.
- Avaliação e controle dos passivos ambientais da empresa, permitindo que sejam considerados em escrituração contábil.
- Redução de custos devido à minimização de resíduos gerados e de tratamento de efluentes, além do menor consumo de energia, matérias-primas e recursos naturais utilizados como insumos no processo produtivo.
- Produção e organização de informações ambientais consistentes e atualizadas do desempenho ambiental da empresa, que podem ser acessadas por investigadores e outras pessoas físicas ou jurídicas envolvidas nas operações de financiamento e/ou transações da unidade auditada.
- Facilidade na comparação e no intercâmbio de informações entre as unidades da empresa.

Não obstante as vantagens, também existem desvantagens na realização de auditorias ambientais que devem ser consideradas (OLIVEIRA FILHO, 2002):

- Requerem um gasto considerável para sua realização e manutenção.
- Exigem a alocação de empregados especializados ou a contratação de serviços de terceiros.
- Podem levar a uma falsa imagem da empresa, se não houver cautela na interpretação e divulgação dos resultados.
- Podem gerar uma sensação falsa de segurança ambiental, em especial se a auditoria for realizada de maneira incompleta ou por auditores inexperientes.

3 CARACTERÍSTICAS E MODALIDADES DE AUDITORIAS AMBIENTAIS

Como coloca Vilela Jr. (2006), dada a diversificação no uso do termo, temos hoje, com a mesma denominação abrangente de auditoria ambiental, práticas que diferem em termos de objetivos, metodologias, perfil da equipe técnica responsável, periodicidade e escopo. De acordo com o autor:

(...) há diferenças significativas de modalidade para modalidade, a ponto de caber a dúvida entre estarmos tratando de uma mesma ferramenta com múltiplas aplicações ou de múltiplas ferramentas com alguns elementos comuns (p. 165).

Inicialmente, procuraremos apresentar algumas características distintas entre as diversas modalidades de auditoria ambiental.

Quanto ao *conteúdo*, estes variam de acordo com a modalidade e os objetivos da auditoria. Matsumura (2005) destaca alguns itens a serem observados:

- Os níveis efetivos e potenciais de poluição ou de degradação ambiental provocados por atividades de pessoas físicas e jurídicas.
- As condições de operação e de manutenção dos equipamentos e sistemas de controle da poluição.
- As medidas a serem tomadas para restaurar o meio ambiente e proteger a saúde humana.
- A capacitação dos responsáveis pela operação e manutenção de sistemas, rotinas, instalações e equipamentos de proteção do meio ambiente e da saúde dos trabalhadores.

Quanto à *frequência*, as auditorias podem ser pontuais ou sistemáticas. A auditoria pontual se constitui em um acontecimento excepcional para a empresa. Consiste em um estudo de situação com um objetivo específico, podendo

dever-se a uma auditoria de acidente, auditoria de conformidade, auditoria de transferência de propriedade ou transação, ou à elaboração de um estudo de impacto ambiental. A auditoria sistemática é um processo contínuo e permanente que se insere na estratégia de gestão ambiental da empresa, permitindo reduzir o risco de impactos ambientais, melhorar a imagem da empresa, cumprir a legislação ambiental e aumentar a eficiência do processo produtivo.

No que se refere aos *requisitos* necessários para a realização de auditoria ambiental, destaca-se o monitoramento sistemático – medição das emissões e do lançamento de efluentes, registrada continuamente ou em períodos pré-determinados – como procedimento imprescindível para apoiar a sua implementação. Sem dados de monitoramento, dificulta-se uma avaliação ambiental idônea, o que transforma a auditoria em mera inspeção ambiental, que avalia as condições presentes sem abranger o período anterior (MACHADO, 2009).

Outro requisito importante refere-se à capacitação da equipe de auditores – preferencialmente, independentes –, já que as auditorias demandam recursos humanos altamente qualificados. Existem no país diversos cursos profissionalizantes disponíveis, nos quais o aluno recebe um certificado de auditor ambiental. No entanto, é importante enfatizar que, dada às constantes alterações, tanto na legislação ambiental quanto nos procedimentos de gestão ambiental, o auditor ambiental deve se capacitar de forma contínua para esta prática.

No campo governamental² o Ministério do Meio Ambiente (MMA) publicou uma Portaria Ministerial – nº 319/2003 – que estabelece os requisitos mínimos quanto a credenciamento, registro, certificação, qualificação, habilitação, experiência e treinamento profissional de auditores ambientais. A portaria especifica que o curso de formação deve ser reconhecido pelo MMA e que o organismo de certificação de auditores ambientais deve ser credenciado pelo Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial (Inmetro). Para as auditorias privadas, a NBR ISO 19011, de 2002, estabelece os requisitos para um auditor de Sistema de Gestão Ambiental (SGA) ou de Qualidade.

Quanto às principais *modalidades* de auditoria, estas podem ser classificadas, quanto à sua natureza, em dois grandes grupos: *públicas* – quando determinadas por parte dos órgãos governamentais de meio ambiente ou por atuação das entidades fiscalizadoras superiores (EFSs) – que no Brasil, correspondem aos tribunais de contas (TCs) –, em suas atividades de controle da gestão pública; e *privadas*, quando conduzidas por iniciativa das próprias empresas interessadas. A seguir, detalharemos melhor a utilização do instrumento da auditoria nestas duas grandes modalidades.

2. Para a realização das auditorias exigidas pela Resolução nº 265/2000 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama) (ver subseção 5.2.1).

3.1 Auditoria ambiental voluntária – privada

As auditorias ambientais – assim como a análise do ciclo de vida dos produtos, os SGAs, a rotulagem ambiental e a avaliação do desempenho ambiental – são instrumentos de gestão que surgiram e vêm se disseminando no campo empresarial de forma voluntária.

Na maioria dos países, a AA tem sido considerada uma atividade eminentemente voluntária das empresas, que buscam conhecer o seu desempenho ambiental e criar ferramentas para se adaptar à legislação aplicável – tal como nos Estados Unidos, no Canadá e em países da Comunidade Europeia.

A auditoria voluntária é praticada como instrumento de uso interno das empresas, geralmente como parte dos seus SGAs.³ Neste caso, as informações são obtidas por auditores internos e utilizadas para orientar a empresa nos ajustes necessários para atender às exigências da legislação ambiental e às normas de gestão ambiental adotadas por iniciativa da empresa.

Existem, também, as chamadas auditorias externas, cujas informações atendem ao público externo, ou seja, àqueles interessados no desempenho das empresas, tais como acionistas, investidores, instituições financeiras e de seguros e comunidades afetadas pela atividade. Estas auditorias são realizadas por auditores independentes externos, sendo seus resultados avaliados por terceiros, geralmente levando à emissão de uma certificação.⁴

A auditoria ambiental voluntária tem sido impulsionada pela percepção das vantagens que pode conferir às empresas a adoção de medidas que testemunhem sua “consciência ecológica”, como estratégia de concorrência. Além disso, na fusão de sociedades ou na venda de empresas, inclusive estatais, atualmente, passou-se a auditar ambientalmente para a constatação do passivo ambiental na contabilidade da empresa (MACHADO, 2009).

Os procedimentos para auditorias ambientais voluntárias foram normalizados pela ISO a partir de 1996,⁵ passando a ter reconhecimento e validade internacional e tornando-se bastante requisitados em alguns setores e mercados. A implementação

3. De acordo com a NBR – ISO 14001, um SGA é uma estrutura desenvolvida para que uma organização possa consistentemente controlar seus impactos significativos sobre o meio ambiente e melhorar continuamente suas operações e seus negócios. Segundo a norma NBR – ISO 14001, são objetivos da gestão ambiental: *i*) implementar, manter e aprimorar um Sistema de Gestão Ambiental; *ii*) assegurar-se de sua conformidade com a política ambiental definida; *iii*) demonstrar tal conformidade a terceiros; *iv*) buscar certificação/registro do seu sistema de gestão ambiental por uma organização externa; e *v*) realizar autoavaliação e emitir autodeclaração em conformidade com esta norma. Além da ISO 14001, a norma British Standards (BS) 7750, do Instituto Britânico de Normatização (IBS), também especifica os requisitos para o desenvolvimento, a implantação e a manutenção de sistemas de gestão ambiental que visem garantir o cumprimento de políticas e objetivos ambientais definidos e declarados.

4. A certificação é um instrumento de comunicação entre uma empresa e seus clientes, atestando a conformidade de produtos, processos e serviços às normas – no caso, as normas ambientais. No Brasil, é necessário que uma certificadora seja credenciada junto ao Inmetro.

5. Foram publicadas normas específicas que orientam para a prática da auditoria – ISO 14010; ISO 14011 e ISO 14012, todas de 1996. Posteriormente, estas normas foram complementadas pela norma ISO 19011, de 2002, que traz diretrizes para auditorias de Sistema de Gestão da Qualidade e/ou Ambiental (VILELA JR., 2006).

de um SGA é um dos requisitos para a obtenção da certificação no âmbito da norma ISO 14001. Uma vez implementado, o SGA da empresa deve ser periodicamente auditado para a manutenção da certificação.

Apesar dos esforços de produzir estes normativos, ainda não existem regras aceitas e princípios envolvendo muitas questões, tais como qual o conteúdo dos relatórios de auditoria, definição de indicadores e padrões genericamente aceitos, assim como o problema de coletar e analisar dados de qualidade ambiental, já que geralmente não ocorre um monitoramento sistemático dos recursos naturais por parte das empresas ou dos órgãos de meio ambiente. Além disto, existem diferentes posturas entre organismos certificadores independentes e mesmo entre auditores de um mesmo organismo. Todas estas dificuldades colocam-se como barreiras ou desculpas para que algumas empresas evitem as auditorias (DIXON *et al.*, 2005; VILELA JR., 2006).

Entre os problemas verificados nas auditorias privadas, Cantarino (2003) menciona a grande variedade de protocolos, a pouca consistência em relatórios, objetivos redundantes e ausência de garantias de que as ações corretivas indicadas estão sendo implantadas. Além disso, muitas empresas podem escolher não divulgar a informação ambiental para evitar atrair a atenção do público para eventuais problemas, o que pode impactar negativamente sua imagem e gerar problemas com as agências ambientais governamentais.

Existem diversos propósitos ou motivações para se empreender uma auditoria privada, de acordo com as necessidades e os objetivos pretendidos pelas empresas. Entre estes, podem-se destacar: desenvolver uma política ambiental corporativa; buscar conformidade legal; analisar as práticas gerenciais e as operações existentes; estimar os riscos e as responsabilidades; analisar procedimentos de resposta a emergências; melhorar a utilização dos recursos; aumentar a competitividade e criar vantagens competitivas estratégicas (CAMPOS; LERÍPIO, 2009).

De acordo com os objetivos pretendidos, existem também diferentes *tipologias* de auditoria ambiental, as quais variam de auditorias únicas a sofisticados programas, que, como visto, incluem a certificação e se desenvolvem como parte do SGA da empresa. As tipologias de auditorias variam em sua classificação de acordo com cada autor, sendo as mais comuns as seguintes (LA ROVERE, 2001; VILELA JR., 2006; CAMPOS; LERÍPIO, 2009):

1. Auditoria de conformidade legal (*compliance*)

É a mais comum. Consiste na verificação do cumprimento da legislação, das normas e diretrizes ambientais existentes. É importante que se explicita a referência a ser utilizada, que pode incluir legislações – federais, estaduais e municipais –, normas – como as da série ISO 14000 –, padrões corporativos ou diretrizes das próprias empresas.

2. Auditoria pós-acidente

Tem por objetivo determinar as causas de um acidente e avaliar danos. Em geral, é realizada paralelamente a um procedimento jurídico para apurar a responsabilidade penal ou civil. Fornece elementos tanto à procuradoria quanto à empresa, para formulação de sua defesa.

3. Auditoria de operações de fusão, absorção ou de aquisição (*due diligence*)

O principal propósito deste tipo de auditoria é o de evitar, em um processo de fusão, absorção ou aquisição de uma empresa, que esta assuma responsabilidades por eventuais riscos e passivos ambientais existentes, principalmente quanto a áreas contaminadas.

4. Auditoria de Sistema de Gestão Ambiental

É realizada em organizações que já possuem SGA, de acordo com o recomendado por normas de gestão ambiental, como a ISO 14001. Essa auditoria busca verificar todos os possíveis impactos da empresa sobre o meio ambiente, de acordo com a norma ou o modelo adotado para o SGA, geralmente visando a uma certificação conferida por certificadora independente.

5. Auditoria de desempenho ambiental ou análise crítica ambiental

Busca, em empresas que não possuem um SGA formal, realizar uma análise interna das próprias operações em relação aos objetivos e às metas estabelecidos. Uma das principais motivações é o gerenciamento de riscos, por meio de uma abordagem pró-ativa.

6. Auditorias pontuais

Constituem-se em análises críticas do desempenho ambiental em uma área específica da empresa, para tratar questões isoladas, por exemplo: aperfeiçoar a gestão de recursos; melhorar a eficiência do processo; e minimizar os desperdícios, as emissões, a geração de resíduos, o uso de energia e outros insumos.

Embora as diversas tipologias de auditoria possam diferir em algumas etapas, de acordo com seus objetivos, basicamente elas possuem as etapas de planejamento, de preparação, a realização da auditoria propriamente dita, a análise dos resultados e a emissão do relatório.⁶ Ao final do processo, devem ser verificadas possibilidades de melhoria e eventuais não conformidades que necessitem ser sanadas, buscando a melhoria contínua do desempenho ambiental das empresas auditadas.

6. A auditoria ambiental identifica, por meio de investigação documentada, fatos, procedimentos, documentos e registros relacionados ao impacto da empresa no meio ambiente, apresentando-os em *relatório de auditoria* que, em geral, traz recomendações de medidas necessárias à correção de não conformidades detectadas.

3.2 Auditoria ambiental compulsória – pública

As políticas públicas de meio ambiente vêm incorporando instrumentos de gestão ambiental inicialmente desenvolvidos e aplicados no campo da gestão empresarial, sendo a instituição da prática obrigatória de auditoria ambiental um dos instrumentos que se destacam.

Uma das principais características da auditoria pública ou governamental é a exigência legal que a torna obrigatória, ou seja, a sua execução é compulsória, independentemente da vontade da unidade auditada. Os dados coletados são divulgados e servem de instrumento de controle da atividade pelo poder público – órgãos governamentais de meio ambiente – para fiscalizar o cumprimento da legislação e das normas ambientais aplicáveis.

As auditorias públicas são realizadas pelas empresas, mas são conduzidas e determinadas pelos órgãos públicos de meio ambiente que estabelecem os critérios e a forma de execução, conforme a legislação vigente. O órgão público poderá elaborar um “termo de referência” com orientações a serem seguidas em casos concretos ou genericamente no procedimento (MACHADO, 2009).

De forma geral, as auditorias públicas têm como objetivo a fiscalização das atividades em relação à legislação ambiental aplicável, à concessão de licenças ambientais, à verificação do atendimento a condicionantes do processo de licenciamento ambiental, à quantificação e qualificação de danos, ao atendimento a demandas e cronogramas de fiscalização estabelecidos por lei e à apuração de denúncias. Estas auditorias se assemelham às auditorias privadas conhecidas como “de conformidade legal”, sendo executadas prioritariamente para constatar a adequação à legislação à qual a empresa está sujeita. A diferença básica é que nas AAs compulsórias o cliente é a sociedade, enquanto que nas de conformidade legal é a própria empresa e seus investidores ou parceiros comerciais (ZUMBACH, 2010).

Aqueles contrários à auditoria pública afirmam que os laudos exigidos pela lei seriam uma forma de as empresas produzirem provas contra si, e que, portanto, a imposição das auditorias compulsórias violaria o direito fundamental ao silêncio, previsto na Constituição Federal (CF/88) de 1988. Sustenta-se que a tarefa de fiscalizar as atividades econômicas é dever do Estado pelo exercício do poder de polícia – indelegável – e que, portanto, as empresas não deveriam ser obrigadas a realizar auditorias ambientais (PIVA, 2007).

Como colocam Campos e Lerípio (2009), há uma rejeição natural contra a atividade de auditoria, já que o termo vem sendo visto como algo que “busca culpados” ou como uma espécie de espionagem para verificação de problemas de uma atividade, com propósitos punitivos. A compulsoriedade das AAs, apesar de seus benefícios, ainda cria uma sensação de “prejuízo” para grande parte da

classe empresarial, pois ela deve assumir as despesas desses processos, incluindo os considerados “custos” das ações corretivas eventualmente apontadas como necessárias. De acordo com Zumbach (2010):

Existem empresas que ainda não consideram as auditorias como investimentos que retornam ao longo de todo o ciclo de vida produtivo. Culturalmente ainda permanece o pragmatismo econômico, contra tudo aquilo que não traz um imediato retorno financeiro. Um horizonte arraigado em velhos padrões industriais.

De fato, como a avaliação dos relatórios técnicos gerados pelas auditorias compulsórias fica a cargo do Estado, eventualmente daí podem surgir sanções nas esferas penais, cíveis ou administrativas, como a não liberação da renovação da licença ambiental. Contudo, isto acontece apenas após uma sucessão de negligências por parte das empresas auditadas, já que, para se prevenir de possíveis autuações, embargos e outras sanções, as empresas têm a possibilidade, sob um período de carência prescrito pela própria legislação, de adotar planos de ação para que suas não conformidades ambientais sejam suprimidas. Se os planos de ação forem devidamente verificados como plausíveis e acatados pelos órgãos ambientais competentes, a organização fará frente às suas necessidades de adequação, sem maiores consequências, e a empresa poderá continuar operando na legalidade, mesmo em processo de tomada de ações corretivas (ZUMBACH, 2010).

Poucos países adotam a obrigatoriedade legal da auditoria, entre os quais o México, que conduz e supervisiona as AAs por meio da Procuradoria Federal de Protección al Ambiente, e o Brasil (LIMA, 2009). Nos Estados Unidos a Environmental Protection Agency (EPA), agência ambiental americana, inicialmente tornou obrigatória as auditorias para alguns setores industriais. A partir de 1986, a agência optou pela implementação de um sistema misto, que determina a obrigatoriedade das auditorias para alguns setores, ao mesmo tempo que adota uma política de incentivos às empresas para que implementem um processo voluntário de auditorias de conformidade legal (*Compliance Auditing*). Já em 1995, a EPA implantou a *Declaração Voluntária de Política Provisória de Autopolicimento e Auto-revelação*, em que as organizações que voluntariamente identificarem, apresentarem e corrigirem não conformidades ambientais encontradas durante o processo de auditoria estarão isentas de penalidades, baseadas em escalas de gravidade. Estes incentivos podem incluir cessão de penalidades e processos penais, mas excluem reincidências ou casos de graves danos ao meio ambiente (ARUEIRA JR.; COSTA, 2008; LIMA, 2009).

As auditorias ambientais públicas também são realizadas no âmbito das EFSs,⁷ que desenvolvem instrumentos e métodos próprios para a auditoria ambiental, segundo

7. Em todo o mundo, com exceção dos Estados não democráticos e de alguns países africanos, o controle externo é realizado por dois órgãos: o controle político pelo Parlamento e o controle técnico-operacional e/ou de natureza jurisdicional pelas (EFSs), que no Brasil correspondem aos tribunais de contas (LIMA, 2009).

as características da legislação de seus respectivos países. A EFS do Canadá, por exemplo, solicita a cada um dos departamentos de governo um *Green Report* informando acerca do desempenho ambiental de suas atividades (LIMA, 2009; RUBENSTEIN, 2001). Na subseção 5.3 discutiremos o papel dos tribunais de contas, particularmente do Tribunal de Contas da União (TCU), nas auditorias ambientais no Brasil.

4 BREVE HISTÓRICO

Na década de 1970, a questão ambiental representava para as empresas um incômodo que contradizia a lógica liberal do mercado livre. Neste período, as empresas começaram a ser responsabilizadas por questões até então consideradas como externalidades – desde a exploração de matérias-primas até o destino final dos produtos após seu consumo. A legislação ambiental emergente gerava incerteza sobre a adequação das plantas industriais aos novos requisitos legais. Além disso, riscos imprevistos surgiram com a pressão dos consumidores pela reparação, por parte das empresas, de danos ecológicos.

O setor produtivo começou a buscar respostas para prevenir estes riscos, sendo que os Estados Unidos foram o primeiro país a utilizar a auditoria ambiental,⁸ no final da década de 1970, como uma ferramenta de gerenciamento das empresas que buscavam identificar, de forma antecipada, os problemas provocados por suas operações. Neste período, a EPA, órgão ambiental americano, tornou as auditorias ambientais compulsórias para alguns setores industriais (CAMPOS; LERÍPIO, 2009).

Inicialmente, as auditorias ambientais buscavam, basicamente, assegurar a adequação das empresas às leis ambientais, com predomínio de auditorias de conformidade legal. As empresas procuravam identificar possíveis problemas relacionados com multas, indenizações e outras penalidades ou restrições contidas nas diversas leis ambientais que passaram a vigorar. A auditoria era vista, portanto, como instrumento preventivo para minimizar custos envolvidos em reparos ou litígios relacionados, principalmente, à saúde pública.

Após a iniciativa dos Estados Unidos, o conceito e a prática de auditorias ambientais foram se disseminando na década de 1980, gradativamente, em países da Europa Ocidental, no Canadá, na Austrália, no México e no Brasil, entre outros.

Já na década de 1990, as preocupações ambientalistas tornaram-se um valor que veio a ser gradualmente incorporado por empresas que passaram a adotar práticas de gestão favoráveis ao meio ambiente ao perceber os resultados positivos propiciados – principalmente redução de desperdícios e do consumo de energia. Neste período,

8. Inicialmente, as auditorias surgiram no setor financeiro, visando ao exame sistemático da contabilidade empresarial de acordo com exigências legais e normas estabelecidas (CAMPOS; LERÍPIO, 2009).

começaram a surgir os primeiros documentos e normas que propunham diretrizes e bases metodológicas para a realização de auditorias. Entre estas estão as normas britânicas BS 7750, sobre sistemas de gestão ambiental, e a série ISO 14000, ambas lançadas a partir de 1992 (CAMPOS; LERÍPIO, 2009).

Novas considerações foram sendo acrescentadas e, com isso, a auditoria ambiental tornou-se bastante elástica, abarcando uma diversidade de atividades de caráter analítico voltadas para identificar, averiguar e apurar fatos e problemas de caráter ambiental de qualquer magnitude e com diferentes finalidades.

Em nível internacional, além da auditoria ambiental, já se começa a falar na auditoria de sustentabilidade (*sustainability auditing*), que seria mais sofisticada, ampla e aprofundada – envolvendo também aspectos sociais e éticos, além dos ambientais. Contudo, este tipo de auditoria ainda é de difícil aplicação, devido à sua complexidade. Como coloca Coyne (2006), podemos compreender o conceito de sustentabilidade em um nível macro, mas ainda temos dificuldade em aplicá-lo de forma concreta, no nível micro.

No Brasil, com a utilização sistemática por algumas empresas privadas, a auditoria ambiental também passou a ser aplicada como instrumento de política pública para o controle e monitoramento das atividades industriais potencialmente poluidoras e degradadoras. A partir da década de 1990, diversos estados brasileiros começaram a exigir a realização obrigatória de auditorias para setores considerados mais críticos e potencialmente poluidores. Discutem-se atualmente, no país, questões como divulgação dos resultados de auditoria – se devem ser públicos ou restritos aos acionistas – e a pertinência ou não das normas legais que tornam a auditoria ambiental obrigatória, como veremos na seção 5.

5 AUDITORIA AMBIENTAL NO BRASIL

No Brasil estão em prática tanto as auditorias públicas quanto as privadas, uma vez que o instrumento tem despertado o interesse não apenas das empresas, mas também do poder público. Nas auditorias públicas é importante distinguir as que são realizadas pelas empresas por obrigatoriedade legal – em atendimento a órgãos governamentais de meio ambiente – daquelas feitas por entidades fiscalizadoras de controle externo – os tribunais de contas, em seus diversos níveis (União, estados e municípios).

Existe uma significativa distinção entre as auditorias ambientais governamentais – praticadas pelos TCs ou exercidas pela imposição legal de órgãos ambientais – daquelas conduzidas voluntariamente, em atividades da iniciativa privada. Esta distinção diz respeito, principalmente, às normas utilizadas pela iniciativa privada – em geral, baseiam-se nas normas da série ISO 14000 –, aos requisitos estabelecidos por legislações específicas e aos normativos desenvolvidos pelo controle externo.

O quadro 1 resume as principais distinções entre as modalidades de auditorias ambientais praticadas no Brasil, as quais são detalhadas em seguida.

QUADRO 1
Caracterização das modalidades de auditoria ambiental

Características/ modalidades de auditorias	Auditorias privadas	Auditorias públicas	
		Exigida legalmente pelos órgãos ambientais	No âmbito do controle externo exercido pelos – TCs ¹
Caráter da iniciativa	Voluntárias – empresas interessadas	Compulsórias – auditorias são impostas, por lei, determinadas pelos órgãos ambientais	Compulsórias – determinadas pelos TCs
Objeto	Empresas privadas	Empresas privadas ou públicas	Empresas e órgãos públicos
Metodologia	Geralmente realizadas com base nas normas ISO	Com base em legislações federais, estaduais ou municipais específicas sobre auditoria ambiental	Baseada nos normativos dos TCs, especialmente o <i>Manual sobre Auditoria Ambiental do Tribunal de Contas da União, 2001</i>
Realização (equipe)	A equipe pode ser interna (ou de primeira parte), contratada pela empresa (de segunda parte) ou independente, como no caso da emissão de uma certificação ISO (de terceira parte)	Equipe de auditoria contratada pelas empresas. Geralmente, a lei específica que seja uma equipe independente	Equipe de auditoria dos TCs
Objetivo (propósito)	Podem ser feitas com diversos objetivos, resultando em diferentes tipologias de AA	Destinam-se, principalmente, a controlar as atividades dos setores considerados potencialmente mais poluidores ou degradadores do meio ambiente	Visam, principalmente, controlar a atuação dos órgãos ambientais governamentais e de empresas públicas e verificar a aplicação de políticas, programas e instrumentos públicos de meio ambiente
Frequência	Não é especificada – pode ser pontual ou periódica, dependendo do seu objetivo. Se fizer parte de um SGA e tiver certificação, terá sua frequência definida	Especificada por lei – geralmente anual ou na renovação da licença ambiental	De acordo com o Plano de Fiscalizações dos TCs, de periodicidade anual
Publicidade do Relatório de Auditoria	Em geral, não é público. A divulgação é determinada pelo cliente	A entrega do relatório ao órgão ambiental deve ser publicada em jornal de grande circulação	Os relatórios são públicos, sendo suas decisões e deliberações publicadas na imprensa oficial
Procedimentos e resultados	Caso sejam detectadas não conformidades, pode ser adotado um plano de ação para corrigi-las. Pode-se buscar, ainda, atender a requisitos visando a certificações ambientais com base em normas ISO	Geralmente existe a obrigatoriedade de realizar um plano com ações corretivas e preventivas, definição de responsabilidades e cumprimento das medidas sugeridas em AAs anteriores	Contém recomendações e propostas de determinações ao órgão auditado
Caráter preventivo <i>versus</i> corretivo	Foca o caráter preventivo, de forma a proporcionar tomadas de decisão que evitem a ocorrência de acidentes	A maioria das legislações enfoca o caráter preventivo, ao prescrever auditorias periódicas para os setores potencialmente mais poluidores e degradadores. O caráter corretivo é previsto, em geral, na ocorrência de acidentes	Coexistem as duas vertentes – corretiva e preventiva

Fonte e elaboração próprias.

Nota: ¹ Com base em Lima (2009).

Conforme enfatiza Pereira (1999 *apud* LIMA, 2009) a diversidade de enfoques pode conduzir à hipótese de que uma empresa venha a sofrer AAs simultâneas, cada qual com sua metodologia e seus objetivos. Na verdade, algo semelhante já ocorreu, logo após o acidente com derramamento de óleo na baía de Guanabara, pelo Petróleo Brasileiro S/A (Petrobras), em janeiro de 2000, na qual a empresa foi multada simultaneamente pelo órgão municipal e estadual de meio ambiente.

5.1 Auditorias no setor privado

Os primeiros programas de auditoria foram iniciados no Brasil ao final da década de 1980, geralmente por empresas multinacionais de grande porte que quiseram implantar em suas unidades locais programas já existentes em suas matrizes.

Atualmente, a prática está disseminada no país, como procedimento consagrado e aceito pelo mercado. Essa disseminação resulta, em grande medida, do aumento do número de organizações que implantam SGAs – em conformidade com a ISO 14001 ou outros normativos – e realizam auditorias periódicas para a manutenção das certificações.

Crescem no país as auditorias de conformidade legal e de passivos ambientais, demandadas por ocasião de aquisições, fusões, parcerias ou *joint ventures* entre organizações (*due diligence*), já que a legislação ambiental brasileira vem tendo um tratamento mais rigoroso com os passivos ambientais (VILELA JR., 2006). Vialli (2009) relata um crescimento em até 50%, nos últimos cinco anos, da demanda de auditorias neste sentido.

Outro caso em que as auditorias ambientais são recorrentes ocorre na abertura de capital, quando as empresas devem informar à Comissão de Valores Mobiliários (CVM) sobre dívidas e passivos de todas as naturezas. As empresas em via de fechar grandes negócios estão atentas a possíveis passivos ambientais e começam a dar à auditoria ambiental o mesmo peso dado às auditorias fiscais e trabalhistas, já que custa caro reverter os danos. Há casos em que a existência de área contaminada chega a reduzir o valor da empresa em até 30% e, em algumas situações, o negócio não se concretiza porque o investidor toma conhecimento do valor que teria que gastar com a recuperação de áreas degradadas. Atualmente, empresas ligadas a setores de alto potencial poluidor, como mineração, siderurgia e indústria química, são as mais submetidas a auditorias ambientais no país (VIALLI, 2009).

Para empresas que já negociam ações em bolsa, a necessidade de auditorias também é recorrente. Por exemplo, empresas que participam do Índice de Sustentabilidade Empresarial (ISE) da Bolsa de Valores de São Paulo (Bovespa), carteira que privilegia ações de empresas com bom desempenho socioambiental,

devem se submeter, anualmente, a uma auditoria que atesta se a empresa está em condições de permanecer no ISE (VIALLI, 2009).

Vilela Jr. (2006) relata, ainda, a tendência de crescimento de auditorias integradas que incluem, além de meio ambiente, questões de segurança, saúde ocupacional e qualidade de produção.

5.2 Auditorias públicas

Na década de 1990, alguns estados brasileiros tiveram a iniciativa de legislar a matéria a fim de determinar a obrigatoriedade da realização da auditoria em setores econômicos específicos. De fato, contrariando a tendência internacional de privilegiar as auditorias voluntárias, cresce o número de iniciativas legislativas no país que tornam obrigatória sua aplicação em setores produtivos que desenvolvem atividades potencialmente poluidoras e que acarretam mais riscos ao meio ambiente.

A exigência da auditoria ambiental governamental já se encontra incorporada à legislação de pelo menos nove estados (quadro 2) e de alguns municípios,⁹ tendo sido pioneiros o Distrito Federal, em 1990, e o Rio de Janeiro, em 1991. No nível federal, há apenas um projeto de lei (PL) em tramitação – PL 1.254/2003 –, a Lei nº 9.966/2000 referente à prevenção de derramamento de óleo e resoluções do Conama referentes à matéria, como veremos a seguir.

Verifica-se que as resoluções do Conama que tratam de auditoria ambiental vêm sendo aplicadas regularmente pelo setor petroquímico. Já nos níveis estadual e municipal, ainda se carece de estudos que analisem, de forma aprofundada, a efetividade das legislações em vigor. De forma geral, observa-se que a adoção de legislações e normativos aprovados não tem sido discutida suficientemente com o setor empresarial. Em consequência, a efetividade destas leis está sujeita a controvérsias por parte do setor empresarial que a compara com a aplicação voluntária no resto do mundo, em que a regulamentação da auditoria ambiental foi precedida de debate junto ao setor produtivo e à sociedade.

Em alguns casos, empresas conseguem contestar judicialmente a realização das auditorias nos estados que as exigem (ver subseção 5.2.2). Diante da resistência do setor produtivo, na prática, diversas legislações estaduais e municipais sobre auditoria ambiental não vêm sendo aplicadas por falta de regulamentação ou de iniciativa (*enforcement*) do poder público.

Geralmente, as legislações estaduais condicionam a renovação da licença ambiental tanto à apresentação do último relatório de auditoria quanto ao cumprimento das medidas para regularização, quando necessário. Sendo assim, o

9. Entre os municípios que adotaram legislações específicas para auditorias ambientais compulsórias, estão: Santos (SP), 1991; São Sebastião (SP), 1992; Vitória (ES) 1993; Maceió (AL), 1996; Bauru (SP), 1999; e Porto Velho (RO), 2001.

não atendimento às novas exigências implica o impedimento da renovação da licença ambiental, além da sujeição às sanções legais, que podem incluir multa e interdição parcial ou total da atividade.

Desta forma, as auditorias ambientais podem, potencialmente, se constituir em peças fundamentais no acompanhamento pós-licença, dada a dificuldade – principalmente pela carência de recursos humanos – de fiscalização com inspeções *in loco* de todo o universo de empreendimentos licenciados por parte dos órgãos de meio ambiente. De fato, a realização de auditorias rotineiras pode contribuir para tornar o licenciamento ambiental um processo mais eficiente, devido à diminuição de prazos e custos do acompanhamento das atividades licenciadas. Neste sentido, sustenta Machado (2009, p. 309):

A renovação do licenciamento tem-se convertido em uma atividade administrativa sem um engajamento da pessoa física ou jurídica interessada. A auditoria ambiental evitará que esse procedimento seja meramente uma rotina e poderá dar outra dimensão na intervenção do órgão público de meio ambiente.

Destaca-se, ainda, que, além das leis específicas sobre auditoria ambiental, existem outras legislações estaduais que também estimulam, indiretamente, a realização de auditorias. Em São Paulo, por exemplo, a recém-aprovada Lei Estadual nº 13.577/2009, sobre gestão de áreas contaminadas, deve impulsionar ainda mais a demanda por serviços de auditorias ambientais. Entre outros pontos, a lei obriga os proprietários de solos contaminados a comunicarem o problema ao órgão ambiental, pois tanto o causador da poluição quanto o dono da área podem ser responsabilizados.

Além dos órgãos ambientais de meio ambiente, o Ministério Público também vem determinando a realização de auditorias, quando necessárias. Exemplo recente foi a ação civil pública proposta pelo Ministério Público Federal (MPF) que resultou em determinação judicial para que a empresa Tractbel, responsável por usina termelétrica a carvão mineral em Tubarão (SC), realizasse auditoria ambiental visando aferir os danos causados ao meio ambiente e, especialmente, à saúde humana, devido às emissões. O MPF, à época dos fatos, arrolou estudos que atestaram que a população da região da usina apresentava índice médio de mortalidade por neoplasias (câncer) e mortalidade de crianças por doenças respiratórias e anomalias congênitas, notadamente no sistema nervoso, superior ao resto do território catarinense e nacional. O procurador da República em Tubarão, Celso Antônio Três, que propôs a ação visando à indenização da população afetada, afirmou que a empresa teve o lucro líquido de R\$ 513 milhões em 2003, enquanto “aos cidadãos restaram tarifa de energia exorbitante e poluição desmedida” (TRACTEBEL, 2009).

5.2.1 Normas federais

Na esfera da União, tramita no Congresso Nacional, desde 2003, o PL¹⁰ nº 1.254/2003 que dispõe sobre as auditorias ambientais e a contabilidade dos passivos e ativos ambientais. O projeto é uma emenda à Lei nº 6.938/1981, que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA) e tem como escopo estipular o conceito de auditoria ambiental e colocar a auditoria como um dos instrumentos da PNMA.

O PL nº 1.254/2003 estabelece a obrigatoriedade quanto à realização periódica de auditorias em empresas ou entidades de natureza pública ou privada sujeitas ao licenciamento ambiental. A auditoria passaria a ser exigida pelos órgãos de meio ambiente competentes para o licenciamento ambiental e realizada por empresas cadastradas pelo Inmetro. Os custos correm por conta da empresa ou entidade auditada, que deve publicar os resultados. O PL determina, ainda, que deverão ser qualificados e quantificados o ativo e o passivo ambiental das empresas, obrigando a inclusão desses resultados nos sistemas, balanços e registros de controle contábil das empresas auditadas, sob pena de nulidade.

Na contabilidade ambiental, o ativo é definido como atendimento das exigências legais, sociais e éticas na gestão ambiental, quantificadas ou expressas no relatório da administração e nas demonstrações contábeis. Já o passivo ambiental reúne as ações que resultarem em dano ambiental e que no futuro exigirão entrega de ativos, prestação de serviços ou sacrifício de benefícios econômicos. O PL dispõe que as informações sobre o passivo ambiental das empresas devem estar disponíveis não apenas para sócios e acionistas, mas para toda a sociedade.

O projeto encontra dificuldades para sua aprovação em razão, principalmente, da forte resistência do setor econômico, que não concorda em assumir os custos das auditorias compulsórias. A Confederação Nacional das Indústrias (CNI), em sua agenda legislativa na indústria, colocou-se como divergente ao PL, justificando que:

(...) de acordo com a legislação vigente, os órgãos públicos têm por obrigação realizar vistorias periódicas capazes de indicar se há ou não necessidade de proceder à auditoria e, em caso positivo, solicitar que a empresa a execute sob pena de não obter a renovação de seu licenciamento. O engessamento dessa discricionariedade, como previsto no projeto, cerceia a análise prévia e individualizada de cada caso, impondo uma obrigação legal a todos, de forma indiferenciada e, portanto, potencialmente injusta.

10. O PL foi encaminhado em 13 de agosto de 2008 para a Comissão de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (CMDS) da Câmara dos Deputados, sendo designado relator o Deputado Nilson Pinto (PSDB/PA). Disponível em: <<http://www2.camara.gov.br/proposicoes>>. Acesso em: 16 abr. 2010.

A resistência das indústrias a esta imposição legal se deve, também, ao receio de expor eventuais deficiências ambientais do empreendimento e suas possíveis consequências legais, comerciais ou institucionais. Contudo, o processo de verificação da qualidade ambiental não tem como objetivo principal produzir sanções aos responsáveis por meio de uma fiscalização punitiva, mas estimular ações preventivas que evitem prejuízos maiores para as empresas e a sociedade.

Independentemente da solicitação, interna ou externa, é possível adequar as AAs às necessidades das empresas, que são as primeiras beneficiárias da prática deste instrumento, já que o “retrato” apresentado quebra a inércia da gestão e promove incrementos que levam à economia de recursos. Além disso, as auditorias identificam não apenas problemas, mas também boas práticas que podem ser difundidas como exemplos para atividades semelhantes, gerando vantagens competitivas e melhoria da imagem da empresa junto ao público (ZUMBACH, 2010).

O Conama vem editando resoluções sobre procedimentos de auditoria ambiental para setores específicos, enfocando as atividades petrolíferas e portuárias:

- A Resolução do Conama nº 265/2000 determina a realização de AAs independentes nas instalações industriais, marítimas e terrestres da Petrobras e das demais empresas com atividades na área de petróleo e derivados.
- A Resolução do Conama nº 306/2002 estabelece os requisitos mínimos e o termo de referência para realização de auditorias ambientais que passaram a ser exigidas pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama) como parte do processo de licenciamento federal, por enquanto para atividades específicas – portos, petróleo e gás, em função dos graves acidentes que já ocorreram no exercício dessas atividades.

Arueira Jr. e Costa (2008) analisaram a efetividade do processo de auditoria ambiental compulsória no setor petrolífero, em atendimento à resolução do Conama nº 306/2002. O objetivo era o de avaliar se as auditorias compulsórias realizadas pela Petrobras têm agregado valor à gestão ambiental das unidades marítimas de produção de petróleo. No estudo exploratório realizado nos ciclos de 2003, 2005 e 2007, verificou-se que houve uma redução sucessiva no número de constatações de não conformidades, ou seja, de situações que tivessem gerado contaminações ao meio ambiente. Os autores concluíram que foi possível verificar uma contribuição significativa das auditorias ambientais na prevenção de acidentes ambientais na produção de petróleo, demonstrando a importância deste instrumento na gestão das empresas com elevado potencial poluidor.

A Lei nº 9.966/2000, conhecida como Lei do Óleo e regulamentada pelo Decreto nº 4.136/2002, trata especificamente da obrigatoriedade da realização de auditorias ambientais em plataformas, dutos, portos e demais instalações de apoio, com o objetivo de avaliar os Sistemas de Gestão e Controle Ambiental destas unidades e prevenir a contaminação ambiental proveniente de derramamento de óleo. A Lei do Óleo estabelece que as entidades exploradoras de portos organizados deverão realizar auditorias ambientais bianuais, independentes, assim como os proprietários ou operadores de plataformas e suas instalações de apoio.

5.2.2 Normas estaduais

A Constituição Estadual do Rio de Janeiro foi a primeira norma legal a mencionar as auditorias ambientais, em 1989. Em seguida, o Distrito Federal previu, na Lei nº 118/1990, o instituto da auditoria ambiental a ser realizado pelo próprio órgão ambiental – ou empresas por ele autorizadas.¹¹ Posteriormente, outros estados brasileiros também optaram por criar leis no sentido de tornar a auditoria ambiental obrigatória para alguns setores industriais.

Na maioria dos estados que têm dispositivos legais que tratam do assunto, as auditorias compulsórias ainda não estão totalmente implantadas por falta de regulamentação. Em outros, como no estado do Paraná, algumas empresas se voltaram judicialmente contra a lei que estabelece a AA compulsória para evitar sua realização.¹²

O quadro 2 traz as unidades da Federação (UF) que possuem legislações estaduais vigentes sobre auditoria ambiental no país.¹³

11. Posteriormente, esta lei foi modificada, estabelecendo-se que os órgãos ambientais poderão *determinar às empresas* a realização de auditorias ambientais (quadro 2).

12. As empresas filiadas à Federação das Indústrias do Paraná (FIEP) derrubaram, em 2007, a exigência de se submeter à auditoria ambiental compulsória, argumentando que tais laudos seriam uma forma de as empresas produzirem provas contra si mesmas, o que violaria a Constituição Federal. Entretanto, o coordenador de Meio Ambiente da FIEP, Roberto Gava, afirmou, na época, que a federação não era contra as auditorias ambientais, classificando-as como uma ferramenta gerencial importante e afirmando que: "Jamais a FIEP e qualquer pessoa de bom senso serão contra a auditoria ambiental. Temos que construir, mas construir com parceria e entendimento, não com imposições." A FIEP afirmou apoiar as auditorias propostas pelo Instituto Ambiental do Paraná, desde que resolvidos dois pontos: que não existam mais vulnerabilidades para as empresas até a conclusão de eventuais medidas corretivas e que não seja necessário deixar o relatório da auditoria em domínio público, evitando a publicidade dos erros até a conclusão do ajustamento de conduta (EXCLUSIVO..., 2007).

13. No levantamento realizado, foram constatadas leis sobre auditoria ambiental nas UF's relacionadas. As características apresentadas foram obtidas na consulta às próprias leis e normativos correlatos.

QUADRO 2

Legislações e normativos estaduais sobre auditoria ambiental

Unidade da Federação	Legislação e normativos	Características
DF	1990: Lei nº 118/1990, alterada pelas Leis nºs 1.224/1996 e 3.458/2004	A Lei nº 118/1990, estabelecia que o próprio órgão ambiental – ou empresas por ele autorizadas – poderia realizar auditorias ambientais, com os objetivos de identificar espaços e ecossistemas desgastados no DF e promover recuperação desses ecossistemas A Lei nº 1.224/1996, alterada pela Lei nº 3.458/2004, já estabelece que os órgãos ambientais poderão determinar a realização de auditorias ambientais periódicas ou ocasionais, estabelecendo diretrizes e prazos específicos para elas – no mínimo, anualmente As auditorias ambientais serão realizadas às expensas dos auditados. Os órgãos governamentais poderão determinar que sejam conduzidas por equipes técnicas independentes Realizarão obrigatoriamente AAs periódicas anuais empresas ou atividades de elevado potencial poluidor relacionadas na lei Sempre que constatadas infrações, podem ser realizadas auditorias trimestrais até a correção das irregularidades
RJ	1991: Leis nºs 1.898/1991, 3.341/1999, 3.471/2000; Decreto nº 21.471-A/1995; e Resolução da Comissão Estadual de Controle Ambiental (Ceca) ¹ da Câmara de Normatização (CN) nº 3.247/1995	Estabelece auditorias periódicas ou ocasionais, com consulta à comunidade afetada, custos suportados pelo auditado e realização por auditores independentes – a critério das autoridades Os auditados devem realizar planos de ação corretivos A renovação da licença ambiental é vinculada à realização da auditoria São prescritas auditorias trimestrais no caso de se detectar situações de infração à lei. Devem realizar auditorias anuais: i) refinarias, oleodutos e terminais de petróleo e seus derivados; e ii) instalações portuárias
MG	1992: Lei nº 10.627/1992	Estabelece auditorias periódicas ou ocasionais. As AAs ocasionais deverão ser conduzidas por entidades de comprovada capacitação técnica e com proteção ao sigilo industrial. Devem ser divulgadas em jornal de grande circulação
ES	1993: Lei nº 4.802/1993 e Decreto Estadual nº 3.795/1994	Prevê auditorias periódicas ou ocasionais – justificadas tecnicamente e requerida em casos excepcionais –, publicidade dos resultados da auditoria, certificação pública das atividades de auditoria e renovação da licença ambiental vinculada à realização da auditoria Estabelece plano de correção de não conformidades – que deverá ser aprovado pela autoridade competente – e declaração ambiental
CE	1993: Lei nº 12.148/1993 – nova redação dada pela Lei nº 12.665/1997	As auditorias avaliam o grau de cumprimento da legislação e das exigências contidas na licença pelo empregador, bem como a eficácia das medidas preventivas e de controle adotadas Avaliações periódicas nas empresas das quais foi exigido o Estudo de Impacto Ambiental (EIA)/Relatório de Impacto Ambiental (RIMA) e ocasionais nas demais – geradas por denúncias, iniciativa do órgão ambiental ou de seu conselho As AAs devem ser realizadas por equipes multidisciplinares, com responsabilidade legal por suas ações e pagas pelo empreendedor Os documentos são acessíveis ao público
MT	1995: Lei Complementar nº 38/1995 – Código Estadual do Meio Ambiente (Seção VIII)	Estabelece que toda atividade de grande e elevado potencial poluidor ou processo industrial de grande complexidade deverá sofrer auditorias ambientais periódicas, às expensas e sob responsabilidade do empreendedor A auditoria ambiental deverá ser realizada ordinariamente, no caso de renovação da licença de operação ou extraordinariamente, sempre que constatada sua necessidade

(Continua)

(Continuação)

Unidade da Federação	Legislação e normativos	Características
MS	1995: Lei nº 1.600/1995 – revogada – e Lei nº 3.839/2009	A Lei no 1.600/1995 estabelecia que todas as empresas elencadas na lei, como de maior potencial poluidor, deveriam obrigatoriamente realizar auditorias ambientais periódicas, com intervalo máximo de três anos. Contudo, esta lei foi revogada pela Lei no 3.839/2009, que institui o Programa de Gestão Territorial de Mato Grosso do Sul (MS) e aprova a Primeira Aproximação do Zoneamento Ecológico Econômico (ZEE) de MS. A nova lei não estabeleceu nenhum normativo referente à auditoria, o que <i>extingue a obrigatoriedade legal</i> deste instrumento no estado
SP	1997: Lei nº 9.509/1997	A Lei nº 9.509/1997, que dispõe sobre a Política Estadual do Meio Ambiente prevê, entre os seus princípios, a realização periódica de auditorias ambientais nos sistemas de controle de poluição e nas atividades potencialmente poluidoras, bem como a informação da população sobre os resultados das auditorias
RS	2000: Lei nº 11.520/2000	A Lei nº 11.520, que institui o Código Estadual do Meio Ambiente, prevê a auditoria ambiental como um dos instrumentos da Política Estadual de Meio Ambiente Estabelece que toda atividade de elevado potencial poluidor ou processo de grande complexidade e outras atividades, a critério do órgão ambiental, deverá realizar auditorias ambientais periódicas, às expensas e sob responsabilidade do empreendedor O relatório de auditoria serve de base para a renovação da licença, garantido o acesso público a este, e deve ser divulgado em periódico de circulação regional A equipe de auditoria deve ser independente e a periodicidade mínima é de três anos
PR	2002: Lei nº 13.448/2002; Decreto Estadual nº 2.076/2003; Portaria do Instituto Ambiental do Paraná (IAP) nº 49/2005; e Portaria IAP nº 100/2005	Estabelece auditorias periódicas ou ocasionais O relatório deve ficar sob consulta pública, existem critérios para a aprovação dos auditores líderes e especialistas, e o auditado deve apresentar plano de ação corretivo e preventivo A renovação da licença ambiental é vinculada à realização da auditoria Publicação em jornal local e de grande circulação Deverão, obrigatoriamente, realizar auditorias ambientais periódicas, com o intervalo máximo de quatro anos, pessoas jurídicas públicas ou privadas com atividade de elevado potencial poluidor ou degradador do meio ambiente A critério do órgão estadual de meio ambiente, também serão passíveis de AAs compulsórias as atividades públicas ou privadas, que a qualquer tempo gerem impactos ou riscos ambientais relevantes

Fonte e elaboração próprias.

Nota: ¹ Da Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Urbano do Rio de Janeiro.

5.3 O papel dos tribunais de contas nas auditorias ambientais

O Tribunal de Contas da União,¹⁴ bem como os tribunais de contas estaduais, também vem atuando na realização de auditorias ambientais, buscando verificar tanto o cumprimento da legislação ambiental quanto os possíveis impactos ambientais negativos – externalidades – decorrentes de políticas públicas setoriais.

Em 1998 o TCU definiu formalmente uma estratégia de atuação na área ambiental com o objetivo de “suprir a carência de um adequado controle externo da gestão ambiental a nível de governo” – Portaria nº 383/1998, que aprova a *Estratégia de Atuação para o Controle da Gestão Ambiental* do órgão (BRASIL, 1998).

A atuação dos TCs no controle externo da gestão ambiental é bastante abrangente, incluindo a realização de auditorias e outros procedimentos fiscalizatórios¹⁵ das entidades da administração direta e indireta cujas atividades produzam significativos impactos ambientais, como, também, o julgamento das contas anuais dos administradores públicos e das contas de governo. De acordo com Lima (2009), a atuação dos tribunais de contas na esfera ambiental envolve os seguintes aspectos:

- Exame da legalidade, economicidade e eficácia da gestão dos órgãos do Sistema Nacional do Meio Ambiente (Sisnama).¹⁶
- A fiscalização de entes públicos com atividades de impacto ambiental.¹⁷
- O controle da conformidade na aplicação de recursos repassados – incluindo convênios – e de financiamentos a particulares e renúncia de receitas.

Limitar-nos-emos, aqui, a abordar a prática das auditorias ambientais pelo TCU, que considera como AA: “o conjunto de procedimentos aplicados ao exame e avaliação dos aspectos ambientais envolvidos em políticas, programas, projetos e atividades desenvolvidas pelos órgãos e entidades sujeitos ao seu controle” (BRASIL, 2001).

14. De acordo com a CF/1998, cabe ao TCU, no auxílio ao Congresso Nacional, exercer a fiscalização contábil, financeira, orçamentária, operacional e patrimonial da União e das entidades da administração direta e indireta, quanto à legalidade, à legitimidade e à economicidade, e a fiscalização da aplicação das subvenções e da renúncia de receitas. Qualquer pessoa física ou jurídica, pública ou privada, que utilize, arrecade, guarde, gerencie ou administre dinheiro, bens e valores públicos ou pelos quais a União responda, ou que, em nome desta, assumia obrigações de natureza pecuniária tem o dever de prestar contas ao TCU.

15. O TCU utiliza-se, além da auditoria, de outros quatro diferentes instrumentos de fiscalização: levantamento, inspeção, acompanhamento e monitoramento (BRASIL, 2009b, Arts. 238 a 243).

16. Sisnama, formado pelo Conselho de Governo – órgão superior; Conama – órgão consultivo e deliberativo; MMA – órgão central; Ibama – órgão executor; órgãos ou instituições ambientais integrantes da administração federal, direta ou indireta – órgãos setoriais; órgãos ou instituições ambientais estaduais – órgãos seccionais – e os órgãos ou instituições municipais de controle e fiscalização ambiental – órgãos locais.

17. Os Manuais do TCU orientam as equipes de fiscalização de obras a verificar questões ambientais, com ênfase no licenciamento ambiental. A inexistência de licença ambiental é considerada irregularidade grave, podendo conduzir a sanções, como o bloqueio de repasses orçamentários e a paralisação das obras (BRASIL, 2006).

As auditorias do TCU contribuem para verificar como os órgãos e as entidades públicas adquirem, protegem e utilizam seus recursos, as causas de práticas antieconômicas e ineficientes, o cumprimento das metas previstas e a eficiência e eficácia da gestão, sendo que as auditorias de programas buscam analisar os objetivos e resultados alcançados na intervenção governamental. As auditorias do TCU também podem ser utilizadas para verificar a conformidade de investimentos públicos e critérios para concessão de financiamentos ou créditos. Percebe-se, portanto, que o TCU vem se preocupando não apenas com os aspectos da legalidade, mas também da efetividade dos instrumentos da política ambiental (LIMA, 2009).

Conforme sintetizado no quadro 1, as auditorias conduzidas pelo TCU são determinadas de acordo com o Plano de Fiscalizações, de periodicidade anual,¹⁸ e conduzidas por equipe de auditoria do próprio órgão. Elas visam, principalmente, controlar a atuação dos órgãos ambientais governamentais e de empresas públicas e verificar a aplicação de políticas, programas e instrumentos públicos de meio ambiente. A metodologia utilizada baseia-se nos normativos do próprio TCU.¹⁹ Os procedimentos e resultados são públicos, sendo suas decisões e deliberações – recomendações e propostas de determinações ao órgão auditado – publicadas na imprensa oficial.

De acordo com Lima (2009), as auditorias realizadas pelo TCU são classificadas em duas grandes categorias: as auditorias de conformidade e as auditorias de natureza operacional (ANOps). As primeiras examinam a legalidade e a legitimidade dos atos quanto aos aspectos contábil, financeiro, orçamentário e patrimonial, sendo o trabalho mais conhecido e tradicional dos órgãos de controle. Nas ANOps busca-se a avaliação sistemática dos programas, dos projetos, das atividades e dos sistemas governamentais; estas possuem duas modalidades: Auditoria de Desempenho e Auditoria de Programa.

O quadro 3 resume as principais tipologias de auditorias ambientais realizadas no âmbito do controle externo, a cargo dos tribunais de contas.

18. Anualmente, o TCU elege prioridades de sua atuação fiscalizatória, os denominados Temas de Maior Significância (TMS), em função de critérios de risco, materialidade – valores –, relevância e oportunidade. Desde que tal sistemática foi implementada, pelo menos um dos TMS sempre envolve a área ambiental, tal como a Amazônia em 2007 e 2008 e as Mudanças Climáticas Globais em 2008.

19. Especialmente o *Manual de Auditoria Ambiental do Tribunal de Contas da União* (BRASIL, 2001).

QUADRO 3

Tipologia das auditorias ambientais no âmbito do controle externo

Tipo	Objeto
Auditoria de Orçamento Ambiental	Análise da aplicação dos recursos alocados para programas ambientais, oriundos de dotações orçamentárias, de empréstimos ou doações internacionais, ou da receita própria dos órgãos ambientais
Auditoria de Impactos Ambientais	Análise dos impactos causados ao meio ambiente pelas atividades do próprio Estado, diretamente ou mediante concessões, permissões e autorizações
Auditoria dos Resultados das Políticas Ambientais	Análise da eficiência e da eficácia das políticas públicas afetas ao meio ambiente
Auditoria da Fiscalização Ambiental Pública	Análise da eficiência da atuação do poder público como fiscal do meio ambiente
Auditoria de Cumprimento dos Tratados	Análise da adequada execução de tratados ambientais internacionais firmados pelo Brasil
Auditoria do Licenciamento ambiental	Análise da conformidade dos licenciamentos concedidos para atividades potencialmente geradoras de significativos impactos ambientais, bem como da qualidade dos EIAs e Rimas
Auditoria dos Impactos Ambientais das Políticas de Incentivos Fiscais, Subsídios e Financiamentos por Organismos Oficiais de Crédito	Análise dos impactos causados ao meio ambiente em razão das políticas de incentivos fiscais, dos subsídios e dos financiamentos por organismos oficiais de crédito

Fonte: Lima (2000).

Antunes (1998) considera que o tribunal, devido à sua própria natureza, tem instrumentos mais eficientes do que aqueles à disposição dos órgãos ambientais para impor à própria administração o cumprimento de normas de proteção ao meio ambiente. De fato, os tribunais podem agir como controladores dos próprios órgãos ambientais, já que a fiscalização destes órgãos inclui a verificação da legalidade, economicidade e eficácia da gestão dos órgãos do Sisnama.

Exemplo disto é o recente relatório de auditoria publicado pelo TCU sobre o processo de licenciamento federal realizado pelo Ibama, por encomenda do Comissão Mista de Planos, Orçamentos Públicos e Fiscalização do Congresso Nacional. A auditoria apontou diversas falhas no processo de licenciamento realizado pelo Ibama, tais como a ausência de acompanhamento das atividades licenciadas, e fez uma série de recomendações e determinações a serem adotadas pelo órgão visando à padronização e melhoria dos procedimentos do licenciamento ambiental federal (BRASIL, 2009a).

O TCU também está atuando de forma inovadora e pró-ativa no campo das mudanças climáticas globais, tendo participado de uma auditoria global, envolvendo as entidades fiscalizadoras superiores (EFS) de outros 14 países para avaliar a atuação governamental nas áreas de mitigação e adaptação a impactos de mudanças climáticas.²⁰

20. O TCU selecionou quatro ANOps sobre políticas públicas e mudanças climáticas: *i)* adaptação das zonas costeiras brasileiras; *ii)* adaptação do setor agropecuário; *iii)* Amazônia Legal e emissão de gases de efeito estufa; e *iv)* segurança hídrica no semiárido (BRASIL, 2009c).

Lima (2009) analisou um conjunto de 18 auditorias ambientais relevantes realizadas pelo TCU, no período 2000-2008, que incluíram temáticas variadas, tais como política florestal, recursos hídricos, avaliação ambiental estratégica, *royalties* do petróleo, biopirataria, criação de unidades de conservação, Amazônia, resíduos sólidos e licenciamento ambiental. Em sua análise, o autor concluiu que, com a prática das auditorias ambientais, o órgão – embora possa e deva evoluir na sua atuação no controle da gestão ambiental – vem contribuindo significativamente, com resultados concretos, para um controle sistemático, preventivo, pedagógico e orientador da gestão pública, substituindo o tradicional modelo de controle formalista e a *posteriori*.

6 APERFEIÇOAMENTO DO INSTRUMENTO

Verifica-se que alguns passos intermediários ainda se fazem necessários para que o instrumento da auditoria ambiental seja mais amplamente difundido e mais eficientemente utilizado. Destacamos alguns pontos que podem ser incentivados no âmbito das políticas públicas de meio ambiente.

6.1 Articulação entre poder público e setor produtivo

O poder público deve buscar uma melhor articulação com o setor produtivo para discussão das legislações que impõem a obrigatoriedade da realização periódica das auditorias. Observou-se que nas auditorias públicas, a despeito de diversas legislações estaduais vigentes há quase duas décadas, ainda se carece de melhor demonstração dos resultados obtidos na aplicação deste instrumento. Contribui para isto, a falta de regulamentações em alguns estados e, em outros casos, como visto no estado do Paraná, a contestação na justiça da aplicação das auditorias compulsórias.

O “entreve” quase sempre se deve à oposição do setor produtivo que considera a imposição onerosa. É pouco provável que a legislação sozinha consiga produzir melhorias permanentes no desempenho ambiental das indústrias sem o envolvimento da comunidade empresarial para gerenciar as mudanças necessárias e para que elas sejam mantidas no longo prazo. A visão do empresariado tende a mudar uma vez que a percepção dos resultados positivos das auditorias passe a figurar como vantagem no desenvolvimento socioeconômico.

Portanto, é estratégico que as políticas públicas de meio ambiente incentivem mecanismos que incorporem nas empresas o conceito de qualidade e gestão ambiental. Além disto, as auditorias podem ser mais eficientes se associadas também a prêmios, e não apenas a punições, a fim de estimular práticas ambientais mais adequadas.

A experiência internacional demonstra que a adesão voluntária à auditoria ambiental está associada à implementação de uma política de gestão ambiental nas empresas. Enfim, é importante demonstrar que a aplicação efetiva das auditorias

ambientais no país decorrerá não apenas de exigências legais, mas da percepção, por parte da direção das empresas, da possibilidade de obtenção de vantagens econômicas (redução do consumo energético e de outros insumos, de multas e penalidades) e estratégicas (oportunidades em mercados diferenciados, redução de barreiras às exportações, melhor relacionamento com a sociedade) para o setor produtivo.

6.2 Fiscalização das auditorias

Por parte dos órgãos de meio ambiente, não basta apenas impor auditorias periódicas. É necessário que estes órgãos associem as auditorias ao processo de licenciamento ambiental e mantenham equipes qualificadas para analisar e checar adequadamente as informações dos relatórios de auditoria *in loco*, sempre que necessário, já que, frequentemente, auditorias são realizadas exclusivamente com base em documentos, sem a coleta de evidências no campo.

Ou seja, os relatórios apoiam o trabalho dos órgãos ambientais, principalmente quanto ao acompanhamento pós-licença, mas não se prescinde de uma capacidade instalada para processar as informações recebidas, para que estas não permaneçam subutilizadas – quando não, “engavetadas”.

A fiscalização, que é papel do Estado, deve continuar paralelamente, já que, sob o poder de polícia, a empresa está sujeita a imediatas sanções das mais variadas espécies. As auditorias, se previamente bem utilizadas como ferramentas de suporte ambiental, potencializam um melhor desempenho no cumprimento das exigências fiscalizadas. Portanto, as auditorias ambientais compulsórias e as fiscalizações se complementam, cada qual em seu espectro legal de execução (ZUMBACH, 2010).

6.3 Controle de qualidade

Como enfatiza Vilela Jr. (2006), o sucesso de uma auditoria depende de quatro pilares ou fundamentos que devem estar adequadamente estabelecidos: *i*) escopo, objetivos e critérios claramente definidos; *ii*) recursos adequados – humanos, materiais, financeiros, tecnológicos e de tempo; *iii*) competência e adequação do time de auditores; e *iv*) comprometimento dos envolvidos no processo.

As auditorias já vêm sendo implementadas há quase duas décadas no país. Entretanto, pode-se afirmar que diversos pontos ainda necessitam ser aperfeiçoados no uso da ferramenta no Brasil, tanto na gestão empresarial quanto como instrumento de políticas públicas. Ênfase especial necessita ser dada ao controle de qualidade dos relatórios, evitando-se possíveis omissões, ou mesmo distorções, em dados e resultados.

Além disto, é importante o esforço de se buscar a uniformização de abordagens e a padronização de metodologias na aplicação de auditorias, sob pena de comprometer a eficácia da ferramenta e mesmo a credibilidade de certificações emitidas, no caso do setor privado.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Não há dúvidas de que os impactos ambientais e as externalidades decorrentes das atividades do setor produtivo precisam ser mais bem acompanhados e tratados pelo poder público. Atualmente, devido à falta de monitoramento e fiscalização dos empreendimentos, muitas vezes não se consegue identificar a fonte causadora e responsabilizar uma empresa diretamente pela poluição, quando esta já se encontra difusa. Os prejuízos, conseqüentemente, acabam recaindo sobre os próprios recursos públicos, que custeiam as medidas de mitigação necessárias para evitar mais danos à população.

Ainda são poucos os instrumentos de gestão ambiental voltados para promover uma melhor interface entre os órgãos ambientais e as empresas, de modo a incentivar melhores práticas, prevenir impactos negativos e punir os comportamentos inadequados. O licenciamento ambiental é um destes instrumentos, o qual se reveste de grande importância, mas que ainda precisa ser aprimorado e superar diversas dificuldades para que seu funcionamento seja mais efetivo e passe a ser mais respaldado pela sociedade.

Uma dessas dificuldades, sem dúvida, é o acompanhamento pós-licença. Em um contexto de insuficiência orçamentária para a gestão ambiental,²¹ com permanente carência de recursos humanos e materiais em quantidade e qualidade suficientes, o acompanhamento das atividades licenciadas é precário e a renovação das licenças torna-se, via de regra, procedimento meramente burocrático.

Uma vez que os órgãos de meio ambiente que compõem o Sisnama não vêm executando o monitoramento sistemático das atividades licenciadas – sem mencionar o passivo das licenças não expedidas –, é baixa a expectativa de controle por parte dos empreendedores, tanto privados quanto públicos. Assim, o custo da irregularidade também se torna menor do que o custo da legalidade. Exemplo disto é que, em auditoria realizada pelo TCU para avaliar um dos instrumentos utilizados no processo de licenciamento, no EIA/Rima, realizado no Ibama, a equipe de auditoria concluiu que é baixa a aderência do empreendedor público ao licenciamento ambiental, conforme o relatório:

Em termos gerais, pode-se resumir a situação da seguinte forma: o empreendedor está em situação irregular mas não tem a expectativa de que o poder coercitivo do Estado irá atingi-lo; por outro lado o Ibama detém o poder de coerção mas não o exerce, por absoluta falta de recursos materiais e humanos (LIMA, 2009, p. 152).

21. Lima (2009) verificou que os gastos públicos ambientais são muito pouco significativos no contexto da despesa pública, não chegando a 1% do orçamento na esfera estadual – análise de 2002. Na esfera federal, o MMA foi responsável pela execução de apenas 0,12% da despesa total do governo federal no exercício de 2007. Além disto, a Taxa de Controle e Fiscalização Ambiental (TFA), prevista na PNMA de 1981, em 2008 só era cobrada em dois estados brasileiros – Goiás e Minas Gerais.

Como não se verifica tendência para um crescimento significativo do orçamento para a gestão ambiental, os órgãos ambientais estão sendo instados a aumentar seus níveis de eficiência no gasto público, obtendo mais resultados com os mesmos recursos. Na questão que se coloca, o ponto crucial é como aferir de forma tempestiva – isto é, no tempo oportuno para a tomada de decisão – a eficácia da gestão ambiental no setor produtivo.

Com as AAs, a sociedade dispõe de mais um instrumento poderoso – não obstante necessite de aprimoramentos – para monitorar a relação que as empresas têm com o meio ambiente e exigir medidas efetivas de melhoria nesta relação. Uma frase bastante conhecida na gestão e no planejamento é que “não se pode gerenciar aquilo que não se controla, só se controla aquilo que se conhece e só se conhece aquilo que se mede”. Do ponto de vista ambiental, a frase se aplica perfeitamente, sendo a auditoria um dos instrumentos que pode auxiliar no acompanhamento sistemático das informações necessárias para a gestão do meio ambiente (CANTARINO, 2003).

Vimos que são muitas as vantagens da aplicação das auditorias como instrumento de gestão, sendo o seu caráter preventivo o que mais se destaca, já que não se necessita de maiores argumentos para se convencer de que custos evitados são preferíveis à onerosa mitigação de prejuízos ambientais, que podem se tornar irreversíveis. As auditorias também permitem uma melhor cooperação entre o órgão ambiental e o empreendedor, resultando em mais agilidade no processo de renovação da licença ambiental e fortalecendo a corresponsabilidade ambiental.

Contudo, apesar de maior sensibilização e aprendizado do setor produtivo, muitos empreendedores ainda tendem a considerar que o cumprimento da legislação ambiental, especialmente a exigência do licenciamento, representa um obstáculo para o desenvolvimento econômico. Neste sentido, as auditorias costumam ser vistas como mais um custo, um incômodo e mesmo um risco para os empresários de ter suas atividades interditadas ao expor problemas.

Há também dificuldades em se cobrar melhor comportamento da iniciativa privada quando os próprios gestores e empreendedores públicos, frequentemente, criticam abertamente os procedimentos necessários para o cumprimento da legislação ambiental, considerando-os como entraves, custos ou atrasos que apenas oneram e dificultam os chamados projetos de crescimento ou desenvolvimento.

Vimos que na maior parte dos países a auditoria ambiental é utilizada como instrumento voluntário ou estimulado pelo Estado. No Brasil, busca-se também a imposição legal deste instrumento, de forma compulsória, às empresas, que muitas vezes resistem e chegam a contestar judicialmente a sua aplicação. Portanto, a despeito da existência de dispositivos legais que obrigam a realização de AA em diversos estados e municípios, pelo fato de estas legislações

não terem sido suficientemente implementadas, a eficácia do instrumento nas políticas públicas ainda necessita ser mais bem demonstrada – seja como indutor de práticas ambientais no setor produtivo, seja como reforço às ações de comando e controle tradicionais.

Contudo, o debate entre auditorias ambientais públicas e privadas não precisa se colocar como um dilema de opções excludentes. Ao contrário, o país precisa de ambas as formas de aplicação deste instrumento. A eficácia das auditorias requer tanto uma legislação que a impulse – e sua efetiva aplicação – como o desenvolvimento de uma gestão ambiental pró-ativa por parte das empresas. Existe a necessidade de um esforço integrado para formar uma rede de auditoria ambiental em cooperação com o poder público e a iniciativa privada. No âmbito governamental, esta rede inclui não apenas os órgãos do Sisnama, mas também o Ministério Público e os tribunais de contas – da União, estados e municípios – como importantes parceiros no controle e na recuperação ambiental. Enfim, como afirma Vilela Jr. (2006), a auditoria ambiental não é uma saída mágica para deficiências estruturais da ação do Estado na área ambiental, mas pode ser um elemento útil em um processo de reformulação e modernização da atuação dos órgãos ambientais no Brasil.

Em síntese, não faz sentido atribuir a solução dos problemas ambientais exclusivamente ao Estado, como também não é viável esperar que o próprio mercado resolva espontaneamente os problemas ambientais. As empresas voltadas para o mercado externo já buscam voluntariamente o caminho da autorregulação, visando adaptar-se à necessidade de adquirir certificações para seus produtos, para as quais as auditorias são um requisito do processo. Aquelas que não venham a seguir voluntariamente este caminho e se encontrem entre os setores potencialmente mais poluidores e impactantes precisam ser impulsionadas pela lei e pelo poder público neste sentido, tornando as auditorias e a divulgação dos relatórios mandatórias, já que a sociedade não pode mais arcar com os pesados custos das externalidades ambientais negativas.

REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR – ISO 19011-2002**: diretrizes para auditorias de sistema de gestão da qualidade e/ou ambiental. Rio de Janeiro, 2002.
- _____. **NBR – ISO 14010**: diretrizes para a auditoria ambiental – princípios gerais. 2. ed. rev. Rio de Janeiro, 2004.
- ANTUNES, P. B. Auditorias ambientais: competências legislativas. **Revista de Informação Legislativa**, Brasília, n. 137, jan./mar. 1998.
- ARUEIRA JR., L.; COSTA, S. R. R. Auditorias ambientais compulsórias em unidades marítimas de produção de petróleo. *In*: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO – A INTEGRAÇÃO DE CADEIAS PRODUTIVAS COM A ABORDAGEM DA MANUFATURA SUSTENTÁVEL, 28. Rio de Janeiro, 2008.
- BRASIL. Tribunal de Contas da União (TCU). **Portaria nº 383, de 5 de agosto de 1998**. Aprova a Estratégia de Atuação para o Controle da Gestão Ambiental, resultante da implementação do Projeto de Desenvolvimento da Fiscalização Ambiental (PDF/A). Brasília, 1998.
- _____. **Manual de Auditoria Ambiental do Tribunal de Contas da União**. Brasília, 2001.
- _____. Tribunal de Contas da União (TCU). **Manual Fiscobras (TCU)**. Brasília, 2006.
- _____. **Relatório de Levantamento de Auditoria** – auditoria no Ibama: avaliação dos instrumentos de controle ambiental adotados para compatibilizar o desenvolvimento econômico-social com a preservação da qualidade do meio ambiente e do equilíbrio ecológico. Processo TC nº 009.362/2009-4. Fiscobrás, 2009a.
- _____. Tribunal de Contas da União (TCU). **Regimento Interno do TCU**. Brasília, 2009b.
- _____. Tribunal de Contas da União (TCU). **Auditorias de natureza operacional sobre políticas públicas e mudanças climáticas**. Brasília, nov. 2009c. Disponível em: <www.tcu.gov.br>.
- CAMPOS, L. M. S.; LERÍPIO, A. A. **Auditoria ambiental**: uma ferramenta de gestão. São Paulo: Atlas, 2009.
- CANTARINO, A. A. Auditoria ambiental e gestão empresarial. **Revista Eco 21**, ano 12, n. 74, Tricontinental Editora e Andina Cultural, 2003.

- COYNE, K. L. Sustainability Auditing. **Environmental Quality Management**, Hoboken, New Jersey, Wiley Periodicals, v. 16, ano 16, n. 2, p. 25-41, Winter 2006.
- DIXON, R. *et al.* The role of environmental initiatives in encouraging companies to engage environmental reporting. **European Management Journal**, Great Britain, Elsevier, v. 23, n. 6, p. 702-716, 2005.
- EXCLUSIVO: várias indústrias do Paraná continuam desobrigadas de realizar auditoria ambiental compulsória. Disponível em: <<http://noticias.ambientebrasil.com.br/exclusivas>>. Acesso em: 27 abr. 2007.
- LA ROVERE, E. L. (Coord.). **Manual de auditoria ambiental**. Rio de Janeiro: Quality-mark, 2001.
- LIMA, L. H. M. O TCU e as auditorias ambientais. **Revista do TCU**, n. 83, p. 22-27, jan./mar. 2000.
- _____. **O Tribunal de Contas da União e controle externo da gestão ambiental**. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Coppe, Rio de Janeiro, 2009.
- MACHADO, P. A. L. **Direito ambiental brasileiro**. São Paulo: Malheiros Editores, 2009.
- MAGRINI, A. Política a gestão ambiental: conceitos e instrumentos. *In*: MAGRINI, A.; SANTOS, M. A. (Ed.). **Gestão ambiental de bacias hidrográficas**. Rio de Janeiro: Coppe/UFRJ, IVIG, 2001.
- MATSUMURA, E. Q. **Auditoria ambiental**, 2005. Disponível em: <http://www.grassano.com.br/index.php?dir=pages/publicacoes&file=artigos_artigo.php&artigo_id=10>. Acesso em: 20 jan. 2009.
- OLIVEIRA FILHO, M. L. **A auditoria ambiental como ferramenta de apoio para o desempenho empresarial e a preservação do meio ambiente**: uma abordagem contábil e gerencial em indústrias químicas. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.
- PEREIRA, R. R. **A análise custo-efetividade na gestão econômica do meio ambiente**. Dissertação (Mestrado) – Universidade de Brasília, Departamento de Economia, Brasília, 1999.
- PIVA, A. L. Auditoria ambiental: um enfoque sobre a auditoria ambiental compulsória e a aplicação dos princípios ambientais. *In*: CONGRESSO NACIONAL DO CONPEDI – CONSELHO NACIONAL DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO EM DIREITO, 16. **Anais**. Belo Horizonte, 2007.

RUBENSTEIN, D. B. Audit as an agent of constructive consequence and social change. **Corporate Environmental Strategy**, Amsterdam, Elsevier, v. 8, n. 3, p. 234-241, 2001.

SEIBT, T. C. A auditoria ambiental face ao escurecimento global. **Revista Eco 21**, n. 130, Tricontinental Editora e Andina Cultural, 2007.

TRACTEBEL energia terá que fazer auditoria ambiental em razão do funcionamento de usina termoeétrica. 10 dez. 2009. Disponível em: <<http://www.ecodebate.com.br>>.

VIALLI, A. Cresce a demanda por auditorias ambientais: fusões e aberturas de capital impulsionam mercado. **O Estado de S. Paulo**, São Paulo, 12 ago. 2009.

VILELA JR., A. Auditoria ambiental: uma visão crítica da evolução e perspectiva da ferramenta. *In*: VILELA JR., A.; DEMAJOROVIC, J. (Org.). **Modelos e ferramentas de gestão ambiental**: desafios e perspectivas para as organizações. São Paulo: Editora SENAC, 2006.

ZUMBACH, L. **Auditorias ambientais compulsórias**: a passos modestos o Brasil se mobiliza, 2010. Disponível em: <<http://preservaambiental.com/artigos/materias/aac.htm>>. Acesso em: 10 fev. 2010.

O SISTEMA NACIONAL DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DA NATUREZA: REALIDADE E PERSPECTIVAS

1 INTRODUÇÃO

Proteger os recursos naturais, em especial, a biodiversidade, é atualmente uma das maiores preocupações da comunidade internacional. O consumo crescente e indiscriminado dos recursos de base nas últimas décadas gerou benefícios econômicos e sociais em grande parte dos países, mas, igualmente, alterou o meio ambiente local e global com significativos prejuízos socioambientais tanto para as atuais como para as futuras gerações de seres humanos. Para atender a demanda crescente por bens e serviços, além da extração direta dos recursos naturais para consumo, vastas porções territoriais foram ocupadas por atividades humanas – agricultura, pecuária, estradas, cidades, etc. –, substituindo ou fragmentando os ecossistemas originais (SANCHEZ-AZOFEIFA *et al.*, 1999; BEIER; NOSS, 1998).

O Brasil, país de dimensões continentais, que conta com cinco biomas, mais de 13% da biota e 40% das florestas tropicais do mundo (BRANDON *et al.*, 2005), e com um robusto sistema de áreas protegidas, tem sua atuação considerada decisiva para a proteção dos recursos naturais e da biodiversidade em nível global. Pode-se afirmar que a utilização de áreas naturais protegidas constitui-se, atualmente, no mais vigoroso instrumento de proteção ambiental (GASTON *et al.*, 2006). Neste contexto, o presente estudo tem como objetivo analisar o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) com relação a seu objetivo maior, a representatividade e a proteção da biodiversidade no Brasil.

Esse trabalho avalia a situação e as perspectivas do sistema frente às novas tendências de abordagem e à definição de prioridades de conservação, especificamente, a definição de novas áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade. Para isto, foram utilizadas ferramentas presentes no *software* ArcGis 9.3[®] (Esri), com informações sobre as unidades de conservação (UC) federais e estaduais constantes no Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC) e sobre as áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade, ambas provenientes do Ministério do Meio Ambiente (MMA); dos biomas brasileiros e das terras indígenas, provenientes do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), utilizando-se a projeção Albers Equal Area Conic para as respectivas malhas digitais (*shapefiles*).

Esse capítulo foi estruturado em quatro partes, além desta introdução. Inicialmente, a seção 2 discute a conservação da biodiversidade por intermédio de áreas protegidas. Em seguida, a seção 3 apresenta o SNUC, especificamente, sua situação espacial. A seção 4 avalia as relações entre as unidades de conservação e as áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade no Brasil e suas perspectivas. Por fim, a seção 5 traz as considerações finais.

2 AS ÁREAS PROTEGIDAS E A BIODIVERSIDADE

O principal problema historicamente apontado na relação do homem com o meio ambiente ampara-se na teoria dos recursos comuns. Bens públicos são bens de consumo tipicamente rivais, de maneira que o consumo de um bem por “A” influencia o consumo de “B”, ou seja, os membros do grupo não podem compartilhar simultaneamente dos mesmos benefícios. Os primeiros estudos mais aprofundados acerca do uso dos recursos comuns foram realizados na década de 1950 para estoques pesqueiros (GORDON, 1954; SCOTT, 1955). Mas, sem dúvida, somente no final da década seguinte esta questão tornou-se mais presente. A maior influência foi de Hardin (1968), que abordou o uso comum de uma área limitada de pastagem para observar que a soma das decisões individuais para maximizar os ganhos particulares resultou na utilização do recurso comum por um número de animais maior que sua capacidade suporte, levando o recurso comum à exaustão. O autor recomendou que a sociedade se reorganizasse, substituindo, aos poucos, os recursos comuns por recursos particulares. O estudo aponta que as pessoas estão mais atentas ao seu capital particular do que ao seu capital coletivo.

Apesar de muitos recomendarem a privatização dos recursos, já que, sem um preço afixado pelo mercado, afirmam ser impossível controlar seu uso, Mankiw (1999) sugeriu que é o governo quem deveria regular os usos desses recursos para evitar a exaustão. O fato é que existem casos de sucesso e fracasso em ambos os modelos, não existindo, aparentemente, correlação significativa entre eles e a efetividade da conservação (OSTROM, 2002). Além disso, pode-se questionar se os agentes públicos ou privados, gestores desses recursos, compreenderão como os sistemas socioambientais funcionam e se agirão voltados para o interesse coletivo ou particular. Por esses aspectos, a partir da década de 1980 começaram a surgir estudos sobre a gestão desses recursos, especialmente, a gestão compartilhada ou a autogestão (OSTROM, 1990).

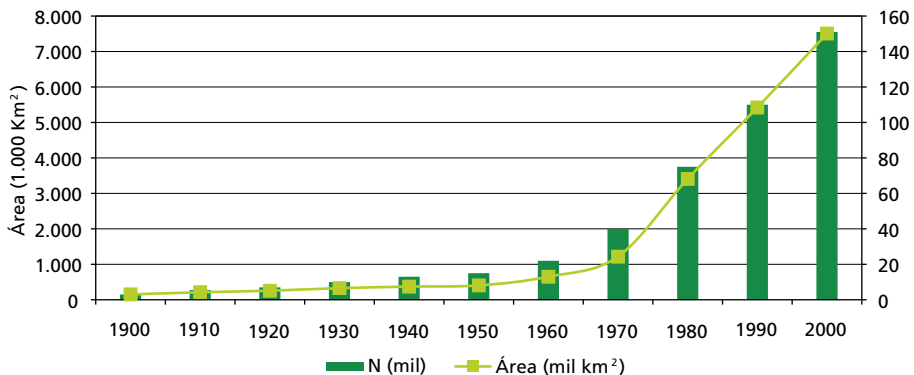
Recentemente, Dietz, Ostrom e Stern (2003) concluíram que arranjos localmente constituídos por comunidades estáveis governaram seus recursos comuns com sucesso por séculos. Entretanto, as condições ideais para a efetividade da governança são cada vez mais raras. Desta forma, sugeriram que a efetivação de uma gestão eficaz dos recursos naturais deve incluir: o diálogo entre os grupos interessados, os cientistas, as instituições relevantes e ações que promovam a experimentação, a aprendizagem e a mudança. Para os autores, a governança eficaz dos recursos comuns é

mais fácil de se atingir quando: *i*) os recursos e seus usos por seres humanos podem ser monitorados e a informação pode ser verificada e compreendida com custos relativamente baixos; *ii*) as taxas de mudança das populações, das tecnologias e das circunstâncias econômicas e sociais, são moderadas; *iii*) as comunidades mantêm uma comunicação intensa e frequente; *iv*) podem ser eliminados os baixos custos de uso dos recursos; e *v*) a monitoração e os regulamentos são eficazes na sustentação do reforço (*enforcement*). Assim, concluíram os autores, o desafio é planejar arranjos que ajudem a estabelecer tais circunstâncias ou, concentrem-se nos desafios principais da governança na ausência de circunstâncias ideais. Apesar desses avanços, ainda há limitados casos de sucesso, que em sua maioria, encontra-se em áreas protegidas.

A proteção especial de determinados espaços naturais representam um dos primeiros esforços da humanidade para assegurar a sustentabilidade dos recursos naturais (MILLER, 1997; DRUMMOND, 1997). Uma área protegida pode ser definida como “uma área terrestre e/ou marinha especialmente dedicada à proteção e manutenção da diversidade biológica e dos recursos naturais e culturais associados, manejados através de instrumentos legais ou outros instrumentos efetivos” (IUCN, 1994, p. 7).

Recentemente, essa preocupação ampliou-se significativamente, devido principalmente à mostras de escassez de diversos recursos e ao alerta gerado por uma grande variedade de pesquisas. Isto propiciou a execução de diversas medidas de proteção, entre elas uma grande diversidade de tipologias de áreas protegidas. A criação em 1872 do Parque Nacional de Yellowstone, nos Estados Unidos, é o marco histórico da forma moderna de área protegida. Estima-se que existem mais de 150 mil áreas protegidas no mundo com cerca de setenta milhões km² protegidos por diversos níveis de restrições (UNEP, 2004). O gráfico 1 apresenta a evolução do número de áreas protegidas e suas áreas territoriais durante o século XX.

GRÁFICO 1
Evolução no número e extensão das áreas protegidas no mundo durante o século XX



Fonte: UNEP (2004).
Elaboração própria.

A partir da década de 1960 tem-se uma taxa de incremento expressivamente maior que na primeira metade do século. Pode-se perceber ainda que nas décadas de 1960 e 1970, apesar de ter tido uma grande taxa de crescimento em número de áreas protegidas, suas áreas territoriais não cresceram tão expressivamente. Ou seja, as áreas territoriais das áreas protegidas neste período foram cada vez menos extensas. Este padrão mudou a partir de então em conjunto com a evolução das questões ambientais globais, intensificadas a partir da década de 1960. Alguns eventos ocorridos neste período podem ser citados. Em 1962, a primeira conferência sobre parques nacionais, realizada em Seattle pode ser considerada o primeiro importante evento para o desenvolvimento de áreas protegidas no mundo, onde se formalizou e tornou mais consistente o movimento mundial para criação de áreas protegidas. Em 1968, por meio do Programa Homem e Biosfera da Unesco (Man and Biosphere – MAB), iniciou-se a implantação de centenas de reservas em diversos países.

A década seguinte destacou-se pelo grande crescimento e pela globalização do movimento ambientalista, o que favoreceu muitas decisões que colaboraram para o desenvolvimento de políticas de proteção ambiental por meio da criação de áreas protegidas. Em 1972, a Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente e Desenvolvimento (CNUMAD), realizada em Estocolmo, em que foram endossadas diversas convenções afetando as políticas relacionadas a áreas protegidas; e a II Conferência Mundial sobre Parques Nacionais, em Yellowstone. Em 1978, a União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (IUCN) publicou seu sistema de categorias para áreas protegidas, e em 1981, criou sua unidade de informações sobre áreas protegidas que, atualmente, provê informações sobre o estado das áreas protegidas no mundo. Em 1987, Nosso Futuro Comum foi publicado sugerindo que 12% das áreas do planeta deveriam ser convertidas em áreas de proteção da biodiversidade (CNUMAD, 1991). Em 2000, a Assembleia-Geral das Nações Unidas aprovou os objetivos do milênio, incluindo na meta sete questões de sustentabilidade ambiental. Em 2002, o *World Summit on Sustainable Development*, ocorrido em Johannesburgo, demandou dos países costeiros um sistema de áreas protegidas marinhas para ser estabelecido até 2012.

Apesar desse aparente sucesso quando se consideram esses aspectos em nível global, permanece uma importante questão: Estão as áreas protegidas efetivamente conservando a biodiversidade? Sabe-se que espécies ameaçadas continuam sendo extintas e ecossistemas estão desaparecendo em larga escala. Em termos de conservação da biodiversidade por meio da instituição de áreas protegidas, existem duas abordagens principais: a primeira concentra-se na mensuração e na monitoria da quantidade de biodiversidade existente nas áreas já protegidas (SCOTT *et al.*, 1993); a segunda busca a identificação de áreas prioritárias para a expansão do sistema de áreas protegidas (BROOKS *et al.*, 2004; MARGULES; PRESSEY, 2000).

Rodrigues *et al.* (2004) identificaram, ao analisar o sistema global de áreas protegidas com relação à proteção da biodiversidade, que muitas áreas, em diversas partes do planeta, com alta biodiversidade e grande grau de conservação, encontravam-se, até então, em áreas não legalmente protegidas e sob grandes ameaças. Os autores alertaram que estas áreas concentram-se principalmente nas montanhas e ilhas tropicais e sugeriram que elas deveriam ser protegidas com urgência. Deve-se admitir que se necessitam aprofundar os conhecimentos sobre ambos os aspectos: quanta biodiversidade está sendo efetivamente conservada nas atuais áreas protegidas e onde devem ser estabelecidas novas áreas de proteção. Para melhor compreender essas abordagens, devem ser observadas algumas questões básicas acerca das dinâmicas ecológicas associadas ao processo de fragmentação dos ecossistemas.

Os sistemas ecológicos são, em grande parte, autosustentáveis, ou seja, podem manter sua estrutura e dinâmica por séculos ou milênios sem grandes alterações. De acordo com Goodland (1995), a manutenção desses processos ecossistêmicos depende, principalmente, de quatro fatores (*interactive controls*): o clima, o suprimento de recursos do solo, os grupos de organismos funcionais e o regime dos distúrbios no ecossistema. O ecossistema não será sustentável, ou seja, em um ciclo normal de distúrbios, não conseguirá manter suas características de diversidade de populações de grupos funcionais, produtividade, fertilidade do solo e ciclos biogeoquímicos, a menos que, estes fatores oscilem dentro de limites específicos de cada ecossistema. Assim, para manter esses sistemas em seus estados atuais ou promover uma intervenção ecologicamente sustentável é imprescindível a manutenção dos padrões de comportamento desses fatores, pois eles determinam a estrutura e a produtividade do sistema.

Historicamente, os padrões espaciais do uso do solo e da sua cobertura evoluíram a partir das características geológicas e das mudanças nos processos ecológicos por longos períodos de tempo. Atualmente, esses padrões representam não apenas o resultado da interação com elementos geoecológicos, mais também, dos impactos humanos diretos e indiretos ocorridos nos últimos séculos (RENETZEDER *et al.*, 2010; ERNOULT *et al.*, 2006; ANTROP, 2005). A resposta dos ecossistemas a essas perturbações é, geralmente, realizada de forma gradual. Todavia, pesquisas têm demonstrado que essas mudanças graduais dos estados dos ecossistemas tem sido interrompidas por rápidas e drásticas mudanças para novos e contrastantes estados (FOLKE *et al.*, 2004; SCHEFFER *et al.*, 2001), ou seja, promovem a autoreorganização dos ecossistemas para estados de equilíbrio dinâmico alternativo. Esses saltos para estados alternativos foram identificados em ecossistemas de diversos tipos, tais como: mares costeiros (WORM *et al.*, 1999); lagoas tropicais (SCHEFFER; CARPENTER, 2003), áreas alagadas (GUNDERSON, 2001); florestas tropicais (COCHRANE, M. A. *et al.*, 1999) e temperadas (DANELL *et al.*, 2003);

savanas (ANDERIES; JANSSEN; WALKER, 2002); estepes árticas (HIGGINS; MASTRANDREA; SCHNEIDER, 2002); e recifes de coral (ABRAM *et al.* 2003). Causando, na maioria das vezes, grandes perdas para os ecossistemas e para as populações que deles dependem.

Essas mudanças de estado ocorrem devido à superação dos limites de estabilidade dos ecossistemas (resiliência). Quanto mais fragmentado o ecossistema for, maior tende a ser sua vulnerabilidade frente ao aumento da intensidade e da frequência de ocorrência desses distúrbios promovidos por pressões externas. A fragmentação é um processo no qual a alteração de um habitat contínuo resulta em porções territoriais relativamente isoladas. A redução de área resultante torna-a desfavorável a determinadas espécies, promovendo uma redução da taxas de sobrevivência e de reprodução (LAURANCE; BIERREGARD, 1997; MYERS, 1993). São muitas as causas apontadas para a fragmentação dos ecossistemas que variam de acordo com o tempo e com a situação geográfica (CERQUEIRA *et al.*, 2003).

Podem-se distinguir causas comuns tanto naturais como antrópicas para esse fenômeno. Entre as causas naturais destacam-se (CONSTANTINO *et al.*, 2003; HARRIS, 1984): flutuações climáticas, heterogeneidade de solos, topografia, processos de sedimentação e hidrodinâmica dos rios e do mar, e processos hidrogeológicos (alterações temporárias ou não nos níveis dos rios e do mar). Esses fatores podem agir isoladamente ou em conjunto, inclusive em distintas intensidades e temporalidades. As causas antrópicas ainda necessitam de estudos mais aprofundados, principalmente em relação a sua quantificação e qualificação. Contudo, pode-se apontar como as principais causas antrópicas históricas da fragmentação dos ecossistemas (FISZON *et al.*, 2003): a caça, a exploração agropecuária, a extração vegetal, as queimadas, o lazer, a urbanização e a implantação de infraestruturas de transportes, a energia e o saneamento.

Os efeitos da fragmentação sobre a dinâmica dos fragmentos florestais dependem de (VIANA; TABANEZ; MARTINS, 1992): tamanho, forma, grau de isolamento, tipo de vizinhança e histórico de perturbações. O principal problema aparente segundo Levin (2000) é entender os processos ecológicos envolvidos nesse contexto abordando-o em múltiplas escalas de espaço, tempo e complexidade organizacional. Os novos conhecimentos quanto à dinâmica de ecossistemas fragmentados ainda não supriram a carência de estudos sobre seu uso na formulação de estratégias para a conservação da biodiversidade. As principais estratégias apoiam-se na teoria da biogeografia de ilhas (SIMBERLOFF; ABELE, 1982) aplicadas a fragmentos florestais (HARRIS, 1984). Todavia, áreas protegidas são sistemas abertos, dinâmicos e complexos, mas não são ilhas, são partes de um sistema de relações sociais, ecológicas, culturais e econômicas (MILANO, 1997). Diferente de ilhas, em geral, ocorrem significativas interações entre as áreas protegidas e seus espaços circunvizinhos, em grande parte conflituosa.

Deve-se atentar que o SNUC não é estático, está em plena evolução em paralelo aos conhecimentos e às demandas sociais de proteção ambiental. Neste sentido, apesar de se buscar um modelo de planejamento que seja de fácil disseminação e aplicação no manejo das áreas protegidas, Walker (2009) sugere que debates em torno de um modelo de estratégia para as áreas protegidas é uma discussão fútil já que os sistemas sociais, ecológico, e em consequência, os socioambientais são altamente específicos e complexos. Como poderíamos ter um simples roteiro para o planejamento desses espaços? Para ele, os problemas não estão relacionados principalmente às lacunas no conhecimento sobre esses sistemas, mas a uma questão de política e gestão pública.

3 O SISTEMA NACIONAL DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DA NATUREZA

No Brasil, os primeiros instrumentos voltados à proteção dos recursos naturais surgiram no período colonial, com objetivo de controle sobre importantes fontes de água (MEDEIROS, 2006), mas foi somente com o Decreto nº 23.793, de 23 de janeiro de 1934, que instituiu o Código Florestal Brasileiro, que se amparou legalmente a criação de áreas naturais protegidas no Brasil. Em 1937, foi criado o primeiro parque nacional brasileiro, o de Itatiaia, no Rio de Janeiro. Os primeiros parques nacionais no Brasil seguiram o modelo de sucesso norte-americano, sendo selecionados especialmente por critérios de acesso fácil, da beleza cênica e de usos públicos prévios das áreas selecionadas (SCHENINI; COSTA; CASSARIN, 2004; MERCADANTE, 2001). Somente a partir de 1979 esses critérios foram alterados, levando à criação de áreas protegidas em áreas mais remotas.

As áreas protegidas foram administradas pelo Ministério da Agricultura até 1967, quando esta atribuição passou para o recém criado Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF). Até 1989, os parques e as reservas foram criados pelo IBDF e pela Secretaria Especial do Meio Ambiente (Sema). A partir de então, Sema e IBDF foram unificados para formar o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama).

O intento de se constituir um sistema de áreas protegidas foi evidenciado em 1988 no Projeto Nacional de Meio Ambiente. Em 1989, a proposta para um SNCU foi apresentada ao Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama) e ao congresso nacional (TEIXEIRA, 2005; RYLAND; BRANDON, 2005). Em 1997 ocorreu o I Congresso Latino-Americano de Parques e Outras Áreas Protegidas, realizado na Colômbia, no qual os países declararam o compromisso de proteger 10% de seus territórios por meio de áreas protegidas (BRASIL, 2007b). No Brasil, o estabelecimento de uma meta percentual foi considerado insuficiente como medida para orientar a política nacional e permitir o estabelecimento de prioridades para a conservação da natureza. Entretanto, este foi importante para a evolução das políticas relacionadas a áreas protegidas. Três anos mais tarde, por intermédio da

Lei nº 9.985, de 19 de julho de 2000, foi criado o SNUC, sendo posteriormente regulamentado pelo Decreto nº 3.834, de 5 de junho de 2001.

O sistema instituiu novos critérios e normas para a criação, implantação e gestão das unidades de conservação no Brasil. É constituído pelo conjunto das unidades de conservação federais, estaduais e municipais e é gerido pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (acompanhamento da implantação do sistema); pelo Ministério do Meio Ambiente, (coordenação do sistema); pelos órgãos executores dos níveis federais, estaduais e municipais (implantação, geração de subsídios para as propostas de criação e administração das unidades de conservação em suas respectivas esferas de atuação). Em 2007, A Medida Provisória nº 366, de 26 de abril, criou o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMbio), que passou a órgão gestor das unidades de conservação federais que até então estavam sob a responsabilidade do Ibama.

O SNUC tem os seguintes objetivos (Art. 3): *i*) contribuir para a manutenção da diversidade biológica e dos recursos genéticos no território nacional e nas águas jurisdicionais; *ii*) proteger as espécies ameaçadas de extinção no âmbito regional e nacional; *iii*) contribuir para a preservação e a restauração da diversidade de ecossistemas naturais; *iv*) promover o desenvolvimento sustentável a partir dos recursos naturais; *v*) promover a utilização dos princípios e práticas de conservação da natureza no processo de desenvolvimento; *vi*) proteger paisagens naturais e pouco alteradas de notável beleza cênica; *vii*) proteger as características relevantes de natureza geológica, geomorfológica, espeleológica, arqueológica, paleontológica e cultural; *viii*) proteger e recuperar recursos hídricos; *ix*) recuperar ou restaurar ecossistemas degradados; *x*) proporcionar meios e incentivos para atividades de pesquisa científica, estudos e monitoramento ambiental; *xi*) valorizar econômica e socialmente a diversidade biológica; *xii*) favorecer condições e promover a educação e a interpretação ambiental, a recreação em contato com a natureza e o turismo ecológico; e *xiii*) proteger os recursos naturais necessários à subsistência de populações tradicionais, respeitando e valorizando seu conhecimento e sua cultura e promovendo-as social e economicamente.

As unidades de conservação são definidas como

(...) espaços territoriais (incluindo seus recursos ambientais e as águas jurisdicionais) com características naturais relevantes, legalmente instituídos pelo Poder Público, com objetivos de conservação e com limites definidos, sob regimes especiais de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção (Lei nº 9.985/2000, Art. 2, inciso I).

As unidades foram divididas pelo SNUC em 12 categorias de manejo, agrupadas em duas classes: as unidades de conservação de proteção integral (PI), com cinco categorias, cujo objetivo é preservar a natureza, não sendo admitido o uso direto dos recursos naturais; e as unidades de conservação de uso sustentável (US), com sete categorias, que buscam compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável

dos recursos. As diferenças básicas são que as unidades de conservação de proteção integral buscam a preservação da natureza, permitindo somente o uso indireto de seus recursos naturais, ou seja, não aceita consumo, coleta, dano ou destruição dos recursos naturais, enquanto as unidades de conservação de uso sustentável procuram combinar a conservação da natureza com o uso sustentável de parte de seus recursos, podendo envolver a coleta para comercialização ou não e uso de seus recursos.

O quadro 1 apresenta as categorias de unidades de conservação por classe e seus objetivos principais. São consideradas categorias de unidades de conservação de uso sustentável (Art. 14): área de proteção ambiental, área de relevante interesse ecológico, floresta nacional, reserva extrativista, reserva de fauna, reserva de desenvolvimento sustentável e reserva particular do patrimônio natural (RPPN). Na categoria de unidades de conservação de proteção integral (Art. 8) encontram-se: estação ecológica, monumento natural, reserva biológica, refúgio da vida silvestre e parque nacional. O Brasil possui atualmente um conjunto robusto de unidades de conservação distribuídas por todos os seus biomas.

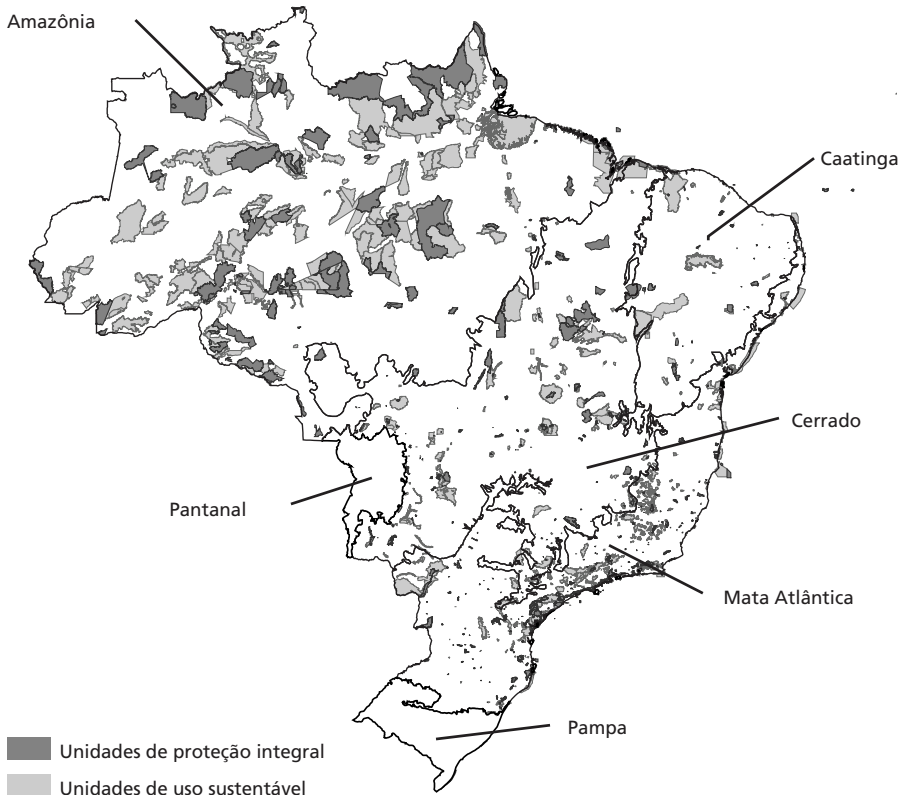
QUADRO 1
Objetivo das unidades de conservação da natureza por categoria de manejo

Classe	Categoria	Objetivos
Unidades de conservação de proteção integral	Estação ecológica	Preservar a natureza e realizar pesquisas
	Reserva biológica	Preservar a biota e demais atributos naturais
	Parque nacional	Preservar ecossistemas naturais, realizar pesquisas, atividades de educação ambiental e promover a recreação e o turismo
	Monumento natural	Preservar sítios naturais raros, singulares ou de grande beleza
	Refúgio da vida silvestre	Proteger ambientes naturais, assegurar condições de sobrevivência e reprodução de espécies migratórias ou não
Unidades de conservação de uso sustentável	Área de proteção ambiental	Proteger a diversidade biológica, disciplinar o processo de ocupação e assegurar o uso sustentável dos recursos naturais
	Área de relevante interesse ecológico	Manter ecossistemas de relevância regional ou local e regular o uso dos recursos naturais
	Floresta nacional	Promover o uso sustentável dos recursos naturais e realizar pesquisas focadas no uso sustentável de recursos florestais
	Reserva extrativista	Proteger os meios de vida e a cultura das populações extrativistas e assegurar o uso sustentável dos recursos naturais
	Reserva de fauna	Realização de estudos técnico-científicos sobre manejo sustentável da fauna
	Reserva de desenvolvimento sustentável	Abrigar as populações tradicionais e promover o uso sustentável dos recursos naturais
	Reserva particular do patrimônio natural	Conservar a diversidade biológica, realizar pesquisas e promover a recreação e o turismo

Fonte: Lei nº 9.985/2000.
Elaboração própria.

São ativas no CNUC 1.784 unidades de conservação, sendo 861 federais (764,20 mil km²) e 923 estaduais (665,71 mil km²), incluindo as reservas particulares do patrimônio natural (mapa 1). As localizadas no continente são 1.666, com uma área territorial total de 1,37 milhões km², 16,18% do território nacional. As marítimas são 118 e abrigam 51 mil km², 1,23% da área marítima (tabela 1). Há grande discrepância entre as áreas continentais abrangidas e as áreas sob proteção do SNUC na zona marítima. As unidades de conservação de proteção integral somam 454, com 510,75 mil km². São 411 continentais, com 506,14 mil km² e 43 marítimas, com 4,61 mil km². As 1.333 unidades de conservação de uso sustentável abrigam 919,16 mil km², 1.258 continentais, com 872,06 mil km² e 75 marítimas, com 47,10 mil km². Além disso, pode-se identificar que, historicamente, as áreas sob proteção de unidades de conservação no Brasil não foram igualmente distribuídas no território (BRASIL, 2006).

MAPA 1

Distribuição das unidades de conservação ativas no SNUC por classe e bioma

Fonte: Brasil (2006).
Elaboração própria.

O bioma Amazônia evidencia-se o mais privilegiado pelo SNUC. Possui 267 unidades de conservação, com 1.077,60 mil km², 25,60% do seu território. Já os outros biomas possuem menores taxas de proteção. O bioma Caatinga, por exemplo, conta com 114 unidades que abrigam em unidades de conservação somente 48,36 mil km², 5,84% da sua área territorial total. O cerrado possui 346 unidades que ocupam uma área de 153,90 mil km², 7,54% do território. O Mata Atlântica possui o maior número de unidades, 842, todavia, suas áreas somam somente 86,03 mil km², ou seja, 7,70% de sua área. São 75 unidades no Pampa com 6,27 mil km², 3,50% do território. O Pantanal possui 25 unidades que somam 6,02 mil km², 3,98% de seu território. Finalmente, a área marítima conta com 118 unidades com 51,71 mil km², somente 1,23% de sua extensão.

TABELA 1
Distribuição das unidades de conservação federais e estaduais ativas no SNUC por classe e bioma – 2009

	Amazônia		Caatinga		Cerrado		Mata Atlântica		Pampa		Pantanal		Área marinha								
	Número	Área (km ²)	Número	Área (km ²)	Número	Área (km ²)	Número	Área (km ²)	Número	Área (km ²)	Número	Área (km ²)	Número	Área (km ²)							
Área total do bioma (km ²)		4.198.804		827.957		2.041.209		1.117.774		178.950		151.177		4.212.000							
Proteção integral	Número	Área (%)	Número	Área (%)	Número	Área (%)	Número	Área (%)	Número	Área (%)	Número	Área (%)	Número	Área (%)							
Estação ecológica	17	100.685	2,40	1.303	0,16	27	12.212	0,60	34	1.474	0,13	1	1.109	0,62	1	143	0,09	8	224	0,01	
Monumento natural	0	0	0,00	3	271	0,03	1	292	0,01	1	174	0,02	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00
Parque nacional	46	259.880	6,19	6.268	0,76	56	43.002	2,11	114	19.549	1,75	7	712	0,40	3	3.263	2,16	28	3.829	0,09	
Refúgio de vida silvestre	0	0	0,00	0	0	0,00	5	3.549	0,17	3	409	0,04	1	26	0,01	0	0	0,00	1	1	0,00
Reserva biológica	14	49.202	1,17	2	44	0,01	11	338	0,02	30	2.050	0,18	14	186	0,10	0	0	0,00	6	556	0,01
Total PI	77	409.767	9,76	7.886	0,95	100	59.394	2,91	182	23.656	2,12	23	2.032	1,14	4	3.405	2,25	43	4.610	0,11	
Uso sustentável	Número	Área (%)	Número	Área (%)	Número	Área (%)	Número	Área (%)	Número	Área (%)	Número	Área (%)	Número	Área (%)							
Floresta nacional	46	284.893	6,79	6	535	0,06	19	672	0,03	29	329	0,03	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00
Reserva extrativista	48	126.205	3,01	3	19	0,00	6	893	0,04	9	686	0,06	0	0	0,00	0	0	0,00	18	5.286	0,13
Reserva de desenvolvimento sustentável	17	104.986	2,50	0	0	0,00	1	588	0,03	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00
Reserva de fauna	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00
Área de proteção ambiental	31	151.169	3,60	27	39.251	4,74	52	90.919	4,45	96	59.974	5,37	31	4.198	2,35	0	0	0,00	50	41.713	0,99
Área de relativo interesse ecológico	3	187	0,00	4	198	0,02	10	66	0,00	15	238	0,02	3	30	0,02	0	0	0,00	7	100	0,00
Total US	145	667.440	15,90	40	40.003	4,83	88	93.137	4,56	149	61.227	5,48	34	4.228	2,36	0	0	0,00	75	47.099	1,12
Total PI e US	222	1.077.207	25,66	65	47.889	5,78	188	152.531	7,47	331	84.884	7,59	57	6.260	3,50	4	3.405	2,25	118	51.710	1,23
RPN – Registro estadual	45	396	0,01	49	486	0,06	158	1.371	0,07	511	1.147	0,10	18	12	0,01	21	2.610	1,73	0	0	0,00
Total geral	267	1.077.604	25,6	114	48.375	5,84	346	153.902	7,54	842	86.031	7,70	75	6.271	3,50	25	6.015	3,98	118	51.710	1,23

Fonte: Brasil (2007a).

As principais categorias de unidades de conservação utilizadas no SNUC são reveladas pela distribuição de suas áreas territoriais. De maneira geral, no Brasil, as unidades de conservação mais comuns são os parques nacionais (332,67 mil km²) e as áreas de proteção ambiental (387,22 mil km²). No bioma Amazônia ainda se mostra significativa as áreas sob proteção de florestas nacionais (284,89 mil km²), as reservas extrativistas (126,21 mil km²), as reservas de desenvolvimento sustentável (104,99 mil km²) e as estações ecológicas (100,69 mil km²). No bioma Cerrado igualmente, há importantes ocorrências de estações ecológicas (12,21 mil km²).

É importante atentar que o SNUC não é um sistema isolado, possui inter-relações com diversas outras estratégias ambientais, tais como: os corredores ecológicos, os mosaicos de unidades de conservação e integração de ecossistemas terrestres e marinhos, as terras indígenas e as áreas prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira.

Em 2005, atendendo aos dispostos no Decreto nº 4.340/2002, o MMA criou cinco mosaicos de unidades de conservação e integração de ecossistemas terrestres e marinhos, compostos por unidades de conservação e outros tipos de áreas protegidas (BRASIL, 2007b). No mesmo ano, um grupo de trabalho ministerial iniciou a elaboração do Plano Nacional de Áreas Protegidas (PNAP), que foi criado por meio do Decreto nº 5.758/2006 que definiu os objetivos e as estratégias para o estabelecimento de um sistema de áreas protegidas efetivamente representativas e manejadas até 2015.

Outra importante iniciativa nesse contexto foram os corredores ecológicos, originados no Programa Piloto para a Proteção das Florestas Tropicais no Brasil. Os corredores ecológicos são grandes áreas, definidas a partir de diversos critérios, como a presença de espécies-chave, para fins de planejamento, localizadas nos biomas Amazônia e Mata Atlântica, principalmente o corredor central da Amazônia (520 mil km²) e o corredor central da Mata Atlântica (125 mil km²), incluindo, unidades de conservação, terras indígenas e outras áreas submetidas à diferentes níveis de proteção.

Apesar de o Brasil ter implantado um grande número de áreas protegidas nas duas últimas décadas, grandes desafios permanecem, tanto para o planejamento e gestão da unidade, como também, para proteger as unidades de distúrbios externos (MILANO, 1997; CERQUEIRA *et al.*, 2003; WWF, 2007). Assim, o sucesso dessas unidades de conservação depende, em grande parte, da articulação entre os atores que interferem no uso e na cobertura do solo em cada contexto. A gestão desses espaços deve ser fortalecida ao mesmo tempo em que se implantam as novas unidades de conservação.

4 O SNUC E A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE NO BRASIL: UMA PERSPECTIVA ESPACIAL

Para determinar a localização geográfica de novas unidades de conservação estão atualmente em andamento três iniciativas distintas (RYLANDS; BRANDON, 2005): *i*) o estabelecimento de corredores de biodiversidade; *ii*) a criação de unidades de conservação nas 23 ecorregiões da Amazônia; e *iii*) a proteção de parte das áreas identificadas como prioritárias para a conservação da biodiversidade no Brasil.

As áreas prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade são uma referência para a formulação e implantação de políticas públicas dedicadas à conservação e ao uso sustentável da biodiversidade – Portaria MMA nº 9/2007. Constitui-se no mapeamento de um conjunto de 2.684 áreas identificadas e classificadas por intermédio do Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira (Probio), do Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2007b).

A tabela 2 destaca a estimativa da área territorial das áreas prioritárias para conservação da biodiversidade no Brasil por importância e bioma. A área total das áreas prioritárias localizadas no continente é de 4.425 mil km², 51,97% da área territorial do Brasil. A maior parte, 3.070 mil km² (69,37%) encontra-se no bioma Amazônia. Destas, 427 com 1.757 mil km² são consideradas de importância extremamente alta, 57,23% das áreas prioritárias contidas no bioma. Na Caatinga, as áreas prioritárias envolvem 258,24 mil km² e destas, as áreas consideradas de importância extremamente alta possuem uma área de 123,09 mil km² (47,66%). O bioma Cerrado foi contemplado com a definição de 684,74 mil km² como áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade, sendo 355,77 mil km² (51,96%) de importância extremamente alta. São mais 219,73 mil km² de áreas prioritárias na Mata Atlântica, com 111,24 mil km² (50,63%) em áreas consideradas de importância extremamente alta. No Pampa são 106,87 mil km² com 41,07 mil km² (38,43%) de importância extremamente alta. Finalmente, o bioma Pantanal abriga 85,72 mil km² de áreas prioritárias e, destas, 45,11 mil km² (52,62%) são de áreas de importância extremamente alta.

TABELA 2

Estimativa da área territorial das áreas prioritárias para conservação da biodiversidade no Brasil, por importância e bioma
(1.000 km²)

	Amazônia	Caatinga	Cerrado	Mata Atlântica	Pampa	Pantanal	Área marinha
Extremamente alta	1.757,27	123,09	355,77	111,24	41,07	45,11	716,00
Muito alta	903,72	66,95	171,64	69,21	44,63	19,64	537,04
Alta	363,42	46,46	147,28	28,30	20,13	17,54	341,75
Insuficientemente conhecida	45,65	21,74	10,04	10,99	1,06	3,44	2.617,21
Total	3.070,05	258,24	684,74	219,73	106,87	85,72	4.212,00

Fonte: Brasil (2006, 2007c e 2007d).
Elaboração própria.

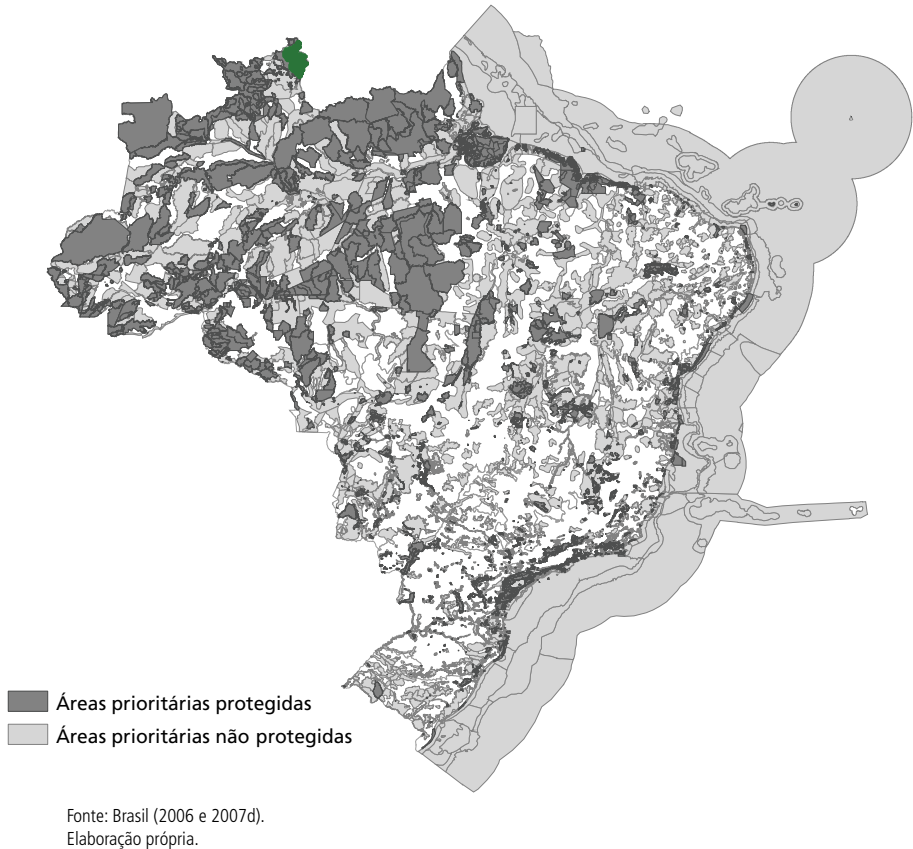
Outro aspecto a ser considerado são as áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade localizadas na área marinha (incluindo a zona costeira). Devido ao histórico abandono de proteção e a grande insuficiência de conhecimentos acerca desses ecossistemas, toda a área marítima brasileira foi considerada prioritária para a conservação. Uma área de aproximadamente 4.212 mil km². Apesar desta grande dimensão, as áreas consideradas extremamente importantes na região somam somente 716 mil km², 17% de sua área.

Das 2.684 áreas prioritárias, 1.123 já se encontram protegidas por unidades de conservação ou terras indígenas. As 1.561 restantes deverão ser protegidas por instrumentos diversos, incluindo a criação de novas unidades de conservação. Deve-se observar, entretanto, que a proteção desses espaços não implica em não uso dos seus recursos. As categorias das novas unidades devem ser definidas pelos critérios de importância e prioridade, mas também, incluir os aspectos socioeconômicos locais.

O mapa 2 destaca a situação de proteção das áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade por unidades de conservação (proteção integral e uso sustentável) e terras indígenas. Além destas, as áreas de preservação permanente e as reservas legais também possuem importante papel na proteção dos ecossistemas e da biodiversidade. Apesar de esses aspectos não terem sido aqui representados, foram considerados dentro dos critérios para a definição das prioridades de proteção.

MAPA 2

Situação de proteção das áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade



A tabela 3 mostra a estimativa da demanda por espaço para implantação de novas unidades de conservação por bioma no Brasil. Há orientação para se protegerem 654 áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade por intermédio do SNUC, uma área total de 1.719,43 mil km². São 1.461,18 mil km² na área continental, 17,93% da área territorial do Brasil, e 258,25 mil km² na área marinha, 6,13% do total desta área sob jurisdição. Isto representa um aumento de 120,28% na área coberta pelo SNUC no Brasil. Somente na Amazônia pretende-se converter em unidades de conservação 866,18 mil km² das áreas prioritárias, 20,63% da área total do bioma, o que representa um aumento de 80,41% na área atualmente atendida. Na Caatinga propõe-se a incorporação ao SNUC de 138,18 mil km², um aumento de 285,64% nas áreas sob proteção na região, 16,69% de sua área territorial. As novas unidades de conservação no Cerrado deverão ocupar 314,18 mil km², ou seja, 15,39% da área deste bioma, o que implica um aumento de 204,14% na proteção do espaço regional. Os outros biomas da porção continental possuem menores demandas.

TABELA 3

Estimativa da demanda por espaço para implantação de novas unidades de conservação por bioma no Brasil

Bioma	Número de áreas prioritárias a proteger	Área territorial (1.000 km ²)	Área total (%)
Amazônia	170	866,18	50,37
Caatinga	92	138,18	8,04
Cerrado	116	314,18	18,27
Mata Atlântica	197	72,93	4,24
Pampa	37	36,24	2,11
Pantanal	19	33,47	1,95
Área Marinha	23	258,25	15,02
Total	654	1.719,43	100,00

Fonte: MMA (2006 e 2007d).

Elaboração própria.

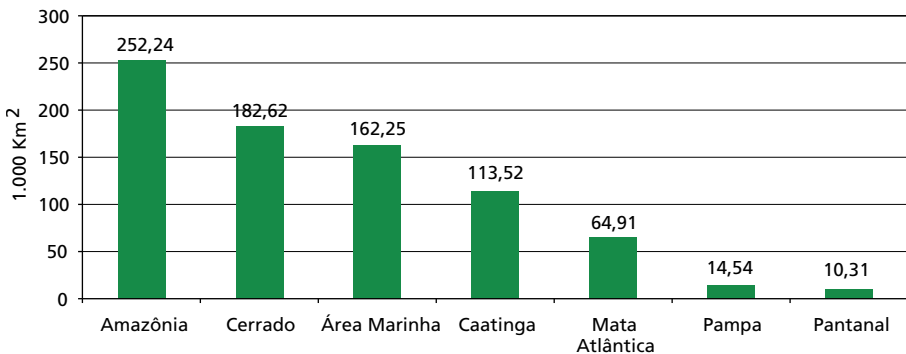
Devido principalmente a sua atualmente reduzida porção de cobertura vegetal nativa, no bioma Mata Atlântica prevê-se a conversão em unidades de conservação de uma área de 72,93 mil km², um incremento de 84,77% na proteção atual, o que representa somente 6,13% deste bioma. Historicamente esquecido, no Pampa, está previsto um incremento de 36,24 mil km² nas áreas das unidades de conservação, ampliando em 477,88% sua porção territorial protegida, um espaço que representa 20,25% da sua área. Do mesmo modo, no Pantanal há previsão de se incluir em unidades de conservação 33,47 mil km², 22,14% daquele bioma. Assim como nesses últimos biomas, na zona marinha pouco se desenvolveram unidades de conservação, seja pelo desconhecimento desses espaços, seja pelas dificuldades envolvidas. A demanda para a proteção desses espaços é de 258,25 mil km², um aumento de 399,41% na proteção de nossa área marinha, incluindo a zona costeira.

Frente a esta grande demanda por esses espaços, se deverá atentar para a priorização, tanto por suas importâncias relativas, como pelas suas prioridades – ameaças e oportunidades –, das áreas prioritárias a serem protegidas com maior urgência por unidades de conservação. Isto não implica em buscar uma maior facilidade de implantação, pois se poderia incorrer nos mesmos equívocos do passado (MILANO, 1997), levando a perda de eficiência no sistema. Neste sentido, pode-se atentar inicialmente para as áreas prioritárias e para a conservação da biodiversidade que: *i*) encontram-se desprotegidas; *ii*) são de importância ecossistêmica extremamente alta; e *iii*) possuem a prioridade extremamente alta, baseadas principalmente nas ameaças e oportunidades. As unidades que atenderem a estes critérios deverão receber atenção especial, devido, obviamente, a sua maior urgência de implantação.

Na porção continental do Brasil, as áreas prioritárias que se pretende proteger por intermédio de unidades de conservação e que possuem, tanto importância como prioridade, extremamente altas, ocupam uma área de 638,14 mil km² (gráfico 2). São 252,24 mil km² (39,5%) na Amazônia, 113,52 mil km² (17,79%) na Caatinga, 182,62 mil km² (28,53%) no Cerrado, 64,91 mil km² (10,17%) na Mata Atlântica, 14,54 mil km² (2,28%) no Pampa, e 10,31 mil km² (1,62%) no Pantanal. Na área marinha, essas áreas ocupam 162,25 mil km², o que representa 20,25% da área de todas as unidades de que podem ter sua implantação considerada urgente.

GRÁFICO 2

Distribuição das unidades de conservação previstas e de implantação urgente por bioma



Fonte: Brasil (2006 e 2007d).
Elaboração própria.

Uma grande demanda por proteção urgente de diversas áreas detentoras de grande relevância ecossistêmica e que se encontram atualmente desprotegidas e sob ameaças significativas é evidenciada. Entretanto, sabe-se que tem crescido a resistência de alguns segmentos da sociedade à conversão desses espaços, como os grandes agropecuaristas, seja pela falta de conhecimento, seja pelos equívocos que levaram a grandes conflitos socioambientais no passado recente. Neste contexto, pode-se sugerir que o SNUC só conquistará seus objetivos se o sistema integrar-se a outras ações do Estado (MEDEIROS; IRVING; GARAY, 2004). Apesar de se atrelar institucionalmente a um único ministério, o seu desafio é o de buscar a articulação necessária entre os diferentes níveis governamentais e seus diferentes setores, além de não descuidar das demandas sociais e econômicas. Dificuldades para criação em áreas já consolidadas ou em consolidação podem ocorrer, principalmente, no Centro-Sul do país.

É importante destacar que as principais políticas de integração e desenvolvimento no Centro-Norte da América Latina, incluindo os biomas Amazônia, Cerrado e Pantanal possuem forte correlação geográfica com as áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade e com as unidades de conservação e terras

indígenas. Os principais aspectos identificados são que: aproximadamente 17% do total das áreas mapeadas como prioritárias para a conservação da biodiversidade serão afetadas pelos grandes projetos – a Amazônia se apresenta como o bioma a ter o maior número de áreas prioritárias afetadas; os projetos selecionados devem afetar 137 unidades de conservação – 47 de proteção integral e 90 de uso sustentável – que somam 398 mil km² – aproximadamente 40% da extensão do sistema; e 107 terras indígenas estão na área de influência desses grandes projetos (WANDERLEY *et al.*, 2007).

Para o Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2007b) os principais entraves para a implantação do SNUC são: assegurar sustentabilidade financeira ao SNUC; dotar o sistema de unidades de conservação com pessoal em número e qualificação adequados; providenciar a regularização fundiária das unidades de conservação; regulamentar as categorias de manejo contidas no SNUC que ainda não o foram; instituir sistemas estaduais e municipais compatíveis com o SNUC e incrementar a elaboração e implantação de planos de manejo das unidades de conservação.

Um dos grandes desafios do SNUC será de assegurar em longo prazo, uma maior independência financeira. Para isto, algumas fontes de recursos alternativas para melhoria do sistema estão em desenvolvimento, tais como: o Fundo de Áreas Protegidas (FAP) as concessões florestais; a cobrança por serviços hídricos prestados pelas áreas protegidas os créditos de carbono e taxas sobre a bioprospecção e o extrativismo.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A Constituição Federal de 1988 (CF/88), por intermédio de seu Art. 225 revelou a imposição da adoção do princípio da precaução às ações do Estado (MOTA *et al.*, 2009). Ou seja, este princípio expressa a aspiração estatal na condução de políticas relacionadas à gestão dos recursos naturais e de proteção contra riscos. As ações das políticas do meio ambiente concentram-se em três grupos: curativas, preventivas e antecipativas. Estas últimas são as incluídas no modelo de precaução, que insere um novo paradigma que não supõe mais um conhecimento perfeito do risco, mas apenas a pressuposição de sua ocorrência para inspirar a ação. É neste último modelo que se inserem as unidades de conservação.

Atualmente, cobrindo uma área continental de 1,37 milhões km², 16,18% do território nacional, o SNUC pode ser considerado a principal política de proteção ambiental adotada no Brasil. Prevê-se um aumento considerável dessa cobertura protegida para 2,85 milhões km². Desses, 638 mil km² são considerados de máxima urgência para a proteção. Frente a este desafio, podem-se identificar caminhos para a melhoria do sistema, como: melhorar a infraestrutura e

a gestão das unidades existentes, adotar um processo de seleção e implantação mais eficiente que no passado das novas unidades, realizar atualizações constantes no sistema de prioridades devido às grandes dinâmicas socioeconômicas, melhorar os critérios de priorização para melhor identificação de urgência de implantação, aperfeiçoar o processo de articulação intergovernamental e extragovernamental, assim como, buscar uma maior autonomia financeira. Além disso, pode-se sugerir que sejam mais aprofundados os estudos referentes à eficiência das diversas categorias de unidades de conservação em relação à conservação da biodiversidade, pois, há grande diferença nos níveis de proteção destas.

Deve-se atentar que o grande incremento na criação de unidades de conservação no Brasil nas últimas décadas e o aumento na dimensão dessas unidades, a utilização cada vez mais adequada do conhecimento científico na seleção de novas áreas para expansão do sistema, entre outras, serão postas à prova, pois, isso dependerá das reais intenções dos governos em adotar políticas mais sustentáveis, em especial, nas áreas de infraestrutura e nas relativas ao desenvolvimento do agronegócio.

REFERÊNCIAS

- ABRAM, N. J. *et al.* Coral reef death during the 1997 Indian Ocean dipole linked to Indonesian wildfires. **Science**, v. 301, p. 952-955, 2003.
- ANDERIES, J. M.; JANSSEN, M. A.; WALKER, B. H. Grazing management, resilience, and the dynamics of a fire-driven rangeland system. **Ecosystems**, v. 5, p. 23-44, 2002.
- ANTROP, M. Why landscapes of the past are important for the future. **Landscape and Urban Planning**, v. 70, p. 21-34, 2005.
- BEIER, P.; NOSS, R. Do habitat corridors really provide connectivity? **Conservation Biology**, n. 12, p. 1.241-1.252, 1998.
- BRANDON, K. *et al.* Conservação brasileira: desafios e oportunidades. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 8-13, 2005.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). **Mapeamento das unidades de conservação do Brasil**. Brasília: MMA/SBF, 2006. Disponível em: <<http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>>. Acesso em: 10 dez. 2009. Mapa Digital.
- _____. Ministério do Meio Ambiente (MMA). **Áreas prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira**. Brasília: MMA, 2007a. 1 CD-ROM.
- _____. Ministério do Meio Ambiente (MMA). **Informe nacional sobre áreas protegidas no Brasil**. Brasília: MMA/SBF, 2007b, p. 124 (Série Áreas Protegidas do Brasil).
- _____. Ministério do Meio Ambiente (MMA). **Pilares para o plano de sustentabilidade financeira do sistema nacional de unidades de conservação**. Brasília: MMA/SBF, 2007c, p. 97 (Série Áreas Protegidas do Brasil).
- _____. Ministério do Meio Ambiente (MMA). **Revisão áreas prioritárias para conservação da biodiversidade (prioridade de ação)**. Brasília: MMA/SBF, 2007d. Disponível em: <<http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>>. Acesso em: 10 dez. 2009. Mapa Digital.
- BROOKS, T. M. *et al.* Coverage provided by the global protected area system. Is it enough? **BioScience**, v. 45, n. 12, p. 1.081-1.091, 2004.
- CERQUEIRA, R. *et al.* Fragmentação: alguns conceitos. *In*: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (Org.). **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA, 2003, p. 23-40.

COCHRANE, M. A. *et al.* Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forests. **Science**, v. 284, p. 1832-1835, 1999.

CONFERÊNCIA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO (CNUMAD). **Nosso Futuro Comum**. Relatório da comissão mundial para meio ambiente e desenvolvimento. Rio de Janeiro: Fundação Getúlio Vargas, 1991.

CONSTANTINO, R. *et al.* Causas naturais. *In*: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (Org.). **Fragmentação de ecossistemas**: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: MMA, 2003, p. 43-63.

DANELL, K. *et al.* Ungulates as drivers of tree population dynamics at module and genet levels. **Forest Ecology and Management**, v. 181, p. 67-76, 2003.

DIETZ, T.; OSTROM, E.; STERN, P. C. The struggle to govern the commons. **Science**, v. 302, p. 1907-1912, 2003.

DRUMMOND, J. A. **Devastação e preservação ambiental no Rio de Janeiro**. Niterói: EDUFF, 1997.

ERNOULT, A. *et al.* Are similar landscapes the result of similar histories? **Landscape Ecology**, v. 21, p. 631-639, 2006.

FISZON, J. T. *et al.* Causas antrópicas. *In*: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (Org.). **Fragmentação de ecossistemas**: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: MMA, 2003, p. 65-99.

FOLKE, C. *et al.* Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. **Annual Review of Ecological Evolution Systems**, v. 35, p. 557-581, 2004.

GASTON, K. J. *et al.* The ecological effectiveness of protected areas: the United Kingdom. **Biological Conservation**, n. 132, p. 76-87, 2006.

GOODLAND, R. The concept of environmental sustainability. **Annual Review of Ecological Systems**, v. 26, p. 1-24, 1995.

GORDON, H. S. The economic theory of a common property resource: the fishery. **Journal of Political Economy**, n. 62, p. 124-142, 1954.

GUNDERSON, L. H. Managing surprising ecosystems in southern Florida. **Ecological Economics**, v. 37, p. 371-378, 2001.

HARDIN, G. The tragedy of the commons. **Science**, v.162, p. 1243-1248, 1968.

HARRIS, L. D. **The fragmented forest**: island biogeography theory and the preservation of biotic diversity. Chicago: University of Chicago, 1984.

HIGGINS, P. A. T.; MASTRANDREA, M. D.; SCHNEIDER, S. H. Dynamics of climate and ecosystem coupling: abrupt changes and multiple equilibrium. **Philosophical transactions of the royal society of London – Series B**, v. 357, p. 647-655, 2002.

INTERNATIONAL UNION FOR THE CONSERVATION OF NATURE (IUCN). **Guidelines protected area management categories**. Gland, 1994.

LAURANCE, W. F.; BIERREGARD, R. O. **Tropical forest remnants**. Chicago: University of Chicago, 1997.

LEVIN, S. A. Multiple scales and the maintenance of biodiversity. **Ecosystems**, v. 3, n. 6, p. 498-506, 2000.

MANKIW, G. **Introdução à economia: princípios de micro e macroeconomia**. Rio de Janeiro: Campus, 1999.

MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. **Nature**, v. 405, p. 243-253, 2000.

MEDEIROS, R. Evolução das tipologias e categorias de áreas protegidas no Brasil. **Ambiente & Sociedade**, ano 9, n. 1, p. 41-64, 2006.

MEDEIROS, R.; IRVING, M.; GARAY, I. A proteção da natureza no Brasil: evolução e conflitos de um modelo em construção. **Revista de Desenvolvimento Econômico**, ano 6, n. 9, 2004.

MERCADANTE, M. Uma década de debate e negociação: a história da elaboração da lei do SNUC. In: BENJAMIN, A. H. (Org.). **Direito ambiental das áreas protegidas: o regime jurídico das unidades de conservação**. Rio de Janeiro: Forense Universitária, 2001, p. 190-231.

MILANO, M. Planejamento de unidades de conservação: um meio e não um fim. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 1., 1997, Curitiba. **Anais**. Curitiba, 1997, p. 150-165.

MILLER, K. Evolução do conceito de áreas de proteção: oportunidades para o Século XXI. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 1., 1997, Curitiba. **Anais**. Curitiba, 1997, p. 3-21.

MOTA, J. A. *et al.* A CF/88 e o Meio Ambiente. In: CARDOSO JR.; J. C. (Ed.). **A Constituição Brasileira de 1988 revisitada: recuperação histórica e desafios atuais das políticas públicas nas áreas regional, urbana e ambiental**. Brasília: Ipea, 2009, p. 159-178. v. 2.

MYERS, N. Biodiversity and the precautionary principle. **AMBIO**, n. 2-3, p. 74- 79, v. 22, 1993. (Biodiversity: Ecology, Economics, Policy).

OSTROM, E. **Governing the commons**: the evolution of institutions for collective action. New York: Cambridge University Press, 1990.

_____. Reformulating the Commons. **Ambiente & Sociedade**, ano 5, n. 10, p. 1-21, 2002.

PÁDUA, J. A. A ocupação do território brasileiro e a conservação dos recursos naturais. *In*: MILANO, M. S.; TAKAHASHI, L. Y.; NUNES, M. J. (Org.). **Unidades de conservação**: atualidades e tendências 2004. Curitiba: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2004, p. 12-19.

PARRISH, J. D.; BRAUN, D. R.; UNNASCH, R. S. Are we conserving what we say we are? Measuring ecological integrity within protected areas. **BioScience**, v. 53, n. 9, p. 851-860, 2003.

RENETZEDER, C. *et al.* Can we measure ecological sustainability? Landscape pattern as an indicator for naturalness and land use intensity at regional, national and European level. **Ecological Indicators**, v. 10, p. 39-48, 2010.

RODRIGUES, A. S. L. *et al.* Global Gap Analysis: Priority regions for expanding the Global Protected Area Network. **BioScience**, v. 45, n. 12, p. 1092-1100, 2004.

RYLANDS, A. B.; BRANDON, K. Unidades de conservação brasileiras. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 27-35, 2005.

SANCHEZ-AZOFEIFA, G. A. *et al.* S. Protected areas and conservation of biodiversity in the tropics. **Conservation Biology**, v. 13, n. 2, p. 407-411, 1999.

SCHEFFER, M.; CARPENTER, S. R. Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. **Trends in Ecology and Evolution**. v. 18, p. 648-656, 2003.

SCHEFFER, M. *et al.* Catastrophic shifts in ecosystems. **Nature**, v. 413, p. 591-596, 2001.

SCHENINI, P.; COSTA, A.; CASSARIN, V. Unidades de Conservação: aspectos históricos e sua evolução. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE CADASTRO TÉCNICO MULTIFINALITÁRIO. Florianópolis: UFSC, 2004.

SCOTT, A. D. The Fishery: the objectives of sole ownership. **Journal of Political Economy**, v. 63, p. 116-124, 1955.

SCOTT, J. M. *et al.* Gap Analysis: a geographical approach to protection of biological diversity. **Wildlife Monographs** 123. Bethesda, The Wildlife Society, p.1-41, 1993.

SIMBERLOFF, D. S.; ABELE, L. G. Refuge design and island biogeography theory: effects of fragmentation. **American Nature**, n. 120, p. 41-81, 1982.

TEIXEIRA, C. O desenvolvimento sustentável em unidade de conservação: a “naturalização” do social. **Revista Brasileira de Ciências Sociais**, v. 20, n. 59, p. 51-66, 2005.

VIANA, V. M.; TABANEZ, A. J.; MARTINS, J. A. Restauração e manejo de fragmentos florestais. *In*: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2., 1992, São Paulo. **Anais**. São Paulo: Instituto Florestal de São Paulo, 1992, p. 400-407.

WALKER, K. L. Protected area monitoring dilemmas: a new tool to assess success. **Conservation Biology**, v. 23, n. 5, p. 1294-1303, 2009.

WANDERLEY, I. *et al.* Implicação da Iniciativa de Integração da Infra-Estrutura Regional Sul-americana e projetos correlacionados na política de conservação do Brasil, política Ambiental. **Conservação Internacional**, Belo Horizonte, n. 3, maio 2007.

WORLD CONSERVATION MONITORING CENTRE (UNEP). **Protected areas and biodiversity**: an overview of key issues. Cambridge, 2004, p. 56. (Biodiversity Series n. 21).

WORLD WILDLIFE FOUNDATION (WWF). **Efetividade de gestão das unidades de conservação do Brasil**: implantação do método Rappam. Brasília: WWF-Brasil, 2007.

WORM, B. *et al.* Marine diversity shift linked to interactions among grazers, nutrients and propagule banks. **Marine Ecological Services**, v. 185, p. 309-314, 1999.

IMPACTOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS SOBRE O PADRÃO DE USO DA TERRA NO BRASIL*

1 INTRODUÇÃO

O objetivo deste trabalho é avaliar o impacto esperado das mudanças climáticas sobre o padrão de uso da terra nos estabelecimentos agrícolas brasileiros. Para tanto, especifica e simula um modelo econométrico que permite avaliar de que modo as mudanças climáticas tendem a afetar a alocação de terras segundo três tipos de uso – lavouras, pasto e floresta. A simulação baseia-se nos valores das temperaturas e precipitações futuras segundo as projeções do modelo regionalizado Precip para os cenários de emissões A2 e B2 definidos pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC). Os resultados apontam uma redução significativa das áreas de florestas e matas nos estabelecimentos agrícolas, com a conversão das áreas florestais para o uso na pecuária e um aumento da pressão por desmatamento na região amazônica. As simulações sugerem ainda que, devido à heterogeneidade espacial das mudanças climáticas, seus efeitos serão radicalmente distintos nas diferentes regiões do país.

2 IDENTIFICAÇÃO E DEFINIÇÃO DO PROBLEMA

Há evidências científicas cada vez mais consistentes de que o aumento de concentração dos gases de efeito estufa na atmosfera conduzirá a temperaturas mais elevadas e variações no nível de precipitação ao longo do século XXI. Essas mudanças, por sua vez, deverão acarretar impactos econômicos significativos sobre diversos setores de atividade.

Neste contexto, o setor agropecuário destaca-se como um setor particularmente sensível aos efeitos das mudanças climáticas. Em regiões em que são registradas baixas temperaturas, o aquecimento global pode criar condições climáticas mais propícias a práticas agropecuárias e levar a um aumento da produtividade do setor. Nestas regiões, a adaptação dos produtores rurais às condições climáticas mais favoráveis poderá levar a um avanço das áreas de lavoura e à conversão de florestas em áreas agrícolas, acelerando o processo de desmatamento. Já em regiões de clima quente, em que as altas temperaturas estão próximas ao limite de tolerância das

* Este trabalho foi realizado no âmbito do projeto Estudo Econômico das Mudanças Climáticas no Brasil, por meio do convênio Ipea/Department for International Development (DFID). Os autores agradecem o eficiente trabalho de assistência à pesquisa prestado por Paulo Antônio Viana, Thaís Barcellos e Yanna Braga.

culturas agrícolas, o aquecimento global poderá acarretar quedas de produtividade agrícola, implicando também significativas mudanças na estrutura produtiva e no padrão de uso da terra. Em vista da heterogeneidade espacial das mudanças climáticas e seus efeitos sobre a rentabilidade das atividades agrícolas, é de se esperar importantes variações regionais nas estratégias de adaptação dos produtores rurais.

Até o presente momento, a literatura científica tem analisado de que maneira alterações nos padrões de uso do solo podem afetar as mudanças climáticas. Como o desmatamento é uma das principais fontes de emissão de CO₂, o aquecimento global depende em boa parte da dinâmica deste processo. Um aumento na taxa de desmatamento contribui para uma maior emissão de CO₂ e conseqüentemente para um agravamento das mudanças climáticas. Contudo, pouca atenção tem sido dada à questão de como as alterações do clima vão afetar as decisões de produção e de alocação da terra para os diferentes tipos de uso. Avaliar os efeitos das mudanças climáticas sobre os padrões de uso da terra é fundamental para se entender o impacto das mudanças climáticas sobre as atividades agropecuárias e também sobre a dinâmica do desmatamento.

O objetivo deste trabalho é avaliar os potenciais efeitos das mudanças climáticas sobre as áreas de lavoura, pasto e floresta dos estabelecimentos agrícolas brasileiros. A metodologia consiste na estimação de um modelo de uso da terra em nível municipal a partir dos dados do Censo Agropecuário 1995-1996 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). A estimação dos parâmetros do modelo econométrico permite analisar de que forma as alocações de terra entre estes três tipos de uso – lavoura, pasto e floresta – respondem aos fatores climáticos. Em seguida, estes parâmetros são utilizados para simular os impactos das mudanças climáticas sobre a variação das áreas de lavoura, pasto e floresta dos estabelecimentos agrícolas. A simulação baseia-se nos valores das temperaturas e precipitações futuras segundo as projeções do modelo regionalizado Precip para os cenários de emissões A2 e B2 definidos pelo IPCC.

Com o objetivo de avaliar o impacto econômico das mudanças climáticas sobre o setor agrícola brasileiro, simularam-se ainda os efeitos das mudanças climáticas previstas pelo modelo Precip sobre a produtividade média de sete culturas: arroz, cana, feijão, fumo, milho, soja e trigo. Vale ressaltar que a avaliação setorial do impacto econômico dos efeitos das mudanças climáticas sobre as atividades agrícolas, proposta neste componente do projeto Economia das Mudanças Climáticas no Brasil (Economics of Climate Change in Brazil – ECCB), será complementada pela estimação das repercussões das mudanças setoriais agrícolas – variações de área e produtividade média das culturas – sobre a economia brasileira. Esta avaliação será feita por meio da utilização de um modelo de equilíbrio geral computável (CGE), sob responsabilidade da equipe da Universidade de São Paulo (USP) envolvida no ECCB.

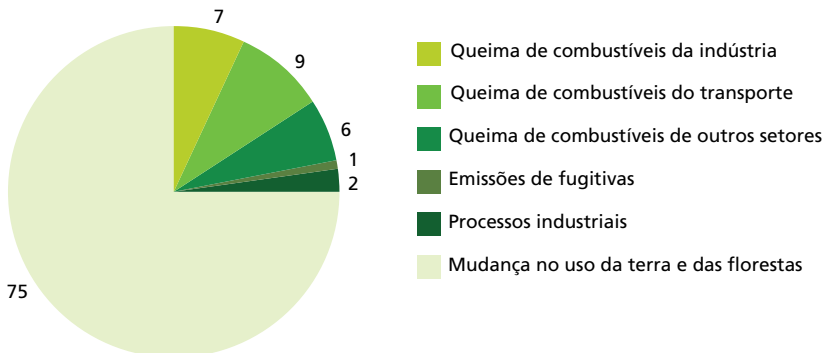
3 CONTEXTUALIZAÇÃO DO PROBLEMA

O território brasileiro possui aproximadamente 4,8 milhões de km² de florestas (FAO, 2006), que representam 57% do território nacional. Esta imensa área corresponde ainda a aproximadamente 10% da cobertura florestal mundial, constituindo-se a segunda maior área de florestas do mundo.

As florestas brasileiras abrigam expressivos estoques de carbono e por isso desempenham uma função estratégica na regulação do clima regional e global. Em geral, metade da biomassa das florestas é composta por carbono. Por essa razão, a derrubada e a queima de florestas nativas ocasionam grande emissão de carbono na forma de CO₂ (dióxido de carbono) para a atmosfera. No período de 1990 a 2005, aproximadamente 420 mil km² de florestas foram convertidas para outros usos. Isto corresponde a uma taxa anual de desmatamento de 27,3 mil km² de florestas por ano. Segundo dados da FAO (2006), calcula-se que os desmatamentos em território brasileiro responderam por 21% das perdas de cobertura florestal no mundo no período 1990-2000, com este número elevando-se para 24% no período 2000-2005. Estima-se que houve redução de aproximadamente 6 bilhões de toneladas métricas de estoque de carbono da cobertura florestal decorrente do processo de desmatamento neste período de 15 anos.

As elevadas taxas de desmatamento explicam o alto percentual das emissões líquidas de CO₂ que são atribuídas a mudanças do padrão de uso da terra. Diferentemente dos países industrializados, no Brasil a maior parcela das emissões líquidas é proveniente da conversão das florestas para uso agropecuário. Como mostra o gráfico 1, o setor de mudança de uso da terra e floresta foi responsável por 75% das emissões de CO₂ em 1994.

GRÁFICO 1
Emissões líquidas de CO₂ por setor – 1994
(Em %)



O desmatamento no bioma Amazônia tem grande participação nas emissões brasileiras, respondendo por mais de 60% das emissões de CO₂ do Brasil. Como apontado por Margulis (2003), a pecuária é a principal atividade econômica na região amazônica e os médios e grandes pecuaristas são os principais responsáveis pelo desmatamento. O autor mostra ainda que a conversão de florestas em pastos possui uma lógica econômica, uma vez que a pecuária é uma atividade potencialmente lucrativa para os produtores e que esta lucratividade é o fator básico dos processos de desmatamento na região.

O processo de desmatamento também foi acelerado nas regiões de cerrado, que perderam o equivalente a 20% de sua área original no período entre 1990 e 2005. O desmatamento na região de cerrados ocorreu principalmente em função da expansão do cultivo da soja e da pecuária, atividades caracterizadas pela alta rentabilidade no período. A área destinada ao plantio de soja cresceu 95% entre 1990 e 2000 na região Centro-Oeste. Como lavouras que concorrem com a soja não tiveram sua área reduzida neste período, a expansão da soja implicou o aumento da área total de lavouras (BRANDÃO; RESENDE; MARQUES, 2005). Já a alta rentabilidade da pecuária resultou no aumento de rebanho bovino e das áreas de pastagem, principalmente no Mato Grosso do Sul e no norte do estado de Mato Grosso.

Por fim, verifica-se que a perda de cobertura florestal nas regiões de Mata Atlântica também foi crítica, com o desmatamento de 8% de sua área durante 1990 e 2005. O processo de desmatamento acelerado nestas regiões pode ser explicado pelo crescimento desordenado dos grandes centros urbanos e pela especulação imobiliária.

A breve análise apresentada anteriormente serve para ilustrar o fato de que os processos de mudança do uso do solo e do desmatamento nos diferentes biomas são motivados pela rentabilidade econômica das atividades concorrentes. Desta forma, ao decidirem sobre a alocação do uso da terra, os produtores rurais consideram os retornos econômicos associados à conservação florestal e às atividades agropecuárias. Como fatores climáticos são determinantes da rentabilidade dos diferentes usos da terra, é de se esperar que os produtores se adaptem aos novos cenários climáticos por meio da realocação de suas terras, destinando-as a usos mais rentáveis no novo contexto. Portanto, é importante analisar o processo adaptativo dos produtores rurais aos fatores climáticos, de modo a entender como os padrões de uso da terra se alterarão nas diferentes regiões brasileiras frente aos cenários projetados de mudanças do clima.

Ademais, compreender as adaptações dos produtores rurais em termos de mudanças no uso do solo é fundamental para se avaliar a dinâmica do desmatamento frente aos cenários projetados pelos modelos de mudanças climáticas.

Tal análise é essencial para avaliar os futuros padrões de emissões de gases de efeito estufa no Brasil, uma vez que os desmatamentos constituem a principal fonte de emissões de CO₂ no país.

4 REVISÃO DA LITERATURA

Existe uma vasta literatura econômica sobre os efeitos das mudanças climáticas globais na agricultura. Os estudos pioneiros adotaram a chamada “abordagem da função de produção” (DECKER; JONES; ACHTUNI, 1986; ADAMS, 1989), entre outros. Esta abordagem, também denominada “modelo agrônomico”, especifica a função de produção de determinada cultura e analisa de que forma mudanças nas variáveis climáticas afetam a produtividade da planta. A abordagem da função de produção permite estimar sem viés os efeitos da variação dos fatores climatológicos sobre a produtividade de uma cultura específica, uma vez que todos os demais fatores que influenciam a produtividade da planta são mantidos fixos durante o experimento. Contudo, estes modelos estritamente agrônomicos não levam em conta as diferentes possibilidades de adaptação dos agricultores frente a variações do clima. Por exemplo, em resposta a um aumento de temperatura, os agricultores podem mudar a quantidade de fertilizante utilizada, ou abandonar o cultivo de determinado produto e passar a produzir culturas mais tolerantes a temperaturas elevadas. Como estas estratégias adaptativas não são consideradas no modelo agrônomico, esta abordagem tende a sobrestimar o impacto das mudanças climáticas no setor agrícola.

O modelo hedônico¹ proposto por Mendelsohn, Nordhaus e Shaw (1994) procura corrigir a tendência à sobrestimação observada nos modelos agrônomicos. Em vez de analisar o impacto das variáveis climáticas sobre uma cultura específica, os autores examinam como o clima, em diferentes áreas geográficas, afeta o valor das terras agrícolas. O modelo hedônico pressupõe que os mercados de terra são eficientes e, portanto, o preço da terra reflete o fluxo descontado das rendas agrícolas futuras. Estes modelos consideram ainda que os produtores rurais alocam suas terras para os usos mais lucrativos levando em conta as condições econômicas e agroclimáticas e, desta forma, o preço da terra seria capaz de incorporar também o efeito do clima sobre a atividade agrícola. Logo, a abordagem hedônica abrange tanto os impactos diretos do clima nos rendimentos de diferentes culturas quanto os impactos indiretos decorrentes da substituição entre culturas face a variações climáticas. Diversos estudos aplicaram a abordagem hedônica para analisar o setor agrícola norte-americano (MENDELSONH, NORDHAUS; SHAW, 1999; SCHELENKER; HANEMANN; FISCHER, 2005, 2006), entre outros, obtendo resultados bastante divergentes quanto à magnitude do impacto

1. O modelo hedônico também recebe a denominação de abordagem ricardiana.

das mudanças climáticas sobre o preço da terra. A abordagem hedônica foi recentemente criticada por Deschênes e Greenstone (2007). Segundo estes autores, as estimações dos modelos hedônicos estão sujeitas ao viés de variável omitida, uma vez que variáveis não observadas que afetam o preço da terra seriam excluídas da especificação dos modelos hedônicos. Desta forma, os coeficientes das variáveis climáticas estariam incorporando os efeitos das variáveis omitidas e forneceriam estimativas viesadas do impacto dos fatores climáticos sobre o preço da terra.

Deschênes e Greenstone (2007) propuseram um modelo de efeitos fixos que explora a variação aleatória da temperatura e da precipitação ao longo dos anos para estimar os impactos das mudanças climáticas sobre o lucro e a produtividade agrícola. Os efeitos atribuídos aos fatores climáticos são identificados a partir de desvios de temperatura e precipitação observados em determinado ano em relação às suas médias históricas. Esses desvios não podem ser antecipados pelos produtores agrícolas e são, portanto, supostamente ortogonais aos determinantes não observáveis dos lucros agrícolas. Desta forma, o modelo oferece uma possível solução ao problema de viés de variável omitida apresentado pela abordagem hedônica. As estimações de Deschênes e Greenstone (2007) sugerem que as mudanças climáticas conduzirão a um aumento de 4% nos lucros anuais do setor agrícola norte-americano. Deschênes e Greenstone (2007) estimaram ainda um modelo hedônico e verificaram que os resultados encontrados não são robustos a mudanças na especificação do modelo. Os autores interpretam este resultado como uma evidência empírica da presença de viés de variável omitida no modelo hedônico.

No que tange às aplicações ao setor agrícola brasileiro, o estudo de Sanghi *et al.* (1997) propõe um modelo hedônico para avaliar os efeitos do clima sobre o preço da terra. Os autores estimam os efeitos decorrentes de um aumento uniforme de 2,5°C da temperatura e de 7% da precipitação em todos os municípios brasileiros. Sanghi *et al.* (1997) encontram um efeito líquido negativo no valor da terra agrícola no Brasil, com reduções entre 2,16% e 7,40% no preço médio da terra.

Os resultados de Sanghi *et al.* (1997), assim como as estimativas pelo método da função de produção apresentadas por Siqueira, Farias e Sanz (1994), fornecem evidências empíricas de que os estados situados na região Centro-Oeste serão os mais negativamente afetados pelas mudanças climáticas. De fato, nesta região encontram-se as áreas de cerrado, caracterizadas por elevadas temperaturas e baixa pluviosidade, e portanto bastante vulneráveis aos efeitos das mudanças climáticas. Já os estados localizados na região Sul, por possuírem temperaturas mais amenas, poderiam até mesmo se beneficiar com a elevação da temperatura.

Evenson e Alves (1998) analisam os efeitos das mudanças climáticas sobre os padrões de uso da terra. Os autores estimam um modelo econométrico de alocação de terra para seis tipos de uso: lavouras temporárias, lavouras permanentes,

pastos naturais, pastos plantados, florestas naturais e florestas plantadas. Seus resultados indicam que um aumento uniforme de 3°C de temperatura e 3% nos níveis pluviométricos levariam a uma redução de 1,84% da área de floresta natural e a um aumento de 2,76% das áreas de pastagem. Os autores avaliam ainda que os ganhos de produtividade agrícola decorrentes do progresso tecnológico poderiam reduzir as perdas de áreas florestais. Desta forma, o investimento em pesquisa e desenvolvimento para o desenvolvimento de cultivares mais resistentes a temperaturas elevadas seria uma estratégia eficaz de adaptação aos efeitos das mudanças climáticas.

Por fim, Féres, Reis e Speranza (2007) avaliam o impacto das mudanças climáticas na lucratividade do setor agrícola brasileiro por meio do uso de um modelo de efeitos fixos. Os autores estimam que o impacto das mudanças climáticas seja relativamente modesto no médio prazo: de acordo com as projeções dos modelos climáticos para o período 2040-2069, a lucratividade agrícola se reduziria aproximadamente em 3%. Contudo, os efeitos são consideravelmente mais severos para o clima projetado para o período 2070-2099, quando se estima que as perdas de lucratividade agrícola possam alcançar 26%.

De maneira geral, pode-se dizer que os estudos que analisam a agricultura brasileira sugerem que os efeitos das mudanças climáticas globais no setor agrícola podem vir a ser radicalmente diferentes nas diversas regiões do país. Os estudos identificam as regiões Norte, Nordeste e parte da região Centro-Oeste como as mais vulneráveis aos efeitos das mudanças climáticas. Já municípios localizados nas regiões Sul poderiam se beneficiar com as temperaturas mais elevadas projetadas pelos modelos climatológicos.

5 METODOLOGIA

Esta seção está subdividida em duas partes. A primeira parte descreve a especificação econométrica do modelo de uso da terra adotado neste estudo e os métodos de estimação/simulação utilizados. Na segunda parte é descrita a metodologia utilizada na análise dos impactos das mudanças climáticas sobre a produtividade agrícola.

5.1 Modelo de uso da terra

Como observado na revisão da literatura, em nosso conhecimento, apenas o trabalho de Evenson e Alves (1998) propõem um modelo de uso da terra que incorpora fatores econômicos para avaliar o impacto das mudanças climáticas no Brasil. O modelo adotado em nosso estudo apresenta basicamente duas inovações em relação ao trabalho de Evenson e Alves (1998). Em primeiro lugar, nosso trabalho propõe um modelo econométrico estrutural para analisar a questão, o qual é consistente com os pressupostos teóricos da teoria microeconômica para

o comportamento dos agentes. Além disso, o sistema de equações de alocação da terra para os diferentes tipos de uso é estimado fazendo-se uso de métodos de estimação simultânea. A adoção de métodos de estimação simultânea parece-nos mais apropriado, uma vez que a decisão dos produtores sobre quanto alocar de terra para diferentes tipos de uso devam ser interdependentes. Essas duas inovações representam uma importante contribuição à literatura sobre modelos econométricos para a análise de padrões de uso da terra.

5.1.1 Modelo econômico

O modelo de uso da terra é derivado a partir do problema de maximização de lucro do produtor rural, que decide a alocação de suas terras entre três diferentes tipos de uso: lavoura, pasto e floresta. Dados os preços dos produtos, o custo dos insumos e as características agroclimáticas, o produtor escolhe a quantidade de área a ser alocada para cada uso de modo a maximizar o lucro de suas atividades, respeitando a restrição de que a soma das áreas alocadas para os três usos não pode ultrapassar a área total do estabelecimento agrícola. Este processo decisório pode ser representado pelo seguinte problema de otimização restrita:

$$\text{Max}_{n_1, n_2, \dots, n_m} \left(\sum_{i=1}^m \Pi_i(p_i, r, n_i, X) : \sum_{i=1}^m n_i = N \right) \quad (1)$$

em que o índice i representa o tipo de uso – atividade. Em nossa aplicação, como consideramos três tipos de uso – lavoura, pasto e floresta –, temos $m = 3$. Já n_i representa a área alocada para o uso i , Π_i representa o lucro obtido com a atividade i , p_i é o preço do produto relativo à atividade i , r é o vetor de preços dos insumos, X é um vetor de variáveis agroclimáticas que influenciam a lucratividade e N é a área total do estabelecimento agrícola.

O Lagrangeano do problema de otimização expresso em (1) é escrito da seguinte forma:

$$L = \sum_{i=1}^m \Pi_i(p_i, r, n_i, X) + \mu \left(N - \sum_{i=1}^m n_i \right) \quad (2)$$

As condições de primeira ordem para uma solução interior do problema de maximização são expressas por:

$$\frac{\partial L}{\partial n_i} = \frac{\partial \Pi_i}{\partial n_i} - \mu = 0 \quad i = 1, 2, \dots, m \quad (3)$$

$$N - \sum_{i=1}^m n_i = 0 \quad (4)$$

A partir das condições de primeira ordem, podemos derivar as alocações ótimas de terra para cada tipo de uso i , representadas pelo símbolo n_i^* . Estas áreas ótimas são determinadas pelo preço dos produtos e dos insumos, pela área total do estabelecimento e pelas variáveis agroclimáticas $n_i^*(p_i, r, N, X)$. Desta forma, obtemos três equações de alocações ótimas para os três tipos de uso: $n_{lavoura}^*$, n_{pasto}^* e $n_{floresta}^*$.

Finalmente, é importante observar que substituindo as alocações ótimas n_i^* na condição de primeira ordem (4) e diferenciando-se esta expressão, temos:

$$\sum_{i=1}^m \frac{\partial n_i^*(p_i, r, N, X)}{\partial N} = 1 \sum_{i=1}^m \frac{\partial n_i^*(p_i, r, N, X)}{\partial p} = 0 \sum_{i=1}^m \frac{\partial n_i^*(p_i, r, N, X)}{\partial r} = 0$$

$$\sum_{i=1}^m \frac{\partial n_i^*(p_i, r, N, X)}{\partial X} = 0 \quad (5)$$

As equações anteriores podem ser interpretadas da seguinte forma: caso haja um aumento de um hectare (ha) na área do estabelecimento, essa área adicional deve ser alocada de tal forma que as variações de área dos três tipos de uso também somem um hectare. Por outro lado, caso haja mudanças nos preços ou nas condições agroclimáticas, as realocações de área entre os três tipos de uso devem se compensar, resultando em um efeito líquido nulo. Por exemplo, caso uma variação positiva no preço das lavouras leve a um aumento de x hectares na área alocada para este uso, a soma das variações das áreas de pasto e floresta devem corresponder a $-x$, de tal forma que a área total – lavoura + pasto + floresta – não se modifique. As condições expressas em (5) garantem a consistência lógica do modelo.

5.1.2 Especificação econométrica e estimação

Para a derivação do modelo empírico de estimação das alocações ótimas de área, considera-se que a função lucro Π_i é representada por uma função quadrática normalizada. A escolha desta forma funcional para a especificação da função lucro justifica-se por três motivos. Em primeiro lugar, esta é uma forma funcional flexível que não restringe as elasticidades de substituição entre insumos. Em segundo lugar, a função quadrática normalizada é consistente com as propriedades da teoria econômica, como homogeneidade de grau um nos preços. Por fim, as funções de alocação de terra derivadas a partir da função quadrática normalizada são lineares nos parâmetros. A resolução do problema de otimização proposto em (1) com o uso da função quadrática normalizada gera a seguinte equação de alocação ótima:

$$n_i^* = \beta_0^i + \sum_{j=1}^j \beta_{1j}^i p_j + \sum_{k=1}^k \beta_{2k}^i r_k + \beta_3^i N + \sum_{l=1}^s \beta_{4l}^i X_l + \varepsilon \quad i = 1, 2, 3 \quad (6)$$

sujeita às restrições paramétricas:

$$\sum_{i=1}^3 \beta_3^i = 1 \quad \sum_{i=1}^3 \beta_{1f}^i = 0 \quad \sum_{i=1}^3 \beta_{2k}^i = 0 \quad \sum_{i=1}^3 \beta_{4l}^i = 0 \quad (7)$$

$$\sum_{i=1}^3 \beta_{1f}^i = \sum_{i=1}^3 \beta_{li}^f \quad (8)$$

As restrições observadas em (7) correspondem às condições de otimização expressas nas equações (5) para o caso particular da função quadrática normalizada, enquanto as restrições em (8) são decorrência da propriedade de simetria desta forma funcional.

Temos, portanto, um sistema de três equações representando a alocação ótima para cada tipo de uso ($n_{lavoura}^*$, n_{pasto}^* e $n_{floresta}^*$), sujeito às restrições paramétricas expressas em (7) e (8).

Para a estimação deste sistema, foi escolhido um método de estimação simultânea. Tal escolha parece-nos adequada por dois motivos. Em primeiro lugar, é de se esperar que as decisões dos produtores sobre quanto alocar de terra para lavoura, pastos e florestas devam ser interdependentes, o que implica uma potencial correlação nos termos de erro das três equações. Um método de estimação simultânea permite levar em conta a correlação entre estes erros. Já métodos que estimam cada equação isoladamente ignoram a correlação entre as equações e portanto não são eficientes. Além disso, apenas a utilização de métodos de estimação simultânea é capaz de impor as restrições expressas em (7) e (8), que envolvem coeficientes de diferentes equações. Portanto, o uso de um método de estimação simultâneo mostra-se mais adequado do que estimar o sistema expresso em (6) equação por equação.

Um segundo aspecto econométrico importante a observar é que as restrições expressas em (7) fazem que o sistema a ser estimado seja singular. Para solucionar este problema, estimam-se duas das equações especificadas em (6), enquanto os parâmetros para a equação omitida são recuperados por meio das restrições em (7). Em nossa aplicação, foram estimadas as equações de área para lavoura e pasto, enquanto os parâmetros para a equação de florestas foram recuperados por intermédio das restrições.

A estimação do modelo foi feita por intermédio do método Seemingly Unrelated Equations Iterado (Isur). Este método de estimação simultânea é eficiente na presença de correlação de resíduos nas equações de alocação de terra e permite impor as restrições entre coeficientes de diferentes equações, conforme antes discutido. Além disso, a iteração de método SUR faz que a estimação dos parâmetros seja robusta em relação à equação omitida. Em outras palavras, independente da equação que for omitida na estimação do sistema, a utilização do método Isur garante que os parâmetros recuperados sempre possuam o mesmo valor.

Os parâmetros estimados para as equações de pasto, lavoura e floresta permitem analisar de que maneira as alocações de terra para estes três tipos de uso reagem a variações das diferentes variáveis explicativas do modelo – preço dos produtos, preço dos insumos, fatores agroclimáticos. A partir destes parâmetros, é possível simular o impacto das mudanças climáticas sobre as variações de área.

5.1.3 Método de simulação

Primeiramente, são simuladas as áreas destinadas a cada um dos três tipos de uso considerando-se as médias das temperaturas e precipitações projetadas pelo modelo Precis para o período-base (em nosso caso, o período-base corresponde ao período 1960-1991):

$$\hat{n}_{i,BASE}^* = \hat{\beta}_0^i + \sum_{f=1}^j \hat{\beta}_{1f}^i p_f + \sum_{k=1}^l \hat{\beta}_{2k}^i r_k + \hat{\beta}_3^i \hat{\beta}_3^i N + \sum_{l=1}^s \hat{\beta}_{4l}^i X_{l,BASE} \quad (9)$$

em que $\hat{n}_{i,BASE}^*$ corresponde à área estimada para o uso do tipo i , dadas as características climáticas projetadas para o período-base pelo modelo Precis, $\hat{\beta}$ são os coeficientes estimados no modelo econométrico e $X_{l,BASE}$ é o vetor de variáveis agroclimáticas no qual as variáveis climáticas são as projetadas pelo modelo Precis para o período-base.

Em seguida, simulam-se as áreas alocadas para cada tipo de uso, considerando-se as mudanças climáticas projetadas pelo modelo Precis em determinado período que denominamos T1:

$$\hat{n}_{i,T1}^* = \hat{\beta}_0^i + \sum_{f=1}^j \hat{\beta}_{1f}^i p_f + \sum_{k=1}^l \hat{\beta}_{2k}^i r_k + \hat{\beta}_3^i \hat{\beta}_3^i N + \sum_{l=1}^s \hat{\beta}_{4l}^i X_{l,T1} \quad (10)$$

em que $\hat{n}_{i,T1}^*$ corresponde à área estimada para o uso do tipo i , dadas as características climáticas projetadas para o período T1 pelo modelo Precis, e $X_{l,T1}$ é o vetor de variáveis agroclimáticas no qual as temperaturas e precipitações são as projetadas pelo modelo Precis para T1.

Por fim, a variação percentual da área destinada ao uso i decorrente das mudanças climáticas pode ser calculada por meio da fórmula:

$$\Delta n_i^* = \frac{\hat{n}_{i,T1}^* - \hat{n}_{i,BASE}^*}{\hat{n}_{i,BASE}^*} \times 100 \quad (11)$$

Obtemos assim as variações estimadas $\Delta n_{lavoura}^*$, Δn_{pasto}^* e $\Delta n_{florestas}^*$ decorrentes das mudanças climáticas previstas pelo modelo Precis.

5.2 Produtividade agrícola

5.2.1 Especificação econométrica e estimação

O efeito das mudanças climáticas sobre a produtividade agrícola é avaliado em termos das variações de produtividade física das culturas – por exemplo, em kg/ha. Pressupõe-se aqui que a produtividade física é basicamente determinada por fatores agroclimáticos e independem de fatores econômicos. Desta forma, não é especificado um modelo estrutural para analisar a questão,² optando-se pela estimação de uma equação de produtividade em forma reduzida.

A especificação das equações parte do pressuposto de que a produtividade é determinada pela temperatura, precipitação e características agronômicas, tais como o tipo de solo. Desta forma, a equação de produtividade de determinada cultura possui a seguinte forma geral:

$$PRODMED = f(TEMP, PREC, Z) \quad (12)$$

em que *PRODMED* é a produtividade média de determinada cultura, *TEMP* é a temperatura e *Z* é um vetor contendo diversas características agronômicas. Para controlar para as questões de sazonalidade e não linearidade dos efeitos dos fatores climáticos, as variáveis de temperatura e precipitação são especificadas em função de suas médias trimestrais e são incluídos termos lineares e quadráticos. São também incluídos efeitos fixos para as unidades da Federação, para controlar para a possível heterogeneidade regional. Estas questões serão discutidas mais detalhadamente adiante. A estimação da equação (12) é feita pelo método de mínimos quadrados ordinários, ponderado pela área dos estabelecimentos agrícolas.

5.2.2 Método de simulação

Para a simulação dos efeitos das mudanças climáticas sobre a produtividade média de determinada cultura, primeiramente calcula-se $PRODMED_{BASE}^{\wedge}$, que corresponde à produtividade média estimada pela equação (12) considerando-se as temperaturas e precipitações observadas no período 1970-1996, que denominamos período-base. Em seguida, simula-se a produtividade média $PRODMED_{T1}^{\wedge}$, que corresponde à produtividade média estimada por (12) considerando-se as mudanças climáticas projetadas pelo modelo Precis em determinado período que denominamos T1. Finalmente, a variação percentual da produtividade média é obtida pela fórmula:

2. Na verdade, pode-se argumentar que os investimentos em pesquisa e desenvolvimento têm impacto sobre a produtividade agrícola, e esses investimentos podem depender das condições de mercado – preços agrícolas etc. No entanto, como não há dados consolidados disponíveis sobre investimentos em pesquisa e desenvolvimento, tal questão não poderia ser incorporada em nossa pesquisa. Ademais, a incorporação de variáveis econômicas implicaria problemas de endogeneidade e o consequente viés de nossos estimadores.

$$\Delta PROD MED = \frac{\hat{PROD MED}_{T1} - \hat{PROD MED}_{BASE}}{\hat{PROD MED}_{BASE}} \times 100 \quad (13)$$

6 BASE DE DADOS

As estimações do modelo de uso da terra e das equações de produtividade foram realizadas com observações em nível municipal. A construção das variáveis utilizadas na estimação dos modelos envolveu a consolidação e compatibilização de bases de dados provenientes de diferentes fontes. As informações agroeconômicas foram obtidas a partir do Ipeadata, que coletou dados agronômicos fornecidos pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa) e os dados municipais dos censos agropecuários do IBGE de 1970, 1975, 1980, 1985 e 1995-1996. As informações sobre temperatura e precipitação observadas foram obtidas a partir da base de dados CL 2.0 10' do Climate Research Unit (CRU/University of East Anglia). Já os dados climáticos para o período 2010-2100 correspondem às projeções de temperatura e precipitação oriundas do modelo regionalizado Precis, fornecidos pelo Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPTEC)/ Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (Inpe). A construção das variáveis é descrita em detalhes a seguir.

6.1 Uso da terra

As variáveis relativas aos três tipos de uso – lavoura, pasto e florestas – foram construídas a partir dos dados municipais do Censo Agropecuário do IBGE. A área de lavoura corresponde à soma das áreas dos estabelecimentos agrícolas de determinado município utilizadas para o plantio de lavouras temporárias, lavouras permanentes e das terras em descanso.³ A área de pastagem foi calculada como a soma das pastagens naturais e plantadas. Já a área de floresta corresponde ao total das áreas dos estabelecimentos ocupadas por florestas naturais, florestas plantadas e pelas terras produtivas não utilizadas. Optou-se por computar as terras produtivas não utilizadas como áreas de floresta, pois pelos critérios de classificação do IBGE, as terras “produtivas e não utilizadas” correspondem a áreas que estão fora de uso por período superior a quatro anos.

6.2 Produtividade agrícola

A variável relativa à produtividade agrícola foi calculada em termos de produtividade média municipal, correspondendo à razão entre a quantidade colhida e a área colhida em determinado município segundo os dados do censo agropecuário. Foram calculadas e analisadas as produtividades médias relativas a sete culturas:

3. As terras em descanso são habitualmente utilizadas para o plantio de lavouras temporárias.

arroz, cana-de-açúcar, feijão, fumo, milho, soja e trigo. Estas culturas foram escolhidas por representarem parcela significativa da produção agrícola nacional. As produtividades médias estão expressas em termos de kg/ha.

6.3 Preço dos produtos: lavoura, pasto e floresta

O preço representativo dos produtos da lavoura foi construído por meio do cálculo de um índice de preços de Laspeyres regionalizado, no qual foram utilizados os dados municipais de preços e quantidades para as sete culturas já mencionadas – arroz, cana, feijão, fumo, milho, soja e trigo. O preço representativo das atividades relacionadas à pastagem corresponde ao preço médio municipal do gado, calculado pela razão entre o valor total dos bovinos vendidos e abatidos em determinado município e o número total de cabeças vendidas e abatidas. Já o preço das florestas foi representado como o preço médio da madeira, dado pelo valor total da madeira extraída em determinado município dividido pela quantidade extraída – em m³. Pressupõe-se que o preço da madeira seja uma boa *proxy* para o custo de oportunidade da floresta em pé, uma vez que o proprietário rural leva em conta a receita da extração da madeira e os preços das atividades alternativas (pecuária e lavoura) ao decidir pela conservação ou pela derrubada das florestas localizadas em seu estabelecimento. Nos municípios onde não havia informação sobre o valor e/ou a quantidade de madeira extraída, considerou-se o preço médio da madeira no estado onde o município está localizado.

6.4 Preço dos insumos

Foram incluídos nas estimações os preços relativos a dois insumos: mão de obra e terra. O preço da mão de obra foi representado pelo salário médio rural municipal, calculado como o total de salários pagos aos trabalhadores rurais dividido pelo número total de pessoas ocupadas nas atividades rurais em determinado município.⁴ Devido à inexistência de dados relativos ao preço da terra no Censo Agropecuário 1995-1996, foi utilizado como *proxy* o preço médio da terra arrendada, calculado pela razão entre a despesa total com o arrendamento de terras e a área total arrendada em determinado município.⁵ Já a falta de informações sobre o estoque de capital dos estabelecimentos rurais e das quantidades de fertilizantes adquirida impossibilitou a inclusão do preço do capital e dos fertilizantes em nossa análise.

4. Neste cálculo foi considerada também a mão de obra familiar.

5. No caso específico da Amazônia, o valor da terra de áreas incluído no modelo representa não apenas o custo do insumo, mas também uma medida de pressão por desmatamento, uma vez que os preços da terra refletem a expectativa do retorno econômico das respectivas áreas. Deste modo, áreas não desmatadas mais valorizadas devem ser economicamente mais atrativas, e, portanto, mais vulneráveis ao desmatamento por parte de pecuaristas e grileiros.

6.5 Variáveis climáticas

As variáveis climáticas utilizadas nas análises foram temperatura (°C) e precipitação (mm). Em nossa modelagem, supõe-se que variações climáticas em diferentes estações do ano tenham efeitos distintos sobre as alocações de terra e a produtividade das culturas. Por exemplo, é de se esperar que um aumento de 1°C nas temperaturas nos meses de verão tenha um impacto distinto ao de uma variação de 1°C que ocorra nos meses de inverno. Para incorporar a questão da sazonalidade dos efeitos climáticos em nossa análise, foram construídas variáveis relativas às médias trimestrais de temperatura e precipitação: dezembro a fevereiro (representativas do período de verão), março a maio (representativas do período de outono), junho a agosto (representativas do período de inverno) e setembro a novembro (representativas do período de primavera). Ademais, supõe-se que a relação entre as variáveis climáticas e a produtividade das culturas possa ser caracterizada por não linearidades. Em vista dessa possibilidade, inclui-se também nas especificações econométricas das equações de produtividade os termos quadráticos das médias trimestrais de temperatura e precipitação.

As variáveis climáticas para o período 1960-1996 foram extraídas da base de dados CL 2.0 10' do Climate Research Unit (CRU/University of East Anglia). Esta base fornece dados georreferenciados das temperaturas e precipitações mensais com uma resolução espacial de aproximadamente 0,5° X 0,5° para todo o território nacional.⁶ As observações foram espacializadas com o uso do *software* ArcGis sobre a malha municipal de 2000 do IBGE, de modo a se obter as variáveis de temperatura e precipitação em nível municipal.

Para a simulação dos efeitos das mudanças climáticas, foram utilizadas as projeções de temperatura e precipitação oriundas do modelo regionalizado *Precis*, desenvolvido pelo CPTEC/Inpe no âmbito do projeto ECCB. A base de dados fornecida possui uma resolução espacial de 50 km X 50 km, com observações mensais para o período 2010-2100. Assim como no caso dos dados do CRU, as projeções de temperatura e precipitação do modelo *Precis* foram espacializadas com o uso do *software* ArcGis sobre a malha municipal de 2000 do IBGE.⁷

6.6 Variáveis agrônômicas e outras variáveis de interesse

Diversas variáveis agrônômicas foram incluídas nos modelos econométricos de uso da terra e produtividade média. Entre elas, destacam-se as variáveis relativas ao tipo de solo, altitude e diversas variáveis indicadoras de restrições do uso de

6. A documentação sobre a metodologia adotada na compilação dos dados e as técnicas de interpolação adotadas pelo modelo podem ser consultadas em Hulme e Sheard (1999).

7. Nos polígonos correspondentes aos municípios sem informação, utilizou-se a técnica de georreferenciamento que imputa o valor da observação mais próxima ao polígono sem informação.

solo para atividades agrícolas – baixa disponibilidade de nutrientes, alta declividade, alto grau de limitação à mecanização etc. Além das variáveis agrônômicas, também foram incluídas nas especificações econométricas variáveis relacionadas a outros fatores considerados importantes para explicar a alocação de terra entre diferentes usos, tais como estradas pavimentadas e a área total irrigada. A lista completa com a descrição das variáveis agrônômicas e demais variáveis de interesse utilizadas nas estimações encontra-se no anexo 1.

7 RESULTADOS

O modelo econométrico de uso da terra é formado pelo sistema de três equações de alocação de área – lavoura, pasto e floresta –, cuja especificação geral é descrita na equação (6), sujeita às restrições paramétricas expressas em (7) e (8). Devido à singularidade do sistema, foram estimadas as equações de área para lavoura e pasto, enquanto os coeficientes para a equação de florestas foram recuperados por meio das restrições paramétricas. A condição de homogeneidade de grau um nos preços foi imposta por intermédio da utilização do preço da floresta como numérico, sendo portanto os preços da lavoura e do pasto expressos como preços relativos. As estimações foram realizadas a partir de dados em nível municipal para o ano censitário 1995-1996. Os resultados do modelo são exibidos no anexo 2. Os seguintes pontos merecem destaque:

- O modelo apresentou uma boa capacidade de ajuste e os coeficientes das variáveis possuem os sinais esperados. Na equação da área de lavoura, o sinal positivo do coeficiente da variável *prel_lav* indica que um aumento do preço relativo das culturas leva os produtores rurais a alocar mais área para a lavoura. Da mesma forma, na equação da área de pasto, o sinal positivo da variável *prel_gado* indica que um aumento do preço relativo dos produtos pecuários leva os produtores a aumentarem as áreas de pastagem.
- Nas equações das áreas de lavoura e pasto, os coeficientes das variáveis relativas às temperaturas e às precipitações médias trimestrais são na maioria dos casos estatisticamente significativos. Isto significa que de fato estas variáveis climáticas afetam a decisão dos produtores em relação à alocação de terra para os diferentes usos. Ademais, pode-se observar que *variações* de temperatura e precipitação em diferentes épocas do ano têm impactos distintos sobre a alocação de áreas, como mostra a alternância de sinal dos coeficientes trimestrais. Isto mostra que é importante levar em conta a sazonalidade dos efeitos climáticos sobre os padrões de uso da terra, não sendo adequada a utilização de dados anuais em análises econométricas.

- Por fim, vale ainda observar que o teste de Breusch-Pagan rejeita a hipótese de que os erros das duas equações estimadas não estão correlacionados. Tal resultado fornece evidência empírica de que a decisão dos produtores sobre quanto alocar de terra para diferentes tipos de uso deva ser interdependente, e que neste caso o uso de métodos de estimação simultânea como o aqui proposto mostra-se mais eficiente do que a estimação de cada equação do sistema isoladamente, como realizado por Evenson e Alves (1998).

A partir dos parâmetros do modelo econométrico estimado, foram realizadas as simulações para se avaliar de que forma as alocações de terra se comportariam frente aos cenários de mudanças climáticas projetados pelo modelo *Precis*. Na construção dos cenários de simulação, adotaram-se algumas hipóteses simplificadoras, que são aqui discutidas de modo a propiciar um melhor entendimento dos resultados e dos limites do alcance destes. Em primeiro lugar, os cenários de simulação não contemplam a questão do progresso técnico, que tende a minimizar os impactos negativos das mudanças climáticas sobre a produtividade agrícola. A inclusão da evolução tecnológica no período em análise tenderia a reduzir os potenciais impactos negativos das mudanças climáticas estimados neste estudo. A questão do avanço tecnológico será incorporada em futuras extensões do modelo. Além disso, como os exercícios de simulação são baseados em um modelo de equilíbrio parcial, os preços relativos dos produtos e dos insumos são considerados constantes. Contudo, é de se esperar que estes preços também se ajustem às novas condições climáticas, gerando reflexos sobre as atividades agrícolas e os demais setores econômicos. Essas mudanças no ambiente econômico não podem ser tratadas no âmbito do modelo de uso da terra aqui proposto, mas serão posteriormente analisadas no modelo de equilíbrio geral desenvolvido pela equipe da Fundação Instituto de Pesquisas Econômicas (Fipe)/USP no âmbito do projeto ECCB. Em vista dessas considerações, as simulações devem ser interpretadas como uma resposta à seguinte conjectura: Dadas as estruturas produtivas e tecnológicas relativas a 1995, caso fossem alteradas as variáveis climáticas de temperatura e precipitação conforme projetadas pelo modelo climatológico *Precis*, de que forma se comportariam as alocações de terra para lavouras, pastos e florestas?

As simulações foram realizadas para as projeções climáticas dos cenários de emissões A2 e B2, conforme definidos pelo IPCC. Para cada um destes cenários, foram considerados três períodos para a avaliação: *i*) a média das temperaturas e precipitações projetadas para o período 2010-2040; *ii*) a média das temperaturas e precipitações projetadas para o período 2040-2070; e *iii*) a média das temperaturas e precipitações projetadas para o período 2070-2100. Optou-se por trabalhar com as médias das variáveis climáticas projetadas para intervalos de 30 anos por dois motivos. Em primeiro lugar, as decisões quanto à alocação de terra levam

em consideração o comportamento de longo prazo do clima, e não se baseiam nas ocorrências de temperatura e precipitação de um ano particular. Em segundo lugar, a utilização da média é uma maneira de se reduzir as incertezas associadas às projeções dos modelos climatológicos.

Se por um lado a utilização das médias das variáveis climáticas para longos intervalos de tempo reduz as incertezas relativas às projeções climáticas, por outro esta escolha impõe limitações ao modelo. Em particular, o uso de médias para períodos longos não permite que o modelo seja aplicado à análise de eventos climáticos extremos de ocorrência irregular e pontual, tais como períodos atípicos de seca prolongada ou excesso de chuvas em determinados anos. Estes eventos devem ser importantes para a quebra de produtividade na agricultura e para orientar as decisões dos agricultores quanto à alocação futura de suas lavouras, e devem ser incorporados em futuras extensões do modelo.⁸

Os resultados das simulações dos efeitos das mudanças climáticas sobre as variações de área de lavoura, pasto e floresta em nível nacional e para as diferentes regiões encontram-se no anexo 3. As variações percentuais possuem como período de referência o ano de 1995. É importante ainda observar que as variações de área em hectares são calculadas em relação às áreas dos estabelecimentos agrícolas do Censo Agropecuário 1995-1996. Os seguintes pontos merecem destaque:

- Em nível nacional, tanto nos cenários A2 e B2 de emissões, observa-se uma redução significativa das áreas de florestas e matas nos estabelecimentos agrícolas. As simulações apontam para uma redução entre 15% e 20% das áreas florestais, variando segundo o cenário e o horizonte temporal considerado. Observa-se ainda que o processo de desmatamento já ocorre com o clima projetado para o período 2010-2040. A análise das variações das áreas em hectares sugere que a conversão das áreas florestais se dará sobretudo para o uso na pecuária, como mostra o significativo aumento estimado das áreas de pastagem.
- Em ambos os cenários A2 e B2, as simulações apontam para um aumento da área de pastagens no Brasil. As simulações sugerem que o avanço da área de pastagem se dará em detrimento das áreas de florestas, como antes observado. As variações estimadas nas áreas de pastagem situam-se entre 6% e 11%, variando segundo o cenário e o horizonte temporal considerado.

8. Uma possível maneira de incorporar a questão dos eventos extremos seria trabalhar com a variância dos dados de temperatura e precipitação projetados pelos modelos climatológicos para o período 2010-2100. No entanto, devido ao grau de incerteza dos modelos climatológicos atuais, não é possível identificar se períodos de grande variabilidade são de fato indicadores de eventos extremos ou resultam de projeções climáticas mal calibradas. Análises dos impactos de eventos extremos serão possíveis apenas com o aprimoramento dos modelos climatológicos e a decorrente redução das incertezas associadas às projeções.

- Em nível nacional, o impacto das mudanças climáticas projetadas no cenário B2 sobre a variação das áreas de lavoura não é muito significativo, com pouca oscilação em relação às áreas observadas no período de referência – 1995. Já no cenário A2, o impacto é pouco significativo no período 2010-2040, mas as simulações para os períodos 2040-2070 e 2070-2100 mostram que as áreas de lavoura tendem a se expandir a partir de 2050. Estima-se que a expansão se concentrará sobretudo na região Sul, como se verá na análise regional a seguir.

A análise dos resultados por regiões permite observar que o impacto das mudanças climáticas apresenta importantes variações regionais. A partir dos resultados das simulações do anexo 3, podemos destacar os seguintes pontos:

- Na região Norte, observa-se uma variação positiva nas áreas de lavoura e pasto, com a conseqüente redução das áreas de floresta nos estabelecimentos agrícolas. As simulações sugerem, portanto, que as mudanças climáticas resultarão em mudanças no uso do solo na direção de uma maior pressão por desmatamento na região amazônica, como decorrência do processo de adaptação dos produtores rurais de região às novas condições climáticas. Segundo as variações estimadas de área em hectares, a maior parte das áreas florestais serão convertidas em pastagens.
- As simulações para a região Nordeste apontam para uma expressiva redução das regiões de florestas – matas e um aumento das áreas de pastagem. De fato, os modelos sugerem que a região da caatinga e a chamada região do cerrado nordestino – sul do Maranhão, sul do Piauí e oeste da Bahia – parecem ser particularmente afetadas pelas mudanças climáticas, com a conseqüente degradação das terras e a conversão de áreas de matas em pastos de baixa rentabilidade. Já as áreas de lavoura apresentam variações negativas significativas nos períodos 2010-2040 e 2040-2070, mas um aumento no período 2070-2100. Este resultado no período 2070-2100 está aparentemente em desacordo com as conclusões da pesquisa da Embrapa/Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP) no âmbito do ECCB, que prevê um impacto negativo nas atividades agrícolas da região. Contudo, vale observar que a pesquisa da Embrapa/UNICAMP não usa dados de precipitação, e os resultados para 2070-2100 para as lavouras do Nordeste em nosso modelo são expressivamente influenciados pelas precipitações previstas pelo modelo Precip para a região. Quando são considerados apenas os efeitos da temperatura, as áreas de lavoura tendem a continuar apresentando uma variação negativa.

- A região Sudeste apresenta um aumento da área destinada à pecuária e uma redução das áreas de florestas em seus estabelecimentos agrícolas nos dois cenários. Os efeitos das mudanças climáticas sobre as áreas agrícolas variam conforme o cenário e o horizonte temporal.
- A característica mais importante observada nas simulações para a região Sul é o aumento significativo da área de lavoura, em detrimento das áreas de pastos e florestas. De fato, esta região apresenta boa capacidade de adaptação às mudanças climáticas. Tanto as estimativas de produtividade média deste trabalho – ver análise a seguir e anexo 4 – quanto o estudo da Embrapa/UNICAMP sugerem que as mudanças climáticas tendem a tornar as condições da região mais propícias à prática agrícola. Consequentemente, é de se esperar um aumento da rentabilidade da atividade agrícola e a conversão de pastos em lavoura, o que está de acordo com os resultados das simulações para a região Sul.
- Observa-se na região Centro-Oeste, em ambos os cenários A2 e B2, uma redução da área de lavoura e um aumento na área de pastagem. De fato, esta região é caracterizada pelo clima quente, onde as altas temperaturas estão próximas ao limite de tolerância das culturas agrícolas. Nestas regiões, as mudanças climáticas poderão acarretar quedas de produtividade agrícola. De fato, tanto as estimativas de produtividade média deste trabalho – ver análise a seguir e anexo 4 – quanto o estudo da Embrapa/UNICAMP sugerem que as mudanças climáticas tendem a reduzir significativamente a produtividade agrícola das principais culturas da região. Com isso, é de se esperar uma queda de rentabilidade das atividades agrícolas e a conversão de áreas de lavoura em pastos, o que está de acordo com os resultados das simulações para a região Sul.

Por fim, as simulações do impacto das mudanças climáticas sobre a produtividade média das culturas foram realizadas utilizando os dados municipais dos Censos Agropecuários 1970, 1975, 1980, 1985 e 1995-1996. Os resultados das simulações devem ser interpretados como uma resposta à seguinte conjectura: Qual seria o impacto sobre a produtividade média se houvesse apenas mudanças nas temperaturas e precipitações conforme previstas pelo modelo Precip, dadas as condições tecnológicas atuais? A produtividade média de referência, com a qual são comparadas as produtividades estimadas, é calculada de acordo com os dados do Censo Agropecuário 1995-1996.

Deve-se mencionar ainda que os cenários climáticos não contêm informações que permitam avaliar o impacto do aumento da concentração de CO₂ na atmosfera sobre a produtividade agrícola. A fertilização por carbono tenderia a contrabalançar os potenciais efeitos negativos das mudanças climáticas.

A inclusão dos efeitos da fertilização por carbono em nossas simulações resultaria na redução dos potenciais impactos negativos sobre a produtividade agrícola estimados neste estudo.

Foram analisados os impactos sobre a produtividade média de sete culturas: arroz, cana-de-açúcar, feijão, fumo, milho, trigo e soja. Os resultados das simulações estão apresentados no anexo 4. A seguir estão resumidos os principais resultados:

- Em geral, observa-se que as regiões Norte, Nordeste e Centro-Oeste são afetadas negativamente pelas mudanças climáticas em termos de produtividade agrícola. Nestas regiões, nos diferentes cenários e períodos considerados, foram estimadas quedas de produtividade média para a maioria das culturas analisadas. Em particular, a queda prevista de produtividade das culturas de subsistência – arroz, milho, feijão – no Nordeste poderá ter importantes consequências socioeconômicas, uma vez que atinge diretamente a agricultura familiar.
- Com exceção do milho, estima-se na região Sul um aumento da produtividade média para todas as demais culturas analisadas. Estes resultados estão de acordo com os obtidos pelo estudo da Embrapa/UNICAMP, que aponta uma migração das culturas para o sul devido à maior capacidade de adaptação desta região às mudanças climáticas. Este resultado também está de acordo com os encontrados no modelo de uso da terra, que apontam para um aumento da área de lavouras na região Sul, com conversão de áreas de pastagens para atividades agrícolas.
- As simulações sugerem que as produções de arroz e de trigo não serão afetadas em escala nacional, uma vez que os resultados mostram um aumento da produtividade dessas culturas na região Sul, onde está concentrada a maior parte da produção de arroz e trigo do país. Merece destaque ainda o aumento de produtividade média da soja estimado na região Norte, o que pode levar a uma maior presença desta cultura na região e ao decorrente aumento da pressão por desmatamento e conversão de áreas de pastagem.

Os resultados das simulações sugerem que os impactos das mudanças climáticas sobre o uso da terra e a estrutura produtiva no Brasil são significativos, sendo previstas importantes variações regionais nas áreas de lavoura, pasto e florestas, bem como mudanças nas produtividades médias das culturas. Estas adaptações do setor agrícola frente aos cenários de mudanças climáticas, por sua vez, repercutirão na economia brasileira. A mensuração dos impactos econômicos para a economia brasileira está sendo realizada pela equipe da USP envolvida no projeto ECCB, para a qual foram enviados os dados relativos à variação de áreas e às alterações de produtividade.

8 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os potenciais efeitos das mudanças climáticas sobre o uso da terra e a produtividade agrícola apontados neste estudo podem gerar importantes impactos socioambientais. Em vista disso, apresentamos aqui algumas recomendações com o objetivo de subsidiar políticas para minimizar estes impactos.

- Os resultados das simulações sugerem que as mudanças climáticas podem levar a uma redução significativa das áreas florestais nos estabelecimentos agrícolas, aumentando a pressão por desmatamento na Amazônia. Em vista desta tendência, faz-se necessária a implementação e o monitoramento de políticas de ordenamento de uso de solo, de modo a garantir o cumprimento das metas de redução de desmatamento definidas pelo governo brasileiro.
- O fato de os efeitos das mudanças climáticas serem espacialmente diferenciados no Brasil tem a implicação de que as desigualdades regionais brasileiras, já grandes, podem vir a se tornar ainda maiores, demandando atenção por parte das políticas públicas. Em particular, as perdas de produtividade agrícola nas culturas de subsistência na região Nordeste podem afetar severamente o rendimento da agricultura familiar. O desenvolvimento de tecnologia com vista à adaptação dos cultivos a condições climáticas mais adversas é fundamental para reduzir a vulnerabilidade dos produtores agrícolas.
- Por fim, os resultados das simulações mostram que adaptações do setor agrícola frente aos cenários de mudanças climáticas podem resultar em mudanças significativas no padrão de uso da terra. Estas mudanças, por sua vez, podem repercutir nas taxas de desmatamento e emissões de carbono. Estes efeitos decorrentes das adaptações dos agentes devem ser incorporados nas projeções modelos de circulação geral, de modo a torná-los mais precisos na definição dos cenários climáticos futuros.

REFERÊNCIAS

- ADAMS, R. Global climate change and agriculture: an economic perspective. **American Journal of Agricultural Economics**, v. 71, n. 5, p. 1272-1.279, Dec. 1989.
- BRANDÃO, A. S. P.; RESENDE, G. C.; MARQUES, R. W. C. **Crescimento agrícola no período 1999-2004, explosão da área plantada de soja e meio ambiente no Brasil**. Rio de Janeiro: Ipea, 2005 (Texto para Discussão, n. 1062).
- DECKER, W. L.; JONES, V.; ACHTUNI, R. **The Impact of Climate Change from Increased Atmospheric Carbon Dioxide on American Agriculture**. DOE/NBB-0077. Washington, DC: U.S. Department of Energy, 1986.
- DESCHÊNES, O.; GREENSTONE, M. The Economic Impacts of Climate Change: Evidence from Agricultural Output and Random Fluctuations in Weather. **American Economic Review**, v. 97, n. 1, p. 354-385, 2007.
- EVENSON, R. E.; ALVES, D. C. O. Technology, climate change, productivity and land use in Brazilian agriculture. **Planejamento e Políticas Públicas**, n. 18, p. 223-258, 1998.
- FÉRES, J.; REIS, E.; SPERANZA, J. Assessing the Impact of Climate Change on the Brazilian Agricultural Sector. *In*: PROCEEDINGS ANNUAL EAERE ANNUAL CONFERENCE, 16. Gothemburg: European Association of Environmental and Resource Economists, 2007.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO). **Global Forest Resource Assessment 2005**. Rome, 2006 (Forestry Paper, n. 147).
- HULME, M.; SHEARD, N. **Climate Change Scenarios for Brazil**. Climatic Research Unit. Norwich, UK: University of East Anglia, 1999. 6 p. Disponível em: <<http://www.cru.uea.ac.uk>>.
- MARGULIS, S. **Causas do desmatamento da Amazônia brasileira**. Brasília: Banco Mundial, 2003.
- MENDELSON, R.; NORDHAUS, W. D.; SHAW, D. The Impact of Global Warming on Agriculture: A Ricardian Analysis. **American Economic Review**, v. 84, n. 4, p. 753-757, 1994.
- _____. The Impact of Climate Variation on US Agriculture. *In*: MENDELSON, R.; NEUMANN, J. E. (Ed.). **The Impact of Climate Change on the United States Economy**. Cambridge: Cambridge University Press, 1999, p. 55-74.
- SANGHI, A. *et al.* Global warming impacts on Brazilian agriculture: estimates of the Ricardian model. **Economia Aplicada**, v. 1, n. 1, 1997.

SCHLENKER, W.; HANEMANN, W. M.; FISHER, A. C. Will U.S. Agriculture Really Benefit from Global Warming? Accounting for Irrigation in the Hedonic Approach. **American Economic Review**, Pittsburgh, John Hopkins University, v. 95, n. 1, p. 395-406, Mar. 2005.

_____. The Impact of Global Warming on US Agriculture: An Econometric Analysis of Optimal Growing Conditions. **Review of Economics and Statistics**, v. 88, n. 1, p. 113-125, 2006.

SIQUEIRA, O. J. F.; FARIAS, J. R. B.; SANS, L. M. A. Potential effects of global climate change for Brazilian agriculture, and adaptive strategies for wheat, maize, and soybeans. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, Santa Maria, v. 2, p. 115-129, 1994.

ANEXOS

ANEXO 1

QUADRO 1A

Lista de variáveis agrônômicas

Código da variável	Descrição
PSOLO _i	Proporção da área do município na classe i ($i = 1, \dots, 11$) – classificação Embrapa
PPTN _i	Proporção da área do município com potencialidade agrícola nível i ($i = 1$ a 5) – classificação Embrapa
PERO1	Proporção da área municipal com limitação moderada de erosão (7,5% a 15% de inclinação)
PERO2	Proporção da área municipal com limitação acentuada de erosão (15% a 45% de inclinação)
PALT1	Proporção da área do município situada em altitudes entre 0 e 99 metros
PALT2	Proporção da área do município situada em altitudes entre 100 e 199 metros
PALT3	Proporção da área do município situada em altitudes entre 200 e 499 metros
PALT4	Proporção da área do município situada em altitudes entre 500 e 799 metros
PALT5	Proporção da área do município situada em altitudes entre 800 e 1.199 metros
PALT6	Proporção da área do município situada em altitudes entre 1.200 e 1.799 metros
PALT7	Proporção da área do município situada em altitudes entre 1.800 e 3.000 metros
UCI	Área municipal ocupada por unidades de conservação de proteção integral
UCS	Área municipal ocupada por unidades de conservação de uso sustentável
TIND	Área total de terras indígenas demarcadas
AREA_H ₂ O	Área municipal ocupada por corpos hídricos
PDECL	Proporção da área municipal com declividade acentuada (classe 1)
PDIS	Proporção da área municipal com baixa disponibilidade de nutrientes (classe 1)
PLIM	Proporção da área municipal com alto grau de limitação para mecanização (classe 3)
PDREN	Proporção da área municipal com problemas de drenagem (classe 2)
PAV_ROAD	Rodovias pavimentadas (km)
IRRIG95	Área total irrigada (ha)
DISECE95	Distância econômica para a capital estadual mais próxima (ajustada para custos de transporte)
ATOTA95	Área total dos estabelecimentos agrícolas (ha)

Fonte e elaboração próprias.

ANEXO 2

Resultados – estimação do modelo de uso do solo

TABELA 1A

Método de estimação – Isur

Equação	Obs.	Params.	RMSE	R-sq	Chi2	
Lavoura	2.846	46	921.141,36	0,954	59.739,32	
Pasto	2.846	46	366.093,70	0,969	89.000,43	
Variável explicativa	Equação – lavoura			Equação – pasto		
	Obs.	Std. error	t-stat	Obs.	Std. error	t-stat
prel_lav ¹	537,34	288,21	1,86	3.587,65	2.599,28	1,38
prel_gado ²	3.587,65	2.599,28	1,38	68.636,61	30.288,68	2,27
prel_terra ³	-16,00	62,42	-0,26	76,11	248,03	0,31
prel_trabalho ⁴	-623,38	147,87	-4,22	1.443,18	603,07	2,39
tmp30djf ⁵	34.762,81	7.619,05	4,56	-102.519,90	30.279,63	-3,39
tmp30mam ⁶	-39.612,18	8.229,03	-4,81	42.998,77	32.697,55	1,32
tmp30jja ⁷	46.660,09	6.659,29	7,01	-115.500,30	26.458,92	-4,37
tmp30son ⁸	-30.350,94	6.782,15	-4,48	170.312,30	26.954,72	6,32
pre30djf ⁹	-198,00	105,45	-1,88	1.621,34	419,10	3,87
pre30mam ¹⁰	11,41	122,00	0,09	-3.847,55	484,80	-7,94
pre30jja ¹¹	413,76	123,44	3,35	3.609,76	490,47	7,36
pre30son ¹²	102,95	123,87	0,83	-1.701,83	492,19	-3,46
Variáveis agrônômicas		Sim			Sim	

Fonte: Ipea.

Notas: ¹ prel_lav: preço relativo da lavoura.

² prel_gado: preço relativo do gado.

³ prel_terra: preço da terra.

⁴ prel_trabalho: preço do trabalho.

⁵ tmp30djf: temperatura média do trimestre dezembro – janeiro – fevereiro no período 1960-1991.

⁶ tmp30mam: temperatura média do trimestre março – abril – maio no período 1960-1991.

⁷ tmp30jja: temperatura média do trimestre junho – julho – agosto no período 1960-1991.

⁸ tmp30son: temperatura média do trimestre setembro – outubro – novembro no período 1960-1991.

⁹ pre30djf: precipitação média do trimestre dezembro – janeiro – fevereiro no período 1960-1991.

¹⁰ pre30mam: precipitação média do trimestre março – abril – maio no período 1960-1991.

¹¹ pre30jja: precipitação média do trimestre junho – julho – agosto no período 1960-1991.

¹² pre30son: precipitação média do trimestre setembro – outubro – novembro no período 1960-1991.

Obs.: Breusch-Pagan – teste de independência – Chi2 = 1.099,62.

ANEXO 3

Resultados – variações de áreas

TABELA 2A

Variações em termos percentuais – e absolutos (10⁶ ha) – de áreas de lavoura, pasto e floresta nos estabelecimentos agrícolas – cenário A2

Região	2010-2040			2040-2070			2070-2100		
	Lavoura	Pasto	Floresta	Lavoura	Pasto	Floresta	Lavoura	Pasto	Floresta
Brasil	-1,7% (-0,9)	+11,1% (19,7)	-17,1% (-18,9)	+3,1% (1,6)	+11,1% (19,9)	-19,36% (-21,4)	+11,0% (5,5)	+6,5% (11,5)	-15,4% (-17,0)
Norte	-2,4% (-0,1)	+17,7% (4,3)	-14,6% (-4,2)	+17,9% (0,5)	+16,7% (4,1)	-15,8% (-4,6)	+44,1% (1,4)	+10,4% (2,5)	-13,3% (-3,9)
Nordeste	-27,6% (-4,0)	+28,3% (9,1)	-17,9% (-5,1)	-18,9% (-2,7)	+25,1% (8,1)	-18,7% (-5,3)	+31,8% (4,6)	+9,8% (3,1)	-27,2% (-7,7)
Sudeste	-7,0% (-0,8)	+4,9% (1,9)	-23,2% (-2,7)	+11,1% (1,3)	+5,9% (2,2)	-30,6% (-3,5)	-7,6% (-0,9)	+9,6% (3,6)	-23,8% (-2,7)
Sul	+27,9% (3,8)	-6,0% (-1,2)	-32,2% (-2,5)	+30,4% (4,1)	-4,6% (-1,0)	-40,2% (-3,1)	+33,4% (4,5)	-16,8% (-3,5)	-13,1% (-1,0)
Centro-Oeste	-6,4% (-0,5)	+8,4% (5,2)	-14,2% (-4,8)	-7,1% (-0,5)	+10,2% (6,4)	-17,4% (-5,9)	-12,0% (-0,9)	+9,3% (5,8)	-14,7% (-4,9)

Fonte: Ipea.

TABELA 3A

Variações em termos percentuais – e absolutos (10⁶ ha) – de áreas de lavoura, pasto e floresta nos estabelecimentos agrícolas – cenário B2

Região	2010-2040			2040-2070			2070-2100		
	Lavoura	Pasto	Floresta	Lavoura	Pasto	Floresta	Lavoura	Pasto	Floresta
Brasil	+0,5% (0,3)	+9,9% (17,7)	-16,2% (-18,0)	+2,7% (1,3)	+10,6% (18,8)	-18,2% (-20,2)	-3,0% (-1,5)	+10,1% (18,1)	-15,0% (-16,6)
Norte	+4,0% (0,1)	+13,0% (3,2)	-11,3% (-3,3)	+10,3% (0,3)	+15,5% (3,8)	-14,0% (-4,1)	24,9% (0,8)	12,8% (3,1)	-13,3% (-3,9)
Nordeste	-26,6% (-3,8)	+25,5% (8,2)	-15,3% (-4,3)	-23,5% (-3,4)	+25,1% (8,1)	-16,4% (-4,7)	+12,6% (1,8)	+14,1% (4,5)	-22,3% (-6,3)
Sudeste	+13,6% (1,6)	+3,5% (1,3)	-25,2% (-2,9)	+16,3% (1,9)	+3,7% (1,4)	-28,6% (-3,3)	-20,3% (-2,4)	+13,6% (5,1)	-24,0% (-2,8)
Sul	+22,6% (3,0)	-2,7% (-0,6)	-31,8% (-2,5)	+27,1% (3,7)	-1,7% (-0,4)	-42,1% (-3,3)	+15,9% (2,1)	-8,6% (-1,8)	-4,7% (-0,4)
Centro-Oeste	-5,1% (-0,4)	+8,0% (5,0)	-13,8% (-4,6)	-9,1% (-0,7)	9,6% (6,0)	-15,9% (-5,3)	-15,2% (-1,1)	+10,0% (6,3)	-15,3% (-5,1)

Fonte: Ipea.

ANEXO 4

Resultados

TABELA 4A
Varição de produtividade por cultura
 (Em %)

	Cenário A2			Cenário B2		
	2010-2040	2040-2070	2070-2100	2010-2040	2040-2070	2070-2100
Arroz						
Norte	-26,6	-23,4	-9,9	-30,3	-26,8	-9,9
Nordeste	-28,9	-26,0	-11,0	-27,1	-24,3	-15,4
Sudeste	-1,3	-0,7	19,5	9,2	6,2	15,0
Sul	46,4	44,4	8,2	48,5	46,2	5,8
Centro-Oeste	-13,5	-12,3	-12,1	-14,1	-14,4	-5,9
Cana						
Norte	-36,4	-36,7	-54,8	-33,4	-31,7	-54,8
Nordeste	-2,3	-4,3	-7,1	-0,9	-3,9	-4,6
Sudeste	32,8	34,5	45,6	37,4	34,3	47,5
Sul	39,5	66,5	-36,6	-14,1	-17,7	-59,6
Centro-Oeste	-1,7	-1,1	-5,8	-12,7	-3,6	-3,0
Feijão						
Norte	-25,3	-27,1	-19,0	-29,7	-26,5	-19,0
Nordeste	-29,9	-30,5	-30,3	-27,7	-31,1	-29,2
Sudeste	27,3	32,6	30,7	32,8	27,9	27,4
Sul	37,0	36,8	30,8	36,5	38,5	34,7
Centro-Oeste	-8,0	-7,6	-7,9	-6,5	-7,3	-5,6
Fumo						
Norte	-46,6	-43,8	-40,9	-46,0	-47,1	-40,9
Nordeste	-24,9	-23,0	-28,7	-20,3	-17,2	-31,8
Sudeste	29,8	29,1	22,0	31,8	33,4	19,4
Sul	25,0	22,1	30,9	25,7	23,3	45,8
Centro-Oeste	-17,9	-18,5	-20,6	-21,5	-21,4	-27,1
Milho						
Norte	31,8	29,6	31,1	29,7	29,0	28,9
Nordeste	-26,7	-26,7	-17,4	-21,7	-26,3	-16,8
Sudeste	10,8	18,7	20,9	21,7	16,5	17,5
Sul	-8,5	-9,5	-12,1	-8,2	-10,8	-14,4
Centro-Oeste	-11,9	-13,5	-7,9	-12,4	-13,6	-6,1
Soja						
Norte	34,7	40,4	43,6	37,6	26,1	45,6
Nordeste	-10,6	-6,4	-37,5	-7,7	-10,8	-34,4
Sudeste	-14,5	-15,5	-21,9	-13,6	-11,3	-22,0
Sul	30,7	21,3	38,3	28,8	33,2	42,0
Centro-Oeste	-5,5	-0,7	2,9	-1,8	-3,5	2,1
Trigo						
Norte	-20,9	-18,3	-32,3	-30,1	-24,4	-40,0
Nordeste	-17,6	2,3	-41,0	-17,8	13,3	-49,9
Sudeste	26,4	37,6	2,0	33,5	22,6	14,4
Sul	30,3	33,0	19,5	31,3	22,8	18,0
Centro-Oeste	8,6	1,6	-5,4	9,0	-4,6	0,4

Fonte: Ipea.

PRODUÇÃO DE ETANOL E SEUS IMPACTOS SOBRE O USO DA TERRA NO BRASIL

1 INTRODUÇÃO

O objetivo deste trabalho é avaliar os potenciais impactos da expansão da área de cana-de-açúcar em termos de desmatamento e de oferta de alimentos. Para se analisar esta potencial competição entre biocombustíveis, florestas e produção de alimentos, estima-se um modelo econométrico de uso da terra em nível municipal a partir dos dados do Censo Agropecuário 1995-1996 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Os parâmetros do modelo em seguida são utilizados para simular de que forma se dará a expansão das áreas de cana frente ao comportamento futuro dos preços da cana e dos demais produtos agrícolas. Dados os preços projetados para 2035, estima-se um crescimento da área de cana no Brasil entre 18 milhões e 19 milhões de hectares (ha). Os resultados sugerem que o aumento esperado do preço da cana, considerado isoladamente, não venha a gerar fortes incentivos para a expansão deste cultivo na região amazônica. Por outro lado, o avanço das áreas de cana previsto nas regiões Sudeste e Nordeste se dá em detrimento das áreas de florestas e matas dos estabelecimentos agrícolas, sugerindo que o crescimento da produção de cana tenha importantes impactos ambientais nestas regiões. Estes impactos são particularmente severos na região Sudeste. Por fim, não se observa em nenhuma região brasileira a substituição de áreas destinadas às culturas de subsistência por áreas de plantio de cana. Este resultado sugere que a variação do preço da cana não tende a promover uma competição entre esta cultura e a produção de alimentos no Brasil.

2 IDENTIFICAÇÃO E DEFINIÇÃO DO PROBLEMA

Os últimos anos foram marcados por um expressivo aumento da produção e do consumo de biocombustíveis, expansão esta impulsionada pela crescente utilização de etanol e biodiesel no setor de transporte. No período entre 2000 e 2007, a produção de etanol no Brasil cresceu em média 11,4% ao ano. O consumo interno também tem apresentado elevadas taxas de crescimento, principalmente após a bem-sucedida introdução dos automóveis *flex* no mercado brasileiro em 2003. Em 2007, a produção de etanol no Brasil aproximou-se da marca de 18 bilhões de

litros, sendo 15 bilhões destinados ao mercado interno. Estima-se que o consumo doméstico possa alcançar 35 bilhões de litros em 2015 e 50 bilhões de litros em 2020. A evolução das exportações dependerá do grau de abertura dos parceiros comerciais brasileiros, mas as previsões apontam que o volume de exportações possa atingir 20 bilhões de litros em 2020.¹

Diversos fatores explicam a importância que os biocombustíveis vêm adquirindo no cenário mundial. Em primeiro lugar, o recente aumento no preço do petróleo e a instabilidade política nas principais regiões produtoras desta matéria-prima têm levado à busca de fontes de energias alternativas. Neste contexto, muitos países veem na produção de biocombustíveis uma alternativa economicamente viável ao petróleo, bem como um meio de reduzir a dependência externa de petróleo e assim reforçar sua segurança energética. Em segundo lugar, os biocombustíveis são vistos como um meio eficaz de se reduzir a emissão de gases de efeito estufa, uma vez que as emissões de carbono decorrentes da queima de biocombustíveis são menores que as emissões geradas pela queima de combustíveis fósseis. Por fim, diversos analistas apontam ainda que os biocombustíveis podem gerar benefícios sociais, aumentando a renda e o emprego nas áreas rurais.²

Não obstante os benefícios antes apontados, a expansão do uso de biocombustíveis tem gerado questionamentos quanto aos seus potenciais impactos socioambientais. Estudos sugerem que nem todos os tipos de biocombustíveis trazem benefícios em termos de redução de emissões de carbono. De fato, as diferentes etapas de produção de biocombustíveis envolvem o consumo de energia fóssil. Ao incorporar essas etapas intermediárias no cálculo das emissões líquidas de carbono, o consumo de certos biocombustíveis podem se mostrar mais carbono-intensivos que o consumo de combustíveis fósseis.³ Além disso, a produção de biocombustíveis é caracterizada pelo uso intensivo de terras. A maior demanda por terras para a produção de biocombustíveis pode levar à perda de biodiversidade, à redução da qualidade e quantidade dos recursos hídricos disponíveis e a uma redução na oferta de alimentos.

No Brasil, os impactos socioambientais da expansão das lavouras de cana-de-açúcar destinadas à produção de etanol têm sido tema de ampla discussão. A despeito do relativo consenso sobre os benefícios líquidos do etanol em termos de redução das emissões de carbono, os impactos relativos à mudança no uso do solo permanecem controversos.

1. Os dados sobre a produção recente e o potencial do mercado de etanol foram extraídos de Walter *et al.* (2008).

2. Hazell e Pachauri (2006) argumentam que o aumento da renda agrícola decorrente da expansão dos biocombustíveis pode ainda trazer benefícios fiscais, uma vez que reduz a necessidade de gastos públicos com políticas de manutenção de renda rural. Kammen, Kapadia e Fripp (2004) observam que a cadeia de produção de biocombustíveis é mais intensiva em trabalho que a cadeia de processamento de combustíveis fósseis e de outras fontes de energia.

3. Ver, por exemplo, Lal (2004), Pimentel e Patzek (2005) e Farrell *et al.* (2006).

Destacam-se nestes debates as questões do desmatamento e de segurança alimentar. De fato, a expansão das áreas destinadas ao plantio da cana-de-açúcar é vista muitas vezes como um novo vetor de pressão por desmatamento, representando uma ameaça à região amazônica. Muitos questionam ainda se a expansão das áreas de cana-de-açúcar se dará por meio da redução das áreas destinadas às culturas de subsistência, com a consequente redução da oferta de alimentos. A alta de preços decorrente da contração da oferta de alimentos acarretaria severos impactos em termos de perdas de bem-estar, sobretudo para a população de baixa renda.

O objetivo deste trabalho é avaliar os potenciais impactos da expansão da área de cana-de-açúcar em termos de desmatamento e de oferta de alimentos. Para se analisar esta potencial competição entre biocombustíveis, florestas e produção de alimentos, estima-se um modelo econométrico de uso da terra em nível municipal a partir dos dados do Censo Agropecuário 1995-1996 do IBGE. A estimação dos parâmetros do modelo econométrico permite analisar como as alocações de terra, entre estes os diferentes tipos de uso, respondem aos fatores econômicos e agroclimáticos. Em seguida, estes parâmetros são utilizados para simular de que forma se dará a expansão das áreas de cana frente ao comportamento futuro dos preços agrícolas. Tal simulação possibilita avaliar se de fato a expansão da cana-de-açúcar apresenta riscos em termos de desmatamento da região amazônica ou para a produção de alimentos.

Vale ressaltar que a avaliação dos potenciais impactos da expansão da área de cana proposta neste estudo restringe-se aos seus efeitos em termos de padrões de uso da terra. Tal análise será complementada pela avaliação socioeconômica dos impactos desta expansão nas diferentes microrregiões brasileiras, a ser desenvolvida pela equipe do Laboratório Interdisciplinar de Meio Ambiente do Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa em Engenharia (Lima/Coppe) no âmbito do Economics of Climate Change in Brazil (ECCB).

3 CONTEXTUALIZAÇÃO DO PROBLEMA

Mudanças no padrão do uso da terra constituem um dos principais temas de debate sobre a sustentabilidade dos biocombustíveis. Como mencionado, muitas pessoas questionam se a expansão das áreas de cana-de-açúcar não resultará em um aumento das taxas de desmatamento e na redução da produção de alimentos. Esta seção descreve a evolução recente dos padrões de uso da terra no Brasil, de modo a contextualizar o debate.

De acordo com dados do Censo Agropecuário do IBGE, o total de terras dos estabelecimentos agrícolas correspondia a aproximadamente 350 milhões de ha em 2006. Deste total, 22% das áreas eram ocupadas por lavouras,

49% eram compostas por pastos e os demais 29% correspondiam a áreas de matas e florestas. Ainda de acordo com o censo, a área de soja em 2006 ocupava aproximadamente 22 milhões de ha, a área de milho 13 milhões de ha e a área de cultivo de cana-de-açúcar correspondia a 6,2 milhões de ha.

A produção de cana-de-açúcar concentra-se na região Sudeste, responsável por 68% da produção nacional em 2006. O estado de São Paulo respondeu por 60% da produção brasileira de cana neste ano, enquanto Minas Gerais produziu 7% do total. A cultura da cana-de-açúcar é tradicional na região Nordeste, sobretudo nos estados de Pernambuco e Alagoas. Contudo, a produção nesta região vem perdendo importância ao longo do tempo, e a participação do Nordeste na produção nacional de cana foi inferior a 14% em 2006. Já a região Centro-Oeste vem ampliando sua participação no período recente, e a produção nesta região representou 10% do total nacional em 2006. A produção de cana na região Sul limita-se ao estado do Paraná, responsável por 7,6% da produção nacional. Por fim, a região Norte responde por apenas 0,3% da produção total.

No período 1996-2006, quase 90% do crescimento da área de cana-de-açúcar concentrou-se em quatro estados: São Paulo, Minas Gerais, Paraná e Goiás. A tabela 1 apresenta a evolução da produção de cana-de-açúcar nos principais estados produtores da região Centro-Sul.⁴

TABELA 1
Evolução da área plantada de cana-de-açúcar nos principais estados produtores da região Centro-Sul
(Em mil ha)

UF	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
SP	2.446	2.565	2.555	2.485	2.567	2.662	2.818	2.952	3.085	3.285
MG	279	279	280	293	295	278	303	335	349	431
PR	300	310	338	327	338	359	374	400	405	433
GO	115	144	148	139	130	204	168	176	200	238
MS	82	87	94	99	100	112	121	131	137	153
MT	134	136	148	135	167	177	197	207	206	202

Fonte: Walter *et al.* (2008).

Boa parte da expansão da lavoura de cana concentrou-se em São Paulo, com destaque para a região oeste do estado. No entanto, o alto preço da terra na região de São Paulo tem induzido a expansão das lavouras de cana-de-açúcar para as regiões vizinhas. Entre 2000 e 2007, as áreas de cana na região de Minas Gerais cresceram 218%, ritmo bem superior à taxa de 61% de crescimento no estado de São Paulo. As lavouras de cana também têm se expandido rapidamente na região centro-sul do estado de Goiás, na região norte-noroeste do estado do Paraná, na

4. A região que denominamos Centro-Sul corresponde às regiões Centro-Oeste, Sudeste e Sul.

parte ocidental do Mato Grosso do Sul e no sudoeste de Mato Grosso. A região Nordeste, apesar de não acompanhar o ritmo de crescimento do Centro-Sul, registrou aumentos da área de cana nos estados do Maranhão e de Pernambuco na safra 2007-2008 (CONAB, 2008).

De uma maneira geral, pode-se dizer que a recente expansão da área de cana-de-açúcar no Brasil foi caracterizada por uma forte concentração espacial, com destaque para o estado de São Paulo e regiões vizinhas. Ademais, esta expansão se tem processado via conversão de áreas de pastagens e, em alguns estados da região Centro-Oeste, também pela conversão – em pequena escala – de áreas de soja e de milho.

Contudo, há dúvidas se este padrão de crescimento será mantido. Devido ao aumento esperado da rentabilidade da atividade canavieira, há temores de que além das áreas de pastagem, agricultores passem a converter áreas alocadas para lavouras de subsistência em plantações de cana. Estas mudanças no uso do solo, caso ocorressem em grande escala, resultariam em uma redução da oferta de alimentos e no consequente aumento do preço destes. A pressão inflacionária dos preços dos alimentos, por sua vez, teria severos impactos sobre o consumo e o bem-estar da população de baixa renda. Especula-se ainda sobre uma tendência à desconcentração espacial da produção de cana, impulsionada pelo alto preço das terras agrícolas na principal região produtora e pelas boas condições agroclimáticas para o cultivo da cana em grande parte do território brasileiro. Esta tendência à desconcentração espacial poderia representar um novo vetor de desmatamento, e teme-se que a cana-de-açúcar possa se tornar uma nova vilã do desmatamento da Amazônia. Os potenciais impactos da expansão da cana em termos de desflorestamento e produção de alimentos serão o foco da investigação econométrica proposta neste estudo.

4 REVISÃO DA LITERATURA

4.1 Impactos ambientais dos biocombustíveis

Um dos principais argumentos utilizados na defesa do uso de biocombustíveis é seu menor nível de emissões de carbono *vis-à-vis* os combustíveis fósseis. Contudo, a literatura acadêmica tem levantado dúvidas sobre estes potenciais benefícios.⁵ De fato, as etapas do processo de produção de biocombustíveis envolvem o emprego de fertilizantes, pesticidas, a operação de maquinário para a colheita e o transporte dos cultivos, eletricidade para o processamento, entre outras atividades que necessitam do uso de combustíveis fósseis. As emissões de carbono resultantes destes processos intermediários necessitam ser incorporados no cálculo do benefício líquido dos biocombustíveis em termos de emissões.

5. Ver, por exemplo, Pimentel e Patzek (2005) e Farrell *et al.* (2006).

A produção de biocombustíveis possui ainda outros impactos ambientais não relacionados com questões climáticas. Entre estes, podemos destacar a contaminação de corpos hídricos pelo uso de fertilizantes; os efeitos na saúde, decorrentes da exposição a pesticidas; a perda de biodiversidade e o desmatamento decorrentes de mudanças do uso do solo.

A literatura sobre os impactos ambientais dos biocombustíveis é dominada pelas análises de ciclo de vida (ACV), que permitem comparar indicadores ambientais dos biocombustíveis aos de combustíveis fósseis. A metodologia adotada nas análises de ciclo de vida consiste na agregação das matérias-primas – quantidades de combustível, eletricidade, água, produtos químicos, poluentes etc. – e dos fluxos de energia associados à produção e/ou consumo de determinado produto. No caso de biocombustíveis, a análise de ciclo de vida avalia todas as etapas de produção, englobando as fases de cultivo, processamento e uso final.

Os dois principais indicadores ambientais adotados nas análises de ciclo de vida são o valor energético líquido e a redução líquida de carbono. O valor energético líquido pode ser definido como a quantidade de energia contida em um litro de biocombustível menos a energia fóssil necessária para a produção deste volume, e geralmente é expresso em termos de megajoules por litro de biocombustível (MJ/l). Já as reduções líquidas de carbono referem-se à diminuição de carbono lançado na atmosfera resultante do uso de determinado biocombustível, quando comparada com as emissões geradas por combustíveis fósseis para produzir a mesma quantidade de energia.⁶

O etanol produzido a partir do milho é um dos biocombustíveis mais analisados pela literatura. Farrell *et al.* (2006) avaliam o ciclo de vida deste produto nos Estados Unidos. Os autores apontam que o etanol de milho reduz o consumo líquido de petróleo e estimam um ganho energético líquido de 4,6 MJ/l. Contudo, as emissões líquidas de carbono são apenas marginalmente menores do que as emissões geradas pelo consumo de gasolina. A maior crítica aos impactos ambientais do etanol de milho provém do estudo de Pimentel e Patzek (2005), que estimam uma perda energética líquida e um aumento líquido de emissões de carbono com a utilização deste biocombustível.

Macedo, Leal e Silva (2004) avaliam o ciclo de vida do etanol brasileiro produzido a partir da cana-de-açúcar. As emissões evitadas devido à substituição de gasolina por etanol de cana são estimadas em 2,6 toneladas de CO₂ por metro cúbico de etanol anidro e 1,8 tonelada de CO₂ por metro cúbico de álcool hidratado. A razão entre a energia renovável gerada pelo etanol e a energia fóssil consumida no seu processo de produção é estimada em 8,3. Baseados nestes resultados, os estudos concluem que o etanol de cana é eficiente do ponto de vista do gasto energético líquido.

6. Para detalhes sobre a metodologia da análise de ciclo de vida, ver Farrell *et al.* (2006).

Sheehan *et al.* (2000) avaliam que a substituição do diesel por biodiesel na frota de ônibus americana levaria a uma redução de 95% do consumo de petróleo. Já Janulis (2004) e Mortimer, Elsayed e Horne (2003) analisam o caso europeu e estimam que a substituição de diesel sulfuroso por biodiesel de colza resultaria na redução de 83% no uso de combustíveis fósseis e em uma redução líquida de 86% nas emissões de CO₂.

Mattson, Cederberg e Blix (2004) desenvolvem um arcabouço para a análise de ciclo de vida específico para atividades agrícolas. Os autores definem um conjunto de indicadores para se avaliar os impactos ambientais do uso do solo em termos de fertilidade e perda de biodiversidade. Estes indicadores incluem a quantidade de matéria orgânica, o pH, o teor de alumínio e potássio contido no solo, assim como a erosão. Lal (2004) compara a intensidade de emissões de carbono de diferentes atividades agrícolas e conclui que o uso de fertilizantes, pesticidas e a prática de irrigação constituem os processos mais carbono-intensivos. O autor recomenda o uso de técnicas de manejo integrado de pragas e a melhoria da eficiência no uso de nitrogênio e nos métodos de irrigação para se reduzir as emissões de carbono.

A análise dos estudos de ciclo de vida permite-nos sintetizar alguns resultados e identificar limitações.⁷ No caso específico do etanol, os resultados sugerem que o etanol de cana oferece benefícios em termos de reduções no consumo de energia e nas emissões de gases de efeito estufa. No que tange ao etanol de milho, estes benefícios parecem ser bem mais modestos. No entanto, os estudos dos impactos ambientais de biocombustíveis apresentam algumas limitações. Em primeiro lugar, as análises se concentram nas questões energéticas e climáticas. Outros importantes indicadores de impacto relacionados à saúde humana, à qualidade dos solos e das águas e à sustentabilidade dos ecossistemas são deixados em segundo plano, quando não ignorados. Além disso, as análises de ciclo de vida são relevantes para um contexto específico em termos geográficos, temporais e tecnológicos. Condições de produção variam segundo os estabelecimentos agrícolas, e as distintas características agroeconômicas dos estabelecimentos podem implicar diferentes níveis de uso de fertilizantes e pesticidas e diferentes graus de mecanização. As usinas produtoras de etanol podem usar tanto gás natural como carvão em seus processos. Da mesma forma, a pressão sobre os recursos naturais pode variar geograficamente: enquanto no Brasil 98% da produção de cana é realizada sem necessidade de irrigação (MOREIRA, 2007), na Índia praticamente toda a produção de cana é irrigada. Portanto, os resultados das análises de ciclo de vida não podem ser generalizados.

7. Para uma análise mais detalhada dos resultados e das limitações dos estudos de impacto ambiental de biocombustíveis, ver Rajagopal e Zilberman (2007).

4.2 Impactos econômicos dos biocombustíveis

A produção de biocombustíveis é vista como uma alternativa doméstica e economicamente viável ao petróleo, importado de regiões politicamente instáveis e cujo preço tende a permanecer em patamares elevados. Ademais, a expansão dos biocombustíveis poderia estar associada a outros benefícios, como o aumento da renda rural. Contudo, as potenciais consequências negativas sobre o meio ambiente e o bem-estar social têm gerado questionamentos quanto à sua sustentabilidade. Entender de que forma os biocombustíveis afetam a alocação de recursos, o preço da energia e dos alimentos, a distribuição de renda e outros fatores é fundamental para se avaliar a sustentabilidade deste setor.

Diversos estudos econômicos vêm abordando a questão dos impactos dos biocombustíveis. Estes podem ser divididos basicamente em três tipos de abordagem: estudos contábeis, setoriais e de equilíbrio geral.

Os estudos contábeis são utilizados para se estimar a lucratividade das atividades associadas à produção de biocombustível. Pressupõe-se que a produção seja baseada no uso combinado de proporções fixas de insumos. A lucratividade é calculada a partir de hipóteses sobre a produtividade, o preço dos produtos e o custo de produção.

Khanna, Dhungana e Clifton-Brown (2007) examinam os custos de produção do etanol derivado de *miscanthus* em Illinois, Estados Unidos. Os autores estimam que o preço pago ao agricultor para viabilizar a produção desta cultura apresenta importantes variações regionais, sendo fortemente influenciado pelos custos de transporte e qualidade do solo. Tiffany e Eidman (2003) analisam a *performance* financeira de usinas de etanol no estado americano de Minnesota e observam que o retorno econômico desta atividade é significativamente afetado pelos preços do etanol, do milho, do gás natural e pela eficiência tecnológica do processo de conversão – expressa em litros de etanol/tonelada de milho. Um estudo da Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE) compara a viabilidade econômica da produção de biodiesel e etanol em diferentes países em 2004. O etanol de cana brasileiro é identificado como o biocombustível de maior viabilidade econômica, enquanto o custo de produção do etanol de trigo e de beterraba na Europa seria mais que o dobro do custo do etanol brasileiro.

O uso de modelos contábeis apresenta algumas vantagens. Estes modelos auxiliam na identificação dos principais fatores econômicos da cadeia de produção. Eles também são úteis para se avaliar a viabilidade econômica dos diferentes tipos de biocombustíveis frente a variações no preço do petróleo, nos custos agrícolas e no custo da energia. Contudo, esta abordagem também apresenta importantes limitações. Em primeiro lugar, os preços de mercado utilizados nas análises contábeis não refletem as externalidades associadas aos usos dos recursos naturais, não captando,

portanto, os custos sociais destes recursos. Estes modelos também não levam em conta a estrutura de mercado e a questão do risco, questões determinantes para as decisões de investimento no setor de biocombustíveis. Portanto, tais análises devem ser usadas com cautela para fins de formulação de políticas públicas.

Os modelos setoriais buscam analisar de que maneira as decisões de produção dos agricultores serão alteradas por diferentes cenários de expansão dos biocombustíveis. A abordagem básica consiste na extensão de modelos de oferta e demanda do setor agrícola para incorporar a questão dos biocombustíveis. Esta é introduzida no modelo por intermédio de um aumento exógeno na demanda por cana, oleaginosas e outras culturas usadas na produção de biocombustíveis.

Msangi *et al.* (2006) utilizam o modelo *Impact*, desenvolvido pelo International Food Policy Research Institute (IFPRI), para analisar os efeitos do biocombustível com foco na segurança alimentar. Os autores estimam que o aumento na oferta global de biodiesel e etanol acarretará drásticos aumentos no preço dos alimentos. O modelo prevê ainda que tal cenário gere um aumento da ordem de 11 milhões de crianças com problemas de desnutrição. O modelo Aglink-Cosimo, desenvolvido conjuntamente pela OCDE e pela Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO), prevê que a expansão do mercado de biocombustíveis levará a um aumento de 2% no preço das oleaginosas e de 60% no caso do açúcar até 2014 (OECD, 2006). Contudo, o modelo não considera o avanço tecnológico e as mudanças no uso da terra. Walsh *et al.* (2003) estendem o modelo setorial Polysys para avaliar o impacto dos biocombustíveis no setor agrícola americano. O modelo é utilizado para prever o preço de *commodities* agrícolas no cenário em que a produção de etanol atinge 86 bilhões de galões em 2025. O modelo prevê um aumento de 13% no preço do milho, 6% no preço do trigo e 30% no preço da soja. O modelo estima ainda a conversão de 33 milhões de acres de pasto e 15 milhões de acres de áreas de conservação em áreas de lavoura.

Por fim, os modelos de equilíbrio geral computável buscam avaliar os efeitos da expansão dos biocombustíveis sobre toda a estrutura econômica. Dixon, Osborne e Rimmer (2007) utilizam o modelo Usage para investigar os impactos econômicos na economia americana de uma política de substituição de 2% do consumo de petróleo por etanol até 2020. Os autores concluem que a implementação desta política resultaria em uma redução no preço de petróleo, um aumento no nível de emprego e um aumento no preço das exportações agrícolas norte-americanas. Já Reilly e Paltsev (2007) simulam o impacto de diferentes metas de estabilização de emissão de gases de efeito estufa nos Estados Unidos. A principal conclusão deste estudo é que o expressivo aumento da produção de biocombustíveis tornaria os Estados Unidos um importador líquido de produtos agrícolas. Gurgel, Reilly e Paltsev (2007)

analisam o potencial impacto do uso em larga escala dos biocombustíveis da chamada “segunda geração”, produzidos a partir da celulose. Os autores utilizam um modelo de equilíbrio geral com alto grau de detalhamento do setor de energia e com múltiplos tipos de uso da terra. O modelo aponta a América Latina e a África como as principais regiões produtoras de biomassa, podendo a primeira responder por 45% a 60% da oferta global de biomassa. A energia gerada por biomassa representaria entre 17% e 35% da oferta total de energia, dependendo do cenário simulado. O modelo aponta ainda que as florestas naturais seriam afetadas negativamente pela expansão dos biocombustíveis. Já o efeito da expansão dos biocombustíveis sobre as áreas agrícolas e no preço dos alimentos seria pouco significativo. Em artigo recente, Melillo *et al.* (2009) apontam ainda que a expansão dos biocombustíveis de segunda geração podem resultar em significativos impactos ambientais, sobretudo em relação à perda de biodiversidade.

As análises econômicas do impacto da expansão dos biocombustíveis aplicadas ao Brasil são escassas, e até o presente momento não foram desenvolvidos modelos econômicos setoriais e de equilíbrio geral. Em nosso conhecimento, o trabalho de Walter *et al.* (2008) é o único que propõe uma análise econômica dos efeitos da expansão da lavoura de cana sobre o uso da terra. No entanto, o estudo limita-se a avaliar a correlação entre indicadores agrícolas e desmatamento. O presente trabalho busca apresentar uma contribuição à literatura aplicada ao caso brasileiro, representando um primeiro esforço na elaboração de um modelo econômico setorial que permitirá avaliar os impactos da expansão da cana sobre o uso da terra.⁸

5 METODOLOGIA

Para se analisar a potencial competição entre a lavoura de cana, florestas e produção de alimentos no Brasil, estima-se um modelo econométrico de uso da terra em nível municipal. Os usos da terra são desagregados segundo cinco tipos de uso: cana, lavouras de subsistência, demais lavouras, pastos e florestas. A metodologia adotada na especificação e simulação do modelo é detalhada a seguir.

5.1 Modelo econômico

O modelo de uso da terra é derivado a partir do problema de maximização de lucro do produtor rural, que decide a alocação de suas terras entre cinco diferentes tipos de uso: cana, lavouras de subsistência, demais lavouras,

8. Nassar *et al.* (2008) também analisam os impactos da expansão da cana-de-açúcar sobre o uso da terra por meio de um modelo de equilíbrio parcial, mas a dinâmica do modelo dá menos ênfase às variáveis econômicas do que o presente estudo.

pastos e florestas. Dados os preços dos produtos, o custo dos insumos e as características agroclimáticas, o produtor escolhe a quantidade de área a ser alocada para cada uso de modo a maximizar o lucro de suas atividades, respeitando a restrição de que a soma das áreas alocadas para os cinco usos não pode ultrapassar a área total do estabelecimento agrícola. Este processo decisório pode ser representado pelo seguinte problema de otimização restrita:

$$Max_{n_1, n_2, \dots, n_m} \left(\sum_{i=1}^m \Pi_i(p_i, r, n_i, X) : \sum_{i=1}^m n_i = N \right) \tag{1}$$

em que o índice i representa o tipo de uso/atividade. Em nossa aplicação, como consideramos cinco tipos de uso, temos $m = 5$. Já n_i representa a área alocada para o uso i , Π_i representa o lucro obtido com a atividade i , p_i é o preço do produto relativo à atividade i , r é o vetor de preços dos insumos, X é um vetor de variáveis agroclimáticas que influenciam a lucratividade e N é a área total do estabelecimento agrícola.

O Lagrangeano do problema de otimização expresso em (1) é escrito da seguinte forma:

$$L = \sum_{i=1}^m \Pi_i(p_i, r, n_i, X) + \mu \left(N - \sum_{i=1}^m n_i \right) \tag{2}$$

As condições de primeira ordem para uma solução interior do problema de maximização são expressas por:

$$\frac{\partial L}{\partial n_i} = \frac{\partial \Pi_i}{\partial n_i} - \mu = 0 \quad i = 1, 2, \dots, m \tag{3}$$

$$N - \sum_{i=1}^m n_i = 0 \tag{4}$$

A partir das condições de primeira ordem, podemos derivar as alocações ótimas de terra para cada tipo de uso i , representadas pelo símbolo n_i^* . Estas áreas ótimas são determinadas pelo preço dos produtos e dos insumos, pela área total do estabelecimento e pelas variáveis agroclimáticas $n_i^*(p_i, r, N, X)$. Desta forma, obtemos cinco equações de alocações ótimas para os cinco tipos de uso: n_{cana}^* , $n_{subsistência}^*$, $n_{demais\ lavouras}^*$, n_{pasto}^* e $n_{floresta}^*$.

Finalmente, é importante observar que substituindo as alocações ótimas n_i^* na condição de primeira ordem (4) e diferenciando-se esta expressão, temos:

$$\sum_{i=1}^m \frac{\partial n_i^*(p_i, r, N, X)}{\partial N} = 1; \sum_{i=1}^m \frac{\partial n_i^*(p_i, r, N, X)}{\partial p} = 0; \sum_{i=1}^m \frac{\partial n_i^*(p_i, r, N, X)}{\partial r} = 0$$

e

$$\sum_{i=1}^m \frac{\partial n_i^*(p_i, r, N, X)}{\partial X} = 0 \quad (5)$$

As equações mencionadas podem ser interpretadas da seguinte forma: caso haja um aumento de um hectare na área do estabelecimento, essa área adicional deve ser alocada de tal forma que as variações de área dos cinco tipos de uso também somem um ha. Por outro lado, caso haja mudanças nos preços ou nas condições agroclimáticas, as realocações de área entre os cinco tipos de uso devem se compensar, resultando em um efeito líquido nulo. Por exemplo, caso uma variação positiva no preço da cana leve a um aumento de x ha na área alocada para este uso, a soma das variações das áreas relativas aos outros quatro usos deve corresponder a $-x$, de tal forma que a área total não se modifique. As condições expressas em (5) garantem a consistência lógica do modelo.

5.2 Especificação econométrica e estimação

Para a derivação do modelo empírico de estimação das alocações ótimas de área, considera-se que a função lucro Π_i é representada por uma função quadrática normalizada. A escolha desta forma funcional para a especificação da função lucro justifica-se por três motivos. Em primeiro lugar, esta é uma forma funcional flexível que não restringe as elasticidades de substituição entre insumos. Em segundo lugar, a função quadrática normalizada é consistente com as propriedades da teoria econômica, como homogeneidade de grau um nos preços. Por fim, as funções de alocação de terra derivadas a partir da função quadrática normalizada são lineares nos parâmetros. A resolução do problema de otimização proposto em (1) com o uso da função quadrática normalizada gera as seguintes equações de alocação ótima:

$$n_i^* = \beta_0^i + \sum_{f=1}^j \beta_{1f}^i p_f + \sum_{k=1}^l \beta_{2k}^i r_k + \beta_3^i N + \sum_{l=1}^s \beta_{4l}^i X_l + \varepsilon \quad i = 1, 2, 3 \quad (6)$$

sujeito às restrições paramétricas:

$$\sum_{i=1}^5 \beta_3^i = 1; \sum_{i=1}^5 \beta_{1f}^i = 0; \sum_{i=1}^5 \beta_{2k}^i = 0 \text{ e } \sum_{i=1}^5 \beta_{4l}^i = 0 \quad (7)$$

$$\sum_{i=1}^5 \beta_{1f}^i = \sum_{i=1}^5 \beta_{li}^f \quad (8)$$

As restrições observadas em (7) correspondem às condições de otimização expressas nas equações (5) para o caso particular da função quadrática normalizada, enquanto as restrições em (8) são decorrência da propriedade de simetria desta forma funcional.

Temos, portanto, um sistema de cinco equações representando a alocação ótima para cada tipo de uso (n^*_{cana} , $n^*_{subsistência}$, $n^*_{demais\ lavouras}$, n^*_{pasto} e $n^*_{floresta}$), sujeito às restrições paramétricas expressas em (7) e (8).

Para a estimação deste sistema, foi escolhido um método de estimação simultânea. Tal escolha parece-nos adequada por dois motivos. Em primeiro lugar, é de se esperar que as decisões dos produtores sobre quanto alocar de terra para os diferentes usos devam ser interdependentes, o que implica uma potencial correlação nos termos de erro das cinco equações. Um método de estimação simultânea permite levar em conta a correlação entre estes erros. Já métodos que estimam cada equação isoladamente ignoram a correlação entre as equações e portanto não são eficientes. Além disso, apenas a utilização de métodos de estimação simultânea é capaz de impor as restrições expressas em (7) e (8), que envolvem coeficientes de diferentes equações. Portanto, o uso de um método de estimação simultâneo mostra-se mais adequado do que estimar o sistema expresso em (6) equação por equação.

Um segundo aspecto econométrico importante a observar é que as restrições expressas em (7) fazem que o sistema a ser estimado seja singular. Para solucionar este problema, estimam-se quatro das equações especificadas em (6), enquanto os parâmetros para a equação omitida são recuperados pelas restrições em (7). Em nossa aplicação, foram estimadas as equações de área para cana, lavoura de subsistência, demais lavouras e pasto, enquanto os parâmetros para a equação de florestas foram recuperados por meio das restrições.

A estimação do modelo foi feita por intermédio do método Seemingly Unrelated Equations Iterado (Isur). Este método de estimação simultânea é eficiente na presença de correlação de resíduos nas equações de alocação de terra e permite impor as restrições entre coeficientes de diferentes equações, conforme antes discutido. Além disso, a iteração do método Seemingly Unrelated Equations (SUR) faz que a estimação dos parâmetros seja robusta em relação à equação omitida. Em outras palavras, independente da equação que for omitida na estimação do sistema, a utilização do método Isur garante que os parâmetros recuperados sempre possuam o mesmo valor.

Os parâmetros estimados para as equações das áreas de cana, lavoura de subsistência, demais lavouras, pasto e florestas permitem analisar de que maneira as alocações de terra para estes cinco tipos de uso reagem a variações das diferentes variáveis explicativas do modelo – preço dos produtos, preço dos insumos, fatores agroclimáticos. A partir destes parâmetros, é possível simular o impacto da expansão dos bicomcombustíveis sobre as variações de área.

5.3 Método de simulação

O modelo econométrico proposto neste estudo trata os preços como variáveis exógenas. Desta forma, a expansão do mercado de etanol deve ser incorporada no modelo a partir de choques nos preços da cana. Pressupõe-se que estes preços refletem as condições de equilíbrio de mercado em períodos futuros, dados os crescimentos projetados da oferta e da demanda. No caso específico deste estudo, o exercício de simulação consiste em analisar as decisões de alocação de terras frente aos preços agrícolas projetados para 2035.

Primeiramente, são simuladas as áreas destinadas a cada um dos cinco tipos de uso considerando-se os preços vigentes em 1995, ano de referência do modelo econométrico:

$$\hat{n}_{i,1995}^* = \hat{\beta}_0^i + \sum_{f=1}^j \hat{\beta}_{1f}^i p_{f,1995} + \sum_{k=1}^l \hat{\beta}_{2k}^i r_k + \hat{\beta}_3^i \beta_3^i N + \sum_{l=1}^s \hat{\beta}_{4l}^i X_l \quad (9)$$

em que $\hat{n}_{i,1995}^*$ corresponde à área estimada para o uso do tipo i , dados os preços observados em 1995 ($p_{f,1995}$) e as demais características agroclimáticas, e $\hat{\beta}$ são os coeficientes estimados no modelo econométrico.

Em seguida, simulam-se as áreas alocadas para cada tipo de uso considerando-se os cenários de preços previstos para 2035:

$$\hat{n}_{i,2035}^* = \hat{\beta}_0^i + \sum_{f=1}^j \hat{\beta}_{1f}^i p_{f,2035} + \sum_{k=1}^l \hat{\beta}_{2k}^i r_k + \hat{\beta}_3^i \beta_3^i N + \sum_{l=1}^s \hat{\beta}_{4l}^i X_l \quad (10)$$

em que $\hat{n}_{i,2035}^*$ corresponde à área estimada para o uso do tipo i , dados os preços dos produtos agrícolas projetados para o período 2035 ($p_{f,2035}$), segundo o cenário econômico definido pela equipe da Universidade de São Paulo (USP).

Por fim, a variação percentual da área destinada ao uso i decorrente das variações do preço da cana pode ser calculada via fórmula:

$$\Delta n_i^* = \frac{\hat{n}_{i,2035}^* - \hat{n}_{i,1995}^*}{\hat{n}_{i,1995}^*} \times 100 \quad (11)$$

Obtemos assim as variações estimadas Δn_{cana}^* , $\Delta n_{subsistência}^*$, $\Delta n_{demais\ lavouras}^*$, Δn_{pasto}^* e $\Delta n_{florestas}^*$ decorrentes da variação do preço da cana.

6 BASE DE DADOS

As estimações do modelo de uso da terra foram realizadas com observações em nível municipal. A construção das variáveis utilizadas na estimação dos modelos envolveu a consolidação e compatibilização de bases de dados provenientes de diferentes fontes.⁹ As informações agroeconômicas foram obtidas a partir do Ipeadata, que coletou dados agrônômicos fornecidos pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), e dos dados municipais dos Censos Agropecuários 1995-1996 do IBGE. As informações climáticas foram provenientes da base de dados CRU CL 2.0 10' do Climate Research Unit (CRU/University of East Anglia). A construção das variáveis é descrita em detalhes adiante.

6.1 Uso da terra

As variáveis relativas aos cinco tipos de uso – cana, lavouras de subsistência, demais lavouras, pasto e floresta – foram construídas a partir dos dados municipais do Censo Agropecuário 1995-1996 do IBGE. A área de plantio de cana é obtida diretamente do censo, que registra o total de área plantada por cultura em cada município. A área relativa aos cultivos de subsistência corresponde à soma das áreas dos estabelecimentos agrícolas utilizadas para o plantio de arroz, feijão, mandioca, milho e banana. Já a área relativa às demais lavouras é dada pela área total das lavouras, menos as áreas alocadas para a cana e as culturas de subsistência. A área de pastagem foi calculada como a soma das pastagens naturais e plantadas. Por fim, a área de floresta corresponde ao total das áreas dos estabelecimentos ocupadas por florestas naturais, florestas plantadas e pelas terras produtivas não utilizadas. Optou-se por computar as terras produtivas não utilizadas como áreas de floresta, pois, pelos critérios de classificação do IBGE, as terras “produtivas e não utilizadas” correspondem a áreas que estão fora de uso por período superior a quatro anos.

6.2 Preço dos produtos

O preço médio municipal da cana foi obtido pela divisão do valor da produção total de cana pela quantidade total colhida em determinado município. O preço representativo dos produtos da lavoura de subsistência foi construído por meio do cálculo de um índice de preços de Laspeyres regionalizado, no qual foram utilizados os dados municipais de preços e quantidades para as cinco culturas classificadas como “lavouras de subsistência” – arroz, feijão, mandioca, milho e banana. O mesmo procedimento foi empregado para construir o preço representativo das demais culturas, calculado como um índice de Laspeyres para as principais culturas agrícolas

9. Parte significativa do trabalho de construção e consolidação da base de dados foi realizada por Anderson e Reis (2007).

produzidas no Brasil, excetuando-se a cana e os produtos classificados como culturas de subsistência.¹⁰ O preço representativo das atividades relacionadas à pastagem corresponde ao preço médio municipal do gado, calculado pela razão entre o valor total dos bovinos vendidos e abatidos em determinado município e o número total de cabeças vendidas e abatidas. Já o preço das florestas foi representado como o preço médio da madeira, dado pelo valor total da madeira extraída em determinado município dividido pela quantidade extraída – em m³. Pressupõe-se que o preço da madeira seja uma boa *proxy* para o custo de oportunidade da floresta em pé, uma vez que o proprietário rural leva em conta a receita da extração da madeira e os preços das atividades alternativas ao decidir pela conservação ou pela derrubada das florestas localizadas em seu estabelecimento. Nos municípios em que não havia informação sobre o valor e/ou a quantidade de madeira extraída, considerou-se o preço médio da madeira no estado em que o município está localizado.

6.3 Preço dos insumos

Foram incluídos nas estimações os preços relativos a dois insumos: mão de obra e terra. O preço da mão de obra foi representado pelo salário médio rural municipal, calculado como o total de salários pagos aos trabalhadores rurais dividido pelo número total de pessoas ocupadas nas atividades rurais em determinado município.¹¹ Devido à inexistência de dados relativos ao preço da terra no Censo Agropecuário 1995-1996, foi utilizado como *proxy* o preço médio da terra arrendada, calculado pela razão entre a despesa total com o arrendamento de terras e a área total arrendada em determinado município. Já a falta de informações sobre o estoque de capital dos estabelecimentos rurais e da quantidade de fertilizantes adquirida impossibilitou a inclusão do preço do capital e dos fertilizantes em nossa análise.

6.4 Variáveis climáticas

As variáveis climáticas utilizadas nas análises foram temperatura (°C) e precipitação (mm). Em nossa modelagem, supõe-se que variações climáticas em diferentes estações do ano tenham efeitos distintos sobre as alocações de terra e a produtividade das culturas. Por exemplo, é de se esperar que um aumento de 1°C nas temperaturas nos meses de verão tenha um impacto distinto ao de uma variação de 1°C que ocorra nos meses de inverno. Para incorporar a questão da sazonalidade dos efeitos climáticos, foram construídas variáveis relativas às médias trimestrais de temperatura e precipitação: dezembro a fevereiro (representativas do período de verão), março a maio (representativas do período de outono), junho a agosto (representativas do período de inverno) e setembro a novembro (representativas do período de primavera).

10. Especificamente, foram utilizados no índice agregado para as demais culturas os seguintes produtos: algodão, cacau, café, fumo, laranja, pimenta, soja e trigo.

11. Neste cálculo foi considerada também a mão de obra familiar.

As variáveis climáticas para o período 1960-1996 foram extraídas da base de dados CRU CL 2.0 10', do CRU/University of East Anglia. Esta base fornece dados georreferenciados das temperaturas e precipitações mensais com uma resolução espacial de aproximadamente 0,5° x 0,5° para todo o território nacional.¹² As observações foram espacializadas com o uso do *software* ArcGis sobre a malha municipal de 2000 do IBGE, de modo a se obter as variáveis de temperatura e precipitação em nível municipal.

Adotou-se a hipótese de que os fatores determinantes do padrão do uso do solo são as médias históricas das variáveis climáticas, e não as temperaturas e precipitações observadas em um ano específico. Desta forma, foram incluídas no modelo econométrico as médias das temperaturas e precipitações trimestrais observadas no período 1960-1991.

6.5 Variáveis agronômicas e outras variáveis de interesse

Diversas variáveis agronômicas foram incluídas no modelo econométrico de uso da terra. Entre elas, destacam-se as variáveis relativas ao tipo de solo, à altitude e a diversas variáveis indicadoras de restrições do uso de solo para atividades agrícolas – baixa disponibilidade de nutrientes, alta declividade, alto grau de limitação à mecanização etc. Além das variáveis agronômicas, também foram incluídas, nas especificações econométricas, variáveis relacionadas a outros fatores considerados importantes para explicar a alocação de terra entre diferentes usos, tais como estradas pavimentadas e a área total irrigada. A lista completa com a descrição das variáveis agronômicas e demais variáveis de interesse utilizadas nas estimações encontra-se no anexo 1.

7 RESULTADOS

O modelo econométrico de uso da terra é formado pelo sistema de cinco equações de alocação de área, cuja especificação geral é descrita na equação (6), sujeitas às restrições paramétricas expressas em (7) e (8). Devido à singularidade do sistema, foram estimadas as equações de área para lavouras de subsistência, cana, demais lavouras e pasto, enquanto os coeficientes para a equação de florestas foram recuperados pelas restrições paramétricas. A condição de homogeneidade de grau um nos preços foi imposta por intermédio da utilização do preço da floresta como numerário, sendo portanto os preços dos produtos e insumos expressos em termos relativos. As estimações foram realizadas a partir de dados em nível municipal para o ano censitário 1995-1996. Os seguintes pontos merecem destaque:

12. A documentação sobre a metodologia adotada na compilação dos dados e as técnicas de interpolação adotadas pelo modelo podem ser consultadas em Hulme e Sheard (1999).

- O modelo apresentou uma boa capacidade de ajuste e os coeficientes das variáveis possuem os sinais esperados. Os coeficientes dos preços relativos são na maioria dos casos significativos, o que sugere que os preços dos produtos e insumos afetam a decisão dos produtores em relação à alocação de terra para os diferentes usos.
- O teste de Breusch-Pagan rejeita a hipótese de que os erros das quatro equações estimadas não estão correlacionados. Tal resultado fornece evidência empírica de que a decisão dos produtores sobre quanto alocar de terra para diferentes tipos de uso devem ser interdependentes e que, neste caso, o uso de métodos de estimação simultânea como o aqui proposto mostra-se mais eficiente do que a estimação de cada equação do sistema isoladamente.

A partir dos parâmetros estimados no modelo econométrico, foram realizadas as simulações para se avaliar de que forma as alocações de terra se comportariam frente aos cenários prospectivos do preço da cana. O horizonte considerado nas simulações é o ano de 2035, e a data de referência é o ano censitário de 1995.

A construção dos cenários da simulação envolveu uma série de hipóteses. Em primeiro lugar, considerou-se que o preço da cana varia na mesma proporção que o preço do petróleo. Esta hipótese é justificada pela forte correlação positiva entre o preço dos produtos derivados da cana – açúcar e etanol – e o preço do petróleo.¹³ Pressupõe-se ainda que essa variação de preços reflita nas condições de equilíbrio entre oferta e demanda, já incorporando o crescimento do mercado de biocombustíveis. Já os demais preços incluídos no modelo foram corrigidos pelas variações dos índices de preços definidas segundo os cenários macroeconômicos desenvolvidos pela equipe da Fundação Instituto de Pesquisas Econômicas (Fipe)/ USP no âmbito do projeto ECCB.

Deve-se ressaltar ainda dois aspectos para que os resultados da simulação sejam interpretados de maneira adequada. Primeiramente, as simulações restringem-se a analisar os incentivos aos agricultores decorrentes de mudanças nos preços de mercado, mantendo inalteradas as condições de infraestrutura e as políticas públicas vigentes. Isto quer dizer que as simulações não levam em consideração ganhos de produtividade, redução dos custos de transporte decorrentes de investimentos em infraestrutura ou incentivos decorrentes de mudanças de política fiscal. Em segundo lugar, as simulações não consideram

13. Para a análise da correlação entre estas variáveis, ver Monaco Neto e Marjotta-Maistro (2007), Melo, Mota e Lima (2008) e FAO (2006). Deve ser ressaltado ainda que, caso o valor de escassez do petróleo apresente tendência de aumento ao longo do tempo, a correlação entre os preços do petróleo e da cana pode se tornar mais fraca. Neste contexto, em vista do aumento do preço relativo do petróleo decorrente de seu valor de escassez, a variação do preço da cana usado na simulação estaria sobre-estimada.

os ganhos de produtividade da cana-de-açúcar. Como é de se esperar que tais ganhos reduzam a demanda de terras agrícolas para essa cultura, a expansão de área de cana projetada nas simulações estaria sobre-estimada, e a simulação pode ser entendida como uma “estimativa máxima” das necessidades de novas áreas para esta cultura.

Em vista destas considerações, o resultado das simulações deve ser interpretado como uma resposta à seguinte conjectura: Dadas as condições tecnológicas, de infraestrutura e as políticas públicas vigentes em 1995, como se comportariam as alocações de terra entre os cinco tipos de uso analisados, caso a estrutura de preços fosse alterada segundo os valores projetados para 2035?

Considera-se que o preço da cana aumenta 156%, refletindo a variação do preço do petróleo de US\$ 23 para USD 49 entre os anos 1995 e 2035.¹⁴ Já os demais preços utilizados no modelo evoluem segundo os cenários macroeconômicos A2 e B2, definidos pela equipe Fipe/USP no âmbito do projeto ECCB. As tabelas 2 e 3 exibem os resultados das variações de área nas diferentes regiões decorrentes das mudanças do preço relativo da cana nestes dois cenários.¹⁵ As variações percentuais possuem como período de referência o ano de 1995. É importante ainda observar que as variações de área em hectares são calculadas em relação às áreas dos estabelecimentos agrícolas do Censo Agropecuário 1995-1996. Os seguintes pontos merecem destaque:

- Dados os preços projetados para 2035, estima-se um crescimento da área de cana no Brasil de aproximadamente 19 milhões de hectares no cenário A2 e 17,8 milhões de hectares no cenário B2. Como a área de cana no Censo 1995-1996 correspondia a aproximadamente 4,2 milhões de hectares, as simulações projetam uma área total entre 22 e 23 milhões de hectares de cana. O crescimento está concentrado nas regiões Sudeste e Nordeste, que respondem por aproximadamente 80% da variação da área de cana.
- Não se observa em nenhuma região brasileira a substituição de áreas destinadas às culturas de subsistência por áreas de plantio de cana. Este resultado sugere que a variação do preço da cana não tende a promover uma competição entre esta cultura e a produção de alimentos no Brasil.
- O aumento da área de cana na região Norte é pouco expressivo, sendo estimado entre 50 e 60 mil hectares. Este resultado sugere que o

14. Adotam-se os preços do petróleo utilizados pela equipe do Programa de Planejamento Energético (PPE)/Coppe no âmbito do projeto ECCB. Considerou-se ainda uma taxa de desvalorização cambial de 5% ao ano para o cálculo da variação dos preços em moeda doméstica.

15. Os coeficientes relativos ao preço da cana em cada equação do sistema estimado, bem como as elasticidades derivadas destes coeficientes, estão no anexo 2.

aumento esperado do preço da cana, considerado isoladamente, não venha a gerar fortes incentivos para a expansão deste cultivo na região amazônica. Uma possível explicação para o baixo impacto consiste na ausência de infraestrutura para a produção de etanol na região, o que torna a atividade pouco atrativa mesmo na perspectiva de aumentos expressivos no preço da cana.

- Observa-se ainda que o – pequeno – avanço da área de cana na região Norte não se dá pela conversão de áreas de florestas. De fato, as simulações projetam um aumento para as áreas das culturas de subsistência e de cana. No entanto, esta expansão se processa via conversão de áreas de pasto e da substituição das áreas alocadas para outras culturas. Este padrão de mudança do uso do solo, associado à variação pouco expressiva da área de cana na região, sugere que a expansão da cana não virá exercer uma pressão para o desmatamento da região amazônica, dadas as atuais condições de infraestrutura da região.
- Por outro lado, o avanço das áreas de cana previsto nas regiões Sudeste e Nordeste se dá em detrimento das áreas de florestas e matas dos estabelecimentos agrícolas, sugerindo que o crescimento da produção de cana tenha importantes impactos ambientais nestas regiões. Estes potenciais impactos são particularmente severos na região Sudeste.

TABELA 2

Varição de áreas segundo o tipo de uso – cenário de preços A2
(Em %)

Região	Lavouras de subsistência	Outras lavouras	Cana	Pasto	Floresta
Norte	0,15 (0,35 x 10 ⁴ ha)	-20,65 (-0,17 x 10 ⁶ ha)	959,77 (0,05 x 10 ⁶ ha)	-0,0093 (-0,21 x 10 ⁴ ha)	0,38 (0,11 x 10 ⁶ ha)
Nordeste	0,34 (1,95 x 10 ⁴ ha)	-24,99 (-2,19 x 10 ⁶ ha)	803,89 (8,07 x 10 ⁶ ha)	-0,0035 (-0,11 x 10 ⁴ ha)	-20,75 (-5,89 x 10 ⁶ ha)
Sudeste	0,49 (1,42 x 10 ⁴ ha)	-9,55 (-0,84 x 10 ⁶ ha)	331,75 (8,53 x 10 ⁶ ha)	-0,0023 (-0,09 x 10 ⁴ ha)	-66,86 (-7,70 x 10 ⁶ ha)
Sul	0,11 (0,66 x 10 ⁴ ha)	-3,62 (-0,26 x 10 ⁶ ha)	198,96 (0,69 x 10 ⁶ ha)	-0,0022 (-0,05 x 10 ⁴ ha)	-5,56 (-0,44 x 10 ⁶ ha)
Centro-Oeste	0,60 (1,41 x 10 ⁴ ha)	-12,23 (-0,63 x 10 ⁶ ha)	614,77 (1,78 x 10 ⁶ ha)	-0,00018 (-0,01 x 10 ⁴ ha)	-3,46 (-1,17 x 10 ⁶ ha)

Fonte e elaboração próprias.

TABELA 3
Varição de áreas segundo o tipo de uso – cenário de preços B2
 (Em %)

Região	Lavouras de subsistência	Outras lavouras	Cana	Pasto	Floresta
Norte	0,13 (0,30 x 10 ⁴ ha)	-20,69 (-0,17 x 10 ⁶ ha)	1007,76 (0,06 x 10 ⁶ ha)	-0,0073 (-0,17 x 10 ⁴ ha)	0,38 (0,11 x 10 ⁶ ha)
Nordeste	0,28 (1,61 x 10 ⁴ ha)	-23,85 (-2,09 x 10 ⁶ ha)	749,99 (7,52 x 10 ⁶ ha)	-0,0029 (-0,09 x 10 ⁴ ha)	-19,18 (-5,45 x 10 ⁶ ha)
Sudeste	0,42 (1,22 x 10 ⁴ ha)	-8,60 (-0,75 x 10 ⁶ ha)	298,93 (7,68 x 10 ⁶ ha)	-0,0020 (-0,08 x 10 ⁴ ha)	-60,24 (-6,94 x 10 ⁶ ha)
Sul	0,09 (0,55 x 10 ⁴ ha)	-3,54 (-0,26 x 10 ⁶ ha)	200,41 (0,70 x 10 ⁶ ha)	-0,0019 (-0,04 x 10 ⁴ ha)	-5,69 (-0,45 x 10 ⁶ ha)
Centro-Oeste	0,49 (1,16 x 10 ⁴ ha)	-13,36 (-0,68 x 10 ⁶ ha)	642,66 (1,86 x 10 ⁶ ha)	-0,00016 (-0,01 x 10 ⁴ ha)	-3,52 (-1,19 x 10 ⁶ ha)

Fonte: Ipea.

8 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise dos resultados das simulações permite formular algumas recomendações de políticas para minimizar os impactos da expansão da área de cana:

- As simulações sugerem que o aumento esperado do preço da cana, considerado isoladamente, não venha a gerar fortes incentivos para expansão deste cultivo na região amazônica. Contudo, as simulações restringem-se a analisar os incentivos aos agricultores decorrentes de mudanças nos preços de mercado, mantendo inalteradas as condições de infraestrutura e as políticas públicas vigentes. Políticas públicas equivocadas, tais como a concessão de benefícios fiscais que facilitem a instalação de usinas de álcool na região, podem trazer sérias consequências ambientais que não são consideradas neste estudo. Desta forma, formuladores de políticas públicas não devem descuidar das suas consequências em termos de incentivos gerados às atividades agrícolas.
- Por outro lado, a expansão da cana estimada para as regiões Sudeste e Nordeste pode acarretar severos impactos ambientais. Em vista desta tendência, faz-se necessária a implementação e o monitoramento de políticas de ordenamento de uso de solo, de modo a garantir a preservação das áreas remanescentes de florestas e matas nos estabelecimentos agrícolas.

REFERÊNCIAS

- ANDERSON, K.; REIS, E. **The Effects of Climate Change on Brazilian Agricultural Profitability and Land Use**: Cross-Sectional Model with Census Data. Final report to WHRC/IPAM for LBA project Global Warming, Land Use, and Land Cover Changes in Brazil. Rio de Janeiro, 2007. Mimeografado.
- COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO (CONAB). **Perfil do setor de açúcar e álcool no Brasil**. Brasília, 2008.
- DIXON, P. B.; OSBORNE, S.; RIMMER, M. T. The Economy-Wide Effects in the United States of Replacing Crude Petroleum with Biomass. *In*: GTAP CONFERENCE, Purdue University, Indiana, 2007.
- FARRELL, A. E. *et al.* Ethanol Can Contribute to Energy and Environmental Goals. **Science**, Washington, DC, v. 311, n. 5760, p. 506-508, 2006.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO). The Rise in Crude Oil Prices Stimulates Ethanol-Related Demand for Agricultural Commodities. **Food Outlook**, n. 1, 2006.
- GURGEL, A.; REILLY, J. M.; PALTSEV, S. Potential land use implications of a global biofuels industry. **Journal of Agricultural & Food Industrial Organization**, n. 5, article 2, 2007.
- HAZELL, P.; PACHAURI, R. K. (Ed.). Bioenergy and Agriculture: Promises and Challenges. **Focus**, IFPRI 2020, n. 14, 2006.
- HULME, M.; SHEARD, N. **Climate Change Scenarios for Brazil**. Norwich, UK: Climatic Research Unit/University of East Anglia, 1999. 6 p. Disponível em: <<http://www.cru.uea.ac.uk>>.
- JANULIS, P. Reduction of Energy Consumption in Biodiesel Fuel Life Cycle. **Renewable Energy**, v. 29, n. 6, p. 861-871, 2004.
- KAMMEN, D.; KAPADIA, K.; FRIPP, M. **Put Renewables to Work**: How Many Jobs Can the Clean Energy Industry Generate. Berkeley, UC: Goldman School of Public Policy, 2004.
- KHANNA, M.; DHUNGANA, B.; CLIFTON-BROWN, J. **Costs of Perennial Grasses for Bio-Energy in Illinois**. Urbana-Champaign: Department of Agricultural and Consumer Economics University of Illinois, 2007 (Working Paper).
- LAL, R. Carbon Emission from Farm Operations. **Environment International**, Amsterdã, Elsevier, v. 30, n. 7, p. 981-990, 2004.
- MACEDO, I. C.; LEAL, M. R. L. V.; SILVA, J. E. A. R. **Assessment of Greenhouse Gas Emissions in the Production and Use of Fuel Ethanol in Brazil**. Report to the Government of the State of São Paulo, 2004.

MATTSON, B.; CEDERBERG, C.; BLIX, L. Agricultural Land Use in Life Cycle Assessment (LCA): Case Studies of Three Vegetable Oil Crops. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdã, Elsevier, v. 8, n. 4, p. 283-292, 2004.

MELILLO, J. *et al.* **Unintended consequences of a global biofuels program**. Cambridge, Massachusetts, MIT Joint Program on the Science and Policy of Global Change, 2009 (Report, n. 168).

MELO, A. S.; MOTA, D. G.; LIMA, R. C. Uma análise da relação entre o preço de biocombustíveis e das culturas alimentares no Brasil: o caso do setor sucroalcooleiro. *In*: CONGRESSO DE ECONOMIA E SOCIOLOGIA RURAL, 46. **Anais**. Rio Branco, 2008.

MONACO NETO, L. C; MARJOTTA-MAISTRO, M. C. Relações de preço no mercado de combustíveis e o potencial das bolsas de futuros para o álcool nacional. **Agroanalysis**, São Paulo, FGV, v. 27, n. 2, fev. 2007.

MOREIRA, J. Water Use and Impacts Due Ethanol Production in Brazil. *In*: INTERNATIONAL WATER MANAGEMENT INSTITUTE (IWMI); FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO); ICRISAT (Org.). INTERNATIONAL CONFERENCE ON LINKAGES IN ENERGY AND WATER USE IN AGRICULTURE IN DEVELOPING COUNTRIES. India, Jan. 2007.

MORTIMER, P. C.; ELSAYED, M. A.; HORNE, R. E. **Evaluation of the Comparative Energy, Global Warming and Socio-Economic Costs and Benefits of Biodiesel**. Report to the Department for Environment, Food and Rural Affairs Contract Reference No. CSA 5982/NF0422, Report n. 20/1, 2003.

MSANGI, S. *et al.* **Global Scenarios for Biofuel: Impacts and Implications**. Washington, DC: IFPRI, 2006.

NASSAR, A. M. *et al.* Prospects of the sugarcane expansion in Brazil: impacts on direct and indirect land use change. *In*: ZUUBIER, P.; VAN DE VOOREN, J. (Ed.). **Sugarcane ethanol: contributions to climate change mitigation and environment**. Netherlands: Wageningen Academic Publishers, 2008, p. 63-93.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD). **Documentation of the Aglink-Cosimo Model**. Paris, 2006. Disponível em: <[http://www.olis.oecd.org/olis/2006doc.nsf/ENGRECORD/PLOOK/NT00009066/\\$FILE/JT03223643.pdf](http://www.olis.oecd.org/olis/2006doc.nsf/ENGRECORD/PLOOK/NT00009066/$FILE/JT03223643.pdf)>.

PIMENTEL, D.; PATZEK, T. Ethanol Production Using Corn, Switchgrass, and Wood; Biodiesel Production Using Soybean and Sunflower. **Natural Resources Research**, New York, Springer US, v. 14, n. 1, p. 65-76, 2005.

RAJAGOPAL, D.; ZILBERMAN, D. **Review of Environmental, Economic and Policy Aspects of Biofuels**. Washington: The World Bank, Sept. 2007 (Policy Research Working Paper, n. 4341).

REILLY, J.; PALTSEV, S. **Biomass Energy and Competition for Land**. MIT Joint Program on the Science and Policy of Global Change, 2007 (Report, n. 145).

SHEEHAN, J. *et al.* **An Overview of Biodiesel and Petroleum Diesel Life Cycles**. National Renewable Energy Laboratory, Golden, Colorado, 2000 (Report, n. NREL/TP-580-24772).

TIFFANY, D. G.; EIDMAN, V. R. **Factors Associated with Success of Fuel Ethanol Producers**. Department of Applied Economics/College of Agricultural, Food, and Environmental Sciences/University of Minnesota, 2003 (Staff Paper Series, p. 3-7).

WALSH, M. *et al.* Bioenergy Crop Production in the United States: Potential Quantities, Land Use Changes, and Economic Impacts on the Agricultural Sector. **Environmental and Resource Economics**, Dordrecht, Springer Netherlands, v. 24, n. 4, p. 313-333, 2003.

WALTER, A. *et al.* **A Sustainability Analysis of the Brazilian Ethanol**. Brasília: British Embassy, Nov. 2008.

ANEXOS

ANEXO 1

Lista de variáveis agronômicas

Código da variável	Descrição
PSOLO _i	Proporção da área do município na classe i (i=1,...11) – classificação Embrapa
PPTN _i	Proporção da área do município com potencialidade agrícola nível i (i=1 a 5) – classificação Embrapa
PERO1	Proporção da área municipal com limitação moderada de erosão – 7,5% a 15% de inclinação
PERO2	Proporção da área municipal com limitação acentuada de erosão – 15% a 45% de inclinação
PALT1	Proporção da área do município situada em altitudes entre 0 e 99 metros
PALT2	Proporção da área do município situada em altitudes entre 100 e 199 metros
PALT3	Proporção da área do município situada em altitudes entre 200 e 499 metros
PALT4	Proporção da área do município situada em altitudes entre 500 e 799 metros
PALT5	Proporção da área do município situada em altitudes entre 800 e 1.199 metros
PALT6	Proporção da área do município situada em altitudes entre 1.200 e 1.799 metros
PALT7	Proporção da área do município situada em altitudes entre 1.800 e 3.000 metros
UCI	Área municipal ocupada por unidades de conservação de proteção integral
UCS	Área municipal ocupada por unidades de conservação de uso sustentável
TIND	Área total de terras indígenas demarcadas
AREA_H ₂ O	Área municipal ocupada por corpos hídricos
PDECL	Proporção da área municipal com declividade acentuada – classe 1
PDIS	Proporção da área municipal com baixa disponibilidade de nutrientes – classe 1
PLIM	Proporção da área municipal com alto grau de limitação para mecanização – classe 3
PDREN	Proporção da área municipal problemas de drenagem – classe 2
PAV_ROAD	Rodovias pavimentadas (km)
IRRIG95	Área total irrigada (ha)
DISECE95	Distância econômica para a capital estadual mais próxima – ajustada para custos de transporte
ATOTA95	Área total dos estabelecimentos agrícolas (ha)

Fonte: Ipea.

ANEXO 2

Modelo econométrico – coeficientes e elasticidades em relação ao preço da cana

	Equação: lavoura de subsistência	Equação: outras lavouras	Equação: cana-de-açúcar	Equação: pasto
Coefficiente: preço da cana	76,66	-74,62	2111,13	-5,04
Elasticidade-preço	0,001	-0,003	6,3	-0,00005

Fonte: Ipea.

PARTE III

MUDANÇAS GLOBAIS: RESPOSTAS BRASILEIRAS

AS TRANSFORMAÇÕES DA PAISAGEM E AS ALTERAÇÕES BIOGEOQUÍMICAS

1 INTRODUÇÃO

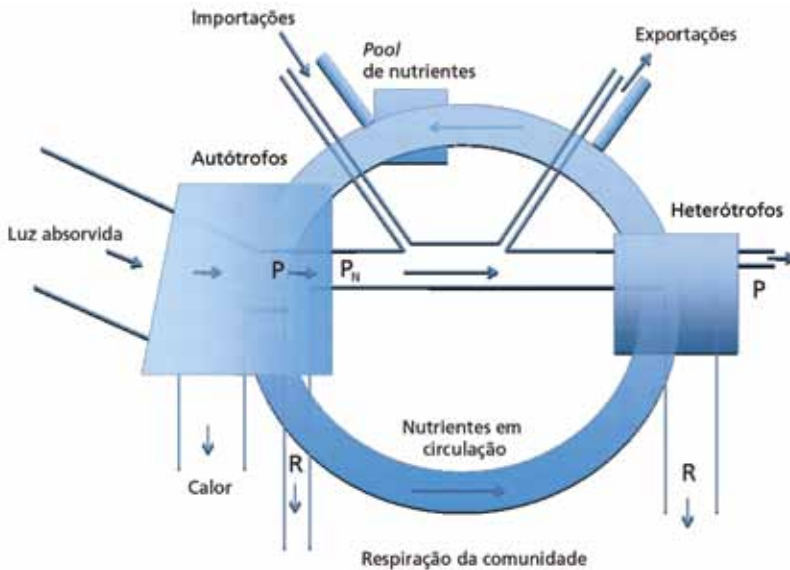
A parte III deste livro trata da sustentabilidade ambiental no contexto internacional. Este capítulo abordará os tópicos mais relevantes do que se convencionou chamar de mudanças globais, e o Brasil se insere nesse contexto.

Apesar de as mudanças climáticas terem se tornado o foco das discussões internacionais e ganhado espaço diferenciado na agenda econômica e política, elas refletem um dos muitos sintomas advindos do incremento das atividades humanas – ou do sistema econômico, se assim preferir – que transformam e deslocam matéria-prima por meio do globo. Essa transformação e esse deslocamento alteram as formas de energia livre disponíveis e geram resíduos não previamente desejados, advindos da própria transformação ou da depreciação do valor de utilidade do objeto transformado. Entre esses resíduos estão os gases de efeito estufa (GEE). No entanto, a poluição atmosférica, a depleção da camada de ozônio, a poluição da água, a degradação do solo, a perda de biodiversidade, a depleção das riquezas minerais e o crescimento populacional são temas tão sérios quanto a emissão de gases de efeito estufa (CRACKNELL; KRAPIVIN; VAROTSOS, 2009), e os fatores que geram esses problemas estão praticamente sempre interligados.

Durante a década de 1970, a análise de fluxos nos ecossistemas se popularizou em especial pelos trabalhos dos irmãos e ecólogos Howard Odum e Eugene Odum. Essas análises mostravam os ecossistemas como sistemas físicos abertos, em que se poderia medir os fluxos de energia e matéria que entram e saem do sistema (figura 1).

FIGURA 1

Modelo de ecossistema, indicando as entradas, a acumulação e as saídas de matéria e energia



Fonte: Clementino-Luedemann, redesenhado a partir de Odum (1988).

Obs.: A acumulação se dá pelos seres autótrofos, que absorvem a energia do sol, com poucas exceções, para fixar energia química em carboidratos a partir do dióxido de carbono (CO₂). As perdas se dão pela respiração de todos os seres e ação de decomposição de biomoléculas por seres heterótrofos.

Essas análises de fluxos de matéria e energia, aplicados à economia, corroboraram as ideias de autores pioneiros, como Georgescu-Roegen (DALY, 1997), que defendiam que os fluxos econômicos representavam fluxos de matéria e energia, que, por sua vez, deveriam respeitar as leis físicas, como a segunda lei da termodinâmica, da mesma maneira como o modelo ecossistêmico. Os irmãos Odum também expressavam suas preocupações com as alterações nos fluxos energéticos e biogeoquímicos dos ecossistemas devido às atividades econômicas. Suas ideias ainda defendidas, no entanto, se opõem às mais vigentes entre os economistas que tratam da questão dos recursos naturais:

Esforço tem sido despendido por economistas e outros pelas duas últimas décadas, no sentido de “internalizar as externalidades”, ou para alterar a valoração do mercado de forma a dar maior consideração aos ecossistemas. O que se necessita é o contrário: que se *externalize as internalidades*, para que se ponha a contribuição da economia na mesma base que o trabalho do meio ambiente.¹

1. “Efforts by economists and others have been made in the last two decades to ‘internalize the externalities’ or to modify market valuation to give more consideration to ecosystems. What is needed is the reverse: to ‘externalize the internalities’ to put the contributions of the economy on the same basis as the work of the environment.” (ODUM; ODUM, 2000).

A ideia desses autores é que a valoração dos produtos comercializados seria embasada na energia necessária para sua obtenção, em um tipo de análise de ciclo de vida. Assim, mesmo entre produtos obtidos diretamente da natureza, haveria uma distinção entre os seres vivos de acordo com seu posicionamento na cadeia alimentar: plantas que obtêm a energia necessária para seu crescimento diretamente do Sol custariam menos do que animais que delas se alimentam e assim por diante. Os produtos transformados teriam a somatória do valor de energia dos seus insumos com o da energia necessária para sua transformação e outras atividades necessárias para que o produto chegasse aos consumidores, sendo que o valor da energia também dependeria da sua fonte, ou seja, de como foi gerada.

Bartelmus (2008) classifica estas ideias dos irmãos Odum, em oposição a outras escolas da economia que visam a sustentabilidade econômica, como *profunda ecologia (humana)*. O autor divide o pensamento econômico nesta área em mais três escolas: a *economia convencional (neoclássica)*; a *economia do meio ambiente*; e a *economia ecológica*. Também sugere uma economia, como uma fusão da economia do meio ambiente com a economia ecológica. Outros autores revisaram o assunto de forma semelhante, como Veiga (2005).

Para o entendimento deste capítulo, é importante apenas que se entenda que há uma profusão de ideias de como tratar externalidades ambientais e que a questão dos fluxos de matéria e energia é mais ou menos abordada por um ou outro tipo de pensamento. Dessa forma, há pensadores que simplesmente ignoram fluxos de matéria e energia seja por puro desconhecimento, seja por defenderem que o próprio mercado regula produtos e insumos que se tornam mais escassos pelo seu valor de mercado, fomentando inovações que possibilitem a substituição de materiais e processos de transformação, impedindo que qualquer tipo de matéria ou energia possa se tornar perigosamente escasso (SOLOW, 1993). Em outro extremo, há aqueles que querem que todo sistema de precificação seja alterado com base no ciclo de vida e no uso de recursos naturais necessários para a obtenção dos produtos comercializados (ODUM; ODUM, 2000). Entre os extremos, ou melhor, em outros vértices, dada a falta de linearidade entre os pensamentos nesta área, há ideias como a de que as economias devam parar de crescer, ao menos em termos físicos, e que os bens existentes permaneceriam em uma quantidade constante, sendo substituídos ao mesmo passo em que se deterioraria (DALY, 1997).

Uma curiosidade válida para ser mencionada em um capítulo sobre fluxos de matéria e energia decorrentes de atividades humanas é que a arqueologia também entra neste debate. Diversos historiadores se debruçam sobre as causas do desaparecimento de culturas com populações razoáveis e grande complexidade tecnológica, considerada a época estudada. Assim, a discussão se dá sobre se o

declínio da cultura anciã da Ilha de Páscoa, apenas como um exemplo, se deu pela depleção direta de recursos naturais, como suas árvores (DIAMOND, 2005), ou se o próprio declínio do recurso madeireiro não se deu também pela invasão biológica, ocorrida devido à colonização da ilha, de roedores que predavam sementes destas árvores (TAINTER, 2006). Neste último caso, observa-se a necessidade de considerar a diversidade biológica como recurso igualmente a ser gerido. Um exemplo mais consensual da importância da observação do deslocamento da matéria na troposfera seria a salinização das áreas agricultáveis por decorrência de irrigação na terceira dinastia de Ur (TAINTER, 2006). O fato é que a inobservância dos processos biogeoquímicos é claramente um risco para políticas que visam ao desenvolvimento de uma nação.

2 EXEMPLOS DE FLUXOS DE MATÉRIA QUE IMPACTAM NEGATIVAMENTE A SUSTENTABILIDADE GLOBAL

O nitrogênio (N) é, de longe, o elemento mais abundante na atmosfera terrestre, em que é encontrado principalmente na forma de N_2 . Este elemento é essencial para a vida, estando presente em cada nucleotídeo do código genético de todos os seres vivos e em todos os aminoácidos (monômeros) que formam todas as proteínas.

Apesar de ser o gás mais abundante da atmosfera, o N_2 não pode ser assimilado diretamente do ar para a ampla maioria dos seres vivos. Estes dependem de bactérias fixadoras de N para obterem moléculas que o contêm em formas que possam ser assimiladas para seu metabolismo. Como a molécula de N_2 – também chamada de “nitrogênio molecular” – é muito estável, e pouco reativa, as demais formas de N disponíveis podem ser chamadas de formas reativas deste elemento ou nitrogênio reativo (Nr).

O N pode ser fixado naturalmente, como em bactérias simbióticas em raízes noduladas de plantas da família das leguminosas ou por meio de raios. Mas, com a sempre crescente demanda de mais produção agrícola e dada a necessidade deste elemento para o crescimento de plantas, a fixação industrial – transformação de N_2 a cerca de 200°C e 200 atmosferas de pressão em gás de amônia (NH_3), precursor dos fertilizantes nitrogenados – vem crescendo imensamente.² A queima de combustíveis fósseis também aumenta a presença de Nr na troposfera. Assim, a criação de Nr passou de 15 teragramas (Tg) (15 milhões de toneladas – t) em 1860 para 156 Tg/ano em 1995 – e continua crescendo, chegando em 2005 a 187 Tg/ano (GALLOWAY *et al.*, 2008).

2. A indústria química também é grande demandante do processo industrial de fixação de nitrogênio (o processo Haber-Bosch), mas é secundária frente à imensa demanda por fertilizantes.

A distribuição do Nr produzido é desigual, sendo que alguns países muito pobres continuam carecendo de fertilizantes nitrogenados para sua produção agrícola e suas terras agricultáveis se encontram muitas vezes exauridas deste recurso, seja pela perda de Nr no processo de produção e consumo locais, seja pela exportação de produtos contendo N, como o leite, a carne e os grãos. Por outro lado, em muitos países, os fertilizantes não perfazem parte substancial dos custos de produção e as culturas encontram-se excessivamente adubadas, ocorrendo poluição de mananciais e emissão de gás de efeito estufa nitrogenado. Além disso, o excesso de N no campo é absorvido em parte pelas plantas, que o armazenam na forma de substâncias potencialmente tóxicas para os consumidores.

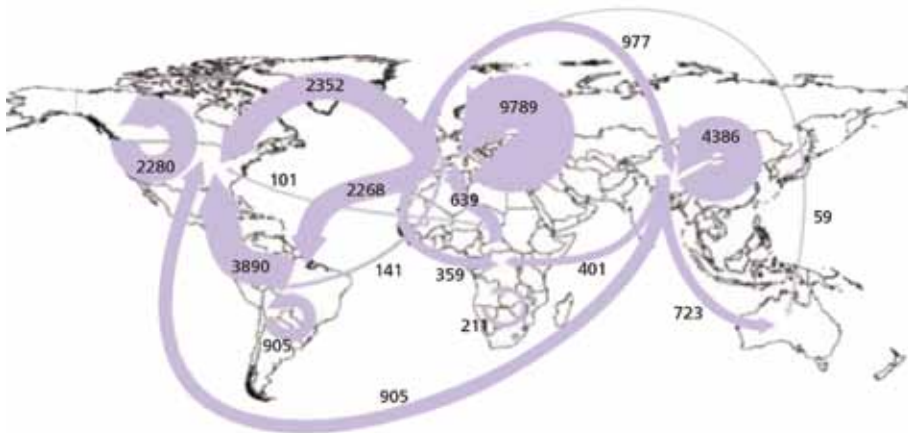
Uma vez transformado em leite, carne e outros produtos, o Nr pode vencer longas distâncias em forma de *commodity* entre os centros produtores e os consumidores destes produtos. O mapa 1 mostra como o N circula pelo mundo na forma de adubo e *commodities* agrícolas.

MAPA 1

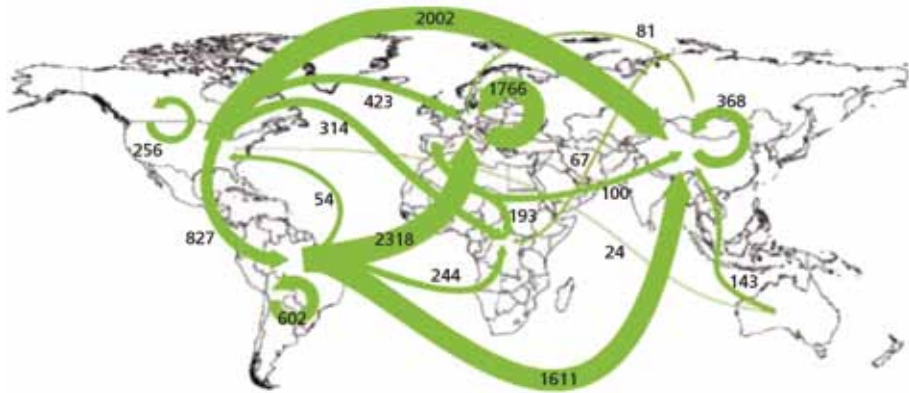
Quantidade de N comercializado internacionalmente na forma de fertilizantes, grãos e carnes

(Em 1 mil t/ao ano)

(a) 1 mil toneladas de N ao ano comercializado na forma de fertilizantes. Total comercializado ao ano de 30,7 milhões de toneladas (2004)



(b) 1 mil toneladas de N ao ano comercializado na forma de grãos. Total comercializado ao ano de 11,5 milhões de toneladas (2004)



(c) 1 mil toneladas de N ao ano comercializado na forma de carnes. Total comercializado ao ano de 11,5 milhões de toneladas (2004)



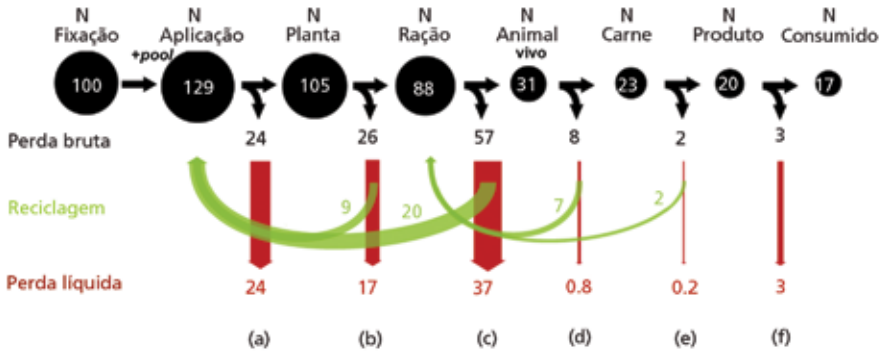
Fonte: UNEP e WHRC (2007).

Obs.: Para o comércio de fertilizantes que contivesse menos de 50 mil t de N ou de grãos com menos de 20 mil t de N, ou ainda de carnes com menos de 10 mil t de N por ano, não foram traçados os percursos.

Há perda de N_r durante todas as fases do processo produtivo. A figura 2 ilustra perdas do processo da produção ao consumo de carne suína. Neste exemplo, percebe-se que apenas 17% do N presente nos fertilizantes chegará a ser consumido por seres humanos. A figura a seguir, todavia, não considera uma importante fonte de perda de N_r para o ambiente: a emissão de N₂O na produção dos fertilizantes.

FIGURA 2

Diagrama de perdas de N da aplicação de fertilizante no campo até o consumo humano de uma típica carne suína produzida em escala comercial



Fonte: UNEP e WHRC (2007).

O N para os suínos é obtido dos grãos que foram fertilizados com adubo nitrogenado ou ainda de nitrogênio fixado biologicamente por leguminosas. As plantas obtêm o N tanto do fertilizante como do *pool* de nutrientes no solo. Após a colheita, ao menos parte das plantas, além das raízes, permanecem no e sobre o solo e sua decomposição supre algum N para as futuras safras. Em determinado ano, uma cultura pode adquirir menos da metade de seu N de fertilizantes ou de fixação biológica, sendo o restante proveniente do solo. A cada passo do processo de se alimentar suínos com grãos, parte deste elemento é perdido para o ambiente, como amônia ou óxidos de nitrogênio para o ar ou nitrato para os corpos d'água (setas vermelhas). Apenas 35% do N que alimenta os animais permanece no seu corpo, havendo perdas nos excrementos da ordem de 65%. Parte dos excrementos e outros restos que não formarão o produto final podem ser utilizados como fertilizante e ser reciclados (setas verdes). Menos de 20% do nitrogênio neste modelo acaba sendo consumido por humanos, passando então a fazer parte de seus corpos ou finalmente voltando ao ambiente pela decomposição de excrementos e cadáveres.

Quando o Nr é perdido para o ambiente, ele pode ser exportado para oceanos pelas vias hídricas, depositado nestes pela via atmosférica, permanecer na atmosfera como N_2O (um gás de efeito estufa) ou NO_x (óxidos de nitrogênio, que são gases precursores do ozônio – O_3)³, ser acumulado na biomassa de animais e plantas, permanecer no solo ou ainda retornar à atmosfera na sua forma não reativa, o N_2 . Como a transformação do N_2 em Nr e a liberação deste último a partir da combustão de materiais de origem fóssil são muito maiores do que o retorno de formas Nr para N_2 , na escala de tempo da história econômica, é preferível que se fale de fluxo biogeoquímico

do N do que em ciclo do N, como habitualmente se denomina sua passagem em diferentes formas entre os compartimentos da atmosfera, da biosfera, de reservatórios hídricos e de subsolo.

Os elementos chamados de nutrientes pelos agrônomos – entre eles N, P (fósforo), K (potássio) e S (enxofre) são os mais abundantes e levam o nome de macronutrientes – são obtidos na natureza, o N é obtido na atmosfera e os demais são provenientes de rochas e aplicados na forma de adubo no campo. Mas há sempre uma exportação destes elementos na forma de produtos agrícolas do campo para as cidades, onde a produção é consumida, e finalmente acabam como efluentes e resíduos sólidos contaminando as águas superficiais, as subterrâneas, o solo e a atmosfera.

Lagos e rios com pouca influência do ser humano têm naturalmente concentrações muito baixas de N e P. O aporte de efluentes e resíduos urbanos nos corpos d'água faz que estes ambientes sejam “adubados” – o termo correto é *eutrofizados* –, de forma a aumentar a produção de algas em suas superfícies. Com a redução da luz mais ao fundo, a fotossíntese que libera o oxigênio necessário para a vida dos peixes é fortemente diminuída causando a morte de peixes e a queda da qualidade da água para outros fins. A infiltração de N no solo, seja por este ser adubado, seja por infiltração de chorume de lixões e aterros, causa o declínio da qualidade da água subterrânea, deixando-a imprópria para o consumo humano. O preço da perda da qualidade da água é uma externalidade da economia, ou seja, não aparece na conta dos agentes, mas o custo de se despoluir ou importá-la de locais mais distantes é pago pela coletividade, assim como a perda de bem-estar por parte da população não é indenizada.

Externalidades negativas aparecem também na extração dos compostos utilizados, seja pelos danos ambientais, pela insalubridade das condições de trabalho ou pela depleção dos estoques de rochas que contenham o elemento que se deseja obter. Como foi dito anteriormente, o P, o S e o K são obtidos de rochas. A quantidade de rochas fosfatadas que podem suprir a demanda por P para produção de adubo fosfatado – utilizando este elemento apenas como exemplo – é limitada. Ao contrário do que se esperaria pela teoria econômica na situação de escassez de um produto, a substituição de P não é possível, dado que é elemento essencial de biomoléculas necessárias para a vida. A extração e transformação da rocha fosfatada servem para produzir um adubo contendo um alto teor de P, mas que acaba por se pulverizar em produtos agrícolas – que se transformarão em resíduos e se “perderão” no ambiente – e em pequenas moléculas fosfatadas que percolarão no solo até os corpos d'água.

O Brasil é um dos dez maiores produtores de rocha fosfatada, tendo produzido 2 milhões e 200 mil toneladas métricas (t) deste produto em 2008, contra 15 milhões e 200 mil toneladas métricas pela China (maior produtor)

e 8 milhões e 580 mil toneladas métricas produzidos pelos Estados Unidos da América (segundo maior produtor), segundo a U.S. Geological Survey.³ No entanto, enquanto a China detém cerca de 39% das reservas de P em condições de serem extraídas, o Brasil possui apenas 2%. Isto é alarmante, uma vez que é conhecido o fato de que globalmente se extrai mais rocha fosfatada do que se encontram novas fontes, de maneira que se está exaurindo o estoque deste recurso tão importante para a agricultura e a segurança alimentar. As previsões para a durabilidade das rochas fosfatadas variam entre mais duas décadas e mais poucos séculos, respectivamente, entre o pior e o melhor cenário futuro (ULRICH; MALLEY; VOORA, 2009).

A mineração de P, assim como a fixação de N, demanda grandes quantidades de energia. As minas que demandam menos energia para serem exploradas serão as primeiras a se exaurirem. Assim, tanto pelo ponto de vista dos custos já internalizados como pela análise das externalidades, a utilização das reservas de rochas fosfatadas tende a ficar mais onerosa – considerando que os recursos energéticos também estão encarecendo e as fontes renováveis e não renováveis terem também seus limites de expansão (ver capítulo 3 desta publicação).

As minas de rocha fosfatadas que ainda são descobertas, em quase sua totalidade, têm menor teor de P e seu enriquecimento libera substâncias indesejáveis no meio ambiente, entre elas metais pesados como o cádmio (Cd) (ULRICH; MALLEY; VOORA, 2009). Isso implica mais custo de extração devido ao custo de medidas preventivas de impacto ambiental – no melhor dos casos – ou uma externalidade negativa de contaminação do ambiente.

A solução para a crise destes elementos, os macronutrientes especificamente, passa pela otimização do uso no seu sentido mais amplo. Inclui a noção de que a mesma molécula deve passar várias vezes pelo processo produtivo antes de ser perdida para o ambiente. A agricultura de precisão, com menos desperdício, deve se espalhar não somente nos países que detenham tecnologia para tal, mas também ser difundida para os países mais pobres, nos quais, na realidade, ainda há carência de fertilizantes e seu emprego racional é vital para os agricultores. Os resíduos e os efluentes urbanos e rurais precisam ser compostados e o adubo orgânico precisa voltar aos campos.

Para que se possa retornar os macronutrientes para o campo após seu consumo final, é necessário que o resíduo urbano não contenha compostos nocivos às plantas como metais pesados – presentes em eletroeletrônicos, pilhas, baterias, lâmpadas, termômetros etc., ou compostos orgânicos persistentes –, alguns inseticidas ou compostos gerados pela incineração de resíduos. Segundo dados da Associação

3. Dados obtidos no *site* da U.S. Geological Survey. Disponível em: <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/phosphate_rock/>. Acesso em: 1^a jun. 2010.

Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (Abrelpe) (2007) e Ministério das Cidades (BRASIL, 2009), estima-se que no Brasil apenas 2,7% dos resíduos sólidos são coletados de forma seletiva, o que impõe uma enorme barreira para o desenvolvimento de políticas que visem melhorar a gestão de resíduos. Ainda conforme o Ministério das Cidades (BRASIL, 2010), do total de efluentes líquidos urbanos, o esgoto, apenas a metade é coletada e menos de 35% passa por algum tipo de tratamento, o que inviabiliza a recuperação do lodo de esgoto, que tratado pode ser aplicado na agricultura.

Da mesma forma que material compostável termina em aterros e lixões, vários outros materiais que poderiam ser reaproveitados acabam sendo enterrados de forma difusa, inviabilizando seu reúso. Um estudo do Ipea (2010) estima, de forma bastante conservadora, que cerca de R\$ 8 bilhões anuais são perdidos pelo não reaproveitamento de material reciclável no Brasil, entre receitas perdidas pelos agentes da produção de materiais e custos ambientais gerados devido ao não aproveitamento pós-consumo destes materiais.

Além do desperdício de matéria, há uma perda de energia que poderia ser aproveitada. Apesar de a incineração de resíduos sólidos urbanos emitir substâncias nocivas ao meio ambiente e, principalmente, à saúde humana, como dioxinas, furanos e material particulado, o metano (CH_4) gerado pela decomposição anaeróbica da fração orgânica dos resíduos pode ser aproveitado para a geração de energia, inclusive elétrica, conforme pode ser lido no capítulo 3 desta publicação. É importante lembrar que o CH_4 é um potente gás de efeito estufa e que seu não aproveitamento ou, ao menos, a falta de sua queima nos aterros e lixões contribui para as mudanças climáticas.

Outro fator que influencia fortemente os fluxos de matéria e energia é a alteração da paisagem. Árvores com raízes profundas em regiões com forte sazonalidade na pluviosidade fazem que a água que percola para maiores profundidades no solo entre a estação seca e a chuvosa seja evaporada nas folhas durante a seca. Isso permite não apenas a manutenção de um microclima mais ameno, hábitat para diversas espécies de animais e plantas, como também a evaporação necessária para a formação de nuvens, que podem precipitar em regiões distantes. É o caso da Amazônia Oriental (NEPSTAD *et al.*, 1994) e do Cerrado (OLIVEIRA *et al.*, 2005). A influência sobre as alterações nos fluxos de matéria e energia devido à alteração da paisagem se complica ainda mais quando se analisa a alteração na rugosidade desta para a passagem de massas de ar. A ciclagem de nutrientes pela complexa relação entre plantas, bactérias, fungos e fauna também é afetada pela alteração de uma paisagem de pouca influência antrópica para uma paisagem rural ou urbana. Em ambientes nativos, a falta de nutrientes pode causar perda de biodiversidade por motivos

óbvios, assim como a deposição de nutrientes pode favorecer algumas espécies em detrimento de outras, também reduzindo a biodiversidade, como demonstrado em experimento de fertilização no Cerrado (LUEDEMANN, 2001). Em regiões como o semiárido brasileiro, o mau planejamento e a má execução de projetos de irrigação pode causar a perda do solo superficial ou de sua salinização, deixando o solo improdutivo mesmo fora do período de secas.

Todos os processos descritos neste capítulo encontram-se ligados em um processo global. As mudanças globais, inclusive as climáticas, se devem basicamente a atividades humanas que podem ser reguladas de forma a reduzir seus impactos, perceptíveis em termos financeiros e de bem estar. As políticas públicas que regulam bens comuns, como a qualidade do ar que respiramos ou os cardumes de peixes nos oceanos, assim como as políticas que interferem no modo de produção e consumo, precisam ser pensadas em termos de sua influência nos fluxos de matéria e energia. Entretanto, faz-se necessário também que se pense em metas de eficiência no uso de matéria e de energia, para que se possam estabelecer normas e incentivos para o desenvolvimento e a difusão de tecnologias capazes de atingir tal eficiência.

REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2007**. São Paulo, 2007.
- BARTELMUS, P. **Quantitative Eco-nomics**: how sustainable are our economies? Berlin: Springer Science + Business Media B.V., 2008.
- BRASIL. Ministério das Cidades (MCidades). Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS). **Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos – 7**. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento/MCidades, 2009.
- _____. Ministério das Cidades (MCidades). Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS). **Diagnóstico dos serviços de água e esgotos – 13**. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento/MCidades, 2010.
- CRACKNELL, A. P.; KRAPIVIN, V. F.; VAROTSOS, C. **Global Climatology and Ecodynamics**. Chichester: Springer-Praxis Books, 2009.
- DALY, H. E. Georgescu-Roegen *versus* Solow/Stiglitz. **Ecological Economics**, v. 22, n. 3, p. 261-266, 1997.
- DIAMOND JD. **Collapse**: how societies choose to fail or succeed. New York: Viking, 2005.
- GALLOWAY, J. N. *et al.* Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. **Science**, v. 320, n. 5878, p. 889-892, 2008.
- IPEA. Pesquisa sobre pagamento por serviços ambientais urbanos para gestão de resíduos sólidos. **Relatório de Pesquisa**. Brasília: Ipea, 2010.
- LUEDEMANN, G. **Efeitos da adição de nutrientes ao solo sobre plantas rasteiras de um cerrado stricto sensu**. 2001. Dissertação (Mestrado)– Universidade de Brasília, Brasília, 2001.
- NEPSTAD, D. C. *et al.* The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forests and pastures. **Nature**, v. 372, n. 6507, p. 666-669, 1994.
- ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara, 1988.
- ODUM, H. T.; ODUM, E. P. The energetic basis for valuation of ecosystem services. New York: Springer. **Ecosystems**, v. 3, p. 21-23, 2000.
- OLIVEIRA R. S. *et al.* Deep root function in soil water dynamics in cerrado savannas of central Brazil. London: British Ecogycal Society. **Functional Ecology**, v. 19, p. 574-581, 2005.

SOLOW, R. **An almost practical step toward sustainability**. Resources for the Future. Oxford: Bullerworth-Heinemann Ltd., 1993.

TAINTER, J. A. Archaeology of overshoot and collapse. **Annual Review of Anthropology**, v. 35, p. 59-74, 2006.

ULRICH A.; MALLEY D.; VOORA, V. **Peak phosphorus**: opportunity in the making. International Institute for Sustainable Development (IISD). Winnipeg, p. 1-8, 2009.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP); THE WOODS HOLE RESEARCH CENTER (WHRC). **Reactive nitrogen in the environment**: too much or too little of a good thing. Paris, 2007.

VEIGA, J. E. **Desenvolvimento sustentável**: o desafio do século XXI. Rio de Janeiro: Garamond, 2005.

CONVENÇÕES SOBRE CLIMA, MATRIZ ENERGÉTICA MUNDIAL E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

1 CONVENÇÕES INTERNACIONAIS SOBRE MUDANÇA DO CLIMA

Alterações no clima são observadas ao longo dos 4,6 bilhões de anos do planeta Terra. O processo de intervenção humana nos ciclos naturais de mudanças climáticas, no entanto, aumentou sobremaneira desde o período da Revolução Industrial, no século XVIII. As mudanças vêm se aprofundando e manifestam-se de diversas formas, com destaque para o aquecimento global, maior frequência e intensidade de eventos climáticos extremos,¹ alteração no regime de chuvas, entre outros.

As primeiras evidências sobre alterações de origem antrópica no clima do planeta começaram a surgir na década de 1960, com constatações sobre o aumento da concentração de dióxido de carbono (CO₂) na atmosfera, um dos gases responsáveis pelo efeito estufa. Devido a estas constatações, em 1979, houve a I Conferência Mundial sobre o Clima em Genebra, Suíça, que confirmou as evidências das atividades antrópicas sobre o clima resultante da emissão de dióxido de carbono, metano e óxido nitroso (N₂O). Em 1988, estabeleceu-se o Painel Intergovernamental sobre Mudanças do Clima (Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC) por iniciativa do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (Pnuma) e da Organização Meteorológica Mundial (OMM). O primeiro informe do IPCC concluiu que as atividades antrópicas que emitem gases de efeito estufa (GEE) estavam aumentando de forma substancial e que, se nada fosse feito, a temperatura média da terra se elevaria a um ritmo, sem precedentes, de 0,3° C por década.

Nesse contexto, considerando os riscos provocados pelas mudanças do clima, foi estabelecida, no âmbito da Organização das Nações Unidas (ONU), a Convenção-Quadro das Nações Unidas para Mudanças do Clima (United Nations Framework Convention on Climate Change – UNFCCC), em 1990. Aberta para adesões em 1992, durante a realização da Cúpula da Terra, na cidade do Rio de Janeiro, Brasil, a convenção-quadro tem como objetivo alcançar a estabilização das concentrações de gases de efeito estufa na atmosfera em um nível que impeça uma interferência antrópica perigosa no sistema climático.

1. Por exemplo: ondas de calor, tempestades, enchentes, nevascas, secas, furacões e ciclones.

Este nível deverá ser alcançado em um prazo suficiente que permita aos ecossistemas adaptarem-se naturalmente à mudança do clima, assegure que a produção de alimentos não seja ameaçada e permita ao desenvolvimento econômico prosseguir de maneira sustentável. A convenção trata de emissões líquidas e restringe-se aos gases de efeito estufa² não controlados pelo Protocolo de Montreal.³

Para a convenção-quadro, *mudança do clima* significa uma mudança de clima que possa ser direta ou indiretamente atribuída à atividade humana, que altere a composição da atmosfera mundial e que se some àquela provocada pela variabilidade climática natural observada ao longo de períodos comparáveis.

Como diretriz para as negociações sobre a repartição dos ônus associados com a resposta à mudança do clima, a convenção estabelece princípios que devem guiar as negociações. O mais importante é o *princípio da responsabilidade comum, de todos os países, porém diferenciada*. Estabelece ainda que deva ser considerada a capacidade –econômica e tecnológica – dos países para realizar a mitigação de GEE. A convenção reconhece o fato de que os níveis atuais de concentração atmosférica dos gases de efeito estufa são devidos, principalmente, às emissões no passado dos países industrializados, abrindo caminho para que sejam invocadas as responsabilidades históricas dos países na mudança do clima.

A partir da definição dos princípios, a convenção-quadro determina que os países assumam compromissos referentes à mitigação da mudança do clima e à divisão do ônus. Para isto, os países foram divididos em três grupos (PROCESSOS..., 2005):

- Países do Anexo II: são os países-membros da Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE), essencialmente países industrializados e com economias de mercado.
- Países do Anexo I: são os países do anexo 2 somados aos países com economia em transição, essencialmente os países que pertenciam ao bloco soviético.
- Países Não Anexo I: os outros países, essencialmente aqueles em desenvolvimento.

Os países do Anexo I comprometeram-se a limitar suas emissões inicialmente na convenção com a meta de estabilização dessas emissões em 2000 no mesmo nível de 1990. Os países do Anexo II comprometeram-se, ainda, a auxiliar financeira e tecnologicamente os países Não Anexo I. Estes, por sua vez, comprometeram-se a implementar programas nacionais de mitigação, sem

2. Os GEEs, de acordo com o Protocolo de Quioto são: dióxido de carbono, óxido nitroso, metano (CH₄), hidrofluorcarbono (HFC), perfluorcarbono (PFC) e hexafluorsulfúrico (HS₆).

3. O Protocolo de Montreal foi responsável pelo controle das substâncias que destroem a camada de ozônio.

metas quantitativas. É importante ressaltar que essa estrutura de compromissos é, na realidade, uma implementação do princípio da responsabilidade comum, porém diferenciada.

O órgão supremo da convenção é a Conferência das Partes (COP) responsável por manter sob exame e tomar as decisões necessárias à implementação da convenção. A COP é composta pelos países signatários da convenção e se reúne anualmente para operacionalizá-la. Na primeira reunião da Conferência das Partes, realizada em Berlim, em 1995, estabeleceu-se que o compromisso dos países de reduzir as emissões ao nível de 1990, até o ano 2000, não era suficiente para se alcançar o objetivo da convenção de estabilizar emissões. Nesse sentido, foi adotado o Mandato de Berlim, um processo negociador em direção a um protocolo.⁴

A negociação final ocorreu na COP-3, em Quioto, no ano de 1997. Nesta conferência decidiu-se, por consenso, a adoção de um protocolo. O Protocolo de Quioto representou uma tentativa de alcançar o objetivo da convenção; definiu, dessa forma, metas quantitativas para os países industrializados no lugar de medidas e políticas. Em outras palavras, o protocolo estabeleceu que os países do Anexo I deveriam reduzir as emissões de GEE em 5,2% na média, tendo como valor de referência os níveis de emissão de 1990. Tal redução deveria ocorrer entre os anos de 2008 e 2010. Já os países Não Anexo I continuaram sem a obrigação de possuir metas quantitativas.

O princípio do protocolo passa por elaborar uma estratégia global de redução dos níveis de GEE sem que o desempenho econômico e social das nações envolvidas seja significativamente prejudicado. Para viabilizar a redução de emissões, o Protocolo de Quioto contempla três mecanismos suplementares de flexibilização das metas de emissões dos países do Anexo I, por meio de três instrumentos:

- Implementação conjunta: países com metas de redução de emissões podem optar por implementar, conjuntamente, projetos de redução no país em que o custo de abatimento é menor. Este mecanismo pode ser implementado entre os países do Anexo I.
- Comércio de emissões: países com metas de redução de emissões podem comercializar permissões para emitir GEE, atingindo suas metas de redução por meio destas permissões. É também um mecanismo utilizado entre países do Anexo I.

4. O Mandato de Berlim pode ser resumido em três itens: i) os princípios da convenção-quadro foram reafirmados; ii) os países do Anexo I assumem compromissos mais significativos que o compromisso de estabilização de emissões definido pela convenção; e iii) não há novos compromissos dos países Não Anexo I.

- Mecanismo de desenvolvimento limpo (MDL): permite aos países do Anexo I financiar projetos sustentáveis no território de países não Anexo I, com o intuito de obter as unidades suplementares de redução de emissões.

É relevante mencionar que o Protocolo de Quioto, embora tenha sido negociado em 1997, só entrou em vigor em 2005. Inicialmente, foi assinado pela quase totalidade dos países, mas não foi ratificado por todos esses. Os Estados Unidos decidiram pela não ratificação do protocolo⁵ e foram seguidos pela Austrália.⁶

A COP-13, ocorrida em Bali, no ano de 2007, resultou em um mapa de caminhos que os países devem seguir. O *mapa do caminho* de Bali foi construído sobre dois trilhos de negociação: o Protocolo de Quioto e a convenção-quadro. Para seguir os trilhos, criaram-se dois grupos de trabalho. O Grupo de Trabalho *Ad Hoc* Protocolo de Quioto (AWG-KP) tem como objetivo definir novas metas para os países do Anexo I para o segundo período de compromissos do Protocolo de Quioto.

Já o Grupo de Trabalho *Ad Hoc* de Cooperação de Longo Prazo (AWG-LCA), também chamado de Plano de Ação de Bali, deve determinar objetivos de longo prazo para as ações de combate às mudanças do clima no âmbito da convenção, principalmente para os países em desenvolvimento, ou seja, as partes Não Anexo I. Serão utilizados, para isto, cinco elementos: *i*) visão compartilhada; *ii*) mitigação; *iii*) adaptação; *iv*) tecnologia; e *v*) financiamento.

Segundo o plano de ação, deve ser adotada uma visão compartilhada sobre as medidas de cooperação de longo prazo entre os países, de modo a definir uma meta global de longo prazo para a redução de emissões.⁷ No que se refere à mitigação, o plano define que para os países desenvolvidos (Anexo I) as medidas de mitigação além de serem adequadas a cada país, devem ser mensuráveis, relatáveis e verificáveis. Para os países em desenvolvimento (Não Anexo I) as medidas de mitigação devem seguir o contexto de desenvolvimento sustentável, com apoio tecnológico e financeiro, devendo ser, também, mensuráveis, relatáveis e verificáveis.

5. Em 1997, o Senado norte-americano aprovou a Resolução Byrd-Hagel, que determinava que o Senado não ratificaria um protocolo à convenção-quadro que não mencionasse explicitamente restrições às emissões de países em desenvolvimento (PROCESSOS..., 2005).

6. É conveniente mencionar que a Austrália, embora não tenha ratificado o Protocolo de Quioto, declarou que irá limitar suas emissões como se o tivesse feito.

7. Na visão do governo brasileiro, esse objetivo deveria ser definido em função do aumento da temperatura média global, que não deveria ultrapassar 2° C. Já a União Europeia defende que o objetivo seja em termos de limite de concentração de emissões, o qual deveria ser de 450 ppmv.

Ainda com relação às formas de mitigação adotadas pelos países em desenvolvimento, cabe citar as ações de mitigação nacionalmente apropriadas (Namas), às quais se distinguem de metas de redução. As Namas são políticas e incentivos positivos – financeiros e tecnológicos – nos países em desenvolvimento para mitigar a emissão de GEE. Já a redução de emissões do desmatamento e degradação florestal (REDD) representa a possibilidade de redução de emissões provenientes de desflorestamento e degradação florestal, além do papel da conservação, manejo sustentável de florestas e aumento dos estoques de carbono das florestas nos países em desenvolvimento. É relevante mencionar que o Brasil defende que a REDD faça parte da Nama sem tratamento diferenciado.

Entende-se por adaptação alterações em processos, infraestrutura e práticas de forma a compensar possíveis danos causados pela mudança do clima. O IPCC define adaptação como o ajustamento dos sistemas naturais, sociais e econômicos em resposta para o atual ou futuro estímulo climático e/ou seus impactos, os quais podem ser adversos (danos) ou benéficos (oportunidades) (FREITAS, 2009). De acordo com o plano, os países desenvolvidos devem financiar medidas de adaptação em países em desenvolvimento, principalmente naqueles que pouco contribuem com emissões de GEE e serão bastante impactados pelos efeitos da mudança do clima.

Já a transferência de tecnologia diz respeito à necessidade de se removerem obstáculos e provisionar recursos para aumentar a escala de transferência e desenvolvimento de tecnologias dos países desenvolvidos para os países em desenvolvimento. Por fim, o financiamento refere-se à transferência de recursos entre países do Anexo I e do Não Anexo I. Há o entendimento que os primeiros têm o dever, no âmbito da convenção-quadro, de prover recursos aos países em desenvolvimento, considerando as responsabilidades históricas de emissão de GEE.

2 EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA E CONTRIBUIÇÃO PARA O AQUECIMENTO GLOBAL: ANÁLISE COMPARADA BRASIL *VERSUS* UNIÃO EUROPEIA (UE)

Brasil e União Europeia têm situações diferenciadas com respeito à contribuição histórica para o aquecimento global decorrente de ações antrópicas por conta da emissão de gases de efeito estufa. Como o processo de industrialização do Brasil é recente, pois se inicia em meados da década de 1930, reconhece-se que o país não contribuiu para causar o aquecimento global da mesma forma que os países desenvolvidos – maior parcela dos países da União Europeia –, cujas emissões de gases de efeito estufa se iniciaram há mais de 260 anos, desde a Revolução Industrial. Por isso, a maior responsabilidade por causar o aquecimento global é dos países desenvolvidos.

Recentemente, os países mais desenvolvidos tentam desvirtuar o foco dos debates sobre o aquecimento global para as emissões anuais como uma clara tentativa de negar o passado e atribuir responsabilidade desproporcional e exagerada aos países em desenvolvimento com baixas emissões *per capita*, especialmente Brasil, China e Índia. Este argumento colide com os preceitos da ciência da mudança do clima e com os relatórios do IPCC, os quais evidenciam que os problemas atuais foram causados pelas emissões cumulativas dos países desenvolvidos desde a Revolução Industrial.

Portanto, o diálogo entre a sociedade civil brasileira e a europeia, representados pelo Conselho de Desenvolvimento Econômico e Social (CDES) e pelo Comitê Econômico e Social Europeu (Cese), deve se pautar por um dos princípios fundamentais da Convenção sobre Mudança do Clima que é o das *responsabilidades comuns, porém diferenciadas*. Importa esclarecer, que não se defende a total desconsideração das emissões atuais e futuras como parte do problema no que tange às mudanças climáticas que afetarão as próximas gerações. É necessário, contudo, equacionar a responsabilidade pelas emissões passadas antes de considerá-las seriamente e de uma perspectiva justa.

Torna-se inadiável abordar a influência que as emissões do passado têm no aumento da concentração atmosférica de gases de efeito estufa que resultam na elevação da temperatura e são responsáveis pela eclosão, no presente, de fenômenos climáticos extremos. Tais fenômenos exigem esforço de adaptação de milhões de pessoas que já sofrem as consequências do aquecimento global, as quais atingem severamente regiões mais pobres de países com menor grau de desenvolvimento e os insulares. Assim, começa a surgir um contingente de refugiados climáticos, estimado em 20 milhões de pessoas em 2008. As estimativas da International Organization For Migration (IOM) (IOM, 2009) alertam que entre 25 milhões e 1 bilhão de pessoas podem ser expulsas das terras em que vivem nas próximas quatro décadas, o que já está ocorrendo.

Os relatórios do IPCC reconhecem que as concentrações globais de gases têm crescido fundamentalmente como resultado de atividades humanas desde 1750 e agora excedem consideravelmente os valores pré-industriais. Eles informam que o aumento na concentração de gás carbônico se deve essencialmente ao uso de combustíveis fósseis e às mudanças no uso da terra, sendo estas significativas, mas com uma contribuição inferior. A concentração do mais relevante gás de efeito estufa antropogênico, CO₂, variou de 280 partes por milhão por volume, unidade de concentração (ppmv) no período pré-industrial para 390 ppmv em 2009. Ocorre, porém, que os mesmos cientistas afirmam que 350 ppmv de CO₂ na atmosfera deve ser o limite máximo para se evitar as consequências catastróficas das mudanças do clima.

Fazendo um balanço comparativo das emissões do Brasil e da União Europeia verifica-se que as emissões da Europa são maiores no setor de energia elétrica e aquecimento, responsável por 27% dos GEEs. Em seguida está o setor de transporte com 19%, a indústria com 13% e as edificações com 10%. A União Europeia emitiu um total de 5,177 bilhões de toneladas de dióxido de carbono equivalente (CO₂e) (EEA, 2008).

No caso brasileiro a maior parte das emissões ocorre no desmatamento florestal e no uso do solo. O único inventário sobre emissões de gases de efeito estufa do Brasil foi divulgado em 2004, pelo Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT), com dados referentes a 1994. De acordo com o citado documento, as emissões do Brasil em 1994, totalizaram aproximadamente 1,7 bilhão de toneladas de CO₂e.

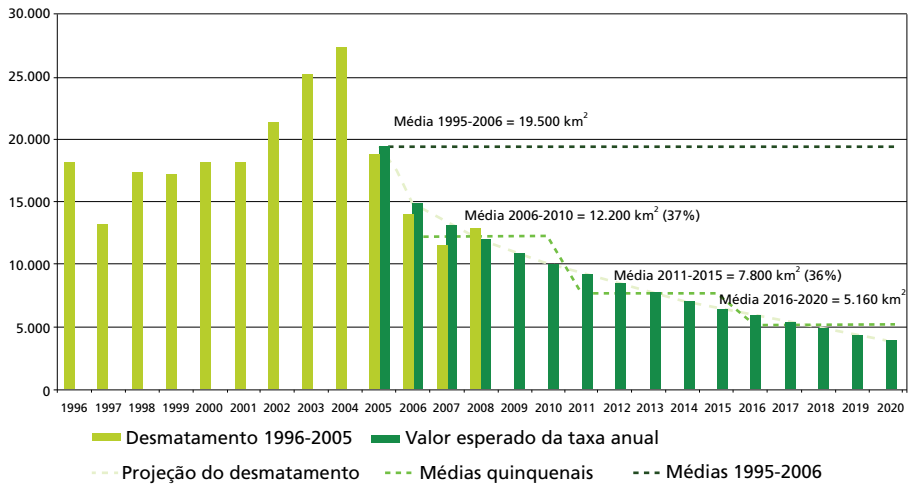
Para dados posteriores a 1994 existem estimativas do Ministério do Meio Ambiente (MMA), com base em fontes oficiais e setoriais, e do estudo *Emissões de gases de efeito estufa no Brasil: importância da agricultura e pastagem*, o qual estima que as emissões brasileiras atingiram 2,022 bilhões de toneladas CO₂e em 2005, volume 17% superior ao de 1994. Mais uma vez, o desmatamento foi responsável pela maior parcela do volume total, chegando a 1,074 bilhão de toneladas de CO₂e, com acréscimo de 8,1% ante 1994 (CERRI, 2009).

Houve, contudo, crescimento expressivo nas emissões dos setores de energia (43%), agropecuário (26,6%) e de processos industriais (73,6%). Em decorrência do aumento, a participação dos setores de energia e agropecuário nas emissões totais cresceu de 14,3% e 21,4% em 1994, respectivamente, para 17,5% e 23,1% em 2005, enquanto a participação do desmatamento caiu de 57,5% para 53,1%. Segundo o citado estudo, o crescimento é reflexo da expansão da economia brasileira em dois momentos: durante a melhor fase do Plano Real, antes da desvalorização cambial de 1999, e ao longo do governo do presidente Lula.

Ainda assim a emissão de GEE proveniente de queimadas na floresta Amazônica permanece com participação muito significativa no total de emissões brasileiras. Por isso, reduzir emissões do Brasil não implica alterar drasticamente a matriz energética e inibir o crescimento com inclusão social e distribuição de renda. O cenário de redução de 80% do desmatamento pode ser visualizado no gráfico 1. Os dados evidenciam que o desmatamento cairá de uma média de 19.500 km², no período 1995-2006, para uma média de 12.200 km² (-37%), no período 2006-2010. A tendência de redução do desmatamento está se intensificando nos últimos anos. Prova disso, é que o desmatamento no biênio 2008-2009 foi de 7.000km², situando-se abaixo da meta prevista para o período 2011-2015.

GRÁFICO 1

Proposta de redução do desmatamento brasileiro – 2005-2020



Fonte: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (Inpe)/MCT.

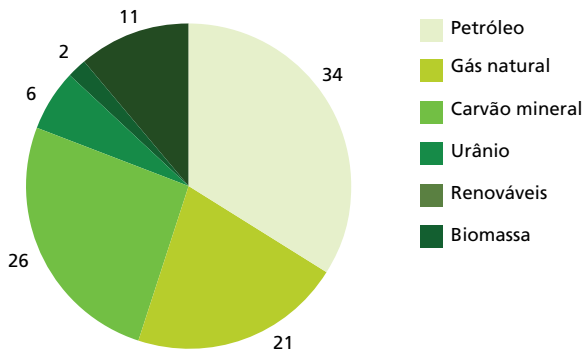
3 MATRIZ ENERGÉTICA BRASILEIRA E MUNDIAL: SITUAÇÃO ATUAL E PERSPECTIVAS

Os países, ao compor sua matriz energética, observam critérios econômicos, sociais, estratégicos e ambientais. O perfil da matriz de um país reflete, além da disponibilidade de recursos naturais, objetivos relacionados ao desenvolvimento econômico. Desse modo, considerando as especificidades naturais e econômicas dos países, o perfil da matriz energética de cada um é distinto, conforme se nota nos gráficos 2 e 3.

GRÁFICO 2

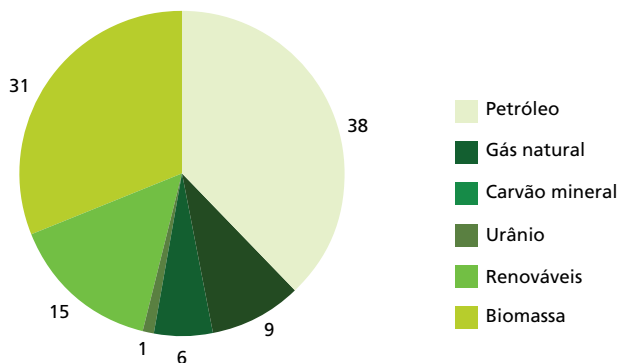
Matriz energética mundial – 2006

(Em %)



Fonte: Balanço Energético Nacional (BEN), 2008.

GRÁFICO 3
Matriz energética brasileira – 2007
(Em %)



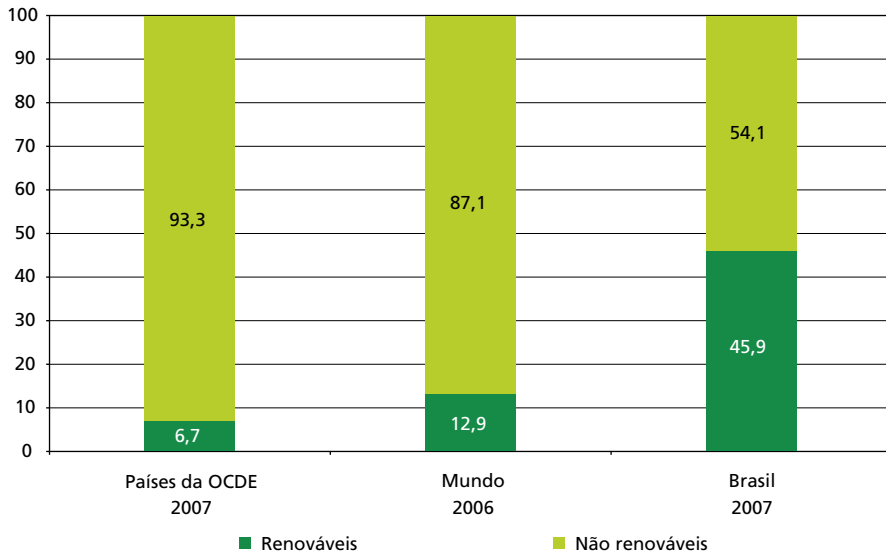
Fonte: Balanço Energético Nacional (BEN), 2008.

A matriz mundial é composta, em sua grande maioria, por fontes não renováveis de energia, com considerável participação de combustíveis fósseis. A participação de petróleo e derivados, gás natural e carvão mineral é de 34,4%, 20,5% e 26%, respectivamente. A utilização de urânio é de 6,2% e as fontes renováveis respondem por apenas 12,9%, sendo 10,7% referentes à biomassa e 2,2% a outras fontes. Quando apenas os países da OCDE são considerados, o percentual de fontes renováveis na matriz energética é de apenas 6,7%. Especificamente na União Europeia, o uso de fontes renováveis não é muito diferente, atingindo 8,6% na energia final consumida em 2005. A meta da União Europeia é aumentar o uso de fontes renováveis de energia nos próximos anos, alcançando aproximadamente 20% em 2020 (EEA, 2008).

O Brasil, diferentemente, possui considerável participação de fontes renováveis na matriz energética: 46%. Desse total, 31,1% refere-se à biomassa e 14,9% à energia hidráulica e eletricidade. Quanto aos combustíveis fósseis, a participação de petróleo e derivados, gás natural e carvão mineral na matriz brasileira é de 37,4%, 9,3% e 6%, respectivamente. A utilização de urânio é de apenas 1,4%.

Comparando-se a matriz energética brasileira à matriz mundial, percebe-se que a brasileira é composta, em grande parte, por fontes renováveis de energia, ao contrário da matriz mundial que possui uma pequena participação desse tipo de fonte, conforme ilustrado pelo gráfico 4. Esta principal diferença entre as matrizes resulta em causas distintas para as emissões de gases de efeito estufa. Enquanto a União Europeia tem na matriz energética a maior causa de emissões de GEE, no Brasil a maior parte das emissões é resultante do uso da terra e das florestas, conforme já mencionado.

GRÁFICO 4
Matrizes energéticas – gráfico comparativo
(Em %)



Fontes: BEN (2008) e Key... (2008).

Outro ponto que merece destaque diz respeito à segurança de suprimento de energia. Enquanto a União Europeia apresenta dependência de algumas fontes, como o gás natural proveniente da Rússia e do norte da África, o Brasil conquistou a autossuficiência em algumas fontes, como o petróleo. Nesse contexto, o suprimento de energia brasileira não depende de variáveis externas, o que contribui para um ambiente de segurança energética. Esta característica resulta na premente necessidade de a União Europeia ampliar consideravelmente a participação de fontes renováveis em sua matriz energética, de forma a diminuir a dependência, principalmente, do gás natural.⁸ Além disso, o aumento da participação de fontes renováveis de energia na matriz europeia poderá contribuir para o alcance das metas de redução de GEE dos países da União Europeia.

No que se refere às perspectivas para a matriz energética brasileira e considerando a importância da autossuficiência brasileira com relação ao petróleo, faz-se importante tecer comentários sobre as reservas de óleo na camada do pré-sal. Embora a descoberta dessas reservas tenha levantado questões sobre a possibilidade de elevação das emissões brasileiras – na medida em que se acreditava que o país valorizaria a utilização dessa fonte em detrimento às fontes renováveis, como

8. Em virtude da escassez de terras agricultáveis a União Europeia não pode produzir biocombustíveis de primeira geração em larga escala sem comprometer a segurança alimentar.

os biocombustíveis – é conveniente reforçar a visão de que explorar essas reservas não implica, necessariamente, aumento de emissões. Tal exploração poderia ser feita de forma mais eficiente – econômica e ambientalmente –, utilizando mecanismos como captura e armazenamento do CO₂ e medidas compensatórias. Ademais, parte dos recursos provenientes do pré-sal poderiam ser aplicados em pesquisa e desenvolvimento de novas tecnologias, impulsionando a utilização de fontes alternativas de energia e recuperação ambiental.

4 TRANSIÇÃO PARA ECONOMIA VERDE COM SUSTENTABILIDADE ECONÔMICA, SOCIAL E AMBIENTAL

Estabilizar a elevação da temperatura média do planeta em até 2°C no século XXI, comparativamente aos níveis pré-industriais, é um objetivo estratégico global que demandará transformações significativas na economia e na sociedade. De acordo com o IPCC este objetivo se materializa na estabilização dos gases de efeito estufa em 350 ppmv de CO₂e, o que implica iniciar uma curva declinante das emissões antes de 2015. Isto exigirá a transição para uma economia mais verde com baixa emissão de carbono, um desafio, já que demandará vultosos recursos para investimento, pesquisa e inovação, e mudanças radicais nos modelos de produção, distribuição e consumo. Neste sentido, o próprio IPCC fez um inventário das principais tecnologias e práticas de mitigação de gases de efeito estufa já disponíveis comercialmente e aquelas que serão desenvolvidas até 2030 (ver anexo).

Todavia, a transição para uma economia verde exigirá que os países mais desenvolvidos transfiram tecnologias e recursos financeiros para os países menos desenvolvidos, de forma a evitar que o processo de mitigação do aquecimento global resulte no aumento das desigualdades econômicas e sociais em nível mundial. É preciso ficar claro, também, que esta transição deverá ocorrer de forma diferenciada e demandará forte engajamento dos governos, dos organismos internacionais, das instituições financeiras, das empresas privadas, dos sindicatos, das universidades e instituições de pesquisa, da sociedade civil organizada e da mídia.

A partir de uma leitura e interpretação do quadro das principais tecnologias e práticas de mitigação de gases de efeito estufa, constata-se que já existe um repertório amplo de tecnologias de baixo carbono abrangendo um leque expressivo de setores. Logo, o uso dessas tecnologias dependerá do grau de desenvolvimento de cada país e dos setores que mais contribuem para as mudanças do clima. Assim, não é possível imaginar que possam existir soluções comuns e padronizadas para a União Europeia e o Brasil, os quais possuem realidades distintas com relação ao grau e a qualidade do desenvolvimento econômico e social e à dotação de recursos naturais e biodiversidade.

O relatório final *Desenvolvimento com equidade e responsabilidade socioambiental*,⁹ da Associação Internacional de Conselhos Econômicos e Sociais e Instituições Similares (Aicesis), coordenado pelo Conselho de Desenvolvimento Econômico e Social com participação ativa do Comitê Econômico e Social Europeu informa que:

Falar de desenvolvimento sustentável nos seus três pilares: econômico, social e ambiental, implica falar de política energética, pois a disponibilidade de energia é imprescindível para o desenvolvimento econômico; e o desenvolvimento de energias limpas é fundamental para a proteção ambiental e para a luta contra a mudança do clima. A relação entre desenvolvimento econômico e sustentabilidade (incluindo a política energética) é um exemplo da nova visão da relação entre os enfoques econômico e social. Junto à visão mais tradicional de uma relação entre progresso econômico e desenvolvimento social, na qual o primeiro é a base para o segundo, está se abrindo espaço para a idéia de que o desenvolvimento social e as políticas sociais são, de fato, elementos interligados e imprescindíveis para o desenvolvimento econômico (AICESIS, 2009, p. 4).

O citado relatório da Aicesis ressalta, contudo, que:

O debate não é apenas sobre fontes de energia. É, na realidade, de uma amplitude extraordinária. Diz respeito à construção de uma nova economia, de uma nova forma de relação da sociedade com o Estado, e dos Estados entre si. De como gerar energia de forma rápida, barata e eficiente sob o ponto de vista energético e econômico e por meio de maiores investimentos em pesquisa, desenvolvimento e inovação (PD&I), levando em consideração que o acesso à energia é um direito de todos os povos. De como criar novos empregos e fontes de renda para pequenos agricultores. De como mitigar a mudança do clima, quando ninguém quer pagar a conta, e todos continuam emitindo. De como impedir os movimentos erráticos de milhões de homens e mulheres desesperançados, pelo mundo afora, em busca de oportunidades. Enfim, trata-se de buscar uma maneira de reduzir padrões insustentáveis de produção e consumo e, ao mesmo tempo, atender às aspirações de democracia, bem-estar e desenvolvimento. Essas são questões relevantes neste histórico momento (AICESIS, 2009, p. 10).

Com efeito, o próprio CDES, por meio do *Relatório sobre sustentabilidade e eficiência energética: recomendações e sugestões*, de 5 de novembro de 2009, estabeleceu alguns entendimentos a respeito da transição brasileira para uma economia verde com empregos verdes¹⁰ e baixa emissão de carbono. O entendimento primordial é o de que a sustentabilidade é um conceito que pressupõe a integração dinâmica

9. Relatório aprovado na Assembleia-Geral da Aicesis em 9 de julho de 2009, Budapeste. Ressalta-se que tal relatório foi apresentado na COP-15 e está disponível em: <www.cdes.gov.br>.

10. Por empregos verdes, caracterizam-se os postos de trabalho formal com práticas comprovadas de trabalho decente que contribuem significativamente para reduzir emissões de gases de efeito estufa e/ou para melhorar/conservar a qualidade ambiental.

entre sustentabilidade econômica, social e ambiental, pois o Brasil ainda é um país que precisa crescer e se desenvolver para aumentar a renda e a riqueza e, simultaneamente, reduzir substantivamente as desigualdades regionais e sociais e erradicar a pobreza, sem sacrificar o meio ambiente e a qualidade de vida das gerações presentes e futuras. Neste sentido, o CDES propôs que o país deve perseguir a segurança energética com segurança alimentar e ambiental, defendendo que o percentual de participação das energias renováveis na matriz energética brasileira seja aumentado.

O relatório recomenda, portanto, que o país empregue parcela dos recursos advindos da exploração e da produção sustentável do petróleo do pré-sal para ampliar projetos de eficiência energética e desenvolver pesquisas e inovação em energias renováveis, incluindo o biodiesel e o etanol de segunda e terceira geração. Alerta para que a produção de alimentos e agroenergéticos no Brasil leve em conta um melhor uso dos recursos naturais e não avance para biomas sensíveis, razão pela qual reconhece os prováveis benefícios causados pelo zoneamento agroecológico da cana-de-açúcar,¹¹ ao mesmo tempo em que reivindica a adoção desse modelo e do Zoneamento Ecológico e Econômico (ZEE) para todos os produtos da agropecuária.

No mencionado relatório, o CDES conclui, ainda, que a transição para uma economia verde é tema relevante para o governo e a sociedade brasileira. Recomenda que é essencial multiplicar o diálogo social sobre este conceito e promover ações efetivas em direção à expansão da economia verde e geração de empregos verdes – que têm como pressuposto básico o trabalho decente –, principalmente nos seguintes setores: agricultura, pecuária, serviços florestais e ambientais, construção civil, saneamento, transporte, mobilidade urbana, indústria de reciclagem, eficiência energética e novas fontes de energia limpa e renovável.

5 A PROPOSTA BRASILEIRA PARA A COP-15

Países em desenvolvimento, sob a coordenação do G-77 e da China, não aceitam participar do regime de metas compulsórias, justificando a recusa com o princípio da responsabilidade comum, mas diferenciada. A União Europeia propõe que o desvio global na trajetória de emissões fique entre 15% e 30% no conjunto dos países em desenvolvimento diante do cenário de referência para 2020 – sem ações de mitigação. Apesar de não possuírem metas compulsórias, uma quantidade crescente dos maiores países em desenvolvimento adotou metas voluntárias de redução de suas emissões – Brasil, China, Coreia do Sul, Índia, Indonésia, México, entre outros.

11. O Projeto de Lei do zoneamento da cana-de-açúcar foi editado pelo governo federal, em 17 de setembro de 2009. Este proíbe a construção de novas usinas e a expansão do plantio de cana em qualquer área da Amazônia, do Pantanal, da Bacia do Alto Paraguai ou em vegetação nativa de outros biomas. As proibições previstas pelo zoneamento estabelecem que estarão aptos para o plantio da cana-de-açúcar 64 milhões de hectares, podendo alcançar 7,5% do território nacional. Atualmente o cultivo da cana ocupa menos de 1% do território brasileiro. Mais informações estão disponíveis no *site*: <www.mapa.gov.br>.

No dia 13 de novembro de 2009, o Brasil anunciou meta ambiciosa baseada no conceito de desvio da trajetória de emissão de gases de efeito estufa que vem lhe propiciando, segundo a imprensa internacional, a condição de liderança entre os países em desenvolvimento. A meta brasileira varia entre 36,1% e 38,9%, conforme detalhado na tabela 1.

TABELA 1
Ações para mitigação de emissões brasileiras até 2020

Ações de mitigação (Namas)	2020 (tendencial)	Amplitude da redução 2020 (mit CO ₂)		Proporção de redução (%)	
Uso da terra	1084	669	669	24,7	24,7
Redução do desmatamento na Amazônia (80%)		564	564	20,9	20,9
Redução do desmatamento no Cerrado (40%)		104	104	3,9	3,9
Agropecuária	627	133	166	4,9	6,1
Recuperação de pastos		83	104	3,1	3,8
Integração lavoura pecuária (ILP)		18	22	0,7	0,8
Plantio direto		16	20	0,6	0,7
Fixação biológica de nitrogênio		16	20	0,6	0,7
Energia	901	166	207	6,1	7,7
Eficiência energética		12	15	0,4	0,6
Incremento do uso de biocombustíveis		48	60	1,8	2,2
Expansão da oferta de energia por hidroelétricas		79	99	2,9	3,7
Fontes alternativas (PCH Bioeletricidade e eólica)		26	33	1,0	1,2
Outros	92	8	10	0,3	0,4
Siderurgia – substituir carvão de desmate por plantado		8	10	0,3	0,4
Total	2703	975	1052	36,1	38,9

Fonte: Casa Civil/Presidência da República.

De imediato, os compromissos brasileiros para a Conferência das Partes, em Copenhague, repercutiram positivamente na imprensa nacional, uma vez que são mais arrojados que as metas apresentadas por alguns países do Anexo I, a exemplo dos Estados Unidos. Receberam, por isto, apoio de amplos setores da sociedade, de ambientalistas, da academia e dos políticos da situação e da oposição. A proposta brasileira para a COP-15 foi incorporada à Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009, que institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC).

Também ocorreram, entretanto, manifestações dissonantes ao conteúdo da proposta brasileira. Com relação à redução do desmatamento da Amazônia, alguns críticos gostariam que o governo se comprometesse com meta zero, ou seja, eliminar o desmatamento até 2020. No que diz respeito ao Cerrado, a crítica seguiu perspectiva invertida: considerou que o governo não está preparado para conter a força do agronegócio na região Centro-Oeste e em novas fronteiras agrícolas. Teria, então, dificuldades de alcançar a meta de redução do desmatamento em 40% até 2020. No que concerne ao setor de energia, o problema central, segundo os críticos, é cumprir a meta de expansão das hidrelétricas. A expansão

da oferta se dará basicamente na Amazônia e haveria extrema dificuldade para obtenção de licenças ambientais porque algumas das novas usinas planejadas inundariam terras indígenas. Esta dificuldade resultaria em aumento da participação de energias não renováveis na matriz energética brasileira mediante aceleração da tendência recente de construção de usinas termoeletricas movidas a derivados de petróleo. Uma crítica mais geral refere-se à não quantificação dos custos envolvidos nas ações de mitigação, nem detalhamento das metas.

Há quem acredite que, apesar dos problemas apontados, houve de fato um avanço importante no estabelecimento de compromissos quantificados. Existem possibilidades concretas de se obter redução de emissões significativa no setor de transportes – com o crescimento do transporte ferroviário (somente com as obras em andamento no Programa de Aceleração do Crescimento – PAC) –, na indústria e, até mesmo, a partir dos efeitos positivos na redução da curva de emissões causadas por isenções fiscais para incentivar o consumo de eletrodomésticos mais eficientes e de automóveis *flexfuel* com menor nível de consumo de combustível. A proposta do governo federal também não considera prováveis reduções das emissões de gases de efeito estufa, decorrentes da implementação, em 2010, da lei que instituiu a Política de Mudanças Climáticas do Estado de São Paulo, que preconiza redução absoluta de 20% das emissões de GEE até 2020, com relação ao total de emissões inventariadas em 2005.

Em reunião extraordinária, realizada no dia 16 de novembro de 2009, o CDES debateu o tema *mudança do clima* tendo como pano de fundo a construção de um padrão de desenvolvimento social, econômico, ambientalmente sustentável e a responsabilidade compartilhada entre governos e sociedade. Decidiu, por unanimidade, apoiar as linhas gerais da proposta brasileira para a COP-15 e a posição do governo brasileiro de cobrar nas negociações uma pronta definição, por parte dos países desenvolvidos, quanto ao aporte de recursos financeiros para viabilizar ações de mitigação e adaptação nos países em desenvolvimento, detentores de crédito climático e ambiental.

Adicionalmente, visando reforçar o alcance dos compromissos contidos na proposta do governo federal para a COP-15, o CDES salientou a necessidade de implementar e ampliar ações para eficiência energética e uso racional de água; o combate intensivo ao desmatamento; o aumento da participação do transporte ferroviário, hidroviário, dutoviário e de esteiras na matriz de transportes brasileira; e a incorporação de mais energias renováveis na matriz energética e a redução de gases de efeito estufa nos setores da indústria que mais emitem, principalmente as indústrias eletrointensivas. Destacou que investimentos em ciência, tecnologia e inovação são fundamentais para este esforço. Sugeriu, ainda, a incorporação dos princípios e conceitos de cidades sustentáveis nas sedes da Copa do Mundo de 2014 e na sede dos Jogos Olímpicos de 2016, enfatizando as construções sustentáveis, o transporte coletivo de massa e o uso amplo de energias renováveis, visando reduzir a emissão de

CO₂, melhorar a mobilidade urbana e a qualidade de vida nas cidades, bem como utilizar este modelo como padrão futuro para todas as cidades brasileiras com mais de 300 mil habitantes. Por último, recomendou um esforço conjunto para o acompanhamento e cumprimento efetivo das metas brasileiras, envolvendo o governo e diferentes setores da sociedade brasileira em processo de mobilização permanente.

Ressalta-se, finalmente, que o CDES apoia a recomendação da Aicesis, a qual advoga a criação de uma organização mundial do meio ambiente, no âmbito das Nações Unidas, com a missão de definir normas ambientais mínimas para assegurar coerência doutrinária e favorecer maior consideração do tema entre as instituições multilaterais. Urge refletir sobre a criação dessa instituição internacional voltada para o gerenciamento e monitoramento das complexas questões ecológicas, a exemplo da Organização Mundial do Comércio (OMC) que busca organizar as relações comerciais. A proposta de criação desta organização foi, inclusive, objeto de anúncio dos presidentes do Brasil e da França, em novembro de 2009.

6 TRAJETÓRIA DA UE E DO BRASIL NAS NEGOCIAÇÕES DA COP-15

Historicamente, a União Europeia assumia papel de liderança em questões ambientais com participação decisiva, por exemplo, nas negociações do Protocolo de Quioto e do Plano de Ação de Bali. Contudo, na COP-15 e de forma surpreendente, a União Europeia teve uma postura considerada tímida, apresentando números inexpressivos como metas de diminuição de emissão de GEE, sem compromisso efetivo de ampliá-los. Ademais, não concordou em aportar recursos ao fundo global e não defendeu, incisivamente, a continuidade do Protocolo de Quioto.

O Brasil, ao contrário, ampliou seus compromissos de redução de emissão de GEE, adotando uma posição arrojada, com redução de emissão entre 36,1% e 38,9% frente às emissões de 1990, algo além do previsto para países Não Anexo I, ou seja, países em desenvolvimento sem metas de redução de emissão no Protocolo de Quioto.

Os esforços de adaptação e mitigação do Brasil são projetados a um custo de aproximadamente US\$ 160 bilhões até 2020, média de US\$ 10 bilhões por ano, financiados por recursos próprios. Comprometeu-se a auxiliar financeira e tecnologicamente os países que sofrem as consequências do aquecimento global, em especial aqueles com menor grau de desenvolvimento e os insulares. Além disso, assumiu o compromisso efetivo de executar todas as ações necessárias para atingir os objetivos da proposta apresentada à população brasileira e mundial, independente dos resultados da COP-15. É importante mencionar que o desenvolvimento sustentável é prioritário na agenda política brasileira, devendo integrar a plataforma de todos os candidatos a presidente e governadores nas eleições gerais de 2010.

Por fim, o Brasil exerceu firme papel de liderança global emergente e buscou um patamar mínimo de negociação, insistindo na necessidade de se criar um

acordo legalmente vinculante na COP-15. Constatada a impossibilidade, articulou negociações com outros países em busca de uma declaração final sem valor legal que, pelo menos, criasse possibilidade de negociações futuras.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

7.1 Resultados das negociações da COP-15

Se a XV Conferência das Partes for interpretada como um fim em si mesmo, concordar-se-á com as principais manchetes da imprensa: *a COP-15 foi um retumbante fracasso! Perdemos a última chance de salvar o Planeta! Os líderes mundiais foram incapazes de produzir uma declaração política com força de lei!* De fato, o que foi produzido pelas partes – 192 países – é uma carta de intenções de 12 parágrafos, sem valor legal, metas específicas ou compromissos significativos, denominada *Acordo de Copenhague*, e redigido a partir de negociação do grupo dos BASIC (Brasil, África do Sul, Índia e China) com os Estados Unidos nos momentos finais da conferência. Mesmo assim, não foi aprovado por todos os países. A rejeição, porém, de um documento sem valor de lei tem efeito nulo.

Entretanto, se a compreensão da COP-15 for como um processo, é possível resgatar a esperança no meio do caos. É importante destacar que o interesse e a consciência com relação às mudanças climáticas foram ampliados. Já não é um tema restrito aos governantes, cientistas e ambientalistas. Foi apropriado por expressivos setores da sociedade, entre os quais destacam-se: empresários, sindicalistas, movimentos sociais e a mídia em geral. Portanto, a declaração aguada e frustrante pode ser o catalisador de grande mobilização popular em todos os quadrantes do planeta, de modo a sensibilizar os líderes mundiais a adotar metas ambiciosas para mitigar as emissões de CO₂ e, principalmente, para que se disponham a negociar um acordo vinculante em novembro de 2010 na Cidade do México.

A expectativa por um mundo com menor emissão de carbono e uma sociedade mais justa foi adiada. Por isso, é de se esperar que as mudanças do clima sejam priorizadas no diálogo social protagonizado pelo CDES e Cese em 2010, constituindo-se em vetores de conscientização, mobilização e organização das respectivas sociedades civis. E mais, devem reivindicar de seus respectivos governos e chefes de Estado que cumpram imediatamente os compromissos e metas anunciadas na COP-15, bem como liderem negociações para tentar obter um acordo robusto na COP-16.

Na perspectiva de fortalecer a mobilização da sociedade civil em escala mundial, o CDES e o Cese poderiam demandar conjuntamente à Aicesis que adote as mudanças do clima como tema prioritário de sua agenda, a partir de 2010. Desse modo, seriam convocados mais de 60 conselhos e entidades similares para liderar o diálogo social em seus respectivos países, culminando com um ato público em novembro de 2010, na Cidade do México.

REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO INTERNACIONAL DE CONSELHOS ECONÔMICOS E SOCIAIS E INSTITUIÇÕES SIMILARES (AICESIS). **Desenvolvimento com equidade e responsabilidade socioambiental**. Relatório. Brasília: CDES, 2009.
- CERRI, C. C. *et al.* Brazilian Greenhouse Gas Emissions: the importance of agriculture and livestock. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 66, n. 6, p. 831-843, 2009.
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA). **Energy and environment report 2008**. Copenhagem, 2008.
- FREITAS, M. A. V. Mudanças climáticas globais: situação atual e desafios internacionais e brasileiros. *In*: SEMINÁRIO SOBRE MUDANÇAS CLIMÁTICAS. Rio de Janeiro: FUNAG, 2009.
- INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR MIGRATION (IOM). **Migration, Environment and Climate Change: assessing the evidence**. Edited by Frank Laczko and Christine Aghazarm. Geneva, Switzerland: United Nations University, Institute for Environment and Human Security, 2009.
- INTERNATIONAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Working Group II: Impacts, Adaptation and Vulnerability**. Stanford: Carnegie Institute, 2007.
- KEY World Energy Statistics. **IEA**, Paris, 2008.
- PROCESSOS estratégicos de longo prazo. **Cadernos NAE**, Brasília, n. 3, 2005. Mudança do clima.

ANEXO

Principais tecnologias e práticas de mitigação por setor

Setor	Principais tecnologias e práticas de mitigação disponíveis comercialmente na atualidade	Principais tecnologias e práticas de mitigação projetadas para serem comercializadas antes de 2030
Oferta de energia	Melhoria da eficiência da oferta e da distribuição; troca de combustível: carvão mineral por gás, energia nuclear, calor e energia renováveis (hidrelétrica, solar, eólica, geotérmica e bioenergia), calor e energia combinados, aplicações antecipadas de captação e armazenamento de carbono – por exemplo, armazenamento do CO ₂ removido do gás natural.	Captação e armazenamento de carbono para usinas geradoras de eletricidade a base de gás, biomassa e carvão mineral; energia nuclear avançada; energia renovável avançada, inclusive energia de ondas e marés, solar concentrada e solar fotovoltaica.
Transporte	Veículos com combustíveis mais eficientes; veículos híbridos; veículos a diesel mais limpos; biocombustíveis; mudança do transporte rodoviário para o ferroviário e hidroviário e sistemas de transporte público; formas de transporte não motorizado (andar de bicicleta, caminhar); planejamento do uso da terra e do transporte.	Biocombustíveis de segunda geração; aeronaves mais eficientes; veículos elétricos e híbridos avançados com baterias mais potentes e confiáveis.
Edificações	Iluminação mais eficiente, inclusive durante o dia; aparelhos elétricos e de aquecimento e refrigeração mais eficientes; melhoria de fogões e da insulação; energia solar passiva e ativa para aquecimento e refrigeração; fluidos alternativos de refrigeração, recuperação e reciclagem de gases fluorados.	Planejamento integrado de edificações comerciais, inclusive com tecnologias, como medidores inteligentes que forneçam informações e controle; energia solar fotovoltaica integrada nas edificações.
Indústria	Equipamento elétrico mais eficiente de uso final; recuperação de calor e energia; reciclagem e substituição de material; controle das emissões de gases não CO ₂ ; e uma ampla faixa de tecnologias específicas de processos.	Eficiência energética avançada; captação e armazenamento de carbono na fabricação de cimento, amônia e ferro; eletrodos inertes na fabricação de alumínio.
Florestamento/ florestas	Florestamento; reflorestamento; manejo florestal; redução do desflorestamento; manejo da exploração de produtos madeireiros; uso de produtos florestais para a geração de bioenergia em substituição ao uso de combustíveis fósseis.	Melhorias das espécies de árvore para aumentar a produtividade da biomassa e o sequestro de carbono. Melhorias das tecnologias de sensoriamento remoto para análise do potencial de sequestro de carbono da vegetação/solo e mapeamento da mudança no uso da terra.
Resíduos	Recuperação de metano dos aterros sanitários; incineração de resíduos com recuperação energética; compostagem dos resíduos orgânicos; tratamento controlado das águas residuárias; reciclagem e minimização dos resíduos.	Biocoberturas e biofiltros para otimizar a oxidação do CH ₄ .

Fonte: IPCC (2007).

MUDANÇAS CLIMÁTICAS E REPERCUSSÕES NO BRASIL: PERSPECTIVAS E DESAFIOS

As mudanças do clima não são fenômenos exclusivamente naturais. As ações antrópicas têm alterado o comportamento do sistema global como identificado em diversos trabalhos (IPCC, 2001; 2007; WWI, 2006; WWF, 2006; STEFFEN *et al.*, 2004), com o aumento da emissão de gases promotores de efeito estufa, queimadas, desmatamento, urbanização, entre outras. Essas alterações de temperatura, precipitação, ventos ameaçam a manutenção dos elementos básicos da vida terrestre, incluindo: o solo, a água, o ar, a flora, a fauna, que afetam de diferentes formas as sociedades, abarcando o consumo e a produção de energia, a agricultura e a saúde.

A transformação de recursos naturais pelo homem, seja na produção e comercialização de um objeto, seja para o acender de uma fogueira, emite gases que são lançados na atmosfera. Este processo forma uma camada de gases ao redor do planeta que reduz a saída da radiação solar, tornando o planeta cada vez mais quente e causando outras transformações.

Mas esses impactos não deverão ser distribuídos de forma equitativa: identificou-se que os países e os povos mais pobres deverão ser os primeiros a ser afetados e os que sofrerão mais. E quando danos maiores aparecerem, poderá ser tarde demais para inverter o processo. As mudanças climáticas inicialmente poderão ter pequenos efeitos positivos para alguns países desenvolvidos, mas é provável que sejam mais prejudiciais com os aumentos muito maiores da temperatura previstos até meados do século XXI.

O Relatório Stern (2006) alerta que as ações humanas nas próximas décadas podem reduzir os efeitos previstos para as mudanças climáticas e, por outro lado, poderão gerar graves perturbações nas atividades econômicas e sociais. Neste sentido, quanto antes forem tomadas medidas eficazes, menor será seu custo. Ao mesmo tempo, é imprescindível tomar medidas para ajudar as pessoas a se adaptarem a estas. Nesse sentido, pode-se entender que quanto menos eficazes forem as medidas de mitigação que se tomarem, maior será a dificuldade para ter uma continuidade de adaptação no futuro.

Segundo o relatório do quarto grupo de trabalho do Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2007), muitos foram os impactos nos ecossistemas correlacionados às mudanças climáticas já registradas. Onze dos últimos doze anos estão entre os doze mais quentes desde 1850. No Hemisfério Norte,

identificou que as temperaturas durante a última metade do século XX foram muito maiores que as de qualquer outro período de 50 anos nos últimos 500 anos e maiores que qualquer outro nos últimos 1.300 anos.

O nível do mar, desde 1993, teve seu aumento estimado em 3,1mm/ano (2,4 a 3,8) devido principalmente, segundo o relatório, ao aquecimento e, conseqüentemente, ao derretimento de glaciares e capas de gelo polares. O aumento na intensidade dos ciclones registrados no Atlântico Norte desde 1970 também é evidente. Além disso, alterações nos regimes de chuvas foram observadas desde o início do século XX. Desde então, as precipitações aumentaram significativamente no leste da América do Norte e América do Sul e no norte da Europa e Ásia Central, entretanto, apresentaram-se declínios na região do Mediterrâneo, sul da África e partes do Sudeste Asiático (IPCC, 2007).

O estudo destacou que a biodiversidade foi afetada de diferentes formas pelas atividades humanas e pelas transformações ambientais em todas as regiões do planeta. Segundo o relatório, transformações nos ecossistemas terrestres estão sendo relatadas e relacionadas ao aquecimento e, nas áreas marinhas, fluviais e lacustres estão afetando algas, plânctons e peixes. Neste caso, a principal causa da perda de biodiversidade relatada tem sido o aumento da temperatura das águas.

Pode-se afirmar, entretanto, que são significantes, mas insuficientes, os estudos realizados até o momento, principalmente quando se aborda a distribuição geográfica destes, que geralmente estão concentrados nas regiões mais desenvolvidas economicamente do planeta. Há carência de estudos aprofundados sobre a América Latina e, especificamente, sobre o Brasil.

Em um estudo sobre as mudanças climáticas na América Latina, Magrin *et al.* (2007) apontaram eventos climáticos extremos relatados, tais como: as intensas chuvas na Venezuela em 1999 e 2005, as tempestades de raios na Bolívia em 2002, o furacão Catarina no Atlântico Sul em 2004 e o recorde de furacões na região do Caribe em 2005. O estudo mostrou alterações nos regimes de precipitação, incluindo o aumento das chuvas no Paraguai, no Uruguai, na Argentina e na região Sudeste do Brasil, e a redução destas no sul do Chile, sudoeste da Argentina, Peru e oeste da América Central. Destacam-se ainda, as secas na Bolívia em 2004, no Paraguai e na região do Chaco em 2005 e na Argentina em 2004, que deixou perdas estimadas em US\$ 360 milhões. Em relação a aumentos de temperatura, estes foram observados por Ferraz *et al.* (2006) em quase todas as regiões da América Latina.

No Brasil, são citados na literatura, entre outras: a grande seca na Amazônia em 2005 (MAGRIN *et al.*, 2007); a onda de calor em setembro de 2004, na qual a temperatura esteve 4°C acima do habitual durante alguns dias e causou prejuízos estimados em US\$ 50 milhões somente no estado de São Paulo (FIORAVANTI, 2006); e o inédito furacão Catarina, que atingiu o sul da Costa Brasileira em 2004.

A publicação do relatório do IPCC (2007) evidenciou uma ampliação da compreensão das mudanças climáticas e contribuiu para destacar o homem como um importante vetor dessas mudanças. O relatório apresentou diversos cenários para o século XXI. As projeções do IPCC basearam-se em modelos utilizados para estabelecer a importância de diferentes fatores no aquecimento global. Tais modelos sustentaram em dados sobre emissões antropogênicas de gases causadores de efeito estufa e aerossóis, gerados a partir de 35 cenários. Assim, as previsões dos efeitos do aquecimento global dependem do tipo de cenário levado em consideração.

Entre os cenários, o IPCC destacou em seu relatório os resultados das projeções baseadas principalmente em três deles (tabela 1): um cenário mais otimista, levando em consideração uma possível redução (gases de efeito estufa – GEE de 600 partes por milhão por volume – ppmv) das emissões antrópicas (B1); um cenário intermediário (GEE de 800ppmv), levando em consideração a continuidade do crescimento das taxas de emissões (A1B); e um cenário pessimista (A2), que assume aumento das emissões (GEE de 1.250ppmv) em grande escala até o fim do século XXI (CÂNDIDO *et al.*, 2007; IPCC, 2007).

Esses cenários sugerem um aumento médio de temperatura superficial do planeta entre 1,4°C e 5,8°C de 1990 a 2100. O nível do mar deve subir de 0,1m a 0,9m nesse mesmo período (IPCC, 2007).

Nobre (2007) chamou atenção para o que denominou “limites climáticos perigosos”. Com aumento de 0,6°C, ocorrerá branqueamento de corais e perda de gelo no oeste da Antártica. Há 0,7°C de variação, desaparecerá a geleira do Kilimanjaro. Com aumento de 1°C desaparecerão as geleiras dos Andes Tropicais. Com aumento de 1,6°C, iniciar-se-á o derretimento da geleira da Groenlândia. Com aumento de 2°C a 3°C, haverá colapso na Floresta Amazônica e a 4°C de aumento, está previsto o colapso da corrente termoalina.

TABELA 1

Estimativas do IPCC para variação de temperatura e nível do mar até o fim do século XXI

Cenário	Alteração de temperatura ¹		Aumento do nível do mar ²
	Estimativa	Variação	Variação excluindo mudanças bruscas no derretimento do gelo
B1	1,8	1,1-2,9	0,18-0,38
A1B	2,8	1,7-4,4	0,21-0,48
A2	3,4	2,0-5,4	0,23-0,51

Fonte: IPCC (2007).

Notas: ¹ °C em 2090-2099 relativo a 1980-1999.

² Metros em 2090-2099 relativo a 1980-1999.

Nesse contexto, o IPCC (2007) chamou atenção para alguns sistemas que são mais propensos a serem afetados pelas alterações previstas no clima, tais como: *i*) a tundra, a floresta boreal e as regiões montanhosas pelas suas sensibilidades ao adoecimento; *ii*) os ecossistemas típicos mediterrâneos e as florestas tropicais, devido à redução da incidência de chuvas; *iii*) as áreas costeiras, com alterações de habitats devido ao aumento dos níveis do mar; *iv*) os recifes de coral, que são muito sensíveis ao aquecimento da água; *v*) os recursos hídricos, em algumas regiões de meia altitude e nos trópicos secos, tendem a ter alterado o regime de precipitações e de evapotranspiração, podendo levar à escassez; *vi*) as áreas costeiras devem sofrer com o aumento do nível do mar e podem sofrer eventos climáticos extremos; e *vii*) a saúde humana pode ser afetada pela baixa capacidade adaptativa de determinadas populações.

As projeções para a África mostram que por volta de 2020, entre 75 e 250 milhões de pessoas sofrerão com a falta de água. Em alguns países, a produção agrícola pode reduzir em até 50%, inclusive, comprometendo o acesso a alimentos que deve gerar aumento de desnutrição. Até o fim do século XXI, o aumento do nível dos oceanos afetará grande parte das áreas costeiras que abrigam grandes populações e acontecerá aumento de 5% a 8% de áreas áridas e semiáridas.

Na Ásia (centro, sul, leste e sudeste), na metade do século XXI, a disponibilidade de água potável deverá reduzir drasticamente. As áreas costeiras, especialmente muitas das áreas superpopulosas localizadas junto a deltas, deverão sofrer inundações. As mudanças climáticas causarão aumento de pressão sobre os recursos naturais, aliados a grande urbanização, industrialização e desenvolvimento econômico.

As previsões para a Austrália e Nova Zelândia mostram que por volta de 2020 grande perda de biodiversidade deverá ocorrer, incluindo a morte da grande barreira de corais. Para 2030 são previstos problemas de disponibilidade de água e a produção agrícola deve ser reduzida, assim como as áreas florestais do sul da Austrália. No leste da Nova Zelândia são previstos aumentos de secas e queimadas. Em 2050 o crescimento urbano e populacional das áreas costeiras sofrerá com o aumento dos riscos de inundações e tempestades.

Na Europa, as projeções sugerem que as disparidades regionais serão acentuadas em relação aos recursos naturais. São previstas rápidas inundações nas áreas baixas interiores, mais frequência de inundações nas áreas costeiras, incluindo aumento das erosões relacionadas a tempestades mais intensas e aumento dos níveis dos oceanos. Nas áreas de montanha, haverá retração dos glaciares e redução da cobertura de neve e turismo de inverno, com grande perda de espécies – cerca de 60% no cenário A2 até 2080. Ao sudeste, estão previstas altas temperaturas e longas secas, em uma região muito vulnerável a mudanças climáticas com redução da disponibilidade de água, potencial energético, turismo litorâneo e produtividade pesqueira.

Projetam-se para a América do Norte, nas áreas montanhosas a oeste, redução de neve, inundações e aumento de conflitos pelo acesso aos recursos hídricos. No início do século XXI, pode haver aumento de 5% a 20% na produção agrícola com grandes variações regionais, entretanto, a redução dos recursos hídricos durante o século deverá prejudicar gravemente esta produção. As cidades devem esperar ondas de calor cada vez mais intensas e frequentes com potenciais impactos para a saúde humana.

Nas regiões polares, as projeções destacam a redução dos glaciares, das capas de gelo e do gelo marinho, bem como mudanças nos ecossistemas com efeitos perversos sobre grande diversidade de organismos, incluindo aves migratórias, mamíferos e grandes predadores, e redução da capacidade de defesa contra espécies invasoras.

Nas pequenas ilhas, o aumento do nível do mar deverá aumentar a frequência de inundações, tempestades, erosões e outras catástrofes costeiras, prejudicando a infraestrutura de suporte à vida nas ilhas e causando a deterioração e morte de corais e recursos costeiros. Até a metade do século a água potável das ilhas deverá reduzir até ser insuficiente para as necessidades locais. Com as altas temperaturas, aumentarão as invasões de espécies não nativas principalmente nas de médias e altas latitudes.

Na América Latina, as previsões do IPCC (2007) apontam para uma redução significativa na disponibilidade de água para o consumo humano, a agricultura e a geração de energia, devido a mudanças nos regimes de precipitação e desaparecimento de glaciares. O aumento do nível dos oceanos deve causar aumento de risco de inundações em áreas costeiras.

O aumento de temperatura prevista para o meio do século XXI, associada com decréscimo da água do solo, tende a reorganizar a localização das florestas tropicais e a substituí-las por savana no leste da Amazônia. Nas áreas áridas, as mudanças climáticas devem provocar salinização e desertificação de áreas agricultáveis. A produtividade de elementos importantes deverá diminuir e o estoque de recursos deve decrescer com consequências drásticas para a segurança alimentar. Nas zonas temperadas, as plantações de soja devem aumentar.

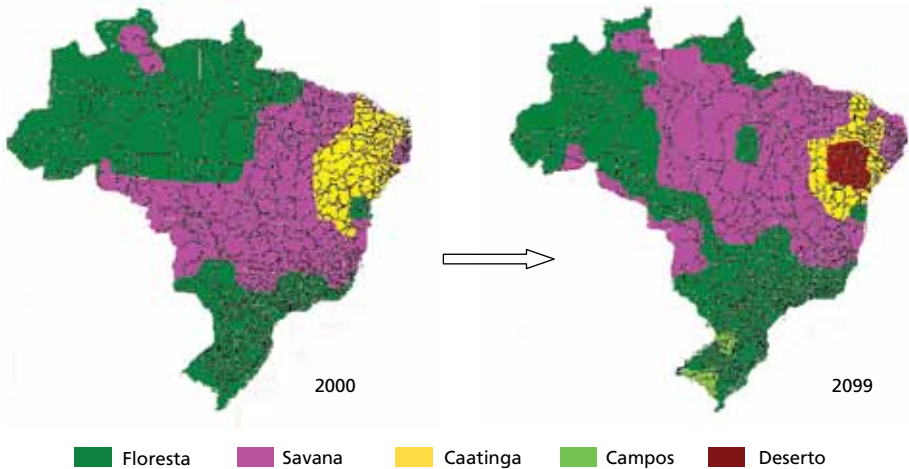
Além dos estudos do IPCC, são diversos os trabalhos com foco em impactos das mudanças climáticas na América Latina (ACEITUNO *et al.*, 2007; MARENGO, 2007). Rabassa (2007) estudou os efeitos das alterações do clima na Patagônia, Península Antártica e Terra do Fogo, e sugeriu que serão perdidos, até o fim do século, 95% dos glaciares. Previu, ainda, problemas estruturais nas edificações e estradas nas regiões de montanha provocadas por grande ocorrência de eventos catastróficos.

Para o Brasil, as previsões dos efeitos das mudanças climáticas não são menos intensas. Na região Nordeste, áreas semiáridas e áridas vão sofrer uma redução dos recursos hídricos e a vegetação semiárida provavelmente será substituída por uma vegetação típica da região árida. A recarga estimada dos lençóis freáticos irá diminuir dramaticamente em mais de 70% no Nordeste brasileiro – comparativamente aos índices de 1961-1990 e da década de 2050. As chuvas irão aumentar na região Sudeste com efeitos na agricultura e no aumento da frequência e da intensidade das inundações nas grandes cidades. O nível do mar, a variabilidade climática e os desastres provocados pelas mudanças climáticas devem ter impactos nos manguezais. De 38% a 45% das espécies da flora do Cerrado correm grande risco de extinção se a temperatura aumentar em 1°C (WWF, 2006; IPCC, 2001; 2007).

Ao estudar os impactos das mudanças climáticas sobre a agricultura no Brasil, Siqueira *et al.* (2000) concluíram que os cenários climáticos futuros implicam uma redução média de 31% na produção nacional de grãos do trigo, com mais reflexos na região Centro-Sul. No caso do milho, os decréscimos médios correspondem a 16%, sendo mais expressivos para as regiões Nordeste e Norte. Para a soja, são projetados acréscimos médios na produção de grãos em torno de 27%, como resultante de efeitos benéficos do aumento das concentrações de dióxido de carbono (CO₂). Considerando-se as áreas de cultivo atuais, os maiores reflexos na produção nacional de grãos – negativos para trigo e milho e positivos para soja –, são projetados para as regiões Centro-Sul e Sul, sendo o Centro-Sul mais sensível aos cenários futuros, especialmente a partir de 530 partes por milhão (ppm) e 555 ppm de CO₂ (2050-2060). Para as demais regiões produtoras (Centro-Sul, Nordeste e Norte), os impactos são menos expressivos, em face de menor extensão da área cultivada.

Na Amazônia, especificamente, devem ocorrer eventos climáticos extremos (secas e inundações). Haverá aumento de temperatura adicional no verão em regiões importantes (SALAZAR; NOBRE; OYAMA, 2007). Grandes perdas de biodiversidade deverão ocorrer com aquecimento de 2°C a 3°C acima dos níveis pré-industriais e o aumento na temperatura e a diminuição de água no solo irão levar à savanização na região Leste como ilustra o mapa 1.

MAPA 1
Biomomas no Brasil – 2000-2099



Fontes: Adaptado de Salazar, Nobre e Oyama (2007) e Magrin *et al.* (2007).

As mudanças climáticas globais já estão em curso. Elas provocam aumento generalizado da temperatura do ar e mudanças nos regimes de precipitação. Somente o aumento de temperatura já afetará a biodiversidade dos ecossistemas de maneira dramática. Eventos extremos mais frequentes e intensos, como enchentes e secas prolongadas, são fatores adicionais de estresse para os ecossistemas e a vida das populações. Entretanto, devido às limitações dos atuais modelos climáticos acoplados em reproduzir o clima atual no Brasil, ainda é impossível projetar com segurança a intensidade com que as mudanças afetarão este país. É preciso atentar para o fato de que o Brasil é um país em desenvolvimento, (ainda) com altos índices de pobreza e desigualdade social, portanto, é potencialmente vulnerável às mudanças climáticas.

REFERÊNCIAS

- ACEITUNO, P. *et al.* Recent climate changes on the west coast extra tropical region of South America. *In: DIAS, P. L. S.; RIBEIRO, W. C.; NUNES, L. H. (Ed.). A contribution to understanding the regional impacts of global change in South America.* São Paulo: Instituto de Estudos Avançados da Universidade de São Paulo, 2007, p. 63-71.
- BIDEGAIN, M. *et al.* Performance of the WRF regional model over Southeastern South America during an extreme event. *In: INTERNATIONAL CONFERENCE OF SOUTHERN HEMISPHERE METEOROLOGY AND OCEANOGRAPHY (ICSHMO), 8., 24-28 abr. 2006, Foz de Iguaçu. Annals.* Foz do Iguaçu, 2006, p. 1655-1658.
- CÂNDIDO, L. A. *et al.* O clima atual e futuro da Amazônia nos cenários do IPCC: a questão da savanização. **Mudanças Climáticas**, v. 1, n. 1, p. 44 - 47, 2007.
- FERRAZ, S. E. T. *et al.* Precipitation and temperature variability over South America from 1860 to 2100. *In: INTERNATIONAL CONFERENCE OF SOUTHERN HEMISPHERE METEOROLOGY AND OCEANOGRAPHY (ICSHMO), 8., 2006. Foz do Iguaçu. Annals.* Foz do Iguaçu, 2006, p. 1527-1534.
- FIORAVANTI, C. Um Brasil mais quente. **Pesquisa FAPESP**, n. 130, p. 30-35, 2006.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **IPCC Third Assessment Report.** Climate Change, 2001.
- _____. **Climate Change 2007: Synthesis Report – Summary for Policymakers.** Fourth Assessment Report, 2007. 23 p.
- MAGRIN, G. *et al.* Latin America. *In: PARRY, M. L. et al. (Ed.). Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge: Cambridge University Press, 2007, p. 581-615.
- MARENGO, J. A. Use of regional climate models in impacts assessments and adaptation studies from continental to regional and local scales. The CREAS (Cenários Climáticos Regionalizados de Mudanças de Clima para a América do Sul) initiative in South América. *In: DIAS, P. L. S.; RIBEIRO, W. C.; NUNES, L. H. (Ed.). A contribution to understanding the regional impacts of global change in South America.* São Paulo: Instituto de Estudos Avançados da Universidade de São Paulo, 2007, p. 9-19.
- NOBRE, C. A. **Mudanças climáticas globais e conseqüências para o Brasil.** Rio Branco: Academia Amazônica, 28 nov. 2007. 60 Slides. Color.

_____. Mudanças climáticas globais: possíveis impactos nos ecossistemas do país. **Parcerias Estratégicas**, n. 12, p. 239-258, set. 2001.

NOBRE, C. A.; SAMPAIO, G.; SALAZAR, L. Mudanças climáticas e Amazônia. **Mudanças Climáticas**, v. 1, n. 1, 2007, p. 22-27.

RABASSA, J. Global climate change and its impact on the glaciers and permafrost of Patagonia, Tierra del Fuego and The Antarctic Peninsula. *In*: DIAS, P. L. S.; RIBEIRO, W. C.; NUNES, L. H. (Ed.). **A contribution to understanding the regional impacts of global change in South America**. São Paulo: Instituto de Estudos Avançados da Universidade de São Paulo, 2007, p. 21-39.

SALAZAR, L. F.; NOBRE, C. A.; OYAMA, M. D. Climate change consequences on the biome distribution in tropical South America. **Geophysical Research Letters**, v. 34, 2007.

SIQUEIRA, O. J. H. *et al.* Mudanças climáticas projetadas através dos modelos GISS e reflexos na produção agrícola brasileira. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, v. 8, n. 2, p. 311-320, 2000.

STEFFEN, W. *et al.* **Global Change and Earth System: a Planet Under Pressure**. New York: Springer-Verlag, 2004. 336 p.

STERN, R. **Aspectos econômicos das mudanças climáticas** – Resumo Executivo, 2006. 31 p.

WORLDWATCH INSTITUTE (WWI). **State of the world**. Washington, 2006.

WORLD WILDLIFE FUND (WWF). **O planeta reage ao homem**, 2006. Disponível em: <http://www.wwf.org.br/natureza_brasileira/meio_ambiente_brasil/clima/index.cfm>. Acesso em: 22 dez. 2009.

O PROTOCOLO DE QUIOTO E O MECANISMO DE DESENVOLVIMENTO LIMPO: REGULAMENTAÇÃO NO BRASIL

Desde que o Protocolo de Quioto, instrumento da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (CQNUMC ou UNFCCC, da abreviação no original em inglês), entrou em vigor em 2005, países com compromissos quantificados e obrigatórios de redução e limitação de emissão de gases de efeito estufa (GEE) têm demonstrado crescente interesse no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) do referido protocolo para o alcance de suas metas, aquecendo o mercado de Reduções Certificadas de Emissões (RCEs)¹ – os chamados “créditos de carbono” gerados por esta atividade.² O termo “créditos de carbono” no âmbito do MDL é popularmente utilizado para se referir às RCEs e é do interesse do Brasil por se tratar da unidade reconhecida no Protocolo de Quioto, do qual o país é signatário.

A obtenção das RCEs ocorre por meio de atividades de projeto de redução de emissões de GEE desenvolvidas no âmbito do MDL, em que países, que possuem compromissos quantificados de limitação e redução de suas emissões de gases de efeito estufa (países desenvolvidos do Anexo I da Convenção sobre Mudança do Clima), possam atender a parte desses compromissos por meio da utilização dessas RCEs. As atividades de projetos de MDL são desenvolvidas nos países em desenvolvimento (não pertencentes ao Anexo I da Convenção sobre Mudança do Clima), como é o caso do Brasil. A obtenção das RCEs ocorre ao final de um ciclo que compreende várias etapas que estão detalhadas nas decisões das conferências das partes (COPs) da Convenção sobre Mudança do Clima, assim como nas decisões das reuniões das partes do Protocolo de Quioto. Essas decisões são internalizadas no Brasil por meio das resoluções da Comissão Interministerial de Mudança Global do Clima (CIMGC).

Portanto, sob o MDL:

1. As partes não incluídas no Anexo I beneficiar-se-ão de atividades de projetos que resultem em reduções certificadas de emissões e que contribuam para o desenvolvimento sustentável desses países.

1. Uma Redução Certificada de Emissões (RCE) equivale a uma tonelada métrica de dióxido de carbono (CO₂eq), calculada com o uso dos potenciais de aquecimento global (GWP, da abreviação original em inglês) definidos no Protocolo de Quioto. O GWP constitui a métrica para comparar gases de efeito estufa por meio de sua contribuição para o forçamento radiativo cumulativo.

2. A cotação e o histórico dos preços das RCEs podem ser obtidos, entre outros, no *site* <<http://communities.thomson-reuters.com/carbon/>>. Acesso em: 29 out. 2009.

2. As partes incluídas no Anexo I podem utilizar as reduções certificadas de emissões, resultantes de tais atividades de projetos, para contribuir com o cumprimento de parte de seus compromissos quantificados de limitação e redução de emissões assumidos no Art. 3º do Protocolo de Quioto, como determinado pela COP na qualidade de reunião das partes desse protocolo.

O MDL tem como base a proposta brasileira de 1997 de estabelecimento de um fundo de desenvolvimento limpo, adotado pelo G-77³ e pela China e, modificado como mecanismo, adotado no âmbito do Protocolo de Quioto.

Para que países que não tenham metas de redução possam hospedar projetos de MDL, há a necessidade de que estes constituam suas autoridades nacionais designadas (ANDs). Neste sentido, o Brasil foi o primeiro país a regulamentar internamente o protocolo designando como sua AND, a CIMGC, já estabelecida desde 1999.⁴ A CIMGC publicou sua primeira resolução em setembro de 2003, já internalizando as modalidades e os procedimentos para o MDL no Brasil, seguindo as decisões do Conselho Executivo do MDL e a legislação brasileira. As resoluções da comissão interministerial buscam internalizar as modalidades e os procedimentos estabelecidos no âmbito internacional, respeitando as especificidades brasileiras. Desde a Resolução nº 1 da CIMGC, já foram elaboradas e adotadas por esta comissão um total de nove resoluções. A mais recente é de março de 2009. É preciso registrar que nem todos os países parte do protocolo já passaram por estas etapas de regulação interna do processo de desenvolvimento de um mercado de carbono (tabela 1).

TABELA 1
Quantidades de países que participam do Protocolo de Quioto e a sua atuação interna em relação ao MDL¹

Região	Países parte do Protocolo de Quioto	Partes que já possuem AND	Partes com experiência em MDL	Partes com projetos de MDL já registrados
Países listados no Anexo I (AI) da CQNUMC	39	30	n/a ²	19
Países na África	50	42	24	9
Países não listados no Anexo I (NAI) da CQNUMC na Ásia e no Pacífico	52	38	29	26
Países NAI da América Latina e do Caribe	33	28	20	19
Países (NAI) – outros	9	9	7	3

Elaboração própria.

Notas: ¹ Dados da CQNUMC de outubro de 2009.

² Número de países parte com experiência em MDL – inclui projetos em fases do ciclo do MDL anteriores ao registro na Organizações das Nações Unidas (ONU) não foi calculado por falta de dados.

3. Grupo que congrega 130 países e China. Reúne os interesses desses países em desenvolvimento e negocia em bloco no âmbito da convenção.

4. Criada pelo decreto presidencial de 7 de julho de 1999, alterado pelo decreto de 10 de janeiro de 2006.

O Brasil também foi pioneiro na utilização deste mecanismo, tendo o primeiro projeto de MDL registrado na ONU, o projeto Novagerar de Aproveitamento do Biogás de Aterro Sanitário, já em 2004 – portanto antes mesmo da entrada em vigor do Protocolo de Quioto com a ratificação pela Rússia. Da mesma forma, uma metodologia de projeto brasileira foi uma das primeiras aprovadas pelo Conselho Executivo do MDL (aterros sanitários em Salvador – Bahia).

Por meio da ação como AND brasileira para o MDL, a CIMGC, cuja presidência e secretaria executiva cabem ao Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT), e que conta ainda com outros dez ministérios, tem desempenhado um papel relevante na implementação do MDL no Brasil.

Os outros ministérios que compõem a comissão são: Ministério do Meio Ambiente (MMA), que exerce a vice-presidência; Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (Mapa); Ministério dos Transportes; Ministério de Minas e Energia (MME); Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior (MDIC); Ministério das Cidades (MCidades); Ministério das Relações Exteriores (MRE); Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão (MPOG); Ministério da Fazenda (MF); e a Casa Civil da Presidência da República.

Entre as atribuições da CIMGC, estão:

1. Emitir parecer, sempre que demandado, sobre propostas de políticas setoriais, instrumentos legais e normas que contenham componente relevante para a mitigação da mudança global do clima e para adaptação do país aos seus impactos.
2. Fornecer subsídios às posições do governo nas negociações da Convenção sobre Mudança do Clima e instrumentos subsidiários de que o Brasil seja parte.
3. Realizar articulação com entidades representativas da sociedade civil, no sentido de promover as ações dos órgãos governamentais e privados, em cumprimento aos compromissos assumidos pelo Brasil perante a Convenção sobre Mudança do Clima e os instrumentos subsidiários de que o Brasil seja parte.
4. Definir critérios de elegibilidade adicionais àqueles considerados pelos organismos da convenção, encarregados do MDL, previstos no Art. 12 do Protocolo de Quioto da CQNUMC, conforme estratégias nacionais de desenvolvimento sustentável.
5. Apreciar pareceres sobre projetos que resultem em redução de emissões e que sejam considerados elegíveis para o MDL, a que se refere o inciso anterior, e aprová-los, se for o caso.

As resoluções da CIMGC refletem fielmente as regras do Protocolo de Quioto e as decisões das conferências das partes na qualidade de reunião das partes do protocolo, tendo adicionado apenas as especificações que devam ser tomadas pelas partes e uma exigência adicional que obriga os proponentes a darem maior transparência e oportunidade de participação a atores afetados ou interessados nos projetos específicos. Há, também, uma clara regulação do processo de aprovação dos projetos pela AND brasileira⁵, conforme será descrito a seguir.

A comissão se reúne a cada 60 dias, e projetos de MDL submetidos até cinco dias úteis antes de cada reunião são apresentados para todos os membros e precisam ser analisados até a reunião seguinte. De acordo com a Resolução nº 1, a CIMGC deverá proferir decisão final sobre o pedido de aprovação das atividades de projeto propostas no âmbito do MDL até 60 dias após a data da primeira reunião ordinária da comissão subsequente ao recebimento dos documentos listados na referida resolução pela secretaria executiva da comissão. A atividade de projeto pode ser considerada como aprovada, aprovada com ressalvas ou em revisão. Na reunião seguinte àquela em que as atividades de projetos são apresentadas aos membros, impreterivelmente, há uma decisão da comissão sobre a necessidade de se fazer uma revisão do projeto ou se este será imediatamente aprovado. Sendo aprovado, a carta de aprovação é imediatamente emitida. Há, ainda, a possibilidade de haver ressalvas – correções de menor importância – que não afetam o conteúdo do projeto como um todo. Estas ressalvas, quando corrigidas pelo proponente, podem ser confirmadas pela secretaria executiva da comissão, sem precisar aguardar uma nova reunião dos membros da comissão e a carta de aprovação do projeto é encaminhada para assinatura do presidente da comissão, o ministro do MCT.

Os membros da Comissão podem ainda decidir por um pedido de revisão do projeto quando questões de mais importância não foram devidamente cumpridas ou explicitadas, tais como exigências legais – trabalhistas e/ou ambientais –, falta do atendimento a algum dos critérios utilizados para a análise da contribuição para o desenvolvimento sustentável.⁶ Neste caso, os proponentes do projeto têm 60 dias para explicar melhor ou corrigir os pontos criticados. Como os membros da comissão devem deliberar novamente sobre as correções ou explicações dadas no projeto, o proponente deverá entregar as correções e os novos documentos exigidos com prazo mínimo de dez dias úteis anteriores à reunião que decidirá sobre a aprovação do projeto em questão.

5. Este capítulo não visa servir de manual para interessados na submissão de projetos de MDL. Para esta finalidade, sugere-se que os interessados consultem o *Manual para submissão de projetos do MDL à Comissão Interministerial de Mudança Global do Clima*, disponível no site da AND brasileira (<http://www.mct.gov.br/index.php/content/view/37142.html>), além das resoluções da CIMGC e das metodologias para elaboração de projetos disponíveis, respectivamente, nos sites www.mct.gov.br/clima e <http://cdm.unfccc.int>.

6. Segundo a Resolução CIMGC nº 1 e seu anexo III.

Não há um caso previsto de rejeição de projetos, uma vez que os projetos já foram validados por Entidade Operacional Designada (EOD) e encontram-se em conformidade com a regulamentação do Protocolo de Quioto, o que demonstra o interesse da AND brasileira em alavancar os projetos de MDL brasileiros por meio de rigoroso controle de qualidade. O processo de avaliação das atividades de projetos de MDL no Brasil pode ser considerado como extremamente satisfatório. A análise de projetos pela comissão leva em média um mês, enquanto na esfera da ONU essa média de tempo é o triplo. E, como mencionado anteriormente, há prazos estabelecidos para a deliberação da comissão: a manifestação deve ocorrer em até dois meses após o recebimento da documentação associada às atividades.

As exigências para se demonstrar a contribuição do projeto para o desenvolvimento sustentável são claras e simples e, ao mesmo tempo, contêm aspectos relevantes para garanti-la. O proponente do projeto conta ainda com amplo material de apoio na página do MCT na internet sobre a mudança do clima,⁷ que está entre as mais completas do mundo sobre o tema. O *site* é apresentado em quatro línguas – português, inglês, espanhol e francês –, e conta atualmente com mais de 51 mil páginas internas. O *site* disponibiliza informações atualizadas, em especial da convenção, do Protocolo de Quioto e do Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), sendo um instrumento de apoio à capacitação e fonte de dados para brasileiros e inúmeros visitantes virtuais de outros países em desenvolvimento. Segundo pesquisa feita pelo Google – Google Page Rank –, a cada dez buscas realizadas na internet sobre o tema de mudança do clima, oito são direcionadas ao *site* de mudanças climáticas do MCT. Portanto, esta plataforma possui uma alta relevância para o tema, estando à frente de respeitados meios de comunicação da internet, tais como UOL, Globo.com, Folha OnLine – da Folha S.Paulo – e Terra. O *site* do MCT é o mais pesquisado e acessado quando comparado a outros *sites* e portais específicos do tema – exemplo: Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), ForumClima, Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPTEC), World Wildlife Fund (WWF), Greenpeace etc.

Além desses aspectos, o processo de aprovação brasileiro é considerado exemplar e seguro pelos investidores, o que garante um valor adicional aos projetos brasileiros pela redução do risco regulatório no âmbito internacional. É prática usual no mercado avaliar um projeto aprovado pela autoridade nacional brasileira como se fosse automaticamente registrado – aprovado pelas instâncias reguladoras das Organizações das Nações Unidas do MDL.

7. Disponível em: <<http://www.mct.gov.br/clima>>.

É relevante notar que, se após a emissão da carta de aprovação for verificado fato novo que evidencie ilegalidades ou atos que sejam contrários ao interesse público, e apenas nestes casos, a comissão poderá anular ou revogar a referida carta de aprovação.

Cabe registrar também que há um prazo de 15 dias, contados a partir do recebimento da comunicação da anulação ou revogação da carta de aprovação, para o exercício de direito de defesa, por meio de ofício a ser encaminhado pelo responsável da comunicação da atividade de projeto no âmbito do MDL em questão à secretaria executiva da comissão.

Todos os fatos descritos se refletem nos bons preços obtidos por RCEs compradas antes de suas emissões, no mercado futuro, as chamadas Emissions Reduction Purchase Agreement (Erpa), devido ao baixo risco restante após o processo de aprovação (GTZ, 2008). Isto deve ser entendido pelos proponentes de projetos como sendo uma revisão gratuita do trabalho, uma vez que não é cobrada nenhuma taxa pelo procedimento e projetos que não cumpram as regras da CIMGC dificilmente seriam aceitos para registro pelo Conselho Executivo do MDL (ONU) – em que podem ser rejeitados de fato. Projetos que não cumprem as normas para o MDL podem permanecer por muito tempo com *status* “em revisão”, o que pode causar a impressão errônea de que a tramitação dos processos é lenta. A comissão estabeleceu um prazo máximo de 60 dias sem resposta para considerar o projeto como retirado de análise.

O Anexo III da Resolução nº 1 da CIMGC estabelece que os participantes do projeto deverão descrever se e como a atividade de projeto contribuirá para o desenvolvimento sustentável no que diz respeito aos seguintes aspectos:

- contribuição para a sustentabilidade ambiental local;
- contribuição para o desenvolvimento das condições de trabalho e a geração líquida de empregos;
- contribuição para a distribuição de renda;
- contribuição para a capacitação e o desenvolvimento tecnológico; e
- contribuição para a integração regional e a articulação com outros setores.

Segundo dados do *Balanço Energético Nacional 2008* (EPE, 2008) a participação da energia de fonte renovável representou 45,4% do total, o que faz que a matriz energética nacional seja bastante limpa comparativamente às dos demais países. No mundo, essa taxa é de 13% e, nos países membros da Organização para a Cooperação e o Desenvolvimento Econômico (OCDE), é de apenas 7%. A despeito de ter sua matriz energética com forte geração renovável, o Brasil é o terceiro país em número de projetos e o quarto em número de RCEs já emitidas.

Na visão do Brasil, o MDL tem obtido um sucesso relevante para o alcance de reduções de emissões reais, mensuráveis e de longo prazo. Esse resultado está associado de maneira intrínseca à garantia de que essas reduções de emissões sejam adicionais às que ocorreriam na ausência da atividade certificada de projeto. Esse elemento constitui um dos pilares fundamentais para garantir a integridade ambiental do Protocolo de Quioto. Constituem evidentes contradições a esse princípio algumas propostas feitas por países desenvolvidos no sentido de se buscar maior “flexibilização” das modalidades e dos procedimentos do MDL. Essas alegadas flexibilizações ou simplificações necessitam ser avaliadas com cautela a fim de se evitar prejuízos à integridade ambiental do Protocolo de Quioto.

O MDL é um mecanismo compensatório em que reduções de emissões nos países em desenvolvimento resultam em autorização equivalente para mais emissões de combustíveis fósseis nos países desenvolvidos. Para que o mecanismo seja neutro – o MDL é um mecanismo de soma zero –, a redução tem de ser real e mensurável no país em desenvolvimento, o que é garantido pelo conceito de adicionalidade. Ou seja, a redução de emissões nos países em desenvolvimento, incluindo o Brasil, tem de ser adicional à que ocorreria na ausência do projeto. Assim, o uso de álcool pela frota de automóveis brasileira não pode ser considerado adicional e nem deve resultar em autorização de novas emissões de gases de efeito estufa nos países desenvolvidos, pois estar-se-ia aumentando as emissões em relação a um cenário tendencial e agravando o aquecimento global. Por essa razão, a defesa da integridade ambiental do Protocolo de Quioto sempre foi um dos pilares da negociação defendido pela delegação brasileira e que levou à credibilidade internacional de que hoje desfrutam no mundo os negociadores brasileiros.

No Brasil, o MDL tem alcançado um inquestionável sucesso. Mais de 415 projetos brasileiros no âmbito do mecanismo já reduzem anualmente o equivalente a aproximadamente 7,5% das emissões não florestais brasileiras – apenas o reflorestamento e o florestamento são elegíveis no âmbito do MDL –, que representavam cerca de 45% das emissões de gases de efeito estufa em dióxido de carbono (CO₂) equivalentes do Brasil em 1994.

Em 13 de outubro de 2009, o Brasil ocupava a terceira posição em número de projetos do MDL, o que equivalia a 8% do total mundial. O potencial de redução de emissões é de aproximadamente 370 milhões de toneladas de CO₂ equivalentes, no que se refere ao primeiro período de obtenção de créditos. Esse período pode variar entre sete e dez anos. Essa redução corresponde a cerca de 6% do total mundial no âmbito do MDL. Em base anual, o potencial de redução é da ordem de 47 milhões de toneladas de CO₂ equivalentes. Dos projetos registrados no conselho executivo do MDL, 10% são brasileiros. Na frente do Brasil, aparecem a Índia e a China com 25% e 35% das atividades registradas, respectivamente.

Apenas para citar dois exemplos que demonstram o resultado significativo do MDL em termos de reduções setoriais de emissões de GEE no Brasil, somente cinco atividades de projetos no âmbito da produção de ácido adípico e ácido nítrico reduziram praticamente todas as emissões de óxido nitroso (N_2O) no setor industrial brasileiro e 30 projetos registrados na ONU de redução de metano (CH_4) em aterros sanitários representam uma redução da ordem de 55% das emissões desse gás em aterros sanitários em 1994.

O potencial, não só do Brasil, mas do MDL como um todo, está muito além dos projetos apresentados e depende de um esforço de divulgação da questão do Protocolo de Quioto e do MDL, que não é simples. Tecnicamente a questão de emissões de GEE não faz parte do dia a dia das atividades dos potenciais proponentes de projetos de MDL e, por definição, o MDL deve ser uma atividade que foge do padrão localmente adotado, do chamado *business as usual*. Mas note-se uma mudança no comportamento dos empreendedores brasileiros, que se reflete no crescente número de projetos submetidos à CIMGC. Os projetos em andamento têm o potencial de quebra de paradigma, pois incluem tecnologias antes estranhas ao setor produtivo, como redução de metano na produção de suinocultura. Desta forma, observam-se nas figuras do anexo deste capítulo vários dados relevantes que comprovam o sucesso do MDL no Brasil referentes ao *status* do MDL no Brasil e no mundo.

No contexto atual da negociação internacional acerca do futuro do regime multilateral sobre a mudança do clima, o governo brasileiro tem defendido o fortalecimento do MDL, mais no contexto das modalidades e dos procedimentos correntes, que pode ser feito por simples decisões, sem recorrer à emenda ao protocolo e que garanta a integridade ambiental do Protocolo de Quioto. A discussão do fortalecimento do MDL não deve ocorrer no âmbito do Grupo de Trabalho para Acordos Adicionais mais Amplos das Partes do Anexo I do Protocolo de Quioto (*Ad hoc* working group for further commitments for Annex I Parties under Kyoto Protocol – AWG-KP), mas no processo de “diretrizes adicionais ao MDL” que já existe no contexto das reuniões das partes do protocolo da COP/ Reunião das Partes do Protocolo de Quioto (Meeting of the Parties – MOP). Temas como redução de custos de transação e estímulo ao MDL programático devem ser considerados como prioritários nessas discussões.

Há ainda elementos que potencialmente merecem apoio, mas que carecem de desenvolvimento/aprofundamento, tais como a facilitação do acesso mais efetivo de outros países ao MDL; o estabelecimento de lista positiva de projetos, que poderiam ser considerados adicionais sem a aplicação de regras rígidas – energia solar, eólica e pequenas centrais hidroelétricas (PCHs) com capacidade abaixo de 5 megawatt (MW).

Como elementos que têm sido combatidos pelo governo do Brasil estão propostas que prejudicam a integridade ambiental do Protocolo de Quioto, especialmente a flexibilização ampla ou a remoção quanto ao conceito de adicionalidade; o MDL setorial ou qualquer iniciativa que modifique o caráter “projeto a projeto” do mecanismo; e a retirada do caráter soberano de cada país quanto à análise da contribuição ao desenvolvimento sustentável.

Por fim, espera-se que os elementos abordados sirvam para, de alguma forma, desmistificar ideias equivocadas quanto ao processo nacional de aprovação dos projetos de MDL. Há também a expectativa de que, em alguma extensão, esses elementos também fortaleçam o processo de capacitação já estabelecido, difundindo a posição do Brasil com base nas condições e nos fatos existentes, bem como a imagem existente no âmbito internacional do papel protagônico do Brasil, o qual geralmente não corresponde à imagem divulgada internamente.

REFERÊNCIAS

BRASIL. Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT). Comissão Interministerial de Mudança Global do Clima (CIMGC). **Portaria nº 533, de 29 de agosto de 2000**. Regimento Interno. Brasília, 2000. Disponível em: <http://www.mct.gov.br/upd_blob/0001/1545.pdf>. Acesso em: 9 ago. 2010.

_____. Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT). Comissão Interministerial de Mudança Global do Clima (CIMGC). **Resolução nº 1, de 11 de setembro de 2003**. Brasília, 2003. Disponível em: <http://www.mct.gov.br/upd_blob/0023/23433.pdf>. Acesso em: 9 ago. 2010.

_____. Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT). **Compilação Convenção-Quadro sobre Mudança Climática (CQNUMC)**, 4 nov. 2009. Disponível em: <www.mct.gov.br/clima>.

_____. Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT). **O status atual das atividades de projetos do MDL no Brasil e no mundo**. Brasília, 2010. Disponível em: <<http://www.mct.gov.br/index.php/content/view/30317.html#ancora>>. Acesso em: 9 ago. 2010.

CONVENÇÃO-QUADRO DAS NAÇÕES UNIDAS SOBRE MUDANÇA DO CLIMA (CQNUMC). **O Protocolo de Quioto à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima**, 1998. Disponível em: <<http://www.mct.gov.br/index.php/content/view/28739.html>>. Acesso em: 16 fev. 2010.

_____. **CDM statistics**, 2009. Disponível em: <<http://cdm.unfccc.int/Statistics/index.html>>. Acesso em: 6 out. 2009.

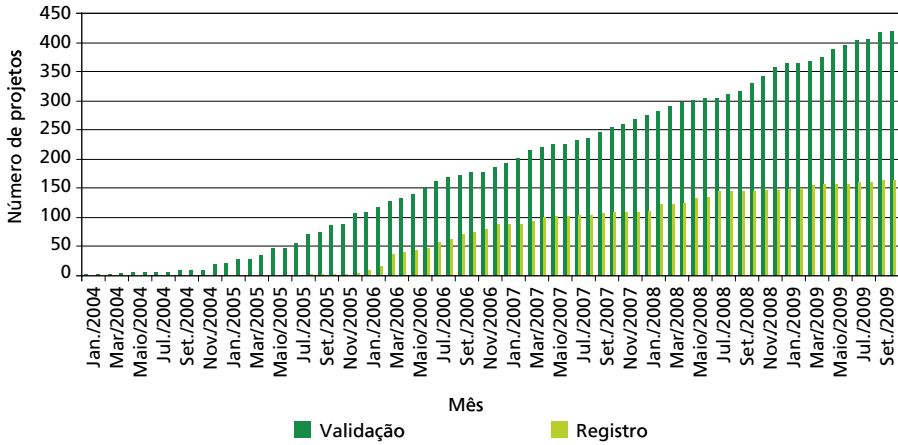
DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR TECHNISCHE ZUSAMMENARBEIT (GTZ). **Country Study Brazil: CDM Market Overview**. Eschborn, 2008. Disponível em: <http://www.jiko-bmu.de/service/informationen_gastlaender/doc/715.php>. Acesso em: 15 ago. 2010.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (EPE). **Balanco Energético Nacional 2008**: ano base 2007. Rio de Janeiro, 2008. 244 p.

ANEXO

GRÁFICO 1A

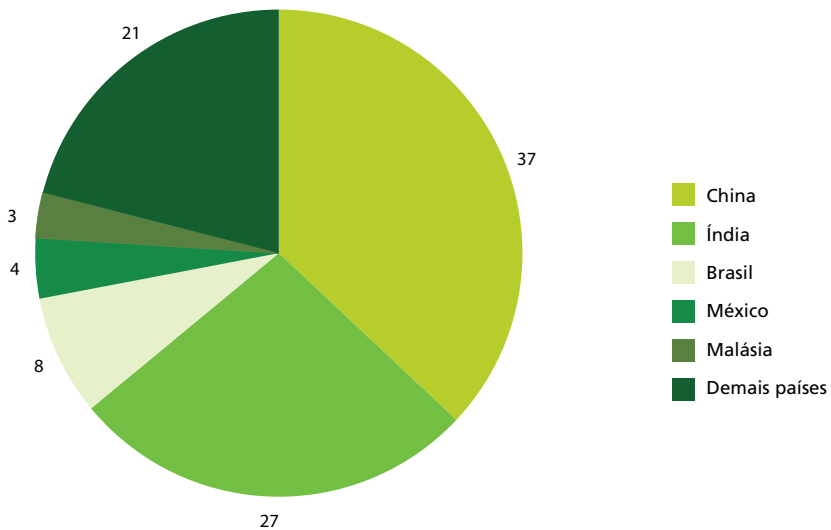
Atividade de projeto do MDL no Brasil



Fonte: Brasi (2009).

GRÁFICO 2A

Participação no total de atividades de projetos no âmbito do MDL no mundo (Em %)

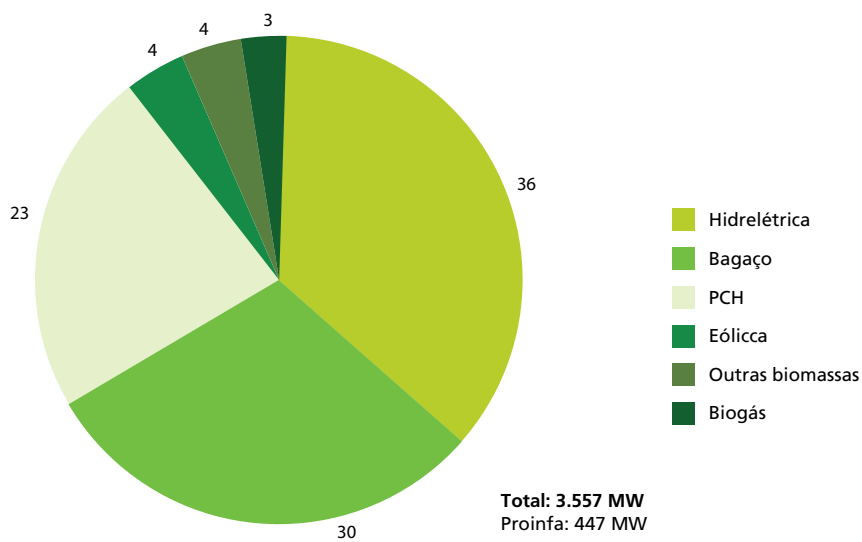


Fonte: Brasi (2009).

GRÁFICO 3A

Capacidade instalada (MW) das atividades de projeto aprovadas na CIMG

(Em %)



Fonte: Brasi (2009).

UMA VISÃO GERAL DA UTILIZAÇÃO DO MECANISMO DE DESENVOLVIMENTO LIMPO SETORIAL: PERSPECTIVAS PARA O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL BRASILEIRO

1 INTRODUÇÃO

Ainda que o Brasil seja um país caracterizado por um reduzido nível relativo de emissões de carbono, principal gás responsável pelo efeito estufa, este aspecto não se constitui em argumento para justificar a ausência de políticas públicas para promover o crescimento sustentável de baixo carbono a médio e longo prazos. Importa analisar as opções destas políticas que possam gerar desenvolvimento sustentável, ao mesmo tempo em que contribuam à redução de gases efeito estufa (GEE).

A entrada em vigor do Protocolo de Quioto em 2005 lançou as bases para um mercado global de carbono, constituído por diferentes mercados regionais ou nacionais, assim como por mecanismos de projetos redutores de emissões do tipo Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) ou Implementação Conjunta (IC). Os diferentes mercados divergem em vários aspectos, destacando-se tamanho, características de concepção e abrangências setoriais e geográficas. Alguns destes mercados foram criados com o objetivo de atender a compromissos de redução de emissões negociados no Protocolo de Quioto em que se insere o MDL, enquanto outros são de natureza voluntária.

A seção 2 estabelece as bases teóricas que respaldam a utilização de mecanismos de mercado nas políticas ambientais e, em particular, no mercado de carbono. Mostra-se também que a presença de custos de transação pode reduzir substancialmente os benefícios de um mercado de carbono e persiste a necessidade de reformas para reduzi-los.

A participação brasileira no mercado de carbono tem se limitado ao segmento de oferta de projetos via MDL, ocupando o terceiro lugar em número de projetos (13%), sendo que China e Índia respondem por 31% e 21% do total de projetos em 2008, respectivamente (BRASIL, 2008). Com o objetivo de que este instrumento possa desempenhar um papel mais significativo no financiamento do desenvolvimento sustentável dos países em desenvolvimento,

o MDL vem sofrendo modificações importantes que podem ampliar significativamente a utilização pelos países beneficiários e se constituir em instrumento importante para o crescimento sustentável brasileiro, caracterizado por elevadas taxas de crescimento acompanhadas por outras taxas deste tipo, porém menores, nas emissões de carbono.

A seção 3, além de dar uma visão panorâmica do mercado de carbono em todos os seus segmentos, mostra a evolução recente da participação do MDL no mercado global de carbono, assim como as estimativas dos custos de transação associados.

Os elevados custos de transação têm reduzido os potenciais benefícios deste mecanismo. Há consenso generalizado de que, para que o MDL cumpra seu papel adequado no financiamento do desenvolvimento sustentável de países em desenvolvimento, medidas devem ser adotadas para reduzir os custos de transação. Com este objetivo, foi aprovado em 2005 o MDL programático, pelo qual vários projetos podem ser submetidos em conjunto, gerando maior volume de créditos de carbono. Outra ideia que vem ganhando força é a de incluir políticas que contribuam ao desenvolvimento sustentável e que, ao mesmo tempo, sejam capazes de mitigar as emissões de GEE, gerando créditos de carbono. Nestes dois casos, a geração de créditos de carbono passaria a ser feita a partir de um conjunto de projetos e/ou de um setor objeto de uma política, em contraste com a situação atual de projetos individuais como unidade de análise. A seção 4 aborda estas questões.

Com o objetivo final de contribuir ao crescimento econômico sustentável brasileiro e ao desenvolvimento institucional, a seção 5 lança luz sobre como um MDL setorial poderia ser utilizado como instrumento de desenvolvimento sustentável em políticas de saneamento, em particular na gestão dos resíduos sólidos. A situação brasileira neste setor mostra enormes carências de investimento. Por outro lado, o Brasil tem se destacado em projetos de aterros sanitários no âmbito do MDL. A seção 5 mostra a situação brasileira neste setor, usando dados da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB) do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (2002). O Projeto Bandeirantes de Gás de Aterro e Geração de Energia (PBGAGE) e o Projeto NovaGerar, ambos projetos de aterro sanitário, são descritos e analisados para extrair lições úteis para a elaboração de políticas públicas. A partir da análise destes, sugere-se que um setor que poderia se beneficiar muito de um MDL setorial seria o de saneamento, em particular o de tratamento de lixo, o que resultaria em benefícios ambientais com impactos positivos sobre a saúde humana das populações locais e, ao mesmo tempo, geraria créditos de carbono que, além de financiarem investimentos importantes, estariam contribuindo à redução de GEE.

2 MDL: ASPETOS TEÓRICOS

2.1 Breve descrição do Protocolo de Quioto

O Protocolo de Quioto é o principal documento voltado para a redução das emissões dos GEE, formalizado em 1997 pelos países participantes da Convenção-Quadro das Nações Unidas para Mudança do Clima (CQNUMC). O protocolo inclui a definição dos principais GEE, além dos setores/categorias de fontes destes. Os principais gases são o dióxido de carbono (CO_2), o metano (CH_4), o óxido nitroso (N_2O), o hidrofluorcarbono (HFC), o perfluorcarbono (PFC) e o hexafluoreto de enxofre (SF_6). Os principais setores/categorias mencionados são: processos industriais, utilização de solventes e outros produtos, agricultura, disposição e tratamento de resíduos, queima de combustível para geração de energia, entre outros exemplos. Entre as mais importantes medidas do protocolo, destaca-se o estabelecimento de metas e prazos relativos a redução ou limitação das emissões futuras de GEE para os países desenvolvidos, pertencentes ao Anexo I deste protocolo. Estes países deverão reduzir suas emissões no período entre 2008 e 2012, em pelo menos 5,2% frente aos níveis apresentados em 1990. Os países em desenvolvimento, como Brasil, Índia e China, não estão inseridos no Anexo I; sendo assim, não possuem nenhuma meta ou prazo para reduzirem suas emissões de GEE nesta primeira fase do protocolo.

Para que o Protocolo de Quioto entrasse em vigor, necessitava-se que pelo menos 55 países o ratificassem, atingindo 55% do total de emissão global de GEE. Considerando que os Estados Unidos não ratificaram o protocolo, argumentando a necessidade de estabelecer metas para os países em desenvolvimento, tendo em mente o Brasil, a China e a Índia, foram necessários vários anos de negociação para sua entrada em vigor. Isto só veio a ocorrer em novembro de 2004, com a ratificação da Rússia, representante de cerca de 17% das emissões globais de GEE.

Para aumentar a eficiência no alcance das metas estabelecidas para os países do Anexo I, foram criados três mecanismos de flexibilização, cujas bases teóricas são adiante melhor expostas. A formação de um mercado para as reduções de GEE permitiria o alcance das metas de redução com um custo mínimo por meio dos seguintes mecanismos: IC – do inglês *Joint Implementation* (JI); Comércio Internacional de Emissões (CIE) – do inglês *Emissions Trade*; e MDL – do inglês *Clean Development Mechanism* (CDM).

2.2 Mecanismos de flexibilização e o MDL

Em relação ao princípio do mecanismo IC, o Art. 6º do Protocolo de Quioto estabelece o seguinte:

1. A fim de cumprir os compromissos assumidos sob o Artigo 3, qualquer Parte incluída no Anexo I pode transferir para ou adquirir de qualquer outra dessas Partes unidades de redução de emissões resultantes de projetos visando

a redução das emissões antrópicas por fontes ou o aumento das remoções antrópicas por sumidouros de gases de efeito estufa em qualquer setor da economia (...) (BRASIL, 1998).

Portanto, por meio desse mecanismo, qualquer país do Anexo I pode compensar suas emissões adquirindo de outro país deste grupo unidades de redução de emissões de projetos redutores destas. Ressalte-se que os recursos financeiros obtidos com a negociação dos créditos de redução provenientes de projetos de IC deverão ser reinvestidos em novos projetos de redução de emissão ou remoção de carbono.

Quanto ao CIE, verifica-se a partir do Art. 17 que:

As Partes incluídas no Anexo B podem participar do comércio de emissões com o objetivo de cumprir os compromissos assumidos sob o Artigo 3º. Tal comércio deve ser suplementar às ações domésticas com vistas a atender os compromissos quantificados de limitação e redução de emissões, assumidos sob esse Artigo. (BRASIL, 1998).

Por intermédio do CIE, países do Anexo I poderão comercializar as reduções que excederem sua meta de redução de GEE. Este modelo é também conhecido como sistema *cap and trade*.

Os dois mecanismos de flexibilização, IC e CIE, foram constituídos de forma a serem utilizados apenas entre países componentes do Anexo I. Por outro lado, o MDL possibilita a participação dos países em desenvolvimento, isto é, que não estão inseridos neste anexo, conforme estabelecido no Art. 12. Este mecanismo apresenta uma oportunidade importante para o Brasil.

O MDL consiste na possibilidade de um país do Anexo I alcançar parte desta redução por meio da aquisição de Redução Certificada de Emissão (RCE – conhecida de forma popular como crédito de carbono) de projetos em países em desenvolvimento que gerem reduções de GEE com relação à situação de não implementação do projeto em particular. As atividades de um projeto de MDL são consideradas adicionais se as emissões antropogênicas de GEE forem menores do que as que ocorreriam na ausência do projeto e/ou se o sequestro de carbono for maior do que aquele que ocorreria também na ausência do projeto. Neste sentido, para cada unidade métrica de carbono¹ reduzida por meio de um projeto MDL, será creditada uma unidade de RCE ao projeto, que poderá ser comercializada no mercado de forma a possibilitar a aquisição por países do Anexo I para o alcance parcial de suas metas.

1. Calculada conforme o potencial de aquecimento global, índice divulgado pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) em seu Segundo Relatório de Avaliação, que possibilita a uniformização dos diferentes gases em termos de dióxido de carbono equivalente.

2.3 Quadro teórico: a utilização de mercados como instrumento de política ambiental e o Protocolo de Quioto

A literatura consagrou a utilização de instrumentos de política ambiental baseados na operação de mercados em que estes possuem uma série de vantagens em relação aos instrumentos tradicionais de regulação direta, do tipo comando e controle. Em particular, a utilização de mecanismos de mercado conduz a uma solução de alcance do objetivo ambiental a um custo mínimo (ATKINSON; TIETENBERG, 1991). Outra vantagem importante inclui o incentivo à inovação tecnológica, na medida em que o agente poluidor que gera reduções de emissões adicionais pode auferir uma renda extra com sua venda no mercado de licenças relevante. Há de se destacar que os três mecanismos de flexibilização do Protocolo de Quioto se baseiam na operação de mercados, seja por meio do CIE, ou licenças de emissão, seja por meio do IC e do MDL, pelas RCEs.

Por outro lado, existe uma extensa literatura sobre a presença dos custos de transação nos mercados de licenças de emissão, que também se aplica ao contexto do MDL. Cabe ressaltar, entretanto, que os custos de transação, ainda que presentes nos três mecanismos de flexibilização, são muito mais elevados no caso de reduções geradas a partir de projetos, como se verá adiante.

Atkinson e Tietenberg (1991) mostram, por meio de seis estudos empíricos nestes mercados, de que forma os ganhos de comércio são diminuídos na prática. Hahn e Hester (1989) sugerem que o programa de licenças de poluição no Rio Fox, nos Estados Unidos, não teve sucesso devido aos elevados custos de transação, por intermédio dos elevados requerimentos administrativos que tiveram o efeito de neutralizar os potenciais ganhos de comércio. O programa de licenças de emissão, coordenado pela agência norte americana Environmental Protection Act (EPA), visando à redução da poluição atmosférica, também tem apresentado elevados custos de transação, não existindo nenhum mecanismo promotor do encontro entre compradores e vendedores. É necessário, frequentemente, que o potencial comprador dispenda elevadas somas para o pagamento de serviços especializados de busca do potencial vendedor de licenças de emissão e, portanto, eroda os potenciais ganhos de comércio (HAHN, 1989; HAHN; HESTER, 1989). Todos os exemplos de mercados de licenças que foram bem sucedidos claramente estiveram associados a reduzidos custos de transação (STAVINS, 1995).

Apresenta-se, no que se segue, um modelo adaptado ao presente estudo baseado em Stavins (1995), mostrando de que forma a condição de eficiência em mercados de licenças de emissão é alterada quando custos de transação são incluídos.

Considera-se o problema de um programa de controle de poluição, baseado na operação de um mercado de licenças. O governo estabelece um total de E_0 licenças de emissão, que serão alocadas a cada firma i , na quantidade

q_{oi} , $i = 1, \dots, N$. As firmas podem comercializar entre si as licenças, caso suas necessidades de emissão excedam suas alocações iniciais ou, alternativamente, podem reduzir suas emissões, medidas por r_i , em relação ao que emitiriam na situação de não limitação, medido por u_i . A firma i vai comprar ou vender licenças de emissão dadas por t_i :

$$|t_i = u_i - r_i - q_{oi}|$$

O problema da firma é expresso pela minimização da soma dos custos de redução nas emissões – $c_i(r_i)$ –, do custo de aquisição das licenças adicionais, cujo preço é p , mais os custos de transação, medidos pela função $T(t_i)$, ou seja:

$$\min [c_i(r_i) + p(u_i - r_i - q_{oi}) + T(t_i)]$$

$$\text{sujeito a } r_i \geq 0$$

A solução a esse problema é dada pelas seguintes condições de Kunhn-Tucker:

$$\frac{\partial c_i(r_i)}{\partial r_i} + \frac{\partial T(t_i)}{\partial (r_i)} - p \geq 0 \quad (1)$$

$$r_i \left[\frac{\partial c_i(r_i)}{\partial r_i} + \frac{\partial T(t_i)}{\partial r_i} - p \right] = 0 \quad (2)$$

$$r_i \geq 0 \quad (3)$$

Pelas condições anteriores, pode-se observar que o resultado tradicional de equalização dos custos marginais de controle das firmas deve ser modificado para incorporar os custos de transação que surgem no mercado de licenças. Deve-se observar também que o custo total de cada firma é dado pela soma dos custos de redução das emissões, da aquisição de licenças adicionada ao custo de transação associado a estas.

A introdução de custos de transação, não importando sua forma específica, reduziria os potenciais ganhos de comércio, podendo até erodi-los completamente.

Em geral, há significativos custos de transação na definição e na transferência de direitos de propriedade, nos fluxos de informação necessários para que os potenciais compradores e vendedores identifiquem-se como tais, comuniquem-se e troquem as informações essenciais para completar a operação (STAVINS, 1995; SANDOR, 2005).

No caso específico de mercados de licenças de emissão, três são as fontes geradoras de custos de transação: *i*) o processo de busca e de geração da informação necessária para que as partes vendedora e compradora se encontrem; *ii*) o processo de negociação entre as duas partes; e *iii*) a implementação e o monitoramento da operação, este último existindo apenas se não houver uma agência governamental encarregada especificamente dessa função.

Esses fatores resultam em custos de transação que se refletirão em diferença entre o preço de compra e o de venda em mercados de licenças de emissão. Em casos mais dramáticos, uma série de operações de compra/venda simplesmente não se realiza pela ação dos custos de transação, que erodem completamente os ganhos de comércio. Por outro lado, esses custos também se aplicam ao caso de redução de emissões por meio de projetos, muito provavelmente de forma ampliada, considerando todas as etapas necessárias para apenas validar e certificar as reduções de emissões. Portanto, os principais resultados a serem mostrados neste estudo se aplicam tanto a um mercado de licenças de emissão como a reduções de emissões por meio de projetos (MDL e IC), sendo que, neste último caso, os efeitos dos custos de transação provavelmente são ampliados.

Os elementos necessários ao estabelecimento de um mercado de licenças de emissão não são poucos nem triviais. Em particular, elevados custos de transação estarão presentes, o que impõe um limite mínimo aos ganhos de comércio anteriormente definidos, uma vez que dos potenciais ganhos deste tipo, deveriam ser subtraídos os custos de transação para a obtenção dos benefícios líquidos. Por outro lado, os ganhos potenciais de comércio estão diretamente associados à diferença entre os custos marginais de redução de emissão dos agentes compradores e vendedores de licenças, como foi mostrado. Esses custos de transação, como dito anteriormente, se originam na definição e na transferência de direitos de propriedade, nos fluxos de informação necessários para completar a operação, na verificação e no monitoramento dos direitos e das transações entre os agentes.

Nos Estados Unidos, o Clean Air Act, de 1990, estabeleceu um limite nacional de emissões de dióxido de enxofre, o que significava uma redução de 50% nas emissões do ano anterior. A avaliação de que este nível de redução visado iria inviabilizar a operação de algumas usinas termelétricas em regime do tipo comando e controle, considerando os investimentos elevados necessários, motivou o governo americano a estabelecer um mercado de licenças de emissão de dióxido de enxofre. Nesse sistema, as geradoras passaram a ter a opção de reduzir diretamente suas emissões e/ou de comprar licenças de outras unidades que conseguissem uma redução maior do que 50%.

Como Sandor (1996) argumenta, o Clean Air Act teve um papel triplo: padronizou uma *commodity* ambiental, a saber, a licença de emitir uma tonelada de dióxido de enxofre; estabeleceu de forma apropriada os direitos de “propriedade”, no caso de “emissão”; e criou a infraestrutura necessária para a transferência rápida de direitos de propriedade. A Chicago Board of Trade foi a instituição responsável por realizar os leilões das licenças. O sucesso desse programa foi considerado total. Ocorreu o alcance do objetivo ambiental a um custo mínimo. As primeiras transações de dióxido de enxofre atingiram um preço de US\$ 300,00

por tonelada. Já com o leilão de licenças, o preço se reduziu à metade. A queda das emissões se deu antes do exigido: no período 1995-1997, o nível de emissões se situava em valor 33% abaixo do exigido.

Os estágios necessários para o êxito desse mercado foram apontados como sendo: *i*) a demanda criada pelo Clean Air Act; *ii*) a padronização da *commodity* direito de emitir dióxido de enxofre; *iii*) o desenvolvimento de instrumentos legais para atestar os direitos de propriedade; e *iv*) a ampliação de mercados financeiros, incluindo futuros e opções, para o comércio dos títulos de propriedade.

Importa ressaltar que os estágios *i*, *ii*, *iii* e *iv* aparecem como condições necessárias ao saudável desenvolvimento de mercados de *commodities* ambientais. Dependendo das especificidades de cada caso, outras condições também se tornarão importantes.

3 MERCADO DE CARBONO E O MDL: ELEVADOS CUSTOS DE TRANSAÇÃO

3.1 Uma visão geral

Como mencionado, a entrada em vigor do Protocolo de Quioto em 2005 lançou as bases para um mercado global de carbono, constituído por diferentes mercados regionais ou nacionais, assim como por mecanismos de projetos redutores de emissões do tipo MDL ou IC. Os diferentes mercados divergem em vários aspectos, destacando-se tamanho, características de concepção, abrangências setoriais e geográficas e natureza, podendo ser voluntários ou não. Alguns destes mercados foram criados com o objetivo de atender a compromissos de redução de emissões negociados no protocolo, em que se insere o MDL, enquanto outros são de natureza voluntária, por exemplo, o Chicago Climate Exchange (CCX). A proliferação recente de iniciativas nacionais ou regionais no sentido de criação de mercados de carbono atesta a elevada prioridade política dada a este instrumento, como reconhecimento das suas vantagens de eficiência econômica e agente indutor à inovação tecnológica.²

O mercado de carbono negocia dois tipos de ativos: *i*) licenças de emissão alocadas em regime de metas e negociação (*cap and trade*) do Protocolo de Quioto; e *ii*) reduções de emissões baseadas em projetos que incluem o MDL e a IC. Por outro lado, de forma sintética, pode-se dizer que o mercado de carbono se encontra dividido em dois segmentos: *i*) Quioto, liderado pela União Europeia (UE); e *ii*) não Quioto, capitaneado pelos Estados Unidos.

2. Ver o comunicado final da reunião do G-8 realizada em julho de 2007, com a participação do Brasil, da China, da Índia, do México e da África do Sul, em que se estabelece "(...) o papel central dos incentivos econômicos no combate ao efeito estufa, em particular os mercados de carbono, para a implementação de tecnologias limpas em grande escala (...)".

No segmento do mercado referente a licenças, os quatro principais mercados de licenças de emissão são os da UE, do Reino Unido, do New South Wales, na Austrália, e do CCX, nos Estados Unidos. Consta-se a predominância do mercado da UE, sendo responsável pela maior parte das transações. Observa-se também a proliferação de mercados de carbono regionais e locais como um instrumento de controle eficiente de emissões de GEE, com o objetivo final de alcançar uma economia dita de baixo carbono. Uma dimensão importante neste processo refere-se aos benefícios da integração dos diferentes mercados, que permitirá reduzir o custo de redução das emissões e estimular a inovação tecnológica, com a concomitante abertura de inúmeras oportunidades para empresas e instituições em países em que o custo de redução de carbono é reduzido. Espera-se também desta forma aumentar significativamente o volume de redução de carbono e alcançar uma maior liquidez.

Novos mercados em vias de implementação se localizam na Austrália, no Canadá, na Nova Zelândia e na Coreia do Sul (OECD, 2007). Todos estes esquemas englobarão as emissões geradas pelos seus setores energéticos, além de serem de natureza obrigatória. Destaca-se o esquema da Nova Zelândia que incluirá também o setor florestal, assim como o agrícola. Outros mercados sendo propostos ainda a nível legislativo incluem o norte-americano de cobertura nacional, o da Califórnia e a iniciativa de estados do Oeste norte-americano, *Western Regional Climate Action Initiative* (WRCAI, com a participação dos estados do Arizona, do Novo México, do Oregon e de Washington).

Apesar de algumas iniciativas já existentes, como o CCX, pode-se dizer que o mercado de carbono foi estabelecido de forma consolidada com o surgimento dos mecanismos de flexibilização do Protocolo de Quioto. Surgem dois segmentos no mercado de carbono: o comércio de licenças de emissão e o comércio de crédito de redução gerados por projetos redutores. O primeiro, como foi visto, ocorre quando países do Anexo I ultrapassam sua meta e comercializam este excesso como licenças de emissão para outros países deste anexo. A “moeda” utilizada para tal é a *Assigned Amount Unit* (AAU). O segundo segmento se origina dos mecanismos MDL e IC. As respectivas moedas são a *Certified Emission Reduction* (CER ou RCE) e a *Emission Reduction Unit* (ERU ou Unidade de Redução de Emissão – URE). Note-se que, nesse último caso, enquanto não ocorrer a certificação final da redução gerada por projetos pela Organização das Nações Unidas (ONU), o conceito relevante é a ERU.

A tabela 1 mostra que o mercado de carbono registrou um valor de US\$ 64 bilhões em 2007, dobrando de valor em relação a 2006. Observam-se a posição de dominância do mercado europeu (78%) e a participação expressiva do MDL, situando-se em 20% nos dois anos.

TABELA 1
Mercado de carbono, volumes e valores – 2006-2007

	2006		2007	
	Volume (MtCO ₂ e)	Valor (MUS\$)	Volume (MtCO ₂ e)	Valor (MUS\$)
UE	1.104	24.436	2.061	50.097
New South Wales	20	225	25	224
CCX	10	38	23	72
MDL	562	6.249	791	12.877
IC	16	141	41	499
Outros	33	146	42	265
Total	1.745	31.235	2.983	64.035

Fonte: BIRD (2008).

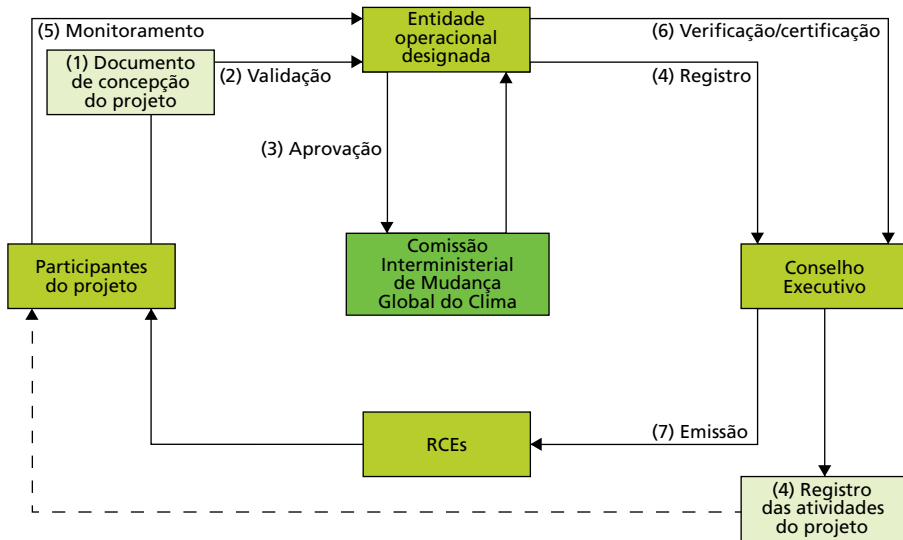
No tocante ao carbono gerado por meio de projetos (MDL, IC e outros), esse mercado comercializou 874 milhões de toneladas métricas de carbono (MtCO₂e) em 2007, registrando um crescimento de 43% em relação ao ano anterior (611 MtCO₂e). Em termos de valor, verifica-se um crescimento aproximado de 109%.

Considerando a diversidade dos projetos, assim como de seus termos de contrato, o intervalo de variação para o preço de reduções de emissões, geradas pelos projetos, é muito elevado. A maior parte das transações nesse segmento de mercado tem sido contratada antes da certificação definitiva desses créditos de redução pela ONU. As primeiras unidades de RCEs foram emitidas somente em outubro de 2005, tendo decorrido cinco anos desde os Acordos de Marrakesh, quando foram estabelecidas as condições necessárias para essa emissão. Esse longo ciclo a ser percorrido até a aprovação final mostra os elevados custos de transação presentes, que também se manifestam na diferença de preço do carbono nos dois segmentos de mercado. O intervalo de variação para o preço de carbono, neste segmento de mercado, situou-se entre US\$ 3,00 e US\$ 7,00, muito inferior ao preço vigente para a comercialização de licenças de emissões, que em abril de 2005 alcançou o preço de € 17,00 por tonelada (IETA, 2007).

3.2 MDL e aspectos institucionais: elevados custos de transação

Todos os projetos de MDL necessitam cumprir uma série de procedimentos até receberem a confirmação do Conselho Executivo deste mecanismo, instância máxima de avaliação do MDL e responsável pela emissão das RCEs. As seguintes etapas devem ser atendidas: elaboração do documento de concepção de projeto (DCP), utilizando metodologia de linha de base e plano de monitoramento válidos: validação/aprovação; registro; monitoramento; verificação/certificação; aprovação; e emissão das RCEs, conforme mostrado na figura 1 a seguir.

FIGURA 1
Ciclo de projeto de MDL



Fonte: Sister (2008).

O primeiro passo é a elaboração do DCP, contendo uma descrição completa do projeto. Este é encaminhado para a entidade operacional designada (EOD),³ com o objetivo de realizar sua validação. O órgão responsável pela aprovação ou não do projeto no país de sede deste é a autoridade nacional designada (AND).⁴ Uma vez tendo obtido a aprovação da AND, atestando que o projeto contribui para o desenvolvimento sustentável do país, o passo seguinte será encaminhar o projeto para o Conselho Executivo do MDL. Este fará a avaliação das pertinências da linha de base e da metodologia proposta. Caso estas sejam aceitas, o projeto deverá ser registrado neste conselho para a verificação, certificação e emissão das RCEs. A verificação consiste na revisão periódica do projeto pela EOD e o monitoramento posterior às reduções de GEE ou ao sequestro de carbono. Já o processo de certificação consiste na comprovação da redução efetiva de emissão de GEE ou sequestro do carbono. Por fim, por meio da certificação, é solicitado ao Conselho Executivo do MDL a emissão das respectivas RCEs.

3. Trata-se de uma empresa independente designada pela Conferência das Partes (COP) e pela Meetings of the Parties (MOP), considerada qualificada para validar as atividades de projeto de MDL, bem como verificar e certificar reduções de emissões antrópicas de GEE.

4. No Brasil, a AND é a Comissão Interministerial de Mudança Global do Clima, criada pelo decreto de 7 de julho de 1999 e alterada pelo decreto de 10 de janeiro de 2006.

3.3 Custos de transação e algumas estimativas

Os custos de transação no contexto do Protocolo de Quioto se definem como sendo todos aqueles incorridos para completar a emissão das RCEs. Basicamente, três são as fontes geradoras dos custos de transação: *i*) a preparação de documentos; *ii*) a validação e a certificação pelas EODs, incluindo os custos de monitoramento; e *iii*) os custos cobrados pelo Conselho Executivo do MDL e do país anfitrião.

Nesse estágio, os custos de transação específicos ao MDL para projetos que não se enquadram na categoria de pequena escala já são elevados, tanto nas fases iniciais quanto nas de implementação. Estimativas do Banco Mundial (BIRD) indicam um valor médio de US\$ 270 mil referentes aos custos de um projeto somente para cumprir os requerimentos técnico-burocráticos do MDL, constituindo-se em verdadeira barreira financeira para muitos projetos, principalmente em contexto de inexistência de fontes específicas de financiamento de capital ou que não estão sendo apoiados por um fundo de carbono. Para os projetos de pequena escala, sujeitos a uma análise simplificada, estimativas similares deste banco apontam um valor de US\$ 110 mil dólares, contribuindo a reduzir a rentabilidade econômica/financeira dos projetos MDL⁵ (OECD, 2004), também se constituindo em barreira importante.

Para uma amostra de 30 projetos MDL, o BIRD, na qualidade de gestor do fundo de carbono Prototype Carbon Fund (PCF), estima um valor médio de US\$ 200 mil para os custos de transação. Estes custos incluem também alguns itens que são próprios deste banco, por exemplo: *i*) a nota conceito do projeto, documento do PCF que é um *Project Information Note* (PIN) mais detalhado e documentado; *ii*) o atendimento a aspectos legais próprios do banco; *iii*) as verificações dos estudos de impactos ambientais, financeiros e técnicos compatíveis com os critérios estritos adotados por este banco. A tabela 2 mostra os custos de transação detalhados dos projetos MDL incluídos nesta amostra.

TABELA 2
O ciclo de projetos MDL financiado pelo PCF e os custos de transação

Etapas do ciclo MDL	Custos (US\$)
Preparação e revisão do projeto	27.216
Estudo de linha de base e monitoramento/verificação	61.412
Processo de validação	33.415
Negociação de acordos de compra	89.990
Total dos custos de transação	212.033

Fonte: Prototype Carbon Fund do BIRD.

5. A COP8 definiu modalidades e procedimentos simplificados para projetos MDL classificados de pequena escala: *i*) energia renovável com capacidade máxima de 15 MW; *ii*) eficiência energética até o equivalente a 15 GWh; e *iii*) outros projetos redutores de emissões GEE até 15 KtCO₂e.

Outros custos adicionais incluem o valor de 2% sobre as RCEs destinado a um fundo de adaptação gerido pela ONU, o registro do projeto junto ao Conselho Executivo do MDL (US\$ 10 mil), comissões e honorários de empresas consultoras e intermediárias destinadas à comercialização das RCEs (5% a 20 % deste tipo de redução) e ainda os custos de verificação periódica por uma entidade operativa antes da emissão das RCEs (US\$ 3 mil a US\$ 15 mil para cada período de verificação).

Muitas vezes, os fundos de carbono e outros intermediários assumem os custos de transação, para depois recuperá-los com a venda das RCEs. A expectativa inicial de que os custos de transação se reduzissem com um maior número de projetos MDL viu-se parcialmente não atendida, visto o grau de rejeição pelo Conselho Executivo do MDL de muitas metodologias de linhas de base e processos de monitoramento, que já tinham sido aprovadas por entidades operacionais designadas. O efeito dos custos de transação é o de aumentar significativamente os custos de um projeto MDL potencial, assim como de reduzir a oferta, considerando que muitos projetos não saem do papel por causa destes custos.

O efeito mais negativo da presença de custos de transação é o de privilegiar projetos de grande envergadura capazes de potencialmente gerar um volume elevado de RCEs, que são capazes de manter uma rentabilidade econômico-financeira líquida destes custos. Em particular, projetos relacionados a geração elétrica e captura de metano, à destruição de HFC, entre outros tendem a manter uma rentabilidade econômica no contexto das regras do MDL. Os projetos mais penalizados pelos custos de transação, sem dúvida, são os de pequena escala que muitas vezes não poderão gerar RCEs suficientes para cobri-los.

De Gouvello e Coto (2003) avaliaram os efeitos dos custos de transação nos projetos de pequena escala e que estão sujeitos às regras simplificadas pertinentes. Sua conclusão principal é que estes custos podem variar de US\$ 23 mil a US\$ 78 mil, constituindo-se em verdadeira barreira para a implementação de alguns projetos em países em desenvolvimento.

Deve-se acrescentar que os custos de transação se somam ao grau de risco para que as reduções de emissões sejam certificadas. A comercialização de grande parte das reduções, isto é, unidades URE, e não RCE, ocorre em contexto de incerteza quanto à certificação final dessas reduções de emissões; portanto, afetando diretamente o lado da receita esperada dos projetos, tanto pelo lado do volume como pelo do preço dos créditos de carbono. Outros riscos não menos importantes incluem os tradicionais associados à implementação do projeto e ao seu êxito: tecnológicos, econômicos e políticos. Além dos custos de transação já mencionados, a presença do risco em todos estes níveis tende a ser fonte de custos adicionais, reduzindo a rentabilidade potencial do MDL (JANSSEN, 2001).

3.4 MDL: panorama geral mundial e brasileiro

3.4.1 Panorama geral do MDL

A expectativa original, expressa em documento da Comissão Econômica para América Latina e Caribe (Cepal) (2004), era de que a América Latina ocuparia um papel de liderança absoluta no mercado MDL devido a um conjunto de fatores, incluindo instituições adequadas a aprovação de projetos e apoio governamental, além de uma oferta potencial de projetos bastante variada, com destaque aos projetos hidroelétricos, eólicos, eficiência energética, gestão de resíduos, entre outros. De acordo com informação dos fundos de carbono PCF e Certified Emission Reduction Unit Procurement Tender (CERUPT), que se constituíam na informação pública mais precisa sobre este mercado, os projetos latino-americanos representavam 31% e 48%, respectivamente, dos montantes globais de suas carteiras mundiais; portanto, a região configurou-se potencialmente como sendo mais promissora em termos de projetos MDL em 2003. Esta expectativa rapidamente se revelou como não sendo verdadeira. Enquanto no período 2002-2003, a América Latina apresentou uma participação de 40% na oferta total de carbono gerada por projetos, e a Ásia, 21%; no período seguinte, 2003-2004, esta posição de liderança já tinha se invertido. Nesse último, o continente asiático respondeu por 51% da oferta total de carbono via projetos, superando o latino-americano com 27% desta oferta (BIRD, 2005).

Essa perda de liderança é parcialmente explicada pelo tipo de projeto. Diferentemente do período 2002-2003, quando os projetos mais negociados foram os de captura e destruição de metano de aterros sanitários, no período 2003-2004, o maior volume negociado refere-se aos projetos de destruição de HFC23, frequentes na China e que respondem por 35% do volume total ofertado.⁶

Tal posição de liderança asiática desde então se consolidou, em que a China e a Índia aparecem como os países responsáveis por mais de 50% de projetos MDL. Em 2006, 61% dos volumes de crédito transacionados provinham do mercado chinês, um pouco abaixo da participação de 73% em 2005. Segue-se a Índia em segundo lugar, com participações de 3% e de 12% em 2005 e 2006, respectivamente. A América Latina apresentou uma participação de 10% no mercado MDL em 2006, correspondendo ao Brasil a porcentagem de 4% (BIRD, 2007).

6. Projetos de aterros sanitários, ao deixarem de emitir metano, cujo poder de aquecimento global é 21 vezes maior que o CO₂, e geração de energia a partir do biogás têm um potencial elevado de geração de RCEs.

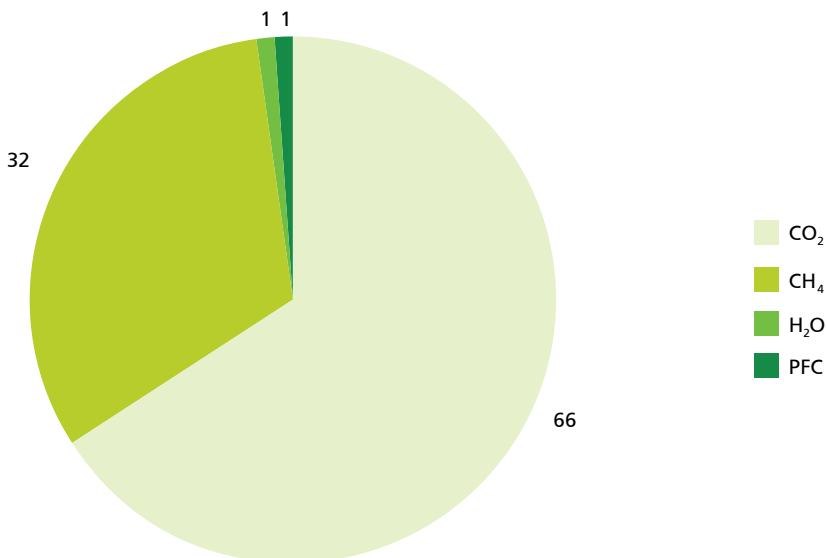
3.4.2 Panorama do MDL no Brasil⁷

Em relação aos projetos no âmbito do MDL no cenário brasileiro, verifica-se um crescimento importante no volume de projetos deste mecanismo nos últimos quatro anos, ainda que, como foi visto, não tendo acompanhado o crescimento do mercado do MDL mundial. A curva de registro se inicia em novembro de 2004, quando então foi registrado o primeiro projeto pelo Conselho Executivo do MDL, sendo este um projeto brasileiro. Atualmente, 160 projetos oriundos do Brasil estão registrados pelo Conselho Executivo do MDL em total de 1.780 projetos; portanto, cabendo ao Brasil 9% do total.

A distribuição setorial dos projetos brasileiros mostra a dominância de projetos no setor energético, com a participação de 50% do total. No setor de suinocultura, verifica-se uma participação de 15% no total de projetos brasileiros, seguido por um valor de 13% para projetos de troca de combustível fóssil (BRASIL, 2008).

No gráfico 1, mostra-se a distribuição das atividades brasileiras por tipo de GEE. O CO₂ é o principal gás mitigado nos projetos desenvolvidos no Brasil, com participação de 66%. Isto se dá pela elevada representatividade do setor energético, tendo em vista que os projetos deste setor buscam reduzir, predominantemente, o CO₂.

GRÁFICO 1
Distribuição das atividades de projetos no Brasil por tipo de GEE
(Em %)



Fonte: Brasil (2008, p. 6).

7. Esta subseção se baseia em Brasil (2008).

O maior número de projetos se concentra na área de geração elétrica (energia renovável); também importantes são os aterros sanitários que reduzem o dióxido de carbono total (tCO₂e) em 73 milhões de tCO₂e no primeiro período de obtenção de créditos, o que representa 23% do total de redução dos projetos brasileiros. Este tipo de projeto apresenta elevado retorno em termos de geração de créditos de carbono, devido à presença do metano na composição do biogás gerado. Podemos observar o perfil dos projetos brasileiros na tabela 3.

TABELA 3
Distribuição das atividades de projeto no Brasil por tipo de projeto

Projetos em validação/ aprovação	Número de projetos	Redução anual de emissão (tCO ₂ e)	Redução de emissão no 1º período de obtenção do crédito (tCO ₂ e)	Número de projetos (%)	Redução anual de emissão (%)	Redução de emissão no 1º período de obtenção de crédito (%)
Energia renovável	150	16.431.099	115.440.422	47	39	36
Suínocultura	55	2.737.322	25.667.400	17	6	8
Aterro sanitário	29	10.036.702	73.855.179	9	24	23
Processos industriais	7	832.946	6.131.592	2	2	2
Eficiência energética	21	1.490.288	14.535.192	7	4	5
Resíduos	10	1.160.797	9.360.545	3	3	3
Redução de N ₂ O	5	6.373.896	44.617.272	2	15	14
Troca de combustível fóssil	39	2.907.977	24.284.745	12	7	8
Emissões fugitivas	1	34.685	242.795	–	–	–
Reflorestamento	1	262.352	7.870.560	–	1	2

Fonte: Brasil (2008, p. 8).

Outra informação importante diz respeito ao tamanho do projeto. As atividades de projeto de MDL podem ser de pequena ou larga escala e esta divisão é feita por meio da verificação de alguns fatores, conforme definido pelo Acordo de Marrakesh. Para efeitos dos procedimentos necessários à aprovação dos projetos, há regras simplificadas para as atividades de pequena escala, tal e qual definidas por este acordo – ver nota de rodapé 10. No Brasil, cerca de 55% das atividades são consideradas de larga escala. Este resultado parece sugerir que, apesar das regras simplificadas, os custos de transação podem estar impedindo uma maior utilização deste mecanismo nos projetos de pequena escala.

3.4.3 Análise dos resultados

De acordo com Stern (2007), o MDL tem sido muito importante para estabelecer uma forma de cooperação entre países desenvolvidos e em desenvolvimento, assim como para identificar oportunidades de mitigação de GEE. Outro aspecto importante indicado por este autor se refere ao interesse e à participação do setor privado no combate ao efeito estufa pelos projetos MDL. Por outro lado, a maior capacitação e o maior conhecimento sobre metodologias para avaliar reduções de emissões também são outro ponto importante. Entretanto, Stern (2007) enfatiza que o MDL na sua forma presente é um instrumento de impactos limitados quanto ao seu objetivo final que é promover investimentos que contribuam ao desenvolvimento sustentável em setores como infraestrutura em energia e transporte, devido aos custos de transação, à incerteza de políticas, ao risco tecnológico e outras barreiras. Apesar do fluxo de fundos gerado por meio do MDL ser significativo, da ordem de 14 bilhões até 2012 em estimativas de outubro de 2006, e supondo um preço de US\$ 10,00 por tonelada, este mecanismo tal como se caracteriza atualmente não é suficiente para reduzir as emissões dos países em desenvolvimento.

Em torno de 35% dos créditos de carbono em estágio de validação, aprovação e registro em outubro de 2006 são originados de 15 projetos relacionados a gases industriais. Como estes gases têm alto poder de aquecimento, o que gera um grande volume de reduções de emissões, pelas regras atuais do MDL, eles se tornam mais atraentes *vis-à-vis* projetos de energia renovável. Outro aspecto também insatisfatório do MDL relaciona-se com o pouco uso que os países mais pobres têm tido deste mecanismo. Poucos países (Brasil, China, Coreia do Sul, Índia e México) praticamente respondem pela quase totalidade dos créditos de carbono (83%) em 2006.

Dos resultados mostrados anteriormente, algumas conclusões emergem do MDL.

Esse mecanismo tem sido capaz de prover recursos a projetos individuais, que mostram que o critério de adicionalidade é atendido. Este julgamento é feito em base individual. Uma metodologia aprovada para um projeto não necessariamente servirá para outro similar. Destacam-se os elevados custos de transação, que atuam de forma a inviabilizar o processo para uma ampla gama de projetos que teria elevado componente de desenvolvimento sustentável. Tem sido constatado, também, dificuldades em estabelecer metodologias para projetos de eficiência energética de pequenas e médias empresas, no segmento de infraestrutura de transporte e uso de energia (BROWNE *et al.*, 2004).

Outra questão se refere ao pouco estímulo à utilização de novas tecnologias e/ou projetos com benefícios ambientais de longo prazo. O MDL não tem sido capaz de incentivar o uso de novas tecnologias, em particular o maior risco de utilizar tecnologias avançadas de energia renovável. Por outro lado, projetos com períodos de *payback* muito longos e cujos benefícios ambientais ocorrem em um prazo longo quando comparados

a projetos convencionais, tanto os de pequena quanto os de grande escala, não têm nenhum tratamento especial no MDL atual. Destaque-se que muitos projetos com importantes benefícios ambientais se enquadram nesta categoria.

Portanto, pode-se afirmar que o MDL tem tido um papel importante, mas como modelo de cooperação internacional de longo prazo é bastante insuficiente na sua presente forma. Ver-se-á na seção 4, a seguir, seguinte algumas propostas que têm sido feitas neste mecanismo para aumentar sua eficácia e eficiência.

O Brasil, sem dúvida, tem uma participação relevante no mercado MDL, ainda que não se tenham confirmado as previsões iniciais da liderança absoluta brasileira. A questão relevante, portanto, é a identificação dos gargalos nacionais que têm tido o efeito de limitar o aproveitamento brasileiro deste sistema, assim como as oportunidades potenciais do mecanismo. É verdade que, de forma trivial, as oportunidades abertas a um país pelo MDL são diretamente proporcionais à existência de problemas ambientais sérios, tais como uma matriz energética poluente, ao contrário do caso brasileiro, caracterizado por uma matriz limpa (MENDONÇA; GUTIERREZ, 2000). Entretanto, considerando a diversidade potencial dos projetos MDL, devem-se melhor analisar as possibilidades abertas pelo MDL a fim de identificar a gama de projetos em que possivelmente o Brasil pudesse ter uma vantagem comparativa *vis-à-vis* os demais países beneficiários.

Para que o MDL se torne um instrumento importante no desenvolvimento sustentável, impõe-se uma expansão de projetos financiados por este, com a concomitante geração de créditos de carbono. Para ilustrar o argumento, pode-se pensar que a replicação de projetos do tipo aterro sanitário nas diferentes regiões brasileiras poderia gerar créditos de carbono significativos. Esta abordagem de identificar grupos de projetos facilmente replicáveis tem norteado as discussões recentes na CQNUMC, ponto este analisado na seção seguinte.

4 UMA VISÃO SETORIAL DO MDL

4.1 Objetivos

Existe amplo consenso sobre a necessidade de tornar o MDL um mecanismo mais eficaz no alcance de seus objetivos originais: reduzir a emissão de GEE e promover o desenvolvimento sustentável nos países Não Anexo I. Com este objetivo, na COP/MOP1, em dezembro de 2005, em Montreal, tomou-se a decisão de estabelecer diretrizes adicionais relacionadas ao mecanismo para melhorar a efetividade deste instrumento no alcance dos seus objetivos originais, tornando-o mais ágil e reduzindo os custos de transação associados a este. Como viu-se, os elevados custos de transação existentes no MDL atuam no sentido de limitar significativamente os lados da oferta e da demanda de créditos de carbono gerados a partir do MDL. Mecanismos ampliados de créditos de carbono a nível setorial

se baseiam na mesma ideia do MDL estendido a um setor. As linhas de base seriam setoriais. O papel do governo seria fundamental no sentido de prover um marco regulatório capaz de induzir os agentes a implementar ações que visem à mitigação de GEE.

Em Montreal, na COP/MOP1,⁸ foi aprovado o MDL programático, permitindo que programas ou projetos pertencentes a políticas nacionais ou regionais possam ser agregados para efeitos de gerar créditos de carbono. Dessa forma, políticas nacionais que gerem desenvolvimento ao mesmo tempo em que reduzem emissões podem ser receptoras de créditos ampliados, com menores custos de transação. Incluem-se um conjunto de projetos de pequena escala em um programa, por exemplo, pequenas empresas, setor residencial em uma localidade, programas de eletrificação rural, transporte, entre outros. O tratamento destes setores em base individual no MDL seria inviabilizado pelos elevados custos de transação deste, o que não ocorre de forma coletiva. De maneira ainda mais promissora, a inclusão de políticas setoriais no MDL abrirá novas perspectivas de financiamento para o desenvolvimento sustentável, o que será tratado mais adiante.

Como ilustração do MDL programático, o governo mineiro elaborou um projeto que está sendo chamado de “bio-combustível sólido” ou “carvão vegetal renovável”. Consiste no plantio de florestas de eucalipto para produzir ferrogusa, diminuindo a pressão sobre as matas nativas. Há cerca de 70 siderúrgicas a carvão em Minas Gerais. Esta iniciativa é similar ao Projeto Plantar, pioneiro neste tipo de projeto MDL no Brasil. Na versão programática, foram incluídas as grandes siderúrgicas do setor nesse estado, com projetos de reflorestamento agregados para efeitos do MDL (BIOCOMBUSTÍVEL..., 2009). O ganho de escala reduz significativamente os custos de transação, além de dar visibilidade ao setor. Ainda que não tenha ocorrido a certificação dos créditos de carbono, o sucesso do Projeto Plantar, principalmente no tocante à metodologia aprovada, é um fator que reduz o risco de rejeição, ainda que não garanta totalmente a certificação final.

Outra ampliação do MDL promissora para os países em desenvolvimento se refere à possibilidade de implementarem-se políticas promotoras de desenvolvimento sustentável e também redutoras de emissões. Na COP/MOP1, em dezembro de 2005, esta proposta não foi aprovada no âmbito da CQNUMC em Montreal. Entretanto, esta proposta tem ganhado força e muito provavelmente as negociações futuras serão baseadas em um marco setorial incluindo políticas. Neste sentido, algumas iniciativas já foram lançadas e o país que esperar a aprovação formal estará perdendo oportunidades de parcialmente financiar seu desenvolvimento sustentável com créditos de carbono.

8. Trata-se da primeira conferência no âmbito do CQNUMC depois da aprovação do Protocolo de Quioto.

Refletindo um esforço de se adaptar às mudanças para um MDL setorial mais amplo, a China, por exemplo, lançou um programa para reduzir o uso de energia pelas 100 maiores empresas por meio do aumento da eficiência energética no setor industrial, com uma meta de redução de 20% no consumo de energia por unidade do produto no período 2006-2010.⁹ Outras iniciativas incluem o trabalho conjunto entre a International Energy Agency (IEA) e o BIRD com o objetivo de estabelecer indicadores do tipo *benchmark* para a eficiência energética visando aos países como Brasil, China, Índia, México e África do Sul (BIRD, 2006). Estas iniciativas se constituem em passo inicial para a implementação de um MDL setorial amplo. Há de ser destacado que um marco setorial não é incompatível com este mecanismo baseado em projetos como unidade de análise ou um grupo de projetos similares. Para o MDL se tornar um instrumento de maior relevância tanto para os países em desenvolvimento quanto para o próprio combate eficaz ao efeito estufa, esta ampliação se torna necessária.

Essa perspectiva de um MDL setorial é compatível com múltiplos objetivos com o propósito final de tornar as ações de combate ao efeito estufa mais efetivas e eficazes. Em segunda instância, torna-se crucial criar as bases para um mecanismo mais abrangente e que possa ir de encontro com os objetivos de desenvolvimento sustentável dos países em desenvolvimento, além de promover bases para uma transferência de tecnologia efetiva. Um marco setorial permitiria identificar metas de redução na emissão de GEE compatíveis com os objetivos de desenvolvimento sustentável nesses países. A adoção de políticas de desenvolvimento com objetivos também ambientais poderia ser um instrumento importante para engajar os países em desenvolvimento no esforço de mitigação das emissões, ao mesmo tempo contribuindo ao seu desenvolvimento sustentável financiado por potenciais créditos de carbono. Deve ser enfatizado que, nas negociações climáticas após 2012, as pressões serão elevadas para que países como Brasil, China e Índia participem no esforço de redução de emissões. Um MDL setorial amplo poderia ser um instrumento importante para que os objetivos de desenvolvimento sustentável sejam alcançados com a simultânea redução na emissão de GEE.

4.2 Uma visão setorial do MDL

Um MDL setorial estendido à inclusão de políticas setoriais ampliaria enormemente a possibilidade de gerar créditos de carbono setoriais, o que beneficiaria países em desenvolvimento, em particular o Brasil. Isto significa que o mecanismo de gerar créditos de carbono ocorreria para várias fontes de emissão pertencentes a um setor econômico. Todas as estatísticas relevantes para a geração destes créditos passam a ter uma agregação setorial. Em um segundo passo, a questão de como distribuir os créditos gerados setorialmente para fontes individuais

9. Este papel proativo do governo chinês, se antecipando aos fatos, sem dúvida, é um fator para explicar a posição de liderança da China no MDL.

se colocaria. Os créditos de carbono poderiam ser gerados a partir de políticas, de mudanças em indicadores ambientais e de um sistema de mercado do tipo *cap and trade* (OECD, 2006). Estas três opções são apresentadas no que se segue:

1. Créditos gerados a partir de políticas: os créditos a serem obtidos seriam medidos com base nas reduções de emissões resultantes de políticas determinadas. Requer-se, neste caso, uma avaliação cuidadosa da contribuição da política em questão à efetiva redução de emissões. Uma enorme vantagem nesta opção é permitir que projetos e setores que não teriam acesso ao financiamento de carbono por motivos diversos, por exemplo, elevados custos de transação, possam ter esta possibilidade.
2. Créditos gerados a partir de indicadores: O indicador linha de base seria definido como emissões divididas por uma unidade métrica estabelecida, refletindo nível de atividade do setor – por exemplo, toneladas de aço ou alumínio, consumo de energia etc. Um setor teria créditos de carbono se conseguisse alcançar um indicador de emissões a uma taxa abaixo daquele determinado pela linha de base.
3. Créditos gerados a partir de uma meta de redução fixa (*cap and trade*): um setor se tornaria potencial receptor de créditos se suas emissões alcançassem um volume menor da meta estabelecida.

Essas três opções anteriores compartilham aspectos comuns. O primeiro aspecto importante diz respeito ao estabelecimento de uma linha de base, referência sobre a qual as reduções serão medidas. Outra questão importante concerne à própria definição do setor. Igualmente relevante são os aspectos referentes aos mecanismos de monitoramento e verificação. Pode-se afirmar que estes aspectos comuns às três opções de créditos setoriais deverão receber o tratamento adequado. Viu-se os elevados custos de transação no caso de projetos do MDL; a comunidade internacional deve trabalhar para que as lições aprendidas com a operação do mecanismo se reflitam na criação de um sistema de créditos setoriais eficaz e eficiente.

De acordo com a perspectiva brasileira de que, por questões de equidade, o Brasil não deve ter metas de redução de GEE que possam comprometer seu processo de desenvolvimento, a geração de créditos de carbono setoriais deve ocorrer desde que haja compatibilidade entre seu crescimento/desenvolvimento e as metas de reduções setoriais de GEE.

A implementação de políticas e medidas de desenvolvimento sustentável (PMDS) seria uma maneira de promover este tipo de política que simultaneamente atinja o objetivo de mitigação de GEE. O alcance dos dois objetivos simultâneos permitiria aos países em desenvolvimento participar do esforço de redução, não

comprometendo seus objetivos de crescimento. Um amplo espectro de políticas setoriais com impacto direto nas emissões poderia ser incluído neste apartado: aumento de eficiência energética e nas taxas de eletrificação, gestão de resíduos e atividades de reflorestamento (WINKLER *et al.*, 2002). Portanto, o foco nestas políticas é uma maneira de conciliar possíveis metas de redução com o objetivo de desenvolvimento sustentável dos países Não Anexo I.

4.3 Foco nas políticas: políticas e medidas de desenvolvimento sustentável e o MDL

Para um país como o Brasil, não pertencente ao Anexo I do Protocolo de Quioto, duas são as razões básicas para um marco setorial de créditos de carbono. A primeira razão é a possibilidade de tornar o MDL mais efetivo como instrumento de financiamento de projetos sustentáveis, ao incluir medidas e políticas de desenvolvimento que simultaneamente sejam redutoras de emissões de GEE. Viu-se também que poderia ocorrer a redução dos custos de transação, que podem ser elevados quando a unidade de análise é um projeto individual. A segunda razão se refere ao Protocolo de Quioto após 2012, existindo a possibilidade de que as negociações caminhem no sentido de que países como Brasil, China e Índia tenham que ter metas de redução de emissões. Neste evento, a identificação de PMDS que simultaneamente alcancem o objetivo de reduções líquidas é importante, pois poderia significar a continuidade do MDL se as negociações assim caminhassem. Tanto no contexto atual quanto a médio e longo prazos se torna extremamente relevante o conhecimento das políticas e medidas de desenvolvimento sustentável que possam também alcançar reduções líquidas de GEE.

A primeira questão que se coloca neste estudo é o próprio conceito de desenvolvimento sustentável, que tanto se ouve falar, entretanto carecendo de uma definição rígida. Este conceito, de acordo com a declaração por ocasião da I Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente no Rio de Janeiro (UNGA, 1992) estabelece as metas de vidas produtivas e saudáveis em um ambiente de condições econômicas e sociais melhoradas. Incluem-se a proteção e a conservação ambiental. Considerando que as circunstâncias e as prioridades diferem muito de país a país, a identificação das PMDS deve ser feita pelos países e não imposta de fora. Este passo é similar ao processo existente no MDL pelo qual cabe a cada país, por meio de sua AND, determinar se um projeto contribui ao seu desenvolvimento sustentável. Este amplo conceito permite a inclusão de benefícios de natureza social, ambiental e econômica.

Outra questão relevante se refere à própria definição de políticas e medidas que poderia incluir também atos do Poderes Executivo ou Legislativo, de natureza fiscal (taxas, impostos e subsídios), marcos regulatórios (padrões, mercados de emissão etc.) e parcerias público-privadas (PPPs). Neste ponto,

o aspecto mais relevante é que se buscam políticas e medidas que não apenas sejam promotoras do desenvolvimento sustentável, mas também, redutoras de emissões de GEE.

Enfatiza-se que o objetivo primário seria o desenvolvimento local e nacional (GOLDBERG; REID, 1999; CHANDLER *et al.*, 2002). Potencialmente, um amplo conjunto de medidas e políticas podem se enquadrar nesta classificação em diferentes setores: transporte, eficiência energética, construção, gestão de resíduos, entre outros. Há de se destacar que a definição de PMDS pode ser compatível com um nível crescente de emissões em termos absolutos. Por exemplo, os setores de transporte na China e a geração de energia na Índia mostram uma tendência acentuada de crescimento, mesmo assumindo a hipótese da adoção de tecnologias limpas.

Embora as regras vigentes no MDL tenham como unidade de análise projetos, e não PMDS, pode-se pensar em efeitos sinérgicos entre os dois conceitos. As PMDS proveriam uma base regulatória sobre a qual seriam estabelecidas linhas diretrizes para desenvolver projetos que claramente atendem simultaneamente aos objetivos de desenvolvimento sustentável e benefícios climáticos. Estes projetos continuariam a ser enquadrados no MDL. Haveria um efeito retroalimentador entre as PMDS e os projetos MDL. Ressalte-se que as regras deste mecanismo necessitariam mudar no tocante ao critério de adicionalidade. Se um projeto se enquadra em PMDS, então perderia o *status* de MDL pelas regras atuais. Como forma de superar este problema, a CQNUMC já estabeleceu linhas diretrizes sobre esta questão. Note-se também que era de se esperar que o número de projetos MDL aumentasse significativamente: por exemplo, uma política geradora de um programa de energia renovável poderia gerar vários projetos, com todas as consequências administrativas nas etapas de registro, certificação e validação, o que poderia requerer mudanças.

A expansão do MDL de projeto para um setor pode ocorrer pela implementação de uma ou mais PMDS, setores econômicos a um nível nacional ou regiões determinadas – ver Saramiego e Figueres (2002), Schmidt *et al.* (2004) e OECD (2006). Dessa forma, cria-se um forte incentivo para implementar mudanças para políticas que promovam o desenvolvimento sustentável com claros benefícios ambientais. Por outro lado, ocorreria a redução dos custos de transação, que atualmente atuam como um fator impeditivo para muitos projetos e/ou empresas.

A questão da adicionalidade, que já tem se revelado difícil de operacionalizar para um projeto individual, é fundamental para proceder a verificação das emissões evitadas e não seria nada fácil de se tratar no contexto de PMDS e setores. Impõe-se a necessidade de um novo marco de decisão para selecionar PMDS e setores a serem incluídos ou não, com base em seus efeitos climáticos, substituindo avaliações de adicionalidade pouco claras. Por exemplo, a definição de PMDS que, independentemente das circunstâncias e das motivações específicas, gerariam créditos de carbono.

4.4 ASPECTOS GERAIS SOBRE CRÉDITOS DE CARBONO SETORIAIS: LIÇÕES

Algumas conclusões emergem da experiência acumulada até a presente data e podem contribuir na elaboração das PMDS pelos diferentes países.

4.4.1 O tamanho das fontes de emissão

A experiência com os mercados de emissão sugere que o desenvolvimento de um MDL setorial deveria se concentrar em certos setores. A ideia norteadora do sistema europeu de incluir uma considerável proporção das emissões ao mesmo tempo mantendo os custos administrativos reduzidos foi responsável pela inclusão de setores como aço e ferro, cimento, papel e *pulp*, geração de energia, além de outras instalações de grande porte.

A experiência do MDL também aponta no sentido da dominância de grandes projetos geradores potencialmente de um volume elevado de créditos; de fato, como foi visto anteriormente, um número relativamente pequeno de projetos responde por elevada proporção de créditos de carbono no mecanismo.

4.4.2 O MDL como instrumento indutor de desenvolvimentos setoriais

Destacam-se alguns exemplos do MDL como elemento importante na tomada de decisões de projetos em setores determinados. De acordo com a OCDE (2007), o exemplo mais marcante se refere ao caso chinês, em que tem ocorrido a instalação de plantas industriais produtoras do gás HFC22, com o subproduto HFC23, cujo potencial de efeito estufa é muito elevado. Dos nove projetos instalados recentemente, sete estão em processo de requerer créditos de carbono, com elevada probabilidade de obtenção considerando que esta metodologia já foi aprovada.

Outro exemplo ilustrativo é dado pelo México, em que se observa a implementação de vários projetos de gestão de resíduos orgânicos agropecuários redutores de emissões do gás metano que têm tido um impacto significativo no setor.

O exemplo brasileiro mais marcante é o aumento de produção de energia elétrica a partir de fontes renováveis, em particular na indústria de açúcar, em que tem havido um aumento significativo na eficiência do resíduo de bagaço. Este setor tem se beneficiado de créditos de carbono.

De forma global, pode-se dizer que o MDL tem sido capaz de influenciar o padrão de emissões de forma localizada em alguns setores. Ainda não foi capaz de influenciar emissões em setores estratégicos, como energia e gestão de florestas. Um MDL setorial seria importante para incluir setores ainda não incluídos, que respondem a uma elevada proporção das emissões de países em desenvolvimento e têm uma tendência de crescimento esperado elevada.

4.4.3 O marco institucional: aprendendo com o MDL

A implementação do MDL requer um conjunto de instituições operantes em níveis internacional e nacional, como mostrado anteriormente. Em nível internacional, o Conselho Executivo do MDL é responsável pela certificação dos créditos de carbono. Em nível nacional, cada país participante tem sua AND que aprova os projetos MDL. Há, ainda, as empresas envolvidas na validação e na verificação dos projetos MDL (EOD), que atuam de forma a avaliar de forma independente os projetos. A mudança de um MDL baseado em projetos para um setorial não demandaria a necessidade de que o marco institucional fosse totalmente reformulado, podendo ser aperfeiçoado para as devidas mudanças no foco de análise.

5 A UTILIZAÇÃO DO MDL SETORIAL COMO INSTRUMENTO DE POLÍTICA DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

Nesta seção, indica-se de que forma um MDL setorial poderia ser utilizado para a implementação de políticas públicas no contexto brasileiro. Destaca-se o setor de saneamento, pela necessidade de elevados investimentos prioritários e urgentes. Por outro lado, viu-se que, na carteira de projetos MDL, o Brasil tem se beneficiado de projetos de aterros sanitários, que respondem pela maior parte da geração de créditos de carbono. Portanto, este setor poderia se beneficiar de forma significativa de tais créditos como mecanismo de financiamento para os elevados investimentos necessários para colocar o Brasil em patamar aceitável de padrões sanitários, em particular no que diz respeito à gestão do lixo.

Além de ser elaborado um breve panorama da situação do saneamento básico no Brasil, com foco na questão do lixo, analisam-se os principais resultados dos projetos de aterro sanitário PBGAGE e Projeto NovaGerar. A combinação deste conjunto de dados lança luz sobre como um MDL setorial poderia ser utilizado como um insumo importante na elaboração de políticas públicas brasileiras com a finalidade última de contribuir ao desenvolvimento sustentável no Brasil, em que a melhoria das condições ambientais afetando a saúde das populações é um vetor fundamental.

5.1 O setor de saneamento básico no Brasil: um panorama dos resíduos sólidos

Os resultados disponíveis mais recentes da PNSB do IBGE (2002) mostram um cenário para os resíduos sólidos bastante negativo, com o dado de que quase 60% dos municípios brasileiros ainda dispõem seus resíduos sólidos em lixões, ou seja, em aterro a céu aberto, com todas as consequências negativas para a saúde das populações locais. Neste contexto, a replicação de projetos de aterros sanitários bem sucedidos na venda de créditos de carbono, como o PBGAGE e o Projeto NovaGerar, mais adiante analisados, pode ser uma opção interessante para as prefeituras brasileiras na implementação de políticas públicas para o desenvolvimento local sustentável.

A pesquisa mais recente do IBGE (2002) mostra a destinação dos resíduos sólidos urbanos coletados com a seguinte distribuição: 47% destinam-se aos aterros sanitários; 23,3%, aos aterros controlados; 30,5%, aos lixões; 0,4%, à compostagem; e 0,1%, à triagem. A situação dos municípios mostra que a maioria ainda tem lixões. Os dados da pesquisa apontam que 59% dos municípios dispõem seus resíduos sólidos em lixões; 13%, em aterros sanitários; 17%, em aterros controlados; 0,6%, em áreas alagadas; 0,3%, em aterros especiais; 2,8% têm programas de reciclagem; 0,4%, de compostagem; e 0,2%, de incineração.¹⁰

O Diagnóstico Analítico da Situação da Gestão Municipal de Resíduos Sólidos no Brasil (2003), realizado pela Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, constata a ocorrência de um crescimento significativo no volume de resíduos sólidos, assim como na elevação dos índices de coleta no período 1989-2000. De acordo com a publicação:

Deve-se notar que houve um aumento significativo na quantidade de lixo coletada, em parte decorrente do aumento dos índices de coleta e em parte decorrente de mudanças nos padrões de consumo-se consome, por exemplo, muito mais embalagens e produtos descartáveis atualmente do que há dez anos. A massa de lixo coletada se ampliou de 100 mil toneladas em 1989 para 154 mil toneladas em 2000—um crescimento de 54%, enquanto entre 1991 e 2000 a população cresceu 15,6% (BRASIL, 2004b).

Quanto ao tratamento e à destinação final dos resíduos coletados, o quadro geral evoluiu de forma positiva nos últimos dez anos: a massa de resíduos sólidos destinada a aterros sanitários passou de 15,8% para 47,1% do que foi coletado. Isto se explica por que a maior massa de resíduos coletados está concentrada em algumas poucas cidades, justamente aquelas que têm maior capacidade técnica e econômica e substituíram nos últimos dez anos a destinação dos lixões para aterros sanitários. Já os municípios com menos de 20 mil habitantes, que eram 4.026 em 2000, depositam os resíduos em lixões em 68,5% dos casos; mas são responsáveis pela coleta de apenas 12,8% do lixo coletado no país. Importa ressaltar que a geração de lixo segue, em geral, a mesma tendência de crescimento da renda.

O panorama da situação dos resíduos sólidos é preocupante, uma vez que uma parcela significativa do lixo urbano no Brasil não é coletada nas regiões onde camadas mais desfavorecidas da população residem. A deficiência de coleta e a falta de locais apropriados para receber o lixo gerado pela população brasileira se refletem na necessidade de aumentos de gastos com saúde, pois resíduos sólidos sem tratamento contaminam o solo, são fonte de proliferação de doenças, obstruem os sistemas de drenagem e geram poluição das águas superficiais e subterrâneas.

10. Segundo o IBGE, o lixo urbano pode ter os seguintes destinos: aterro a céu aberto (lixão), aterro controlado, aterro sanitário, estação de compostagem e incineração.

Assim sendo, investir em saneamento contribui para diminuir gastos com saúde e danos ambientais. O tratamento adequado do lixo urbano deve ser visto como tendo elevada prioridade nas diferentes esferas governamentais.

A partir da análise anterior, pode-se concluir que o escopo para a replicação de projetos de aterro sanitário no Brasil é não só muito elevado, mas também apresenta uma forte tendência de crescimento. Dados mais recentes não estão disponíveis, mas, com certeza, estas tendências devem predominar.

O setor de saneamento necessita de elevados investimentos cujo financiamento nem sempre pode ser coberto pelos poderes públicos locais. Faz-se necessário encontrar alternativas de financiamento para tais áreas. O mercado de carbono apresenta uma oportunidade para o financiamento de investimentos em aterros sanitários. O processo de municipalização dos serviços de saneamento básico, incluindo nestes o manejo sustentável de resíduos sólidos, depara-se com inúmeros problemas para sua implementação adequada às necessidades urbanas crescentes (IBGE, 2002). Neste contexto, a questão do financiamento adquire importância fundamental e é relevante explorar a potencialidade de utilizarem-se créditos de carbono.

5.2 Aterros sanitários e MDL: Projeto NovaGerar e Projeto Bandeirantes de Gás de Aterro e Geração de Energia

5.2.1 Aspectos gerais

O Brasil tem se beneficiado do MDL em projetos de aterros sanitários. Viu-se que projetos de aterros sanitários destacam-se por sua elevada capacidade relativa de gerar reduções de GEE. Apenas 9% dos projetos MDL brasileiros são de aterro sanitário, gerando 24% do total de redução de emissões. Destacam-se o Projeto NovaGerar e o PBGAGE no município de Nova Iguaçu e no estado de São Paulo, respectivamente. Descreve-se sucintamente a natureza deste tipo de projeto.

A gestão da degradação da biomassa de um aterro sanitário é capaz de gerar biogás para a posterior geração de energia. O poder calorífico deste último é bastante elevado quando comparado com a lenha e o bagaço de cana, perdendo apenas para os combustíveis fósseis, tais como carvão mineral, óleo diesel, gás natural e óleo combustível.¹¹ Por outro lado, o biogás gerado na grande parte dos aterros sanitários apresenta elevada concentração de metano e de dióxido de carbono. Portanto, sua utilização para geração de energia pode potencialmente gerar créditos de carbono no MDL.¹²

11. Ver Bancor para os poderes caloríficos de cada fonte. Disponível em: <www.bancor.com.br>.

12. A EPA aponta que o fluxo de biogás e sua quantidade dependem de diversos fatores, destacando-se a massa de lixo, a profundidade do aterro, a idade e a chuva.

A captação de biogás ocorre por meio de tubos inseridos nas camadas de lixo. Este quando captado pode ter três destinos: sua queima em flares, sua conexão em sistema de transporte de gás, ou sua geração de energia no local. Nos dois últimos casos, a energia a ser produzida pode gerar receita. Os três destinos do biogás gerado podem gerar créditos de carbono, pela redução das emissões de GEE, sendo que nos dois últimos casos pode ocorrer a geração adicional pelo efeito da produção de energia substituída.

Alguns fatores comprometem a atratividade econômica na atividade de geração de energia a partir do biogás de aterros sanitários. O primeiro diz respeito à limitação física e temporal dos aterros em um contexto em que sua expansão tem um custo muito elevado. O segundo se refere à incerteza quanto ao volume de recebimento do lixo urbano, gerando insegurança quanto à receita de venda de energia. A receita de créditos de carbono pode ser elemento viabilizador deste tipo de projeto, considerando que o preço da energia tem que ser competitivo.

Estudo elaborado pelo Instituto Virtual Internacional de Mudanças Globais (ARAÚJO, 2000) mostra a importância dos créditos de carbono neste tipo de projeto. Um aterro sanitário com potência de 4,5MW, vida útil de 30 anos, gerando 35.000 MWh por ano, necessitaria de um investimento de US\$ 5 milhões a US\$ 6 milhões. A Taxa Interna de Retorno (TIR) é de 13,6%, que aumenta para 30,63% com a venda de créditos de carbono.

5.2.2 PBGAGE:¹³ antecedentes e breve descrição do projeto de aterro sanitário

O PBGAGE, localizado na região metropolitana de São Paulo (RMSP),¹⁴ é um projeto que tem como objetivo principal utilizar o lixo destinado ao aterro para a geração de energia elétrica proveniente da queima dos gases produzidos por sua decomposição.

Esse projeto tem sua vida útil operacional estimada em 21 anos, dividido em três fases de sete anos. Apenas a primeira fase é descrita nesta análise considerando as incertezas pós-2012 que afetam o MDL. A quantidade estimada de reduções de emissão de GEE do PBGAGE é de 7.494.404 tCO₂ e durante a primeira fase de crédito, que compreende o período entre 2004 e 2010.

Os participantes do PBGAGE são: como anfitrião, o Brasil; como entidade pública responsável, a Prefeitura Municipal de São Paulo; e como entidade privada,

13. Todas as informações utilizadas foram retiradas do *Formulário do DCP do Projeto Bandeirantes de Gás de Aterro e Geração de Energia*, elaborado em 2005 pela Eenergy & Biogás Energia Ambiental S/A e disponível no *website* do Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT). Além deste material, foram utilizados dados referentes ao monitoramento do PBGAGE disponíveis no *website* da United Nations Framework on Combatting (UNFCCC).

14. O Aterro Bandeirantes está localizado entre os quilômetros 24 e 26 da Rodovia Bandeirantes, que liga a cidade de São Paulo à RM de Campinas.

a Biogás Energia Ambiental S/A.¹⁵ A metodologia para certificar os créditos de carbono do projeto no âmbito do MDL aplicada ao PBGAGE é a chamada *Metodologia de linha de base consolidada para atividades de projeto de gás de aterro* (ACM0001).

Até 2003, o Aterro Bandeirantes, existente desde 1979, operou coletando o gás por intermédio de ventilação passiva, alcançando a destruição de apenas 20% do metano produzido. Com o objetivo de melhorar a gestão ambiental aproveitando ao mesmo tempo as oportunidades oferecidas pelo MDL, o PBGAGE foi a solução encontrada pela Biogás – empresa definida por meio de licitação municipal realizada pela Prefeitura de São Paulo. No aterro, foi instalado sistema de captação dos gases produzidos pela decomposição das toneladas de lixo urbano ali depositadas; deste lixo, cerca de 80% são queimados de forma a gerar energia e os 20% restantes são incinerados em *flares*, transformando-se exclusivamente em gás carbônico, cujo potencial poluidor é 21 vezes menor que o gás CH₄.

Grande parte dos gases gerados é encaminhada para a usina que funciona em seu terreno desde dezembro de 2003. O gás é coletado e transferido para esta usina pelos mesmos drenos verticais usados para sua queima, por meio de uma rede de cerca de 50 quilômetros de extensão.

Uma vez na usina, o gás é tratado, analisado e medido, de forma que se possibilite sua utilização como combustível. Uma vez que esta etapa é cumprida, é transportado como combustível para os motores, acionando o gerador que resultará na obtenção de energia elétrica. Por meio de 24 motores, a usina gera cerca de 20 MWh, que são enviados para a subestação da Eletropaulo.¹⁶ A capacidade de geração de energia está sendo explorada pelo Unibanco¹⁷ e pela Biogeração,¹⁸ proprietária dos equipamentos de geração e que aluga estes ao referido banco. A eletricidade será utilizada nas filiais do Unibanco no estado de São Paulo e o excedente de energia gerado será comercializado pela Biogeração.

5.2.2.1 Certificação e comercialização de créditos de carbono

As RCEs foram emitidas pelo Conselho Executivo do MDL como produto das atividades de redução de emissão de gás CH₄, obtidas pela implementação do PBGAGE. Este projeto foi devidamente aprovado pelo governo brasileiro em 12 de setembro de 2005, por meio da Comissão Interministerial de Mudança Global do Clima, e registrado perante o Conselho Executivo do MDL, em 20 de

15. A Biogás foi fundada em 2000 para explorar o potencial de gás de aterro no Brasil. A companhia venceu duas concorrências para explorar o gás do Aterro Bandeirantes – estudo deste projeto – e do Aterro Sanitário Sítio São João. Estes juntos recebem grande parte dos resíduos gerados na cidade de São Paulo.

16. Eletropaulo Metropolitana Eletricidade de São Paulo S/A (Eletropaulo) é a distribuidora de eletricidade da RMSP.

17. União de Bancos Brasileiros S/A (Unibanco), na condição de autoprodutor, com participação de 30% na parceria com a Biogeração.

18. Biogeração Energia S/A (Biogeração), na condição de produtor independente de energia elétrica, com participação de 70% na parceria com o Unibanco.

fevereiro de 2006, tendo como participantes originais a Prefeitura de São Paulo e a Biogás, ambas autorizadas pelo governo brasileiro a participar do PBGAGE. A prefeitura tem direito a 50% de todo o volume certificado e a outra metade cabe ao Consórcio Biogás, responsável pelo investimento no Aterro Bandeirantes. Segundo informações da UNFCCC,¹⁹ já foram emitidos pelo Conselho Executivo do MDL, desde a data inicial do PBGAGE, em 23 de dezembro de 2003, até o último monitoramento realizado com sucesso, em 30 de junho de 2008, aproximadamente 2.738.907 RCEs.

Desse total, 50% são de titularidade da Prefeitura de São Paulo e 50% são da Biogás. Além disso, cerca de 2% do total emitido ficam sob custódia da UNFCCC, representando o pagamento de uma taxa de serviço. As RCEs em posse da prefeitura já foram vendidas por meio de leilão realizado na Bolsa de Mercadorias e Futuros (BM&F). Deste volume vendido pela governo municipal, 808.450 RCEs foram comercializados no primeiro leilão realizado em setembro de 2007. O restante, cerca de 454.343 RCEs, foi apregoado no segundo leilão da BM&F, realizado em setembro de 2008. A Biogás informou que as RCEs de sua titularidade estão sendo vendidas a cada três meses diretamente ao Banco Kreditanstalt für Wiederaufbau (KfW), empresa estatal alemã, a partir de um contrato firmado entre as partes, cujas cláusulas são de natureza privada. As 808.450 RCEs foram arrematadas pelo Fortis Bank NV/SA, da Holanda, que pagou € 16,20 por tonelada de carbono. Este valor representa um ágio de 27,5% frente ao preço mínimo de € 12,70. Sendo assim, a receita da venda das RCEs de titularidade da prefeitura, provenientes do PBGAGE, atingiu aproximadamente € 13 milhões, o que representou, na época, aproximadamente R\$ 34 milhões.²⁰

Apenas em caráter ilustrativo, destaca-se que o segundo leilão realizado na BM&F negociou 713.000 RCEs. Destas, 454.343 eram provenientes do PBGAGE, relacionadas ao período de monitoramento iniciado em 1º de janeiro de 2007 até 31 de março de 2008. O restante, cerca de 258.657 RCEs, foi gerado no Aterro São João, entre 22 de maio de 2007, início da certificação deste, e 31 de março de 2008. O preço mínimo estabelecido para o segundo leilão era de € 14,20 e o preço final de venda atingiu € 19,20 por RCE, adquiridas pela *Mercuria Energy Trading*.

O montante que a administração municipal conseguiu arrecadar com a venda dos créditos de carbono destina-se a melhorias ambientais na região do aterro. Os recursos serão destinados à formação de parques lineares, à recuperação de áreas verdes e à construção de praças e áreas de lazer na região.

19. Disponível em: <<http://cdm.unfccc.int/Projects/DB/DNV-CUK1134130255.56/view>>.

20. A cotação do euro encontrava-se em aproximadamente R\$ 2,62 na época do leilão.

Entre as características do PBGAGE, destacam-se a seguir aquelas que contribuem diretamente para seu caráter sustentável: faz uso do biogás para gerar eletricidade; objetiva a queima de uma grande quantidade de CH_4 , que seria liberada na atmosfera; é considerado precursor no Brasil, o que abre precedentes para ser replicado em diferentes lugares do país; gerou empregos durante a implementação e operação do projeto; e ocorreu transferência de tecnologia, visto que a maioria dos equipamentos necessários não é encontrada no Brasil. Neste contexto, conclui-se que o PBGAGE contribui para o desenvolvimento sustentável da região e do país, o que justificou a decisão de aprovar o projeto pela Comissão Interministerial de Mudança de Clima.

5.2.2.2 Análise econômico-financeira

A análise foi feita usando o critério da TIR. Não considerando qualquer rendimento proveniente das RCEs, esta taxa foi estimada como sendo de 12,9%, valor inferior ao retorno esperado dos títulos federais na época.²¹ Portanto, a partir do resultado obtido, conclui-se que o investimento é considerado inviável financeiramente quando não é incluída a receita proveniente das vendas de carbono.

Com o objetivo de avaliar o impacto da receita das RCEs sobre a TIR, procede-se à inclusão desta fonte de receita no fluxo econômico-financeiro do projeto. Segundo informações da UNFCCC, foram certificadas 2.684.129 RCEs líquidas, isto é, já subtraindo a parcela referente à taxa da UNFCCC.²² Estas são correspondentes ao período de monitoramento de 23 de dezembro de 2003 a 30 de junho de 2008. Considerando que apenas 50% são do Consórcio Biogás, único responsável pelos investimentos no PBGAGE, foi utilizada apenas a receita proveniente destas RCEs para calcular a nova TIR,²³ de acordo com Delorme²⁴ (2008).

Cabe ressaltar que, diferentemente da Prefeitura de São Paulo, que leiloou seus créditos na BM&F, a Biogás vende as RCEs de sua titularidade a cada três meses diretamente ao banco KfW. Sendo assim, foi utilizada a data de emissão da RCE adicionada de três meses para definir-se o período em que a receita com as vendas foi contabilizada. O preço de venda não é divulgado pela Biogás, dada a natureza privada do contrato com este banco.

Delorme (2008) estima a TIR em quatro cenários distintos para o preço de venda das RCEs: € 6,00, € 10,00, € 14,00 e € 18,00.²⁵ Para converter estes valores para moeda nacional, utilizou-se a cotação média do euro em 2007; e para 2008,

21. Na análise original, foi considerada a taxa de 23% para o retorno esperado para os títulos federais.

22. Informações da UNFCCC, disponíveis em: <<http://cdm.unfccc.int/Projects/DB/DNV-CUK1134130255.56/view>>.

23. As RCEs que cabem à Biogás são 818.450 e 523.614 para os anos 2007 e 2008, respectivamente.

24. Monografia para conclusão de curso de graduação, apresentada no Departamento de Economia da Universidade Federal Fluminense (UFF), em dezembro de 2008, e orientada por Maria Bernadete Gutierrez.

25. Para converter estes valores para moeda nacional, utilizou-se a cotação média do euro em 2007; e para 2008, a cotação média até 31 de outubro. Encontrou-se então, para 2007, cotação do euro em aproximadamente R\$ 2,66; para 2008, esta ficou em R\$ 2,60.

a cotação média até 31 de outubro. Incluindo a receita das RCEs no fluxo de caixa do PBGAGE, os valores obtidos para a nova TIR são 39,6%, 56,6%, 71% e 83,0% nos quatro cenários alternativos de preço da RCE. Tendo em mente que a TIR original, isto é, sem receita de RCEs, apresenta um valor de 12,9%, conclui-se a partir dos resultados apresentados que quando a receita proveniente da venda das RCEs é agregada ao fluxo de caixa, o PBGAGE passa então a ser considerado um projeto de elevada rentabilidade, muito superior à remuneração dos títulos federais, taxa esta considerada sem risco. Há de se acrescentarem a este resultado os benefícios ambientais do projeto e, por consequência, os à saúde humana das populações vizinhas, que, por serem difíceis de quantificar por limitações metodológicas, não foram incluídos na estimação da TIR. Sua inclusão contribuiria a tornar esta taxa ainda mais elevada.

5.2.3 Projeto NovaGerar: antecedentes e breve descrição

O objetivo principal do Projeto NovaGerar²⁶ é a redução das emissões de gases de efeito estufa, principalmente o metano. Originalmente, na ocasião da análise do projeto, não se sabia se esta redução se daria por meio da geração de energia contida no biogás ou pela queima controlada do gás presente nos resíduos gerados no município de Nova Iguaçu (RJ). Em análise de custo-benefício conservadora, considerou-se apenas a queima controlada de gás sem a geração de energia.

Em 2001, a empresa de construção S/A Paulista venceu uma licitação pública promovida pela Empresa Municipal de Limpeza Urbana (EMLURB) de Nova Iguaçu para ter a concessão de 20 anos, mais 20 anos de monitoramento posterior, para administrar o lixão de Marambáia e implantar o aterro sanitário de Adrianópolis, que se localizam a 10 quilômetros do centro de Nova Iguaçu. A implantação do novo aterro sanitário e a desativação do lixão existente objetivavam aumentar o regime de coleta de lixo urbano para 90% do total gerado no município.

Inicialmente, a NovaGerar constituiu-se como uma empresa do tipo *joint venture* formada pela S/A Paulista (empresa de construção civil) e pela Ecosecurity (empresa de consultoria em finanças ambientais). Posteriormente, um banco holandês (World Bank Netherlands Clean Development Facility – WBNCDF), por meio de uma Erpa, comprou os créditos de carbono do projeto. No contrato de concessão, a S/A Paulista também se comprometeu a reabilitar o lixão de Marambáia, aberto em 1986 e encerrado em fevereiro de 2003, simultaneamente ao começo da operação de Adrianópolis.

26. A análise feita neste estudo do NovoGerar é a original, ou seja, a apresentada para efeitos da Comissão Interministerial e o Conselho Executivo da ONU. Os dados primários encontram-se disponíveis no *website* do MCT. Este projeto atualmente ampliou-se em relação ao original e nem todas as informações são públicas, considerando-se a forma de comercialização dos créditos de carbono por meio de uma Emissions Reduction Purchase Agreement (Erpa).

O projeto exigiu investimentos em canalização de gás, sistema de drenagem de chorume e *flares* para a queima controlada do biogás, e, considerando-se a possibilidade de geração posterior de energia, seria necessária a instalação de plantas modulares de geração de eletricidade e geradores de energia em cada uma das localidades. Os investimentos para a obtenção de energia só ocorreriam em etapa posterior se o preço de energia fosse compensador. Na época em que o projeto foi aprovado, esperava-se que a geração de energia e a queima dos gases por meio de *flares* reduzissem as emissões de GEE em 14,072 milhões de toneladas de CO₂ equivalentes nos 21 anos seguintes. Além disso, era esperado que a realização do projeto em questão iria evitar a geração de energia que poderia ser produzida por meio de combustíveis fósseis, na medida em que determinada quantidade da energia limpa seria produzida e vendida localmente. Vale ressaltar que estas reduções por este tipo de energia não foram consideradas no projeto MDL original para o Projeto NovaGerar, pelas considerações de preço da energia *vis-à-vis* investimentos adicionais necessários.

O efeito positivo causado na saúde e no bem-estar da área local é a principal externalidade positiva do projeto, visto que o chorume passa a ser tratado e deixa de afetar a qualidade da água da região. O projeto também tem um impacto positivo, ainda que modesto, no nível de emprego local. Além disso, como condição da licença municipal, o Projeto NovaGerar deve doar aproximadamente 10% da eletricidade que viesse a ser gerada no local para o município de Nova Iguaçu, que tem de utilizar tal benefício para a iluminação pública em geral.

5.2.3.1 Certificação e comercialização dos créditos de carbono

A venda de créditos de carbono ocorreu sem sua certificação final a um valor de € 3,35 por tonelada. A elevação do preço dos créditos de carbono, ocorrida no mercado internacional com a entrada oficial em vigor do Protocolo de Quioto e do mercado europeu, motivou a renegociação do contrato de compra e venda de reduções de emissão firmado com o governo da Holanda, considerando-se que o preço original tornou-se muito aviltado. Na nova Erpa, o preço do crédito de carbono foi renegociado, valor este de natureza privada. Sabe-se, entretanto, que com risco de não certificação inerente em uma Erpa, o preço negociado deve ter se situado bem abaixo do preço de mercado.

5.2.3.2 Análise econômico-financeira

Barros (2006) estima a TIR do Projeto NovaGerar em 50%, considerando-se o período 2005-2022 com base no valor de € 3,35 para a tonelada de carbono, de acordo com o contrato original. Se se considerar a renegociação do preço de carbono, de valor desconhecido, mas com certeza superior, esta taxa seria mais elevada.

O autor também considera cenários alternativos – atraso na produção de RCEs, flutuações cambiais, risco Brasil etc. Em particular, destaca-se o cenário em que o Brasil perca o *status* de país isento de compromisso de redução após 2012, o que implica na perda das RCEs correspondentes ao período 2013-2022. Este cenário também poderia corresponder à situação em que se tornassem legislação ambiental no Brasil a canalização e o tratamento do biogás em aterros sanitários; portanto, o projeto perdendo seu caráter adicional. Neste caso, sua TIR passa a ser de 44%, o que atesta a solidez do projeto. Barros (2006) também enfatiza que sem a receita da venda das RCEs não seria viável incorrer nos custos e nas despesas para a redução de emissão de GEE, uma vez que não havia a exigência contratual neste sentido e o valor presente líquido seria negativo, da ordem de R\$ 10,3 milhões, no período 2005-2022, a uma taxa de desconto de 10%. Portanto, pode-se concluir que o MDL viabilizou o Projeto NovaGerar, apresentando uma rentabilidade elevada, até mesmo considerando o preço reduzido do carbono originalmente negociado. Se os benefícios ambientais e sobre a saúde humana fossem incluídos, a TIR do projeto seria muito mais elevada, de forma similar ao PBGAGE.

5.2.4 Análise comparativa dos projetos

Ainda que os dois projetos de aterros não sejam estritamente comparáveis, dadas suas especificidades – um já existia e o outro, não –, alguns pontos importantes comuns emergem. Ambos contribuíram a melhorar a gestão dos resíduos nas áreas servidas, com todas as externalidades positivas sobre a saúde humana e todos os impactos positivos sobre o meio ambiente. Considerando a situação da gestão do lixo no Brasil de acordo com o IBGE, haveria um amplo campo potencial de replicação de projetos deste tipo.

No caso do PBGAGE, a análise econômica elaborada por Delorme (2008) mostra que a venda de RCEs foi importante para aumentar a rentabilidade do projeto, enquanto Barros (2006) estima que no Projeto NovaGerar a venda de RCEs viabilizou o componente de mitigação do biogás gerado no novo aterro e no lixão desativado. Este aspecto mostra a importância do MDL como mecanismo relevante para o Brasil.

Com respeito à forma de comercialização das RCEs, observa-se o preço significativamente mais elevado no caso do PBGAGE, explicável em parte pelo fato de tratar-se de reduções já certificadas, não sendo o caso do Projeto NovaGerar, no qual se optou pela venda antecipada por intermédio de uma Erpa, em que os riscos oriundos da não certificação são transferidos para o comprador. A diferença no preço obtido é muito elevada – em torno de € 12,00 –, o que levanta a dúvida se não é excessivo este prêmio. Com certeza, haveria espaço para criarem-se mecanismos que pudessem reduzir o reconhecimento nesta não certificação. Ainda assim, a venda de RCEs no projeto o viabilizou, e este é um ponto importante.

Destaca-se também nos dois casos o papel fundamental desempenhado pelas PPPs no êxito dos dois projetos. Por um lado, a falta de recursos disponíveis na maioria das prefeituras para bancar elevados investimentos inviabiliza este tipo de projeto. Por outro lado, as incertezas originadas de um aterro sanitário que dependem do volume de lixo recebido também impedem que o setor privado seja o único empreendedor neste caso. A PPP teve um papel decisivo para tornarem-se possíveis os projetos analisados neste estudo.

No Brasil, permanecem enormes carências no setor de saneamento básico, em particular no tratamento de lixo. Há a necessidade da formulação e da implementação de políticas públicas para a melhor gestão do lixo. Apesar de a Constituição Federal de 1988 (CF/88) ter devolvido poderes aos municípios nesta atividade, permanece a necessidade de uma política pública nacional de controle de gases de lixo que estabelecesse diretrizes para o desenvolvimento de projetos de gestão de lixo ambientalmente corretos, com todas as implicações sobre a saúde das populações locais. Existem elementos que podem ajudar o alcance deste objetivo: *i*) a cooperação entre os diferentes níveis de governo; *ii*) as PPPs; e *iii*) o MDL na viabilização de projetos. O desenvolvimento de um mecanismo deste tipo programático e setorial na gestão de lixo classifica-se como uma PMDS que promove o desenvolvimento sustentável local e contribui a mitigar reduções de GEE.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A maior utilização do MDL poderia ser elemento importante para viabilizar projetos ou políticas públicas que contribuam ao desenvolvimento brasileiro sustentável. O setor de saneamento básico, em particular o de tratamento de lixo, apresenta elevada potencialidade para a utilização de um MDL setorial devido às seguintes características: *i*) o tamanho do projeto; *ii*) a experiência acumulada por projetos de aterro sanitário exitosos no MDL; *iii*) a metodologia de linha de base já utilizada; e *iv*) a necessidade de alternativas de financiamento no setor. Um MDL setorial para o tratamento de lixo em nível nacional reduziria enormemente os custos de transação dos projetos, viabilizando projetos que não seriam viáveis na ausência dos créditos de carbono.

De acordo com Barros (2006), dos 5.612 municípios brasileiros, 100 teriam condições de implementar projetos similares ao Projeto NovaGerar. Abstraindo-se das condições específicas locais e considerando-se que as negociações de venda das RCEs fossem feitas pelo mesmo preço do carbono deste projeto, o total de redução de emissões de carbono seria de 807,6 milhões de toneladas, gerando uma receita bruta estimada de € 2,7 bilhões. Considerando-se o preço aviltado de crédito de carbono no caso deste projeto pelo fato de ter sido vendido antes da certificação – 3,35 originalmente –, esta receita se eleva a € 12,9 bilhões se o preço fosse o mesmo do obtido no PBGAGE.

Quanto aos demais municípios, a despeito do fato de não produzirem lixo em volume suficiente para justificar investimentos maiores em aterros, também é possível pensar em alternativas que promovam o desenvolvimento sustentável ao mesmo tempo ajudando a mitigar os GEE. Dada a diversidade de cada município, não é possível estabelecer políticas setoriais uniformes sem maiores informações. Dada a natureza do problema, caberia a cada município melhor investigar suas opções concretas de melhor gestão de lixo, o que poderia se integrar a outras políticas. Vale lembrar que, em muitos municípios, a precariedade dos órgãos ambientais é elevada, o que faz que o governo federal deva ter uma política proativa. Neste sentido, o Projeto Brasil Municípios poderia ser um instrumento importante para capacitarem as prefeituras a definir estratégias de gestão do lixo que sejam eficientes e eficazes, levando em conta as especificidades locais e ao mesmo tempo se beneficiando de cooperação relevante com outros municípios.²⁷

Como mínimo, pode ser estabelecido que as seguintes diretrizes continuam a valer: examinar o potencial de geração de energia a partir do lixo; estudar as estações de transferência para outros aterros ou em um mesmo estado ou interestadual; verificar a viabilidade de aterros; explorar as PPPs; e cooperar com outros níveis de governo. Um MDL programático e/ou setorial seria muito importante neste contexto, ao reduzir os custos de transação, e também seria um importante fator para implementar políticas de desenvolvimento sustentável, ao mesmo tempo contribuindo a reduzir emissões de GEE.

Nesta etapa, um universo de projetos e políticas de desenvolvimento sustentável poderia ser enquadrável em MDL setorial, contribuindo ao desenvolvimento sustentável brasileiro. O foco é em projetos/políticas que na verdade são complementares e, em alguns casos, podem chegar a se confundir. Como ilustrativo do dito, o projeto de aterro sanitário, por sua relevância, está também associado a políticas de saneamento.

Cabe destacar que, na formulação e na implementação de um MDL setorial, não existem regras gerais aplicáveis em todos os contextos. Cada caso requer uma análise cuidadosa do arranjo institucional adequado, assim como das políticas mais eficazes no alcance das metas pretendidas. Foi visto na seção 4.4 que a elaboração deste mecanismo deve incorporar as principais lições derivadas da experiência acumulada dos créditos de carbono setoriais em outros países: o tamanho das fontes de emissão; a formulação de políticas setoriais de forma integrada com políticas ambientais; e o fortalecimento das instituições já existentes no MDL, em particular a Comissão Interministerial de Mudança Global do Clima.

27. O Brasil Municípios é um acordo de cooperação entre o Brasil e a UE, tendo o Banco Interamericano de Desenvolvimento (BID) como responsável pela direção executiva do projeto. Trata-se de um projeto de capacitação institucional para dotar os municípios mais carentes a elaborar planos de ação de interesse das administrações locais. O Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão (MPOG) é o organismo governamental brasileiro responsável pela direção estratégica do projeto.

REFERÊNCIAS

- ARAÚJO, M. S. M. **Relatório de análise do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo**, 2000. Disponível em: <www.ivig.coppe.ufrj.br/doc/resumo-mdl.pdf. cesso>. Acesso em: 9 dez. 2009.
- ATKINSON, S.; TIETENBERG, T. Market failure in incentive-based regulation: the case of emissions trading. **Journal of Environmental Economics and Management**, 1991.
- BANCO MUNDIAL (BIRD). **State and Trends of the Carbon Market 2005**. Washington DC, 2005.
- _____. **State and Trends of the Carbon Market 2006**. Washington DC, 2006.
- _____. **State and Trends of the Carbon Market 2007**. Washington DC, 2007.
- _____. **State and Trends of the Carbon Market 2008**. Washington DC, 2008.
- BARROS, D. **Modelagem financeira para projetos de tratamento de resíduos sólidos no Brasil, com base no MDL do Protocolo de Quioto**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Coppead, Rio de Janeiro, 2006.
- BIOCOMBUSTÍVEL sólido é alternativa para o ferro-gusa. **Valor Econômico**, 6-8 fev. 2009.
- BRASIL. Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT). **Protocolo de Quioto à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima**. Brasília, 1998.
- _____. Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT). **Comunicação nacional inicial do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima**. Brasília, 2004a.
- _____. Ministério das Cidades (MCidades). Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS). **Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos, 2002**. Brasília, 2004b.
- _____. Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT). **Status atual das atividades de projeto no âmbito do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) no Brasil e no mundo**: compilação de 30 de setembro de 2008. Brasília, 2008.
- BROWNE, J. *et al.* **Getting on Track: Finding a Path for Transportation in the CDM**. Manitoba: International Institute for Sustainable Development, 2004.
- COMISSÃO ECONÔMICA PARA AMÉRICA LATINA E CARIBE (CEPAL). **El Mercado de carbono en América Latina y El Caribe: Balance y Perspectivas**. Santiago de Chile, 2004.

CHANDLER, W. *et al.* **Climate Change Mitigation in Developing Countries: Brazil, China, India, Mexico, S. Africa, and Turkey**, Pew Centre on Global Climate Change. Report Prepared for the Pew Center on Global Climate Change. Washington, DC, Oct. 2002.

DE GOUELLO, C.; COTO, O. Transaction Costs and Carbon Finance Impact on Small-Scale CDM Projects. **PCFPlus Report**, n. 14, 2003.

DELORME, A. **Mercado de carbono e o mecanismo de desenvolvimento limpo: um panorama geral das atividades no seu âmbito no Brasil e no mundo**. 2008. Monografia (Bacharelado) – Universidade Federal Fluminense, Departamento de Economia, Niteroi, dez. 2008.

ECONERGY; BIOGÁS ENERGIA AMBIENTAL S/A. **Bandeirantes Landfill Gas to Energy Project**. Project Design Document, 2005.

ECOSECURITIES LTD. **NovaGerar Landfill Gas to Energy Project**. Project Design Document, 2004.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **The US Experience with Economic Incentives for Protecting the Environment**. Washington, DC, 2001.

_____. **Turning a Liability into an Asset: Landfill Gas-to-Energy Project Development Handbook**. Washington, DC, 1996.

GOLDBERG, I.; REID, W. (Ed.). **Promoting Development while Limiting GHG Emissions**. New York: UNDP, World Resources Institute, 1999.

GUTIERREZ, M. B. **A equidade nas negociações internacionais entre países desenvolvidos e em desenvolvimento para a redução dos gases do efeito estufa: principais critérios e implicações**. Rio de Janeiro: Ipea, mar. 1998 (Texto para Discussão, n. 550).

HAHN, R. Market Power and transferable Property Rights. **The Quarterly Journal of Economics**, v. 99, n. 4, p. 753-765, Nov. 1984.

_____. Economic Prescriptions for Environmental Problems: How the Patient Followed the Doctor's Orders. **Journal of Economic Perspectives**, 1989.

HAHN, R.; HESTER, G. Marketable permits: lessons for theory and practice. **Ecological Law Quarterly**, 1989.

IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, 2000**. Rio de Janeiro, 2002.

INTERNATIONAL EMISSIONS TRADING ASSOCIATION (IETA). **State and Trends of Carbon markets**. Genebra, 2007.

INTERNATIONAL ENERGY AGENCY (IEA). **Act Locally, Trade Globally: Emissions Trading for Climate Policy**. Paris: OECD/IEA, 2005.

INSTITUTO BRASIL PNUMA. **Comitê Brasileiro do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente**. Rio de Janeiro, 2009.

JANSSEN, J. **Risk Management of Investments in JI and CDM Projects**. Bamberg: Universität Bamberg, 2001.

MENDONÇA, M.; GUTIERREZ, M. B. **O efeito estufa e o setor energético brasileiro**. Rio de Janeiro: Ipea, abr. 2000 (Texto para Discussão, n. 719).

ORGANIZAÇÃO PARA A COOPERAÇÃO E DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO (OECD). **Taking Stock of Progress under the CDM**. Paris, 2004.

_____. **Sectoral Crediting Mechanisms for Greenhouse Gas Mitigation: Institutional and Operational Issues**. Paris, 2006.

_____. **Emissions Trading: Trends and Prospects**, Paris, 2007.

SANDOR, R. Trading gases. **Our Planet**, 1996.

_____. The role of climate exchanges in efficient pollution reduction. *In*: NABE WASHINGTON POLICY CONFERENCE. Washington, 21-22 Mar. 2005.

SARAMIEGO, J.; FIGUERES, C. A Sector-Based Clean Development Mechanism. *In*: BAUMERT *et al.* (Ed.). **Building on the Kyoto Protocol: Options for Protecting the Climate**. Washington, DC: World Resources Institute, 2002.

SCHIMIDT, J. *et al.* **Sector-Based Greenhouse Gas Emissions Reduction Approach for Developing Countries: Some Options**. Washington, DC: Center for Clean Air Policy, 2004 (Center for Clean Air Policy Working Paper).

SISTER, G. **Mercado de carbono e Protocolo de Quioto: aspectos negociais e tributação**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2008.

STAVINS, R. Transaction costs and tradable permits. **Journal of Environmental Economics and Management**, 1995.

STERN, N. **The Economics of Climate Change: The Stern Review**. Cambridge: Cambridge University Press, 2007.

UNITED NATIONS GENERAL ASSEMBLY (UNGA). Rio Declaration on Environment and Development. **Report of the UNCED**, 1992.

WINKLER, H. *et al.* Policies and measures for sustainable development. *In*: BAMBERT, K. A. *et al.* (Ed.). **Building on the Kyoto Protocol options for protecting the climate**. Washington DC: World Resources Institute, Oct. 2002, p.109-133.

PERSPECTIVAS DE REGULAMENTAÇÃO DO MERCADO DE CARBONO NO BRASIL

1 INTRODUÇÃO

Conforme a Constituição Federal de 1988 (CF/88):

Art. 170. A ordem econômica, fundada na valorização do trabalho humano e na livre iniciativa, tem por fim assegurar a todos existência digna, conforme os ditames da justiça social, observados os seguintes princípios:

(...)

VI - defesa do meio ambiente, inclusive mediante tratamento diferenciado conforme o impacto ambiental dos produtos e serviços e de seus processos de elaboração e prestação;

(...)

Art. 225. Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações.

O direito intergeracional ao meio ambiente equilibrado é um dos princípios constitucionais da ordem econômica e a todos compete o dever de defendê-lo e preservá-lo. Na contramão da sadia qualidade de vida idealizada pela CF/88, os cenários de mudanças climáticas para este século, estimados a partir dos dados científicos apresentados pelo Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clima (Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC), associam-se de forma significativa ao crescente acúmulo de gases gerados pela combustão de energias fósseis desde a Revolução Industrial. Considerando que as emissões de gases de efeito estufa (GEEs) representam a principal causa das alterações previstas nos diversos cenários para o futuro do clima do planeta Terra, a adoção progressiva de fontes de energia limpa se apresenta como uma solução crucial para o problema do aquecimento global. Outras soluções incluem a diminuição nas emissões relacionadas a mudanças no uso do solo e das florestas – com destaque para desmatamentos em florestas tropicais –, nas atividades agropecuárias e também nas emissões resultantes do tratamento de resíduos. Entre os cenários que apontam maiores prejuízos

socioambientais e econômicos ao Brasil, listam-se: *i*) agravamento da escassez de oferta hídrica no Nordeste semiárido; *ii*) perda de biodiversidade (extinção de espécies), substituição de florestas tropicais por savanas, desertificação e sanilização de terras agriculturáveis na Amazônia; e *iii*) aumento do nível do mar, com prejuízos às cidades costeiras (IPCC, 2007, p. 104).

Conquanto se considerem os níveis de incerteza associados às previsões, será fundamental fortalecer e estabelecer instituições e políticas públicas que fomentem inovação tecnológica e práticas de redução das emissões para que uma economia de baixo carbono opere com robustez a tempo de não se concretizarem esses cenários. A governança global é um aspecto vital no enfrentamento do quadro de alterações climáticas, conforme atesta o histórico de negociações desde a Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima – incorporada ao ordenamento jurídico brasileiro com *status* correspondente ao de lei ordinária por meio do Decreto Legislativo nº 1/1994. Entretanto, este artigo concentra-se nas perspectivas de soluções domésticas à instituição de um marco regulatório para o mercado de carbono no Brasil.

O primeiro acordo climático decorrente da convenção-quadro a prever metas específicas para a redução de emissões foi o Protocolo de Quioto, assinado pelo Brasil em dezembro de 1997, aprovado por meio do Decreto Legislativo nº 144/2002 e ratificado em 23 de agosto de 2002. Este adota o princípio das responsabilidades comuns, porém diferenciadas para os países signatários que, com base no seu nível de desenvolvimento e na sua contribuição histórica às concentrações atmosféricas de GEE, comprometem-se com a implementação de programas que busquem a mitigação e a adaptação dos efeitos associados à mudança climática e, nesse sentido, com a transferência de tecnologias. Entre os diversos instrumentos previstos, destacam-se três mecanismos de mercado – em lugar de medidas associadas ao poder de polícia do Estado – também denominados mecanismos de flexibilização,¹ incluindo, no pertinente à realidade brasileira, o mecanismo de desenvolvimento limpo (MDL). Fundamentado no princípio do poluidor-pagador, esse mecanismo possibilita aos países desenvolvidos – listados no Anexo I da convenção-quadro – o cumprimento de parte de suas metas de redução por meio do financiamento, nos países em desenvolvimento, de projetos que reduzam ou removam emissões de GEE associados à ação antrópica, promovendo assim o desenvolvimento sustentável nesses países a partir da adoção de tecnologias de baixa emissão ou de remoção de carbono.

1. Três tipos de mecanismos de mercado para viabilizar o atingimento de metas de redução de emissões pelos países desenvolvidos – listados no Anexo I da convenção-quadro – e a transferência de recursos aos países não listados no Anexo I, para projetos que resultem em reduções certificadas de emissões e que contribuam para o desenvolvimento de uma economia de baixo carbono são: *i*) o comércio de emissões; *ii*) a implementação conjunta; e *iii*) o mecanismo de desenvolvimento limpo.

A lógica econômica inerente ao MDL é o menor custo – para os países do Anexo I – de financiamento de reduções nos países em desenvolvimento em comparação com o custo de redução de parte de suas próprias emissões. Os projetos, avaliados sob rigoroso controle pela autoridade nacional designada, após sua aprovação, obtêm reduções certificadas de emissões (RCEs) ou créditos de carbono que correspondem ao total de GEE – em equivalentes toneladas de dióxido de carbono (CO₂) – que deixarão de ser emitidos ou que serão removidos em decorrência do projeto aprovado. As RCEs poderão então ser cedidas onerosamente a empresas de países-membros do Anexo I. Esse mercado de carbono, associado aos mecanismos de flexibilização previstos no Protocolo de Quioto, encontra-se pendente de regulamentação no ordenamento jurídico brasileiro, assim como carecem de definição as RCEs, tema que será abordado neste artigo.

Além de participar com projetos de MDL, o Brasil pode contribuir com metas voluntárias de redução de emissões. Nesse sentido, o país apresenta diversas virtudes e vantagens competitivas. Como protagonista na regulamentação dos instrumentos previstos no MDL, em 1999 – portanto antes da aprovação pelo Congresso Nacional e ratificação do Protocolo de Quioto pelo Estado brasileiro – estabeleceu-se como autoridade nacional designada (AND) a Comissão Interministerial de Mudança Global do Clima, sob a coordenação do Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT). Esse protagonismo refletiu-se em outras áreas da implementação de MDLs, conforme ilustra o capítulo 18, *O Protocolo de Quioto e sua Regulamentação no Brasil*, parte desta coletânea, indicando em síntese que temos construído o arcabouço institucional necessário ao pleno funcionamento dos instrumentos previstos para o MDL em Quioto. Além disso, ao longo do tempo decorrido desde a assinatura da convenção-quadro, o país erigiu credibilidade internacional por meio da atuação de seus negociadores nas diversas conferências realizadas sobre o tema. Em relação às fontes de energia – principal causa da alteração climática – de acordo com os dados preliminares do Balanço Energético Nacional, o Brasil possui uma matriz energética com participação significativamente maior de fontes renováveis (45,3%) em relação à média mundial (12,9%) e uma matriz de geração elétrica em que 85,4% correspondem a fontes renováveis (EPE, 2009). E ainda que mudanças no uso da terra e das florestas representem 58% das emissões de GEE por ação antrópica, conforme valores preliminares do inventário brasileiro de emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa (BRASIL, 2009a), desde 2004 as taxas de desmatamento estimadas pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (Inpe) para a Amazônia têm declinado. O patrimônio ambiental nacional, com destaque para reservas minerais e florestas tropicais “em pé” – aproximadamente 83% da Amazônia e 50% do Cerrado – coloca o país em posição privilegiada, respectivamente no direcionamento de recursos financeiros endógenos oriundos da exploração de combustíveis fósseis para

o desenvolvimento de energias limpas e na atração de investimentos de países desenvolvidos para a preservação de matas nativas por meio de mecanismos como a redução de emissões do desmatamento e da degradação florestal (REED) e o pagamento por serviços ambientais.

Enquanto essas virtudes colocam o país em posição potencialmente competitiva em relação aos demais emissores, os desafios para a regulamentação e o efetivo funcionamento de um mercado de carbono são significativos. Aos projetos de MDL têm sido associados elevados custos de transação decorrentes dos rigorosos processos exigidos até a aprovação dos projetos, o que eventualmente privilegiaria projetos de grande envergadura, que tenderiam a ser mais rentáveis em comparação a projetos de pequena escala (GUTIERREZ, 2009). Sob os aspectos institucional e normativo, a ausência de um marco regulatório é apontada como um entrave à segurança jurídica necessária para o nascente mercado de carbono (GUTIERREZ, 2007). Nas negociações sobre redução de emissões, ainda que o protagonismo brasileiro² tenha contribuído com a crescente credibilidade do país, as expectativas frustradas pelos resultados da XV Conferência das Partes (COP-15), em Copenhague, acentuaram os obstáculos ao concerto de um acordo internacional. E, mesmo que o Acordo de Copenhague³ declare, por exemplo, o reconhecimento do REED no combate às emissões por desmatamentos e pela degradação de florestas como forma de financiar a manutenção de florestas “em pé”, ainda não há previsões na convenção-quadro sobre a contabilização de remoções naturais, um instrumento que teria grande importância para um país com tamanho patrimônio florestal. Sob o aspecto energético, se na matriz brasileira preponderam fontes renováveis, à escalada recente de geração a partir de termelétricas baseadas em combustíveis fósseis – que cresceu 37,9% em 2008, segundo dados do último balanço energético nacional – associam-se problemas de emissão de poluentes – com destaque para o dióxido de carbono –, alto custo de energia e baixa eficiência (ROSA, 2007). E ainda que os biocombustíveis ocupem parcela crescente no setor de transportes, as fontes fósseis respondem por cerca de 80% da matriz desse setor (BRASIL, 2009a), situação que pode se agravar com o aumento da oferta de petróleo e dos derivados decorrentes da exploração nas camadas do pré-sal. Finalmente, para que o compromisso voluntário de reduzir de 36,1% a 38,9% as emissões de GEE até 2020 seja alcançado – conforme prevê a Lei Federal nº 12.187/2009, que instituiu a Política Nacional sobre Mudança do Clima – o desmatamento na Amazônia deverá ser reduzido em 80%

2. A título de ilustração, o país sediou a Rio 92, I Conferência Ambiental em que chefes de Estado participaram das negociações e teve como um dos principais resultados a convenção-quadro. Ainda, na III Conferência das Partes (COP-3), realizada em 1997, o Brasil propôs o MDL como um dos instrumentos de mercado do Protocolo de Quioto.

3. Firmado pelos chefes de Estados listados no corpo do acordo, ao final da COP-15. Do ponto de vista jurídico, o secretariado da convenção-quadro apenas “tomou nota” desse acordo, que assim não pode ser considerado uma decisão da COP, já que não houve consenso sobre seu conteúdo. Logo, o Acordo de Copenhague não tem *status* de tratado ou acordo internacional.

até aquele ano (INPE, 2009, p. 26). Uma meta ambiciosa a ser convertida em ações concretas e que representa parte dos imensos desafios rumo a uma economia competitiva no mercado internacional de carbono.

De que maneira o poder público pode fomentar a segurança jurídico-econômica necessária ao crescimento sustentado desse mercado, ao fortalecimento das potencialidades brasileiras e à superação dos muitos obstáculos? Esta é a pergunta que se busca responder ao longo deste capítulo. Na seção 2, avaliam-se as dificuldades inerentes a um acordo internacional para redução de emissões e o potencial de fracasso quando países com maior poder nas negociações o consideram inadequado. Diante dessa realidade, propõe-se a busca de soluções domésticas que fomentem um mercado de baixas emissões, que atenda ao interesse público com base nas previsões da Constituição Federal e que fortaleça a racionalidade econômica associada a esse mercado. Na seção 3, trata-se de experiências na União Europeia, nos Estados Unidos e na China, com o objetivo de avaliar o eventual aproveitamento para o caso brasileiro de parte das regulamentações adotadas, assim como o seu impacto sobre o mercado de carbono doméstico. Na seção 4, apresentam-se as principais normas em trâmite no Congresso Nacional pertinentes à regulamentação do mercado de carbono e seus mais recentes desdobramentos; além disso, analisam-se iniciativas estaduais, com foco na política de mudanças climáticas do estado de São Paulo. Na seção 5, trata-se da definição da natureza jurídica das reduções certificadas de emissões, das implicações de seu comércio e dos eventuais impactos associados à sua tributação sob a perspectiva do poder público. Finalmente, a última seção apresenta conclusões articuladas acerca das perspectivas de regulamentação, com foco na consecução das previsões constitucionais atinentes ao dever do Estado e da coletividade de defender e preservar o meio ambiente para as presentes e as futuras gerações e na busca de um contexto regulatório que confira a robustez e a segurança jurídico-econômica necessárias às decisões de investimento pelo mercado.

2 DAS DIFICULDADES DE UM ACORDO INTERNACIONAL PARA A REDUÇÃO DE EMISSÕES E DAS POTENCIALIDADES DE SOLUÇÕES DOMÉSTICAS

Negociações destinadas à assinatura de acordos internacionais sob a égide da Organização das Nações Unidas (ONU) tais como as vinculadas à convenção-quadro, constituem uma árdua tarefa, dadas as limitações impostas pelo processo consensual exigido e a diversidade de interesses das nações signatárias desta convenção. Nações que incluem os grandes produtores de combustíveis fósseis – tendentes, portanto, a dificultar acordos de redução de emissões –, os principais emissores no contexto atual e histórico – e que, em geral, têm maior poder de influenciar as decisões –, e estados como Tuvalu que, sem peso relevante no contexto político-econômico mundial, representam as nações sujeitas aos mais iminentes

cenários de elevação do nível dos oceanos. Além disso, um acordo climático envolve profundas alterações nos padrões de consumo e produção e, portanto, atinge o cerne das economias mundiais. Esses elementos explicam parte do fracasso da última Conferência das Partes (COP-15), realizada em Copenhague. Essa detém competência decisória, por exemplo, em relação ao não cumprimento das metas acordadas. Contudo, a dificuldade em se implementar medidas punitivas pelo não atingimento dessas metas surge como outro componente das restrições a um concerto climático global.

É fato que o Protocolo de Quioto inovou em termos dos mecanismos de flexibilização e, no caso brasileiro, promoveu o país como um dos maiores beneficiários desse instrumento de mercado. Entretanto, o não cumprimento de parte das metas por países do Anexo I no primeiro período de cumprimento – que devem, pelas regras atuais, ser transferidas para o segundo período do protocolo – e a ausência dos Estados Unidos entre as partes que o ratificaram (MANNE; RICHELIS, 2004) lançam “nuvens negras” sobre o seu futuro. De fato, boa parte da imprensa mundial alardeia – e a imprensa brasileira reitera – por exemplo, que o Protocolo de Quioto expira em 2012, quando de fato esse ano corresponde ao fim do primeiro período de atingimento das metas acordadas. Enquanto o horizonte permanece nebuloso para um acordo internacional, dadas as dificuldades apresentadas, o Brasil não precisaria aguardar passivamente o estabelecimento de novas metas globais. Mesmo que o país não tenha obrigações quantificadas de redução, uma série de programas que integrem metas voluntárias e projetos de MDL pode promover considerável diminuição e remoção de emissões.

Tratar de propostas para regulamentação de um mercado de carbono no Brasil implica que a importância econômica e socioambiental das florestas esteja no centro do debate, já que atualmente 76% das emissões de CO₂ originam-se de mudanças no uso da terra e das florestas. Povos indígenas que habitavam o Brasil no aportar das primeiras naus europeias usavam o fogo para abrir clareiras onde então plantavam suas roças. A limpeza da terra pela coivara foi prática agrícola adotada também pelos colonizadores; contudo, importa questionar os motivos da utilização de técnica tão rudimentar na literal combustão de nossas florestas até os dias atuais e estabelecer políticas públicas para diminuir os índices de desmatamento registrados principalmente na Amazônia Legal e no Cerrado. Enquanto a savana brasileira representa um dos principais biomas mundiais – já que o Cerrado e a Mata Atlântica estão classificados como *hotspots* mundiais de biodiversidade, dada sua elevada riqueza de espécies endêmicas e o grau de ameaça em que se encontram (HERTWICH; PETERS, 2009) – a maior parte dos estudos e das ações de monitoramento concentra-se na Amazônia. E os dados produzidos a partir

dessas atividades indicam que as florestas não perturbadas da Amazônia atuam como um grande sumidouro do carbono emitido na atmosfera (NOBRE; NOBRE, 2002). Além disso, a vegetação amazônica tem papel fundamental na regulação dos ciclos de chuvas em regiões que respondem por considerável parcela da produção agrícola, Sudeste e Centro-Oeste. Ao mesmo tempo, modelos de simulação de desmatamentos na bacia Amazônica projetam, com base em um pior cenário de acordo com o modelo atual de desenvolvimento, a perda até meados do século de até 40% dos 5,4 milhões de km² de área florestal ainda existentes (SOARES-FILHO *et al.*, 2005). Políticas públicas tais como o Programa Bolsa Floresta, adotado pela Secretaria de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável do estado do Amazonas, apontam soluções que têm obtido sucesso ao combinar o envolvimento de comunidades locais – altamente dependentes dos recursos da floresta – com a manutenção da floresta “em pé” (VIANA, 2002). Para que obtenham sucesso, contudo, arranjos institucionais locais associam-se fortemente à percepção das comunidades sobre sua autonomia em realizar o uso e o monitoramento dos recursos da floresta. Nesse sentido, políticas sustentáveis de uso desses recursos dependem do engajamento das comunidades, das organizações da sociedade civil, dos municípios em debates e das negociações acerca das regras para manejo, assim como do grau de comprometimento com as regras acordadas e com as normas vigentes no ordenamento jurídico (TUCKER; OSTROM, 2009).

O fato é que a perda de florestas nativas, principalmente devido às queimadas – como no caso brasileiro – tem duplo efeito nefasto: *i*) lançamento de vastas quantidades de GEE na atmosfera; e *ii*) fim do efeito de sumidouro proporcionado pelas áreas florestadas, atualmente umas das formas mais baratas de remoção de carbono atmosférico, por meio de sua assimilação como massa vegetal. Dessa maneira, o pagamento por serviços ambientais e a utilização de mecanismos de mercado destinados a promover a manutenção de florestas nativas apresentam-se como importantes instrumentos do poder público. Há regulamentações importantes a serem realizadas nesse sentido, a exemplo da Cota de Reserva Florestal (CRF) – título representativo de vegetação nativa sob regime de servidão florestal – prevista pelo Art. 44B da Lei nº 4.771/1965 (Código Florestal), um instrumento de mercado que reduziria o custo privado de manutenção da reserva legal em uma propriedade rural. Por outro lado, inovações legislativas recentes implementaram o dever de remunerar os que prestarem serviços ambientais. Como exemplo, a Lei nº 12.114/2009 que criou o Fundo Nacional sobre Mudança do Clima, estabelece a dotação de recursos para apoio a projetos ou estudos e financiamento de empreendimentos que visem à mitigação e à adaptação aos efeitos da mudança climática, incluindo “pagamentos por serviços ambientais às comunidades e aos indivíduos cujas

atividades comprovadamente contribuam para a estocagem de carbono, atrelada a outros serviços ambientais” e “recuperação de áreas degradadas e restauração florestal, priorizando áreas de Reserva Legal e Áreas de Preservação Permanente e as áreas prioritárias para a geração e garantia da qualidade dos serviços ambientais” (BRASIL, 2009b). Em termos de perspectivas mais específicas, o Executivo federal apresentou, em junho de 2009, o Projeto de Lei da Câmara (PLC) nº 5.487/2009, que institui a Política Nacional dos Serviços Ambientais e o Programa Federal de Pagamento por Serviços Ambientais, tendo como um dos fundamentos a redução de emissões nacionais e o sequestro de carbono emitido. Contudo, esse projeto não foi objeto de votação pelas comissões pertinentes da Câmara dos Deputados até o início de 2010.

Enquanto as mudanças no uso do solo e das florestas respondem por 58% da emissão de gases de efeito estufa,⁴ a agropecuária e a produção de energia são responsáveis, respectivamente, por 22% e 16% dessas emissões no Brasil (BRASIL, 2009a). Assim, é fundamental que se defina o sentido que a sociedade brasileira pretende impor ao futuro de suas emissões, por meio dos arcabouços jurídico, institucional e tecnológico necessários à regulamentação e ao efetivo funcionamento de um mercado de carbono que fomente tanto a substituição por fontes limpas dos componentes fósseis de nossa matriz de energia quanto às práticas agrícolas que possibilitem redução de emissões e sequestro de carbono.

Da parte do Legislativo federal, em relação às práticas agrícolas sustentáveis, a Comissão de Meio Ambiente, Defesa do Consumidor e Fiscalização e Controle do Senado Federal aprovou, em 2009, o Substitutivo ao PLC nº 78/2008 – que, a partir dessa alteração, institui a Política Nacional de Integração Lavoura-Pecuária – para fomentar, sem a necessidade de desmatamentos, a utilização de áreas agrícolas degradadas que somariam, segundo a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), 30 milhões de hectares nos próximos cinco a dez anos, conforme texto da justificativa propositiva dessa matéria.

Quanto à adoção de energias limpas, a Comissão Especial da Câmara dos Deputados incumbida da apreciação conclusiva do PLC nº 630/2003 – que estabelece incentivos à produção de energia a partir de fontes alternativas renováveis e biocombustíveis e institui o Fundo Nacional para Pesquisa e Desenvolvimento das Fontes Alternativas Renováveis – aprovou o parecer, em 21 de outubro de 2009, e a matéria deverá seguir à deliberação do Senado Federal, como casa revisora. Tramita também no Congresso o Projeto de Lei do Senado (PLS) nº 311/2009, que institui o Regime Especial de Tributação para o Incentivo ao Desenvolvimento e à Produção de Fontes Alternativas de Energia Elétrica (Reinfa) e estabelece

4. Como já mencionado, ao se considerar apenas o dióxido de carbono (CO₂), as mudanças no uso do solo e das florestas, incluindo os desmatamentos, respondem por 76% das emissões desse gás.

medidas de estímulo à produção e ao consumo de energia limpa. O PLS aguarda decisão terminativa pela Comissão de Assuntos Econômicos do Senado Federal para, então, seguir à deliberação da Câmara dos Deputados.

No tocante à regulamentação específica do mercado de carbono no Brasil, que inclui a definição jurídica das RCEs, as seções 4 e 5 tratarão do tema. Os exemplos mencionados acerca do potencial de redução das emissões com base em soluções domésticas refletem a transição necessária para uma economia de baixo carbono, a despeito das imensas dificuldades inerentes a um acordo internacional. De outra parte, analisar o estado atual dessa regulamentação em outras nações pode contribuir com a sua efetiva implementação no Brasil.

3 EXPERIÊNCIAS INTERNACIONAIS

As iniciativas de regulamentação do mercado de carbono promovidas nos Estados Unidos, na União Europeia (UE) e na China, que representam os três maiores emissores mundiais de GEE, foram selecionadas para análise. De acordo com o último inventário divulgado pela ONU, os Estados Unidos e a UE emitiram, em 2007, respectivamente, 37% e 23% do total contabilizado para os países integrantes do Anexo I da convenção-quadro; seguidos pela federação Russa, com 12% (UNFCCC, 2007). Os primeiros inventários encaminhados pelos países que não compõem o Anexo I indicaram que, para 1994, a China e o Brasil responderam, respectivamente, por 31% e 12% dos GEE; a Índia era o terceiro colocado nesse grupo, com aproximadamente 10% dos gases emitidos pelos países em desenvolvimento⁵ (UNFCCC, 2005). Considerando apenas a emissão de CO₂ a partir de combustíveis fósseis em 2006,⁶ essas nações respondem pelas seguintes frações mundiais: União Europeia (23%), China (22%), Estados Unidos (20%), Rússia (5,5%), Índia (5%) e Brasil (1,2%).⁷ A posição brasileira em relação ao dióxido de carbono emitido a partir de fontes fósseis fundamenta-se em uma de nossas maiores vantagens competitivas: o predomínio de fontes renováveis na matriz energética. Todavia, dados preliminares do Inventário Brasileiro de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa⁸ – que em 2011 subsidiará

5. Os inventários dos países do Anexo I e Não Anexo I, divulgados pela convenção-quadro, apresentam diferenças em relação aos tipos de gases inventariados, contudo os três gases responsáveis por 88% do efeito estufa estão incorporados nos dois levantamentos: dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O). Os dados incluem emissões associadas às alterações no uso da terra.

6. Dados do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente, disponíveis em: <<http://geodata.grid.unep.ch/>>.

7. As posições dos maiores emissores são completamente diferentes quando se consideram, em vez de dados absolutos, as emissões *per capita* anuais de GEE em toneladas de CO₂ equivalentes (HERTWICH; PETERS, 2009). Brasil (4,1 ton. CO₂ eq./ hab.), China (3,1 ton. CO₂ eq./ hab.) e Índia (1,8 ton. CO₂ eq./ hab.) posicionam-se bem atrás dos líderes em emissão *per capita*: Luxemburgo (33,8 ton. CO₂ eq./ hab.), Hong Kong (29,0 ton. CO₂ eq./ hab.), Estados Unidos (28,6 ton. CO₂ eq./ hab.), Cingapura (24,1 ton. CO₂ eq./ hab.) e Austrália (20,6 ton. CO₂ eq./hab.).

8. Audiência pública do ministro da Ciência e Tecnologia realizada na Comissão de Meio Ambiente, Defesa do Consumidor e Fiscalização e Controle do Senado Federal, em 25 de novembro de 2009.

a II Comunicação Nacional à convenção-quadro – indicam que o país emitiu, em 2004, cerca de 2 gigatoneladas (Gt) de CO₂ equivalentes, o que representa 4% do total mundial, considerando não só o CO₂ mas todos os gases geradores do efeito estufa. Além disso, de 1990 a 2005 houve um crescimento significativo de emissões com destaque para: *i*) os setores de energia – com 67% de aumento na geração a partir de combustíveis fósseis; *ii*) as mudanças no uso da terra e das florestas (70%) – em especial desmatamentos na Amazônia e no Cerrado; e *iii*) o tratamento de resíduos (77%). Fica patente que o Brasil não deveria descuidar-se na adoção de políticas públicas que o direcionem a uma economia “verde”. Nesse aspecto, talvez o país com maior relevância no tema seja os Estados Unidos.

A crítica à atuação americana na COP-15 relega a segundo plano um dos mais importantes movimentos nas negociações sobre mudanças climáticas em tempos recentes: o retorno dos Estados Unidos às tratativas internacionais. Em termos de política interna, um dos principais desdobramentos é o trâmite no Congresso dos Estados Unidos do Projeto de Lei Waxman-Markey Bill,⁹ denominado Ato Americano de Energia Limpa e Segurança Energética de 2009. Atualmente, após deliberação pela câmara dos representantes, encontra-se no Senado, com votação sujeita a restrições impostas por recente alteração na composição da base de apoio ao governo. Para sua aprovação, é necessário o apoio de, no mínimo, 60 dos 100 senadores. Além das limitações associadas a mudanças na base parlamentar, o acordo de Copenhague não estabeleceu metas impositivas de redução, o que amplia as dificuldades no sentido de os legisladores americanos aprovarem uma lei que estabeleça tais limites, enquanto no plano internacional essa obrigação não foi assumida. Cabe ressaltar que, tendo celebrado a convenção-quadro, os Estados Unidos até o momento não aderiram ao Protocolo de Quioto. Por sua vez, o Waxman-Markey Bill regula as principais questões associadas à transição dos Estados Unidos para uma economia de baixas emissões. O projeto define políticas públicas para fomentar a produção de energias limpas e o aumento da eficiência energética e incorpora compensações relacionadas a atividades agrícolas e florestais. Entre as diversas medidas previstas estão: *i*) criar padrões combinados de eficiência energética e geração renovável de eletricidade, ao exigir que os fornecedores de energia no varejo providenciem 20% de sua demanda energética, até 2020, por meio de fontes renováveis e economia energética; *ii*) estabelecer plano estratégico para otimizar a produtividade energética nacional em pelo menos 2,5% anualmente até 2012 e manter esse ritmo até 2030; e

9. Acesso aos projetos de lei por meio da biblioteca do Congresso dos Estados Unidos, disponível em: <<http://thomas.loc.gov>>. A denominação dos projetos se refere ao nome dos autores da iniciativa.

iii) implantar um sistema de *cap and trade*¹⁰ para as emissões de GEE e estabelecer metas de redução, até 2050, em até 83%, com base nos níveis de 2005. Uma das previsões mais inovadoras estabelece um programa de incentivos, na forma de permissões de emissões, para atividades de sequestro de carbono, incluindo aquelas que previnam alterações no uso do solo de que resultem emissões. Também inova a possibilidade de geração de créditos de carbono oriundos de reduções associadas a práticas agrícolas e florestais. Uma previsão incluída pela câmara dos representantes estabelece restrições para importações, a partir de 2020, de bens manufaturados em países que não adotem medidas para diminuir emissões associadas ao aquecimento global e, como uma das exigências, determina que o setor produtor no país exportador deverá ter uma intensidade de emissões menor ou igual à estabelecida para o mesmo setor nos Estados Unidos.

Além do Waxman-Markey Bill, tramita no congresso estaduniense o Boxer-Kerry Bill, denominado Ato Americano de Energia e Empregos Verdes, apresentado no Senado dos Estados Unidos e apreciado pela Comissão de Meio Ambiente e Obras Públicas daquela casa em novembro de 2009. Ainda que só tenha tramitado no Senado – ao passo que o Waxman-Markey Bill já foi apreciado pela câmara dos representantes – tem como um dos autores o senador John Kerry, democrata com grande poder de negociação no Congresso Americano. Esse projeto estabelece meta de redução em 20% das emissões até 2020, em relação aos níveis de 2005, e prevê um sistema *cap and trade* doméstico. Outras medidas incluem uma estratégia nacional para captura e sequestro de carbono; metas e padrões de redução de emissões no setor de transportes; políticas coordenadas para certificação do armazenamento geológico de dióxido de carbono; padrões de *performance* para novas plantas de geração a partir de carvão e de energia nuclear; e programas específicos para redução setorial de emissões. No plano internacional, o Boxer-Kerry Bill estabelece um programa de assistência para redução de desmatamentos nos países em desenvolvimento; um programa de segurança internacional para adaptação a mudanças climáticas; a criação de um comitê estratégico para investimentos no desenvolvimento de políticas e ações de mitigação para redução de desmatamentos e conservação de florestas tropicais; e um programa internacional de fomento a energias limpas para auxiliar países em desenvolvimento na redução e sequestro de emissões. Cabe destacar que o projeto tem forte viés no estabelecimento de medidas para promover tecnologias de energias renováveis e de eficiência energética, assim como na criação de empregos nesses setores.

10. Literalmente, "limitar e negociar". Regime de metas e negociação em que o Estado controla as autorizações de emissão e as transfere às empresas emissoras de GEE. Se o titular do direito emitir menos que o limite estabelecido, poderá negociar no mercado de carbono esse excedente.

Há ainda o Cantwell-Collins Bill, denominado Ato de Energia e Limites de Carbono para Renovação da América, apresentado no Senado em novembro de 2009 e atualmente sob apreciação da sua comissão de finanças. Tem os mesmos objetivos do Boxer-Kerry Bill, contudo baseia-se em uma abordagem distinta. Enquanto este se fundamenta no alcance de reduções por meio do comércio ilimitado e da extensa disponibilidade de compensações associadas a emissões de todos os tipos de GEE, o Cantwell-Collins Bill só regula o dióxido de carbono e restringe o comércio a empresas que importam ou produzem carbono com base em combustíveis fósseis.

Esses três projetos de lei são extremamente abrangentes, a exemplo do Ato do Ar Limpo, uma das normas ambientais mais robustas hoje existentes, que estabeleceu medidas a serem adotadas pelos Estados Unidos para proteção e melhoria da qualidade do ar e da camada de ozônio. O caminho mais rápido para que a lei americana de mudanças climáticas entre em vigor seria a aprovação pelo Senado do Waxman-Markey Bill, que já foi apreciado pela Câmara. O Boxer-Kerry Bill, até março de 2010, só havia sido apreciado pela Comissão de Meio Ambiente e Obras Públicas do Senado. Também apenas no Senado, o Cantwell-Collins Bill ainda não foi analisado na primeira comissão temática a que foi distribuído, a comissão de finanças.

Sob o ponto de vista dos efeitos externos, na eventual aprovação da lei americana, a geração de créditos de carbono associada aos setores agrícola e florestal sinalizaria um marco jurídico importante para o mercado brasileiro de carbono, considerando o potencial do país em modernizar práticas nesses setores no sentido de diminuir emissões e evitar desmatamentos. A evolução para um acordo internacional nas próximas conferências das partes de certa forma vincula-se à conclusão desse processo legislativo, assim como a definição daquilo que países com significativo peso no contexto das emissões presentes e futuras – em especial a China – imporão à sua regulamentação doméstica. Enquanto nos Estados Unidos não se estabeleceu a regulamentação federal do tema, a experiência da União Europeia aponta para o concerto mais robusto sob o ponto de vista regulatório.

Em janeiro de 2005, entrou em operação o Sistema de Comércio de Emissões de Gases de Efeito Estufa da União Europeia (European Union Greenhouse Gas Emission Trading System – EU ETS). Os direitos de emissão negociados são contabilizados em registros eletrônicos pelos estados-membros e auditados por um administrador central no âmbito da UE, denominado Registro Independente de Transações da Comunidade (Community Independent Transaction Log – CITL), que se comunica com o Registro Internacional de Transações das Nações Unidas (United Nation's International Transaction Log – ITL). No Protocolo de Quioto,

a Comunidade Europeia assumiu o compromisso de reduzir suas emissões de GEE em 8%, no período 2008-2012, relativamente aos níveis de 1990. Para atingir essa meta, optou-se por um sistema comunitário de comércio de emissões, com preço único fixado para as licenças negociadas, em vez de diversos sistemas nacionais desconectados e com preços diferenciados. Nesse sentido, diversas regulamentações e diretivas tem sido adotadas pelos membros da UE.¹¹ Destaca-se a Diretiva nº 2003/1987/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, que criou o regime de comércio de licença de emissões de GEE, denominado “regime comunitário” e sinalizou para um compromisso de redução ainda mais rigoroso, superior a 20% e que conduza a um compromisso de 30%. É um sistema do tipo *cap and trade*, que atribui licenças específicas aos setores de aviação e de instalações fixas. O Anexo I dessa diretiva especifica o tipo de gás de efeito estufa que será objeto de licença para um amplo espectro de atividades do setor de instalações fixas, incluindo termoelétricas com potência superior a 20 MW, refinarias de óleos minerais, siderúrgicas e indústrias químicas. Para as emissões a partir de instalações fixas, a diretiva prevê a obrigatoriedade, a partir de 2005, de títulos concedidos ao operador da atividade. Os títulos, que permitem a emissão de GEE, só serão liberados se o operador provar sua capacidade de monitorar e comunicar suas emissões. Há previsões de emissão de licenças gratuitas e de venda por meio de leilões. O Art. 9º da diretiva estabelece que, a partir de 2013, deve ser promovida uma diminuição linear, na base 1,74% ao ano, na quantidade de licenças emitidas: uma meta obrigatória de redução gradual de GEE emitidos. Ao mesmo tempo, também a partir de 2013, prevê que pelo menos metade dos recursos gerados pela venda de licenças seja destinada a atividades que incluem: *i*) desenvolvimento de tecnologias para, até 2020, possibilitar que 20% da matriz energética na UE seja renovável e que se aumente em 20% a eficiência energética; *ii*) ações para evitar desmatamentos e aumentar a área de florestas em países em desenvolvimento que façam parte da convenção-quadro; e *iii*) transferência de tecnologia e ajuda para a adaptação aos efeitos adversos das mudanças climáticas nesses países. Merece destaque o Art. 30 da Diretiva, reconhecendo a utilização do MDL no regime comunitário, uma determinação que explica a grande demanda de créditos de carbono oriundos de MDL por países europeus listados no Anexo I da convenção-quadro.

Em resumo, a União Europeia estabeleceu a regulamentação mais sólida e abrangente já elaborada para um mercado de carbono que opera entre diversas nações. Isso se reflete nos dados de crescimento desse mercado que, segundo o Banco Mundial, cresce exponencialmente desde 2005, quando estava estimado em cerca de US\$ 11 bilhões. Em 2008 manteve-se a tendência de crescimento,

11. Todo o histórico de regulamentação e o texto das normas traduzido para os idiomas dos Estados-membros da UE – incluindo o português, podem ser acessados na página eletrônica do EU ETS – ícone *legislation*, disponível em: <<http://ec.europa.eu/environment/climat/emission>>.

com um valor total negociado de aproximadamente US\$ 126 bilhões, o dobro do ano anterior. Esse crescimento de 100% também havia ocorrido em 2007 em relação a 2006. Do valor totalizado em 2008, cerca de 73% resultaram de transações no mercado europeu. No que se refere ao mercado de RCEs, em 2008 os negócios em MDL sofreram restrições associadas a atrasos no registro e na validação. Além disso, a recente crise financeira tornou mais difícil o financiamento de projetos. Mesmo assim, a demanda potencial para o mercado de MDL persiste em países, como Japão, Áustria, Bélgica, Finlândia, Itália, Noruega, Portugal, Espanha e Suíça (WORLD BANK, 2009).

Em nível mundial, os chineses lideram hoje, com larga vantagem, o mercado de oferta de MDL. Por um lado, isso é resultado da dependência em fontes fósseis na sua matriz energética, o que potencializa oportunidades para projetos que diminuam emissões de GEE. Por outro lado, a China tem atuado de forma agressiva para atender a demanda mundial de RCEs a partir de MDL. Até maio de 2007, de um total de 1.866 projetos de MDL apresentados, havia 645 registrados e 108 em fase de análise para registro. Nesse universo, com 71 projetos registrados, 380 em fase de análise e 160 milhões de toneladas de CO₂ equivalentes reduzidas a cada ano, a China desponta como a maior fornecedora mundial de RCEs – tanto em volume quanto em número de projetos – ocupando uma parcela de 40% do mercado de créditos de carbono associados a MDL. Em 2007, o país respondeu por 84% dos projetos de MDL, seguido pela Índia (4%) e pelo Brasil (3%). Entre os fatores que explicam o sucesso chinês, destaca-se a atuação do governo por meio de políticas públicas abrangentes, arranjo institucional e promoção de atividades de MDL nos níveis nacional e local (WORLD BANK, 2009). O aparato institucional de análise e de validação dos projetos de MDL é semelhante ao brasileiro, com uma autoridade nacional designada e um comitê interministerial responsável pela política de mudanças climáticas. A China difere do Brasil nesse processo ao cobrar uma taxa para aprovação, correspondente ao número de RCEs geradas, conforme o tipo de projeto: 65% para projetos que reduzam hidrofluorcarbonos (HFCs) e perfluorcarbonetos (PFCs); 30% para projetos de redução de óxido nitroso (N₂O); e 2% em projetos prioritários e de reflorestamento. Os recursos arrecadados destinam-se ao fundo de MDL da China – gerenciado pelo Ministério das Finanças Chinês – cujo objetivo é financiar atividades ligadas à alteração climática, tais como treinamento e pesquisa. O tempo de análise dos projetos de MDL, desde a apresentação até sua aprovação, levaria em torno de um mês (TENG; ZHANG, 2009). Como o lado da demanda de RCEs é ainda maior que a oferta, esse é – no curto prazo – um diferencial da China em relação aos demais provedores de créditos de carbono via MDL. Contudo, a

elevada qualidade dos projetos de MDL brasileiros, que resultam do maior rigor imposto pela nossa Autoridade Nacional Designada, pode ser um fator de diferenciação desses projetos a longo prazo (GTZ, 2008).

O governo chinês lançou, em 2007, o Programa de Cooperação Internacional em Ciência e Tecnologia sobre energias renováveis, com o objetivo de acelerar o desenvolvimento industrial de novas energias e aumentar a eficiência energética e a redução de emissões de GEE. Com suas elevadas taxas de crescimento econômico e uma base energética altamente dependente de combustíveis fósseis – com destaque para o carvão mineral – o país se sujeita a pressões significativas associadas a fontes de energia e problemas ambientais e, para lidar com esse conflito, o governo concentra-se em promover a economia futura de energia por meio do aumento de eficiência (LIANG; FAN; WEI, 2009). Finalmente, em termos de regulamentação do seu mercado de carbono, a China aguarda o desfecho do projeto da lei de mudanças climáticas em trâmite no Congresso dos Estados Unidos. Em seu comunicado à convenção-quadro, em janeiro de 2010, como parte do Acordo de Copenhague, o governo chinês declara seus esforços para diminuir voluntariamente suas emissões de CO₂ por unidade do produto interno bruto (PIB) em porcentagem entre 40% e 45% em relação aos níveis de 2005; aumentar a participação de combustíveis não fósseis em até 15% na sua matriz de consumo energético até 2020; e expandir sua cobertura florestal em 40 milhões de hectares e seu volume de estoque florestal em 1,3 bilhão de metros cúbicos, até 2020, em comparação com esses níveis em 2005. Entretanto, esse acordo não tem força vinculante no plano jurídico internacional e pode-se considerá-lo – assim como a declaração chinesa – como uma carta de intenções.

Em relação às experiências apresentadas, sob o ponto de vista jurídico e econômico, o Brasil avançaria no sentido de uma regulamentação robusta caso seguisse o exemplo da norma europeia, que busca regular amplo leque de situações para viabilizar uma economia de baixo carbono. A legislação federal americana, ainda que em fase de projeto, é também extremamente abrangente. No caso da China, é patente que o Estado atue de forma agressiva para “abocanhar” boa parte da demanda por créditos de carbono associados aos MDLs. O Brasil poderia crescer significativamente nesse mercado, em especial considerando o arcabouço institucional que tem construído na análise e na aprovação de projetos de MDL. Quanto à estrutura normativa, em tempos recentes, o país tem instituído políticas específicas para fomentar um mercado de baixas emissões. Contudo, há ajustes fundamentais a serem incorporados às normas federais em trâmite. No plano das unidades federativas, observa-se o nascedouro da regulação estadual, capitaneada por São Paulo. Esses são os temas dos tópicos a seguir.

4 INICIATIVAS ESTADUAIS E PROCESSO LEGISLATIVO NO CONGRESSO NACIONAL

4.1 Normas estaduais

O estado de São Paulo instituiu mediante a Lei nº 13.798/2009, a Política Estadual de Mudanças Climáticas, importante sinalizador normativo para as demais unidades da Federação em termos de regulação das suas emissões. No Art. 9º, a lei cria um registro público de emissões para subsidiar o estabelecimento de critérios mensuráveis e transparentes para medidas mitigadoras. A participação no registro é voluntária, com etapas que incluem cálculo e certificação das emissões; reunião de informações e documentação para comprovar emissões; e declaração de quantidades de gases emitidos no ano-calendário anterior. Para adesão ao registro público, o estado deverá fomentar atividades de redução de emissões, inclusive por meio de menores taxas de juros em financiamentos públicos e incentivos fiscais. Uma seção específica estabelece o setor de transporte sustentável como prioritário na adoção de medidas associadas a transporte não motorizado e coletivo e no “estímulo ao desenvolvimento, implantação e utilização de meios de transporte menos poluidores”.

O Art. 22 lista os objetivos da política, que incluem instrumentos econômicos, tais como crédito financeiro para atividades de mitigação de emissões e adaptação às alterações climáticas, assim como o estabelecimento de preços, tarifas públicas e tributos por atividades emissoras. Nesse ponto, a legislação paulista indica que a cobrança por emissões de GEE é uma possibilidade no estado de São Paulo. Seria, provavelmente, a primeira experiência brasileira nesse sentido.

Outro objetivo é estabelecer estímulos econômicos para o desmatamento evitado e compensações por meio de reflorestamentos e proteção de florestas. Também nesse aspecto, São Paulo avança para implementar um instrumento que nas próximas décadas deverá consolidar-se no campo internacional: o REED. Além disso, destaca-se o estímulo a projetos de MDL geradores de RCEs, com destaque para os que “auxiliem a recuperação e conservação da biodiversidade paulista”.

Em relação a metas e prazos, o Art. 31 define instrumentos para a redução de emissões e prevê o estabelecimento de metas setoriais que serão definidas com seus respectivos parâmetros de eficiência. Finalmente, o Art. 32 determina que o Poder Executivo realize o inventário das emissões por atividades antrópicas de GEE, que serão a linha de base para a fixação de metas; e estabelece que até 2020 o estado deverá reduzir em 20% suas emissões de CO₂ – não há menção a outros gases de efeito estufa – em relação aos níveis de 2005. De forma breve, essas são as principais inovações da norma, que coloca o carro-chefe da economia nacional como um dos precursores na normatização estadual do tema.

4.2 Normas federais

O Projeto de Lei da Câmara dos Deputados (PLC) nº 493/2007 é a norma em trâmite no Congresso Nacional que dispõe sobre as RCEs geradas a partir de MDLs, com substitutivo aprovado, em 2 de abril de 2008, pela Comissão de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável da Câmara dos Deputados. Diversos projetos de lei iniciados na Câmara foram a ele apensados: os PLCs nº 494/2007 e nº 1.657/2007, que dispõem sobre incentivos fiscais para projetos de MDL e o PLC nº 594/2007, que busca definir a natureza jurídica da RCE como valor mobiliário.

O PLC nº 493/2007 dispõe ainda sobre a negociação das RCEs nos mercados de bolsa ou de balcão organizado e prevê incentivos fiscais aos investidores em projetos de MDL que gerem créditos de carbono certificados. O Art. 4º isenta as operações de RCEs de tributação; o Art. 6º isenta as receitas decorrentes da alienação de RCEs da cobrança de Contribuição para o Programa de Integração Social (PIS) e da Contribuição para o Financiamento da Seguridade Social (Cofins); e o Art. 7º prevê deduções, na incidência do Imposto de Renda da Pessoa Física (IRPF), dos valores de aquisição de cotas de fundos de investimento em projetos de MDL. Resumidamente, o projeto concentra-se em aspectos tributários e de gestão dos recursos de um fundo denominado Fundo de Investimento em Projetos de MDL (FIMDL). Essas medidas fiscais buscam fomentar a atratividade do mercado de carbono aos investidores e garantir aos projetos desoneração dos tributos que especifica. O projeto de lei não se aprofunda em regulamentar outras questões atinentes ao mercado de carbono, e nesse ponto difere fundamentalmente da regulamentação em trâmite no Congresso dos Estados Unidos e das diretivas aprovadas pela União Europeia para seu mercado comunitário de emissões, que tratam com abrangência dos principais temas associados ao mercado de emissões. Há algumas imprecisões a serem corrigidas, a exemplo da redação do Art. 2º, Parágrafo Único. Nesse sentido, não haveria necessidade de a RCE ser cancelada pelo Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial (Inmetro) já que a Entidade Operacional Designada (EOD), responsável por essa fase da análise dos projetos, é uma certificadora credenciada pelo Conselho Executivo do MDL e designada pela conferência das partes para assegurar a correta aplicação das normas e parâmetros estabelecidos pelo Protocolo de Quioto.

Após a deliberação pela Comissão de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável, com a aprovação do substitutivo mencionado, o projeto encontra-se desde abril de 2008 na Comissão de Finanças e Tributação da Câmara dos Deputados; apreciado por essa comissão, seguirá ainda para a análise na Comissão de Constituição e Justiça e de Cidadania. Considerando que essa proposição se sujeita à apreciação conclusiva pelas Comissões da Câmara,

votado o projeto – dispensada a deliberação do plenário da casa – ele seguirá à revisão pelo Senado Federal. Dessa maneira, há ainda a possibilidade de aperfeiçoamento da proposição, tanto nas comissões da Câmara em que ainda tramitará quanto nas comissões do Senado cuja competência se associe ao tema. Sob a perspectiva do processo legislativo brasileiro, nada impede também que um novo projeto de lei sobre o tema seja apresentado na Câmara dos Deputados ou no Senado Federal.

A recente entrada em vigor da Política Nacional de Mudanças Climáticas (PNMC – Lei nº 12.187/2009) trouxe importantes inovações ao ordenamento jurídico do tema, destacando-se medidas associadas ao marco regulatório do mercado de carbono. Como um dos objetivos, o Art. 4º, inciso VIII prevê o estímulo ao desenvolvimento do Mercado Brasileiro de Redução de Emissões (MBRE). Os instrumentos dessa política, definidos no Art. 6º, incluem medidas fiscais e tributárias para fomentar a redução e a remoção de emissões, incluindo alíquotas diferenciadas, isenções, compensações e incentivos “a serem estabelecidos em lei específica”. O Art. 8º determina que instituições financeiras oficiais disponibilizem linhas de crédito e de financiamento específicas para ações e atividades que induzam a conduta dos agentes privados à observância e à execução da PNMC, “no âmbito de suas ações e responsabilidades sociais”. E o Art. 9º define o MBRE, a ser operacionalizado em bolsas de mercadorias e futuros, bolsas de valores e entidades de balcão organizado, autorizado pela Comissão de Valores Mobiliários (CVM), em que se dará a negociação de títulos mobiliários representativos de emissões evitadas certificadas. O Art. 11 confere autonomia ao Poder Executivo para traçar – por meio de decreto – planos setoriais de mitigação e de adaptação às mudanças climáticas com o objetivo de diminuir o consumo de carbono nos diversos setores listados, “considerando as especificidades de cada setor, inclusive por meio do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo - MDL e das Ações de Mitigação Nacionalmente Apropriadas – NAMAs”. Finalmente, o Art. 12 estabelece que até 2020 se reduzam entre 36,1% e 38,9% das emissões projetadas com base no Inventário Brasileiro de Emissões e Remoções Antrópicas de GEE, a ser concluído em 2010. A política foi apresentada como um trunfo brasileiro na COP-15, indicando que o país adotará metas ambiciosas, mesmo que voluntárias, para reduzir suas emissões até 2020. Sua efetiva consecução, entretanto, exigirá a concatenação de esforços em políticas públicas específicas pelos diversos entes federados. Merece análise a autonomia conferida ao Poder Executivo para estabelecer os planos setoriais de mitigação por meio de decreto. Considerando os vários interesses envolvidos e os impactos sobre os setores listados, a discussão e a deliberação sobre esses planos deveriam envolver ampla discussão pela sociedade.

Em relação à definição jurídica das RCEs, além do PLC nº 594/2007, que prevê o crédito certificado de carbono como valor mobiliário, há o Projeto de Lei do Senado (PLS) nº 33/2008, que se encontra na Comissão de Meio Ambiente, Defesa do Consumidor e Fiscalização e Controle para deliberação. O PLS foi iniciado a partir dos trabalhos da Comissão Mista Especial sobre Mudanças Climáticas¹² e, ao equiparar as RCEs a valor mobiliário – de forma idêntica ao previsto no PLC nº 594/2007, submete-as aos regulamentos da Comissão de Valores Mobiliários.

A Bolsa de Valores, Mercadorias e Futuros (BM&F), que realiza operações no balcão regulado de créditos de carbono, conduz estudo sobre a regulamentação do mercado de RCEs¹³ que poderia contribuir como subsídio ao processo legislativo das normas em questão. Basicamente, os dois projetos de lei em trâmite na Câmara e no Senado são muito semelhantes: baseiam-se na definição jurídica das RCEs e tratam de isenções tributárias associadas às negociações desses créditos. Poderão inclusive tramitar conjuntamente, dependendo de qual projeto chegar primeiro à outra Casa. Deve-se ressaltar que esses projetos de lei não têm a abrangência das normas em trâmite no Congresso dos Estados Unidos nem das da diretiva europeia.

5 DEFINIÇÃO DA NATUREZA JURÍDICA DAS REDUÇÕES CERTIFICADAS DE EMISSÕES E IMPACTOS TRIBUTÁRIOS SOB A ÓTICA DO ESTADO BRASILEIRO

A definição dos impactos tributários das reduções certificadas de emissões no ordenamento brasileiro exige prévio exame da natureza jurídica de tal instrumento, uma vez que, em nossa legislação, é a subsunção dos fatos reais às hipóteses de incidência previstas em lei que determinam a ocorrência do fato gerador da obrigação tributária, que, por sua vez, inaugura tal relação obrigacional coercitiva. Indispensável, portanto, para se chegar à inteligência dos efeitos tributários, perquirir-se previamente sobre a natureza dos processos e dos resultados econômicos do surgimento das RCEs, comumente conhecidas como “créditos de carbono”.

Consoante já mencionado, a emissão das RCEs decorre da verificação do cumprimento de propostas consubstanciadas em determinado projeto de MDL; como consequência, gera, para os executores do projeto, o direito de receber valores pecuniários correspondentes à quantidade de GEE que deixou de ser lançada

12. Esta comissão foi extinta ao fim dos seus trabalhos. Contudo, devido à crescente importância do tema mudanças climáticas, o Congresso Nacional estabeleceu, em dezembro de 2008, a Comissão Mista Permanente sobre Mudanças Climáticas (CMMC). A partir de então, o Legislativo federal passa a ter duas comissões mistas permanentes: a de planos, orçamentos públicos e fiscalização denominada Comissão Mista de Orçamento (CMO) – com competências que incluem o trâmite das leis orçamentárias – e a de mudanças climáticas, a CMMC.

13. Audiência pública realizada em 27 de outubro de 2009 na CMMC sobre *Regulamentação do Mercado de Carbono no Brasil, através da geração de Redução Certificada de Emissão – RCE em projetos de Mecanismos de Desenvolvimento Limpo – MDL*, com apresentação da BM&F.

na atmosfera. Daí, emitido um título de RCE, será ele adquirido por alguma entidade dos países listados no Anexo I do Protocolo de Quioto; nesse momento, aquela entidade passa a ter como cumprida sua obrigação de reduzir parte de suas emissões de GEE, via MDL, ao passo que, em contrapartida, assume ela a respectiva obrigação pecuniária para com aquele que promoveu a redução de emissões, certificada por uma EOD, em nome da ONU.

O executor responsável pelo projeto do qual resultou uma redução certificada de emissões passa a ter um direito pecuniário a ser exercido contra aquele que lhe adquiriu o título ambiental. Tal direito pecuniário traz todas as conformações jurídicas do conceito de título de crédito, na medida em que o direito nele instrumentalizado, na lição de Bulgarelli,

(...) materializa-se no documento, passando este a representar assim um direito, normalmente distinto do que lhe deu causa, suscetível de ser transferido, portanto, de circular, de forma simples ou *diretamente* pela *simples entrega (tradição) ou por meio da assinatura* do seu proprietário (*endosso*), valendo pelo que nele se contém, de forma autônoma e, às vezes, independentemente (2000, p. 60).

Essas características são, do mesmo modo, enfatizadas pela doutrina formadora do pensamento nacional, como o ensino de Martins (1997, p. 5), que atribui a Vivante a formulação do que chama de “a mais completa” “dentre as inúmeras definições que foram dadas aos títulos de crédito”:

(...) é o documento necessário para o exercício do direito, literal e autônomo, nele mencionado.” Já a dogmática jurídica pátria consagrou uma definição praticamente extraída do conceito de Vivante, ao conceituar título de crédito como o “documento necessário ao exercício do direito literal e autônomo nele contido.”¹⁴

Não há qualquer dúvida de que, nas definições anteriores, trata-se de documento em sentido originalmente cartulário. Com a introdução das técnicas digitais, esse conceito se estendeu aos documentos virtuais, tais como é hoje a quase totalidade dos títulos públicos – negociados via Sistema Especial de Liquidação e Custódia (SELIC) – ou privados – comercializados na Central de Custódia e de Liquidação Financeira de Títulos (CETIP) ou em bolsa de valores. Deduz-se da atual realidade, que informatizou a grande maioria dos títulos de crédito, que a conceituação desses títulos não se alterou, ainda que o conceito de documento se tenha alargado para encampar, também e sobretudo o de documentos digitais ou virtuais.

Confrontando-se qualquer das definições apresentadas com as características essenciais dos títulos decorrentes das RCEs, conclui-se que há plena subsunção desses últimos ao conceito de título de crédito, decorrendo, daí, sua perfeita

14. Código Civil, Lei nº 10.406, Art. 887, de 10 de janeiro de 2002.

caracterização como espécie daquele gênero, não parecendo remanescer dúvida sobre a natureza jurídica daqueles títulos. Tal pode ser deduzido a partir, por exemplo, do conceito legal: *i*) o documento deve ser necessário ao exercício do direito – no caso, o possuidor do título, por esse só fato, torna-se detentor do direito e pode exercê-lo simplesmente por deter o título; e *ii*) o direito deve ser literal e autônomo – no caso, o direito consubstanciado no título é o crédito pecuniário a ser exercido contra o adquirente dos créditos de carbono, que é literal, na medida em que definida sua liquidação no próprio título, e autônomo, dado que seu exercício se desprende de sua origem – ou sua causa de existência – a partir de sua emissão.

Definida, portanto, a natureza jurídica dos títulos decorrentes das RCEs, indispensável verificar o tratamento tributário conferido a tais instrumentos. Não há, atualmente, qualquer regra própria para a obtenção da receita decorrente da emissão de títulos de crédito originada da geração de créditos de carbono. Como receita de natureza própria, não confundível com produtos, serviços ou mercadorias, não se pode atribuir ao surgimento do direito creditício de carbono os efeitos tributários dos respectivos impostos, ou seja, Imposto sobre Operações relativas à Circulação de Mercadorias e Prestação de Serviços de Transporte Interestadual e Intermunicipal e de Comunicação (ICMS), Imposto sobre Serviços de Qualquer Natureza (ISSQN), com exceção dos impostos compreendidos em circulação de mercadorias, e Imposto sobre Produtos Industrializados (IPI). A atual legislação, todavia, sujeita ao pagamento do imposto de renda a receita oriunda de qualquer natureza, o que torna imponível o ganho decorrente da obtenção dos títulos decorrentes das RCEs, de modo, inclusive, mais oneroso que a receita ordinária, especialmente quando se trata de empresa submetida ao regime de lucro presumido.

Isso ocorre porque, nesse modelo de tributação, as receitas brutas ordinárias – assim entendidas, aquelas decorrentes da atividade natural da empresa – formam uma base de cálculo do imposto de renda da pessoa jurídica, por meio da aplicação de um percentual que varia de 1,6% a 32% sobre tais receitas, e sobre esse resultado é que se aplica a alíquota do imposto, em regra, de 15%. Dessa forma, uma empresa cuja base de cálculo se enquadra no nível de 1,6% terá uma alíquota de imposto de 0,24% sobre a receita, ao passo que as tributadas mais fortemente alcançam 4,8% – decorrentes da aplicação de 15% sobre os 32% –, consoante o que dispõem a Lei nº 9.249/1995, em seu Art. 15 e a Lei nº 9.430/1996, Arts. 1º e 25, inciso I.

De acordo com o Art. 31 da Lei nº 8.981/1995, a receita bruta das vendas e dos serviços compreende o produto da venda de bens nas operações de conta própria, o preço dos serviços prestados e o resultado auferido nas operações de conta alheia. Desse conceito extrai-se que a receita decorrente das RCEs, se caracterizada

como não operacional, somar-se-ia aos ganhos de capital, cujos efeitos tributários são ditados pelos Arts. 32, da Lei nº 8.981/1995, e Art. 2º da Lei nº 9.430/1996, que determinam que os ganhos de capital, as demais receitas e os resultados positivos decorrentes de receitas não abrangidas pelo Art. 31 da Lei nº 8.981/1995, serão acrescidos à base de cálculo para efeito de incidência do imposto.

Em outras palavras, as receitas decorrentes das RCEs não estariam submetidas a qualquer redução de base de cálculo, em empresas submetidas ao regime de lucro presumido, que decorre que sua carga tributária de imposto de renda é da ordem de 15%, em percentuais comparáveis com o 0,24% de outras empresas, ou seja, quase 70 vezes a carga tributária daquelas. Tal excesso de carga tributária vem acompanhado de outra agravante que não pode ser desprezado: a atual sistemática de criação e registro dos créditos decorrentes das RCEs fora do Brasil abre espaço para que os respectivos valores, ao serem recebidos, sejam creditados em instituições financeiras estrangeiras, sem que seja tomado conhecimento por parte do fisco brasileiro acerca da auferição da respectiva receita.

Isso conduz a uma efetiva necessidade de criação de uma norma de natureza internacional tributária que permita não apenas o conhecimento por parte do governo brasileiro sobre a geração dos créditos no âmbito do Conselho Executivo do MDL – órgão da ONU que registra os créditos gerados – como também a determinação de obrigatoriedade de que os recursos originários da venda primária dos títulos sejam internalizados no país de execução dos projetos. Não se pode, todavia, olvidar que os benefícios socioambientais diretamente auferidos pelo Brasil recomendam uma exoneração total ou quase total da tributação das rendas decorrentes da obtenção de créditos via MDL – ao menos nos primórdios do estabelecimento desse mercado – em lugar da pesada imputação dos atuais 15% sobre as receitas não decorrentes do objeto social da empresa.

Levando-se em conta ser comum que as empresas em geral, sejam para manutenção de seu capital de giro, sejam para alavancagem de projetos de expansão, necessitam permanentemente de obtenção de recursos creditícios, é natural – e isso já vem sendo constatado – que aquelas que obtêm créditos decorrentes de RCEs vendam tais créditos aos que oferecem melhores deságios, em benefício das instituições detentoras de sobras de recursos financeiros, especialmente de bancos. Já nesse particular, e no sentido diametralmente oposto ao que a razão tributária recomenda, há movimentos de pressão para que se estabeleçam normas que desonerem esse mercado secundário de títulos, relegando ao esquecimento o valor socioambiental e econômico da produção do crédito, por quem gestou e executou os projetos ambientais

O mercado secundário de títulos tem demonstrado seu vigor econômico por meio de seus resultados tributários – o imposto de renda retido na fonte

dos chamados ganhos de capital – cuja maior expressão é o mercado secundário de títulos – que alcançou, nos últimos cinco anos, uma marca média de mais de R\$ 20 bilhões ao ano (tabela 1), correspondendo, em média, a 11,59% da receita de impostos federais e a 15,28% da receita do imposto de renda (tabela 2).

TABELA 1
Receitas anuais de impostos e Imposto de Renda Retido na Fonte (IRRF) sobre ganhos de capital – 2005-2009
 (Em R\$ 1 mil)

	2009 ⁽¹⁾	2008	2007	2006	2005
Receita total de impostos	172.341.630,00	248.659.447,00	195.546.271,00	165.843.672,00	151.809.482,00
Imposto de Renda (IR)	157.575.438,00	174.299.368,00	143.960.791,00	122.184.868,00	112.571.531,00
Imposto de Renda Retido na Fonte sobre ganhos de capital (IRRF-G Cap)	18.682.072,00	25.415.445,00	1.366.716,00	21.249.106,00	19.967.360,00

Fonte e elaboração próprias.
 Nota: ⁽¹⁾ Até novembro de 2009.

TABELA 2
Porcentagem do IRRF sobre ganhos de capital em relação às receitas de impostos – 2005-2009
 (Em %)

	2009 ⁽¹⁾	2008	2007	2006	2005
IRRF/IR total	11,86	14,58	14,84	17,39	17,74
IRRF/total de impostos	10,84	10,22	10,93	12,81	13,15

Fonte: Sistema Integrado de Administração Financeira do Governo Federal (Siafi).
 Nota: ⁽¹⁾ Até novembro de 2009.

Tais ganhos decorrem, em grande parte, dos Arts. 117, 373 e 521 do Regulamento do Imposto de Renda, impondo que, sobre a compra e venda de títulos em mercado secundário seja imponible a tributação do lucro auferido.¹⁵

15. Pessoa Física – Art. 117. Está sujeita ao pagamento do imposto de que trata este Título a pessoa física que auferir ganhos de capital na alienação de bens ou direitos de qualquer natureza (Lei nº 7.713/1988, Arts. 2ª e 3ª, § 2ª e Lei nº 8.981/1995, Art. 21).

Pessoa Jurídica tributada com base no Lucro Real – Art. 373. Os juros, o desconto, o lucro na operação de reporte e os rendimentos de aplicações financeiras de renda fixa, ganhos pelo contribuinte, serão incluídos no lucro operacional e, quando derivados de operações ou títulos com vencimento posterior ao encerramento do período de apuração, poderão ser rateados pelos períodos a que competirem (Decreto-Lei nº 1.598/1977, Art. 17; Lei nº 8.981/1995, Art. 76, § 2ª e Lei nº 9.249/1995, Art. 11, § 3ª).

Pessoa Jurídica tributada com base no Lucro Presumido – Art. 521. Os ganhos de capital, os rendimentos e ganhos líquidos auferidos em aplicações financeiras, as demais receitas e os resultados positivos decorrentes de receitas não abrangidas pelo art. 519, serão acrescidos à base de cálculo de que trata este Subtítulo, para efeito de incidência do imposto e do adicional, observado o disposto nos Arts. 239 e 240 e no § 3ª do Art. 243, quando for o caso (Lei nº 9.430/1996, Art. 25, inciso II).

Na contramão do que recomenda a razão tributária, as iniciativas legislativas sobre os créditos de carbono têm procurado enfatizar a desoneração do mercado secundário, silenciando quanto à obtenção dos créditos por parte dos executores dos projetos.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Pensar o mercado de carbono brasileiro sob o aspecto normativo pressupõe a incorporação de políticas públicas voltadas para a diminuição das principais fontes de emissão doméstica, destacando-se: *i)* desmatamentos na Amazônia e no Cerrado; *ii)* crescente uso de combustíveis fósseis na matriz energética, em especial por meio de geração termelétrica; *iii)* preponderância de fontes fósseis na matriz de transportes; e *iv)* tratamento de resíduos. A Lei nº 12.114/2009, que criou o Fundo Nacional sobre Mudança do Clima, e a Lei nº 12.187/2009, que instituiu a Política Nacional sobre Mudança do Clima, estabeleceram importantes previsões no sentido de promover o pagamento por serviços ambientais na manutenção de florestas “em pé” e o financiamento de tecnologias menos emissoras. Há ainda uma série de projetos de lei que busca a diminuição das emissões brasileiras por meio de fomento das energias limpas e a indução das práticas agrícolas de redução e sequestro de gases de efeito estufa. Medidas fundamentais que merecem maior atenção em termos de normatização e políticas públicas são o aumento da eficiência energética e do fomento ao transporte coletivo.

No plano internacional, o REED tende a se tornar importante instrumento no âmbito da convenção-quadro, conforme explicitado no Acordo de Copenhague. Considerando o patrimônio florestal brasileiro e a sua importância econômica e estratégica, o país tem grande potencial para projetos dessa natureza.

Além disso, a experiência de regulamentação pela União Europeia e o cenário futuro de manutenção das regras acordadas no Protocolo de Quioto indicam crescente demanda por RCEs. No caso americano, se concluído o projeto de lei de mudanças climáticas, importantes inovações que eventualmente poderão repercutir para o caso brasileiro são a geração de créditos de carbono por atividades agrícolas e florestais e a criação de barreiras tarifárias a bens importados de países que não estejam trabalhando no sentido de diminuir suas emissões de GEE.

O estabelecimento de um marco regulatório para o mercado de carbono perdura como uma política pública a ser implementada pelo Brasil, a despeito de sua importância socioambiental e econômica (GUTIERREZ, 2007). A celeridade na deliberação sobre a matéria, por outro lado, asseguraria regras estáveis ao mercado e daí a importância desse processo legislativo. Os projetos de lei em trâmite tratam de definições básicas como, por exemplo, a natureza jurídica das RCEs, assim como possíveis isenções tributárias. Dadas as características

apresentadas para os créditos de carbono, considera-se que tenham natureza de títulos de crédito e que a desoneração dos lucros obtidos nas negociações dos papéis acarretaria perda de importantes receitas tributárias.

Além disso, observa-se que os projetos de lei em tramitação no Parlamento Federal, em lugar de desonerarem a obtenção de receita decorrente de projetos de MDL, atacaram a tributação incidente sobre a comercialização secundária desses títulos, deixando sem qualquer benefício tributário o agente executor dos empreendimentos geradores dos créditos de carbono.

Em relação à competitividade brasileira no mercado de MDL, se a China ocupa hoje cerca de 40% da oferta de créditos de carbono gerados por meio desse mecanismo como resultado direto da atuação estatal, o Brasil poderia perseguir políticas públicas que o direcionassem ao crescente aumento de sua participação – hoje em torno de 8% da oferta mundial – em especial para suprir as estimativas de maior demanda por RCEs pelos países com metas obrigatórias de redução.

As perspectivas em termos de marco regulatório deveriam direcionar os setores públicos e privados para investimentos e políticas voltados, de forma precípua, à segurança energética com base em fontes limpas e aumento da eficiência, assim como às alterações no uso do solo e das florestas. Regras bem definidas impactariam riscos de investimento e trariam robustez ao mercado. O objetivo é a construção de um arcabouço jurídico-institucional adequado à efetiva proteção do patrimônio ambiental brasileiro por meio de modelos de desenvolvimento cujos parâmetros incorporem a garantia de um meio ambiente sadio às presentes e às futuras gerações.

REFERÊNCIAS

- BRASIL. Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT). **Inventário brasileiro das emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa**. Brasília, 2009a. Não publicado.
- _____. **Lei nº 12.114 de 9 de dezembro de 2009**. Brasília, 2009b.
- BULGARELLI, W. **Títulos de crédito**. 16. ed. São Paulo, 2000.
- DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR TECHNISCHE ZUSAMMENARBEIT (GTZ) [Cooperação alemã para o desenvolvimento]. **Clean Development Mechanism: Market Overview for Brazil**. Brasília, 2008.
- EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (EPE). **Balanco Energético Nacional 2009**: ano base 2008. Rio de Janeiro, 2009.
- GUTIERREZ, M. O mercado de carbono e o mecanismo de desenvolvimento limpo: a necessidade de um marco regulatório/institucional para o Brasil. *In*: SALGADO, L. H.; MOTTA, R. S. (Org.). **Regulação e concorrência no Brasil**: governança, incentivos e eficiência. Rio de Janeiro: Ipea, 2007. p. 271-288.
- _____. **O mecanismo de desenvolvimento limpo setorial**: perspectivas para o desenvolvimento. Ipea, 2009 (Texto para Discussão, n. 1443).
- HERTWICH, E.; PETERS, G. Carbon footprint of nations: a global, trade-linked analysis. **Environmental Science & Technology**, v. 43, n. 16, p. 6414-6420, 2009.
- INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISA ESPACIAL (INPE). **Estimativa das emissões de dióxido de carbono por desmatamento na Amazônia brasileira**. São José dos Campos, 2009.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Climate Change 2007: Synthesis Report**. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva, Switzerland, 2007.
- LIANG, Q.; FAN, Y.; WEI, Y. The effect of energy end-use efficiency improvement on China's energy use and CO₂ emissions: a CGE model-based analysis. **Energy Efficiency**, v. 2, n. 3, p. 243-262, 2009.
- MANNE, A.; RICHELIS, R. US rejection of the Kyoto Protocol: the impact on compliance costs and CO₂ emissions. **Energy Policy**, v. 32, n. 4, p. 447-454, 2004.
- MARTINS, F. **Títulos de crédito**. Rio de Janeiro: Forense, 1997.
- NOBRE, C.; NOBRE, A. O balanço de carbono da Amazônia brasileira. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 16, n. 45, p. 81-90, 2002.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). **Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre mudança do clima (CQNUMC)**. Rio de Janeiro, 1992.

ROSA, L. Geração hidrelétrica, termelétrica e nuclear. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 21, n. 59, p. 39-58, 2007.

SOARES-FILHO, B. S. *et al.* Cenários de desmatamento para a Amazônia. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 19, n. 54, p. 137-152, 2005.

TENG, F.; ZHANG, X. Clean development mechanism practice in China: Current status and possibilities for future regime. **Energy**, In Press, Science Direct, Elsevier, Amsterdã, 2009. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: 3 maio 2010.

TUCKER, C.; OSTROM, E. Pesquisa multidisciplinar relacionando instituições e transformações florestais. *In*: MORAN, E. F.; OSTROM, E. (Org.). **Ecosistemas florestais: interação homem-ambiente**. São Paulo: SENAC, EDUSP, 2009. p. 109-138.

UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE (UNFCCC). **National Communications from Parties not included in Annex I to the Convention**: Compilation and synthesis of initial national communications. Montreal, 2005.

_____. **Report on national greenhouse gas inventory data from Parties included in Annex I to the Convention for the period 1990-2007**. Copenhagen, 2007.

VIANA, M. Bolsa floresta: um instrumento inovador para a promoção da saúde em comunidades tradicionais na Amazônia. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 22, n. 64, 2002.

WORLD BANK. **State and Trends of the Carbon Market 2009**. Washington, DC, 2009.

O COMÉRCIO INTERNACIONAL E A SUSTENTABILIDADE SOCIOAMBIENTAL NO BRASIL

1 INTRODUÇÃO

Desde os tempos do Brasil colônia, a pauta de exportações brasileira foi concentrada em produtos primários e *commodities*. Neste texto, argumenta-se que apesar de o cultivo desses produtos gerar ganhos econômicos e empregos, bem como trazer divisas para o país, a inserção internacional fortemente calçada no fornecimento de *commodities* gera uma série de impactos negativos do ponto de vista ambiental e social que é geralmente menosprezada nas tomadas de decisões públicas e privadas.¹ Estes impactos são produto não apenas de características inerentes aos setores intensivos em recursos naturais, mas também da forma como algumas empresas ligadas a tais setores vêm desenvolvendo suas atividades no país, assim como da falta de capacidade institucional do Estado em garantir que as atividades se deem de maneira sustentável socioambientalmente.

A defesa desse argumento será baseada na análise da atuação de alguns setores econômicos. Para este estudo, foram escolhidos setores que, ao mesmo tempo, têm uma participação relevante nas exportações brasileiras e são considerados controversos do ponto de vista social e ambiental (mineração de ferro e siderurgia, açúcar e etanol e soja).

O capítulo se inicia com um breve panorama da literatura econômica, tratando, primeiramente, do papel do comércio internacional e, posteriormente, do meio ambiente no processo de desenvolvimento dos países. Em seguida, é feito um debate específico sobre o Brasil, apresentando alguns aspectos gerais da inserção brasileira no mercado global e descrevendo os efeitos sociais e ambientais dos setores escolhidos. Por fim, são propostas estratégias que poderiam contribuir para mitigar parte desses impactos e superar alguns dos desafios apresentados.

1. Apesar de o foco deste texto ser o mercado internacional, reconhece-se que apenas uma parte dos bens e produtos é exportada, sendo também a preferência e a pressão do mercado interno responsáveis pela estrutura da economia e pelas práticas ambientais das empresas.

1.1 O comércio internacional e o papel dos países periféricos

1.1.1 A teoria econômica sobre comércio internacional

O modelo básico (ricardiano) de comércio internacional afirma que os benefícios do comércio advêm das vantagens comparativas que cada país tem na produção de um produto. Essa vantagem, por sua vez, seria resultante de diferenças tecnológicas entre os países, que geram custos diferentes de produção para cada produto em cada localidade.

A existência de vantagens comparativas não implica que um país tenha vantagens absolutas em relação a outros países para produzir um produto específico, mas sim que, neste, é relativamente mais barato produzir um produto A do que um produto B do que em outros países. Nesse contexto, de maneira geral, o modelo prevê que países periféricos se especializem na produção de produtos com baixa intensidade tecnológica, uma vez que, tipicamente, esses países não dominam as tecnologias mais modernas (RAY, 1998).

A evolução mais importante do modelo de vantagens comparativas é o modelo Heckscher-Ohlin (H-O), que se tornou base para a maioria dos modelos de comércio internacional atuais. Este se apoia no conceito de vantagens comparativas e argumenta que a origem destas é a abundância diferenciada de recursos entre os países. Em outras palavras, um país se especializaria na produção de produtos que são intensivos no uso de fatores com abundância relativa nesse país. Assim, esse modelo prevê, em linhas gerais, que países periféricos se especializem na produção de bens que usem recursos naturais, que são, em geral, abundantes nestes (RAY, 1998).

É importante notar que os modelos ricardianos e o H-O não são contraditórios, muito pelo contrário, eles se completam. Juntando os dois, espera-se o comércio entre países distintos, centrais e periféricos, no qual estes se especializem na produção de bens intensivos em recursos naturais e de baixo conteúdo tecnológico e aqueles, em bens intensivos em tecnologia (RAY, 1998). Esse pressuposto é base do debate econômico recente sobre os impactos ambientais do comércio internacional.²

Segundo o modelo H-O, o aprofundamento do comércio internacional seria benéfico a todos os países envolvidos porque, por meio da especialização, ele permitiria que se maximizasse a quantidade de bens produzidos e, por conseguinte, consumidos pelos cidadãos de todos os países. Na sua formulação básica, o modelo H-O

2. Tais teorias foram criticadas nas últimas décadas por não serem capazes de explicar as razões pelas quais a maior parte do comércio internacional se dá hoje entre os países centrais, que têm recursos e níveis tecnológicos similares, e não entre países ricos e pobres. Essas novas teorias se baseiam, em linhas gerais, na existência de economias de escala na produção e na valorização da variedade de produtos pelos consumidores. O chamado comércio intraindústria seria impulsionado pela especialização de países na produção, não de produtos de indústrias distintas, mas de variedades de produtos de um mesmo tipo (KRUGMAN; OBSTFELD, 2001; RAY, 1998). Porém, como o foco de análise deste estudo é o comércio entre países centrais e periféricos, não se aprofundará a discussão nesse aspecto.

é construído adotando pressupostos muito restritivos, e isso traz implicações importantes para os resultados do modelo.³ Ao considerar apenas o ganho de bem-estar agregado, ignoram-se as questões distributivas relativas a quem serão os ganhadores e os perdedores da abertura comercial de um país. Além disso, ao não levar em conta questões tecnológicas, *spill-overs* e outros fatores relacionados, o modelo não faz referência a vantagens e desvantagens de se produzir o produto A ou B, com intensidades distintas de capital, trabalho e tecnologia.

Apesar de a especialização na exportação de bens intensivos em recursos naturais trazer divisas a curto prazo, ela pode criar desafios a médio e longo prazos. Puga (2007) observou que nos últimos 20 anos, os países com mais especialização em setores intensivos em recursos naturais foram aqueles que tiveram as menores taxas de crescimento econômico. Como será discutido a seguir, há autores que explicam esse processo pelo fato de produtos intensivos em tecnologia possuírem mais dinamismo e mais elasticidade-renda do que os produtos intensivos em recursos naturais, além de contribuírem mais para o aprendizado e os ganhos de produtividade.

Desde a década de 1950, a partir da hipótese Prebisch-Singer sobre o declínio da razão de preços entre produtos primários e bens manufaturados, muito tem sido discutido sobre o papel do mercado de *commodities* no processo de desenvolvimento de países periféricos (MORGAN; SAPSFORD, 1994). Desde então, diferentes técnicas estatísticas têm sido usadas, tendo as evidências indicado maior suporte para essa tendência de declínio (SAPSFORD; BALASUBRAMANYAM, 1994).

Entre esses estudos, há alguns que vêm apontando inclusive a tendência a longo prazo da queda no valor das *commodities* e dos produtos intensivos em recursos naturais.⁴ O preço de uma cesta de *commodities* analisada por Alvim e Fantine (2008) em 2008 era 17% inferior aos valores de 1982 e 24% mais baixo do que os praticados em 1975. Nesse sentido, Gonçalves (2001) verificou que, no período entre 1980 e 1998, o grupo dos produtos intensivos em recursos naturais foi o único que teve evolução negativa de preços.

Em parte, isso se deve à instabilidade de preços dos produtos intensivos em recursos naturais, em particular as *commodities*. A produção de muitas destas é intensiva em capital; sejam as *commodities* agrícolas, na forma de terra, sejam as *commodities* minerais, na forma de máquinas e equipamentos. Como consequência, os produtores têm muita dificuldade de ajustar a produção a flutuações de preço e demanda em curto prazo. Aliado a isso, *commodities* são produtos que, normalmente, competem

3. Há avanços no próprio modelo H-O que relaxam essas hipóteses, mas, como o foco deste texto não é essa literatura, isso não será desenvolvido. Para maiores informações, ver Krugman e Obstfeld (2001).

4. Reconhece-se, entretanto, que houve certa recuperação dos preços relativos das *commodities* em 2000. Porém, a crise recente reduziu novamente estes preços de maneira geral, de forma que se prefere não aprofundar na evolução recente destes.

por preço, pois não há diferenciação de produto; dessa forma, em momentos em que existe retração de demanda, a principal estratégia dos produtores para garantir o escoamento da produção e do estoque é uma redução significativa dos preços, que somente voltar a subir quando há um aumento da demanda pelos produtos.

Buscando criar uma tipologia da inserção internacional dos países, De Mello (2006) agrupou as trajetórias de inserção no mercado internacional em três grandes grupos. Para este autor, o modelo ocidental caracteriza-se por sua intensidade em capital e pode ser organizado em duas variantes: a europeia, intensa em capital, com uma pequena participação de recursos naturais; e a norte-americana, associada à elevada utilização de capital e de recursos naturais. Como segundo exemplo, ele descreve o modelo asiático como sendo intensivo em mão de obra. Neste grupo, estão incluídos, por um lado, a China, o Vietnã e outros países do Sudeste Asiático, que vêm se especializando em atividades industriais; e, por outro lado, a Índia, com uma variante voltada para a prestação de serviços. Por fim, o modelo subcontinental é associado aos países que se posicionam no mercado internacional como fornecedores de recursos naturais, sendo exemplos emblemáticos a Rússia e o Brasil. Gonçalves (2001) nomeou esse processo de *inserção regressiva*, caracterizando-o pela “reprimarização” da pauta exportadora e associando-o a uma perda de competitividade internacional.

Em sua pesquisa, Puga (2007) classificou 159 países em termos de seu grau de especialização em setores intensivos em recursos naturais, trabalho, escala e tecnologia diferenciada/ciência. Nesta pesquisa, o Brasil aparece como especializado apenas nos produtos intensivos em recursos naturais com países como a Austrália, o Canadá, a Índia, a Indonésia e Rússia, além de outros da América Latina, da África e do Oriente Médio.⁵ O autor classifica o Sudeste Asiático e o Leste Europeu além da Itália, como intensivos em trabalho. Os países intensivos em tecnologia são organizados em três grupos: Estados Unidos e México, Centro e Norte da Europa e Sudeste Asiático. Seguindo o método do autor, a classe dos países intensivos em escala seria formada por Estados Unidos e Japão, além de alguns casos no Leste Europeu, na América do Sul (Chile e Peru), na África e na Europa.

Portanto, o debate sobre o papel do uso dos recursos naturais no processo de desenvolvimento dos países continua longe de um consenso. Nos últimos anos, essa discussão tornou-se ainda mais complexa com a inclusão do componente ambiental. Schaper e De Vèrèz (2001) buscaram avaliar as pautas de exportação dos países que compõem o Mercado Comum do Sul (Mercosul) e a Comunidade Andina e analisar os impactos ambientais decorrentes de sua especialização produtiva. Essas autoras notaram que esses países são muito mais competitivos nos setores ambientalmente sensíveis – aqueles que exigem alto investimento em

5. A presença de Austrália e Canadá nesse grupo sugere que a especialização em recursos naturais, por si só, não é determinante do grau de desenvolvimento dos países.

controle de poluição, como ferro e aço, metais não ferrosos, papel e celulose – e intensivos em recursos naturais. Além disso, o estudo indicou que os padrões de crescimento das exportações não parecem seguir um curso ambientalmente sustentável. Esse debate sobre a questão ambiental, a economia e o comércio internacional é aprofundado na seção 1.2 a seguir.

1.2 A teoria econômica de comércio internacional e o meio ambiente

A teoria econômica tradicional sobre o comércio internacional não contemplava o meio ambiente no cerne de suas análises. O padrão de comércio foi por muitos anos analisado em um mundo teórico com basicamente dois insumos: capital e trabalho. Ou seja, assim como na teoria econômica tradicional, o meio ambiente era implicitamente tratado como um repositório infinito de recursos, com capacidade infinita de absorver resíduos da atividade humana.

Dessa forma, recentemente, a discussão sobre a interação entre comércio internacional, desenvolvimento e meio ambiente passou a ganhar mais importância no debate econômico. Entretanto, até hoje, esta discussão promoveu mais debates políticos acalorados do que conclusões objetivas (ANTWEILER; COPELAND; TAYLOR, 2001). Isso se deve ao fato, entre outros, de as interações entre esses três assuntos se darem de maneira complexa e envolverem diversas dimensões. Além disso, há uma enorme variedade de disciplinas que estudam o tema sob diferentes perspectivas teóricas e políticas, o que também colabora para a dificuldade em encontrar consensos. Diversas análises chegam a conclusões distintas, dependendo se se focam em curto ou longo prazos e em efeitos locais, regionais ou nacionais. A própria escolha de um ou outro aspecto ambiental a ser analisado – tipo de poluente – pode levar estudos a chegarem a conclusões diferentes e até opostas (JAYADEVAPPA; CHHATRE, 2000).

Apesar disso, ao incluir-se o meio ambiente como insumo no modelo H-O, percebe-se que países abundantes em recursos naturais – e eventualmente na capacidade de absorver rejeitos – tendem a se especializar na exploração destes. Nesse sentido, dando suporte empírico ao modelo H-O, Baek, Choo, Koo (2009) encontram evidências de que o aprofundamento do comércio internacional tende a ser benéfico para o meio ambiente de países centrais, mas maléfico para o de países periféricos.

Provavelmente, há efeitos positivos e negativos do comércio internacional no meio ambiente que ocorrem concomitantemente, em diferentes lugares, escalas e intensidades. Esta seção busca analisar a questão da interação entre o comércio e o meio ambiente pela maior variedade de ângulos possível.

Ambientalistas e economistas que estudam comércio internacional têm, em geral, opiniões opostas no que tange ao tema liberalização comercial (BARDHAN; UDRY, 1999). Por um lado, ambientalistas tipicamente focam na questão de mais

comércio aprofundar a degradação ambiental em países pobres porque sua produção é intensiva em recursos naturais. Essas análises menosprezam os possíveis efeitos positivos que o comércio internacional pode potencialmente trazer em termos de importação de tecnologias e padrões de produção e consumo mais limpos. Por outro lado, economistas focam nesses potenciais efeitos positivos e se preocupam com o “protecionismo-verde”, sugerindo que medidas protecionistas, ou a não inserção no comércio internacional, não seriam mecanismos adequados para lidar com problemas ambientais nacionais. Eles sugerem que os problemas ambientais devem ser resolvidos por meio de melhor regulação ambiental nacional, melhor definição e maior garantia dos direitos de propriedade etc. (BARDHAN; UDRY, 1999). Analisando o tema com a devida profundidade, será visto que os impactos ambientais – positivos e negativos – advindos de maior comércio internacional são menos óbvios e diretos do que ambas as correntes argumentam.

As opiniões sobre o tema podem também ser divididas entre os grupos pró-comércio e pró-ambiente. O primeiro grupo argumenta que o comércio internacional aumenta o desenvolvimento econômico, incentiva melhorias na legislação ambiental, gera harmonização de legislações entre países e produz um aumento de renda que pode ser revertido em melhorias de gestão ambiental e disseminação tecnológica. Para o segundo grupo, por outro lado, o comércio levaria à diminuição dos estoques de recursos naturais e serviços ecossistêmicos; transferiria a produção de artigos poluidores para países mais pobres; geraria pressão por leis ambientais mais fracas; e afetaria tratados internacionais sobre o meio ambiente (JAYADEVAPPA; CHHATRE, 2000).

Entre as principais discussões na literatura econômica, as que mais importam são sobre a existência ou não de paraísos de poluição (*pollution heavens*) e de uma curva de Kuznetz ambiental.

A existência de paraísos de poluição é uma discussão muito presente na literatura econômica. Em termos gerais, discute-se se as indústrias mais poluidoras migrariam ou não para países com legislações ambientais mais fracas. Embora essa existência seja prevista pela teoria, não há consenso sobre a empiricidade desse efeito (ANTWEILER; COPELAND; TAYLOR, 2001). Alguns autores afirmam que uma das razões para isso não ocorrer é que o custo de seguir normas ambientais é muito baixo em comparação a outros determinantes dos custos das empresas, tais como matéria-prima e mão de obra, que seriam os verdadeiros impulsionadores da migração de empresas dos países ricos para os periféricos (COPELAND; TAYLOR, 2004). Em linha com esse raciocínio, Young e Lustosa (2001) argumentam que é difícil identificar a causa da especialização dos países periféricos em indústrias poluidoras. Isso poderia ocorrer tanto pelos menores custos de controle ambiental, pelo baixo custo da mão de obra, pela abundância de recursos naturais, ou ainda pela implementação de políticas específicas de atração por esses países.

Outra discussão importante é se o comércio internacional, ao levar a um aumento do produto interno bruto (PIB), conduziria a uma maior pressão social por melhorias no meio ambiente nacional – pois este seria considerado um bem normal ou de luxo –, levando a uma condição ambiental superior. Segundo essa suposição, a principal teoria sobre a relação entre PIB *per capita* e poluição é conhecida como curva de Kuznets ambiental. De acordo com esta, a relação entre a riqueza *per capita* de um país e a poluição se daria de maneira distinta, dependendo do nível de desenvolvimento deste. Em um país com renda baixa, uma elevação na renda *per capita* levaria ao aumento da poluição. Isso ocorreria até que se atingisse um nível máximo de poluição, que seria seguido pela fase em que o aumento do PIB *per capita* desse país levaria a uma melhora na condição ambiental. Assim, fazer o PIB de um país crescer poderia ser uma saída para a resolução dos problemas ambientais deste (MUELLER, 2007).

A empiricidade dessa relação estilizada e a formulação de políticas a partir dela são questionadas das mais diversas formas. Entre as principais críticas, argumenta-se que muitos dos estudos empíricos que acham relações como as propostas são focados em poluições locais, como a emissão de particulados ou a qualidade da água dos rios. No caso de poluições difusas e com efeitos globais – como a emissão de dióxido de carbono (CO₂); não se observa essa relação. Na verdade, grande parte dos estudos mostra que a emissão de CO₂ aumenta indefinidamente com a renda. Além disso, ao considerar que a elevação do PIB leva a uma condição ambiental melhor, desconsidera-se que, ao se atingir o ponto de máxima poluição, o ambiente pode estar muito debilitado e perdas irreversíveis podem ter ocorrido (MUELLER, 2007).

Estudos mais recentes tentam separar os efeitos do comércio internacional no meio ambiente em três, quais sejam: a escala, o tecnológico e a composição. Segundo esses estudos, como esses efeitos ocorrem simultaneamente, só uma análise detalhada sobre a intensidade de cada um é adequada para responder à questão com a precisão necessária (ANTWEILER; COPELAND; TAYLOR, 2001). Em linhas gerais, essa abordagem prevê que a maior inserção de países periféricos no comércio internacional produziria efeitos negativos para o meio ambiente em termos de escala – pois aumentaria a escala da economia e a demanda por recursos naturais; efeitos positivos em termos tecnológicos – uma vez que promoveria uma incorporação, pelo menos parcial, dos padrões ambientais mais rígidos e tecnologias mais limpas dos países centrais; e positivos ou negativos em termos de composição – dado que, por um lado, haveria uma intensificação da produção intensiva em recursos naturais, mas, por outro, a elevação do PIB levaria a uma maior participação do setor de serviços na economia (ANTWEILER; COPELAND; TAYLOR, 2001; COPELAND; TAYLOR, 2004).

Entre os críticos dessa literatura, destacam-se os autores da economia ecológica. Essa escola de pensamento traz algumas críticas que vão contra o cerne de alguns pressupostos da teoria econômica sobre comércio internacional (MURADIAN; MARTINEZ-ALIER, 2001). Por um lado, essa teoria questiona a maneira como o

crescimento econômico é contabilizado. Se o aumento de produção de bem gerado a partir de um aprofundamento do comércio se der pela maior exploração de recursos naturais, deveria levar-se em conta a perda desse estoque de capital natural como um fator negativo no crescimento. Logo, o aumento da produção gerado seria “ilusório” por não ser sustentável. Mueller (2007) sustenta a necessidade de se mudar a maneira como o PIB contabiliza a perda do estoque ambiental para corrigir o atual sistema. Segundo essa corrente, técnicas como a da contabilidade de todos os custos (*full cost accounting*) devem ser consideradas para estimar e descontar do PIB todos os custos – ambientais, sociais etc. – de cada atividade produtiva.

Outra crítica dos economistas ecológicos é que a intensificação do comércio internacional nem sempre gera aumentos significativos do PIB e, muitas vezes, a atividade exportadora de recursos naturais não cria vínculos com a economia local, não trazendo benefícios às populações. Muradian e Martinez-Alier (2001) afirmam também que, dada a distribuição de poder assimétrica entre diversos grupos sociais, típica de países periféricos, os benefícios econômicos são, via de regra, privatizados, enquanto os problemas ambientais são partilhados com a sociedade e mais diretamente com populações locais atingidas, as quais têm, geralmente, pouca força política. Nesse contexto, o benefício social agregado previsto pelos modelos, que não levam em consideração a distribuição de perdas e benefícios, pode não ser uma técnica adequada para analisar o problema.

Autores da economia ecológica também chamam atenção para o fato de fluxos de comércio, representar também, fluxos de materiais e, portanto, fluxos ecológicos. A internacionalização do comércio pode ser usada, nesse sentido, para aumentar a quantidade de recursos naturais e capacidade de assimilação de rejeitos a que os países ricos têm acesso, transferindo aos mais pobres os custos ambientais de seu consumo (MURADIAN; MARTINEZ-ALIER, 2001).

Algumas pesquisas mostram que um fluxo anual de 5 gigatoneladas (Gt) de CO₂ está embutido no comércio internacional, com o direcionamento primordial de países periféricos para os países centrais da economia mundial (PETERS; HERTWICH, 2007 *apud* PETERS, 2008). O reconhecimento de que o comércio internacional significa também fluxo de matéria e energia e de capacidade de usar recursos naturais e absorver poluição é crescente na literatura sobre a “mochila ecológica” (*ecological rucksack*). Pode se utilizar esse método para se calcular o uso de recursos e a geração de poluição com base no uso de recursos e poluição gerada pelo consumo interno de cada país. Dessa forma, atribuem-se à poluição e ao uso de recursos naturais ao consumidor (finalidade da produção), e não ao produtor. Outra vantagem dessa metodologia é que se evita o risco de vazamento (*leakage*) dos danos ambientais de regiões com as legislações ambientais mais rígidas, para regiões menos reguladas. Nessa linha, Peters e Hertwich (2007) citado por Peters (2008) propõem que os inventários de emissões de gases de efeito

estufa (GEE) apresentados no âmbito da Convenção-Quadro das Nações Unidas para Mudanças do Clima (CQNUMC) sejam baseados nos consumos dos países, e não nas suas produções internas como é hoje.

Outro ponto que revela a necessidade de estudos mais detalhados sobre a interação entre meio ambiente e comércio internacional é a limitação do escopo de poluentes utilizados nas análises. A maior parte dos artigos econômicos sobre o tema foca-se em poluição industrial, associada à poluição urbana e em alguns tipos de poluentes para os quais há mais disponibilidade de dados e são mais comparáveis em estudos entre indústrias ou entre países. Logo, esses estudos são incapazes de capturar problemas socioambientais locais específicos a algumas atividades produtivas, especialmente nas áreas rurais, como no caso da soja ou da mineração no Brasil. Assim, falta à discussão uma parte importante dos aspectos ambientais ligados à implantação e à operação de algumas indústrias específicas. Essa falta de dados é especialmente perigosa quando os autores – mesmo utilizando apenas um ou dois poluentes específicos – tecem conclusões sobre a interação entre o meio ambiente e o comércio internacional.

Dessa forma, decisões tomadas com informação incompleta podem ser equivocadas e levar a uma piora na qualidade ambiental local ou nacional. As externalidades ambientais negativas associadas à produção devem ser incorporadas às decisões de produção e consumo, assim como às de políticas públicas. Porém, para que isso ocorra, é necessário que se gerem informações e análises a esse respeito. Mesmo sem tentar apresentar conclusões absolutas sobre a interação entre o meio ambiente e o comércio internacional, esse texto busca suprir parcialmente essa lacuna evidenciando problemas ambientais que ficam normalmente fora das análises tradicionais.

2 POSSÍVEIS EFEITOS DA INSERÇÃO DO BRASIL COMO FORNECEDOR DE MATÉRIA-PRIMA

A história da inserção brasileira no comércio internacional está intimamente ligada à exploração de recursos naturais e atividades poluidoras desde os tempos de colônia. Os principais produtos produzidos no Brasil, que caracterizaram os ciclos econômicos nas diversas regiões do país, foram ligados à exportação de bens intensivos em recursos naturais. Primeiro, no século XVI, o Pau-Brasil; depois, o ciclo da cana-de-açúcar nos séculos XVI e XVII, o ciclo do ouro nos séculos XVII e XVIII e o do café no século XIX e no início do século XX. A partir de meados do século XX, quando se intensificou a industrialização no país, a estrutura das exportações brasileiras migrou para um modelo não apenas focado na produção agrícola, mas também em produtos minerais e intermediários intensivos em energia e poluição, como os metalúrgicos e a celulose. Essa mudança, embora tenha ocorrido concomitantemente com uma “modernização” na estrutura produtiva do país, gerou consequências sociais e ambientais indesejáveis (YOUNG, 2004).

Considerando a etapa mais atual da inserção brasileira, desde o começo da década de 1990, o país vem promovendo um processo de abertura comercial e financeira. Esse movimento segue uma tendência mundial de liberalização econômica que se iniciou no fim da década de 1970 nos países centrais. Estas reformas econômicas foram baseadas nos argumentos de que essas melhorariam a alocação de recursos por meio da remoção de distorções econômicas (protecionismo), gerando assim os processos de inovação, aprendizado e crescimento econômico. Dessa forma, a abertura comercial, ao expor às empresas a maior competitividade do mercado internacional e ao permitir a importação de máquinas e equipamentos, levaria as indústrias nacionais à maior e mais qualificada participação nos mercados globais (YOUNG, 2004).

Por outro lado, há diversas críticas a esse processo, principalmente em relação à forma como foi conduzido (GONÇALVES, 2001). Entretanto, um aspecto que tem sido pouco tratado nessa discussão é o das consequências ambientais da maior abertura da economia brasileira.

A globalização, mais especificamente a abertura comercial, ao gerar maior demanda internacional, foi um impulso aos setores exportadores dos países fornecedores de matéria-prima bruta, como o Brasil. Verificou-se, nas últimas décadas, uma expansão das exportações dos setores tradicionais, com a manutenção da pequena participação dos setores intensivos em tecnologia na pauta exportadora do país. Em outras palavras, aprofundou-se a dependência da exportação de *commodities* minerais e agrícolas como fonte de moedas fortes necessárias para a aquisição de produtos de maior intensidade tecnológica. A consolidação da China como produtora internacional de produtos manufaturados significou outro impulso nesse sentido, uma vez que ela aumentou a demanda internacional por bens primários (RIOS, 2006). O aprofundamento desse modelo, porém, não produziu os efeitos sociais esperados, principalmente devido à manutenção de condições precárias de trabalho e ao aprofundamento de alguns problemas ambientais, situações estas discutidas com mais detalhe na seção 3.

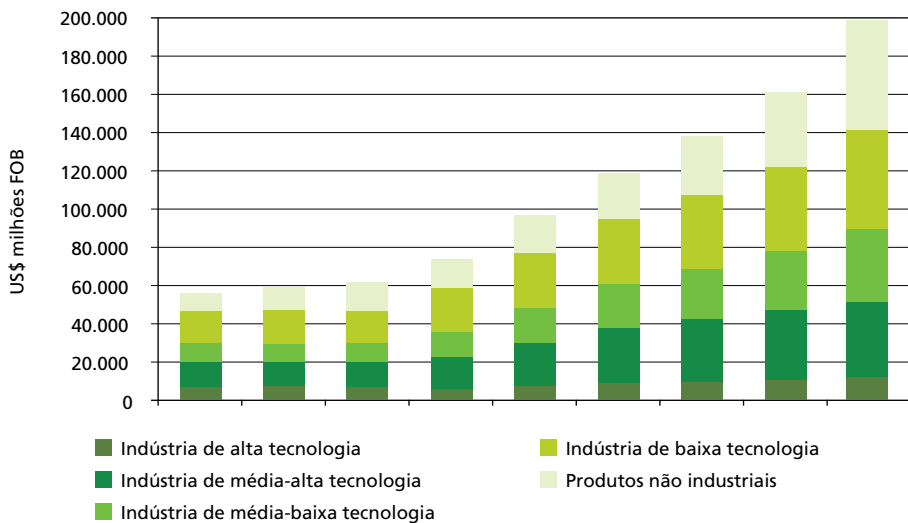
Conforme apresentado no gráfico 1, o aumento das exportações brasileiras se deve, principalmente, aos produtos não industriais e aos de baixa tecnologia.⁶

6. O Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior (MDIC) segue a classificação criada pela diretoria para Ciência, Tecnologia e Indústria da Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE), que organiza os setores segundo sua intensidade tecnológica da seguinte forma:

- indústria de baixa tecnologia: produtos manufaturados não especificados e bens reciclados; madeira e seus produtos; papel e celulose; alimentos, bebidas e tabaco; e têxteis, couro e calçados;
- indústria de média-baixa tecnologia: construção e reparação naval; borracha e produtos plásticos; produtos de petróleo refinado e outros combustíveis; produtos metálicos; e outros produtos minerais não metálicos;
- indústria de média-alta tecnologia: máquinas e equipamentos elétricos não especificados; veículos automotores, reboques e semirreboques; produtos químicos, excluindo farmacêuticos; equipamentos para ferrovia e material de transporte não especificado; e máquinas e equipamentos mecânicos não especificados; e
- indústria de alta tecnologia: aeronáutica e aeroespacial; farmacêutica; material de escritório e informática; equipamentos de rádio, TV e comunicação; e instrumentos médicos de ótica e precisão.

Entre 2000 e 2008, o valor das exportações, medidas em US\$ FOB,⁷ cresceu cerca de 260%; porém enquanto o valor das exportações da indústria de alta tecnologia aumentou 68%, o valor das exportações de produtos não industriais cresceu 515%. Como resultado, nesse período, a participação do valor das exportações da indústria de alta intensidade no total das exportações brasileiras passou de 12% para 6%, enquanto a participação dos produtos não industrializados cresceu de 17% para 28% (BRASIL, 2009a).

GRÁFICO 1
Participação dos grupos de produto na pauta de exportação segundo intensidade tecnológica

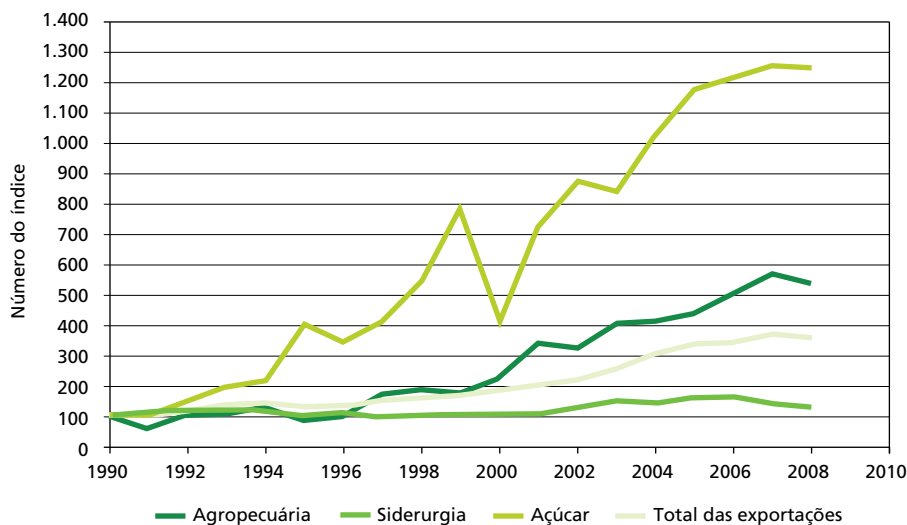


Fonte: Brasil (2009a).

É necessário reconhecer que, devido ao aumento no preço de muitas das *commodities* exportadas pelo Brasil no período analisado, é difícil ter certeza sobre o comportamento do *quantum* de exportação do período. Como há unidades diferentes para cada produto, não foi possível reproduzir o gráfico anterior em termos apenas de quantidade como seria desejável. Entretanto, para essa análise, mais relevante do que o fato de haver ou não uma reprimarização da pauta exportadora, é o fato de as exportações de uma série de produtos intensivos em recursos naturais e potencialmente poluidores ter se expandido significativamente no período. Essa expansão por si só –supondo que não houve grandes mudanças tecnológicas – implica maior pressão sobre os recursos naturais e o meio ambiente. O gráfico 2 mostra a evolução em quantidade da exportação de alguns desses produtos.

7. Free on Board – Livre a Bordo

GRÁFICO 2

Índice de *quantum* das exportações segundo setor de atividade – base 1990 = 100

Fonte: Ipea (2010).

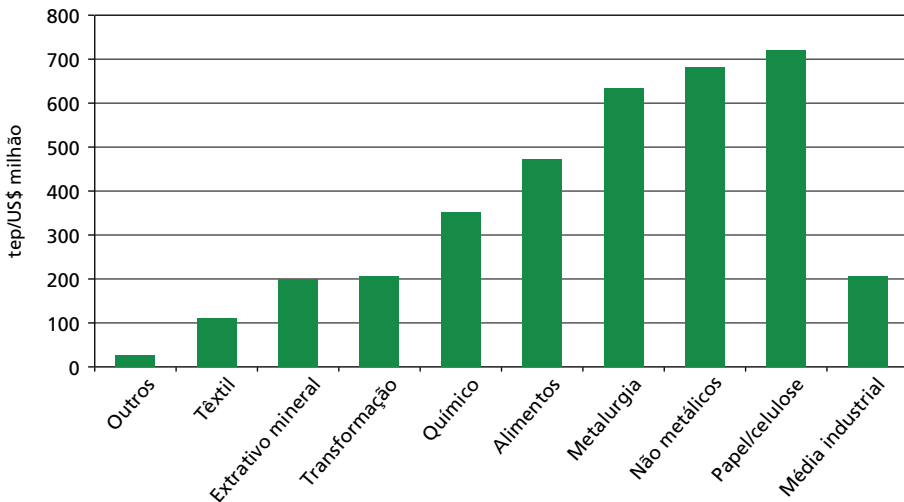
Os potenciais impactos negativos da especialização em produtos intensivos em recursos naturais não se manifestam apenas no campo econômico, tendo também efeitos negativos sobre o meio ambiente e as populações. Em seu trabalho sobre a aplicabilidade do modelo centro – periferia de Prebisch ao debate sobre desenvolvimento sustentável, Young e Lustosa (2003) analisaram a questão da heterogeneidade estrutural e apresentaram questão ambiental como um possível eixo analítico para discutir a relação entre “atraso” e “modernidade”, tendo inclusive interfaces com a questão da exclusão social.

A intensidade energética pode servir como aproximação para a discussão dos impactos da extração e do beneficiamento de *commodities*. A produção de energia térmica ou elétrica, independentemente da tecnologia utilizada, resulta em uma série de impactos ambientais e sociais negativos. A queima de combustíveis fósseis – em especial, carvão mineral e óleo combustível – emite CO_2 , óxidos de nitrogênio (NO_x) e óxidos de enxofre (SO_x), entre outros gases; as hidrelétricas alagam grandes áreas, reduzindo a biodiversidade e obrigando o deslocamento das populações que vivem próximas à barragem, além de, em alguns casos, também emitirem metano, contribuindo para as mudanças climáticas; usinas nucleares apresentam o problema da disposição dos resíduos radioativos, para os quais não há depósito definitivo no país. Dada essa situação, seria desejável que o setor industrial brasileiro diminuísse progressivamente sua intensidade energética; porém, essa redução é dificultada pela intensificação da produção de *commodities*, uma vez que a produção destes bens é geralmente intensiva em energia.

Conforme apresentado no gráfico 2, para produzir US\$ 1 milhão, a indústria de papel e celulose brasileira consome a energia equivalente a mais de 700 tep (toneladas equivalentes de petróleo); da mesma forma, o setor metalúrgico precisa de 650 tep. Por outro lado, para produzir uma riqueza equivalente, a indústria de transformação consome apenas 200 tep (EPE, 2009).

GRÁFICO 3

Intensidade energética de setores selecionados – 2008



Fonte: EPE (2009).

Em teoria, poderia se esperar que a inovação tecnológica tornaria esses setores menos intensivos em energia; porém, para alguns deles, os ganhos de eficiência são muito baixos. Entre 1980 e 2008, o setor de ferro e aço reduziu sua demanda de energia de 0,57 tep/t para 0,54 tep/t (melhoria de 5,2% apenas); durante esses 18 anos, a indústria de papel e celulose diminuiu o consumo de energia de 0,41 tep/t para 0,40 tep/t (redução de 2,2%). Esses aumentos de eficiência são muito inferiores à expansão da produção desses setores nesse período, respectivamente, 120% e 243% (EPE, 2009), o que significa que tais setores aumentaram significativamente o consumo de energia industrial no país. Dado esse cenário, as expectativas são que à medida que a produção de *commodities* aumente, seu impacto ambiental associado à produção e ao consumo de energia no país também crescerá.

Em linha com a abordagem da economia ecológica discutida na seção 1.2, ao se especializar em exportar produtos intensivos em energia, o Brasil se torna, na verdade, exportador desta, arcando com os custos sociais e ambientais da geração dessa energia. Em sua pesquisa sobre comércio internacional, consumo de energia e emissões atmosféricas, Machado *et al.* (2003) avaliaram, para 1995, o impacto do comércio internacional sobre o uso de energia e as emissões de CO₂.

A partir da comparação entre a intensidade energética e as emissões associadas a bens não energéticos exportados e importados, os autores concluíram que o Brasil é um exportador líquido de energia (3,7 milhões tep/ano), e de emissões de carbono (3,6 milhões/t CO₂), e que cada dólar obtido com a exportação de bens tem incorporado 40% mais energia e 56% mais carbono do que cada dólar gasto com a importação. Sendo a intensidade energética uma aproximação para o impacto ambiental de um processo produtivo, percebe-se que as atividades exportadoras são, nesse aspecto, mais impactantes do que aquelas que produzem os bens importados pelo país.

Da mesma forma, ao confrontar o potencial poluidor dos setores exportadores com o potencial poluidor médio da indústria brasileira no período entre 1985 e 1996, Young *et al.* (2002) concluíram que o complexo exportador concentra mais atividades potencialmente poluidoras do que a produção industrial voltada para o mercado interno. Para eles, esta característica é explicada pelo fato de o Brasil ter consolidado uma base industrial calcada em uso indireto de energia e matéria-prima barata, em vez de expandir sua capacidade de gerar ou incorporar progresso técnico; na visão dos autores essa estratégia significaria uma nova forma de inclusão no comércio internacional a partir de “vantagens competitivas espúrias”.

Se, por um lado, Young e Lustosa (2001) identificaram que a intensidade média de poluentes dos setores exportadores é superior à media nacional, por outro lado, eles também verificaram que entre as empresas que competem no mercado internacional existe um número maior que investe em redução de impactos ambientais.⁸ Ao mesmo tempo, Seroa da Motta (2006) defende que empresas maiores e ligadas a grupos internacionais desempenham uma maior quantidade de práticas ambientais. Ou seja, a realidade deve estar em algum lugar entre a perspectiva estática de que a abertura comercial gera especialização em indústrias sujas quando se supõem a tecnologia constante e a perspectiva dinâmica que presumiu que as inovações ambientais vindas do exterior vão melhorar as condições ambientais. A partir seção 3, a seguir, serão apresentados alguns casos que ilustram essa situação.

3 ESTUDOS SETORIAIS

Para melhor caracterização dos impactos causados pela especialização da economia brasileira em indústrias intensivas em recursos naturais, foram feitas análises dos setores de açúcar e álcool, soja, mineração de ferro e siderurgia. Essa escolha teve como base a importância desses setores na pauta de exportação nacional, conforme a tabela 1, e o significativo impacto sobre o meio ambiente e a população que essas

8. Os dados de Young e Lustosa (2001), porém, não permitem verificar se esse maior investimento se deve à concorrência internacional ou pelo fato desse grupo ser exatamente o de maior intensidade de poluição.

atividades gera nos territórios onde se instalam. Sendo assim, os casos descritos não representam o “efeito médio” do setor exportador, mas sim exemplos de setores críticos do ponto de vista econômico, social e ambiental.

TABELA 1
Participação na pauta de exportação – setores selecionados
(Em %)

Setores	2005	2006	2007	2008	2009	Variação (2009-2005)
Açúcar e álcool	4,0	5,7	4,1	4,0	6,4	60,4
Complexo soja	8,0	6,8	7,1	9,1	11,3	40,7
Minérios	6,8	7,1	7,5	9,5	9,4	39,3
Petróleo e combustível	7,7	9,5	10,0	11,6	9,8	27,3
Papel e celulose	2,9	2,9	2,9	2,9	3,3	13,6
Químico	6,3	6,6	6,8	6,2	7,1	12,8
Carne	6,7	6,2	6,9	7,2	7,5	11,1
Equipamentos elétricos	4,2	4,2	3,6	3,3	3,2	-22,7
Máquinas e equipamentos	5,9	5,6	5,4	4,9	4,1	-30,1
Produtos metalúrgicos	10,7	10,7	10,0	9,8	7,3	-32,0
Material de transporte	16,2	14,9	14,9	13,7	10,6	-34,6
Outros	20,8	19,9	20,8	17,9	20,1	-3,1

Fonte: Brasil (2006, 2007, 2008, 2009b).

3.1 Açúcar e álcool

A história recente da produção de cana-de-açúcar no Brasil tem como um de seus principais marcos o Programa Nacional do Álcool (Proálcool); programa federal que, entre 1975 e 1990, estabeleceu incentivos para a produção de etanol como substituto à gasolina. Durante essa etapa, o governo forneceu significativas linhas de crédito para a aquisição de terras para o plantio de cana-de-açúcar e a instalação de usinas. A partir de 1990, porém, o programa entrou em declínio e, em 1997, o mercado deixou de ser regulado pelo governo. Essa mudança de política, associada à conjuntura econômica daquele momento, levou ao fechamento de muitas usinas e à abertura do capital de outras.

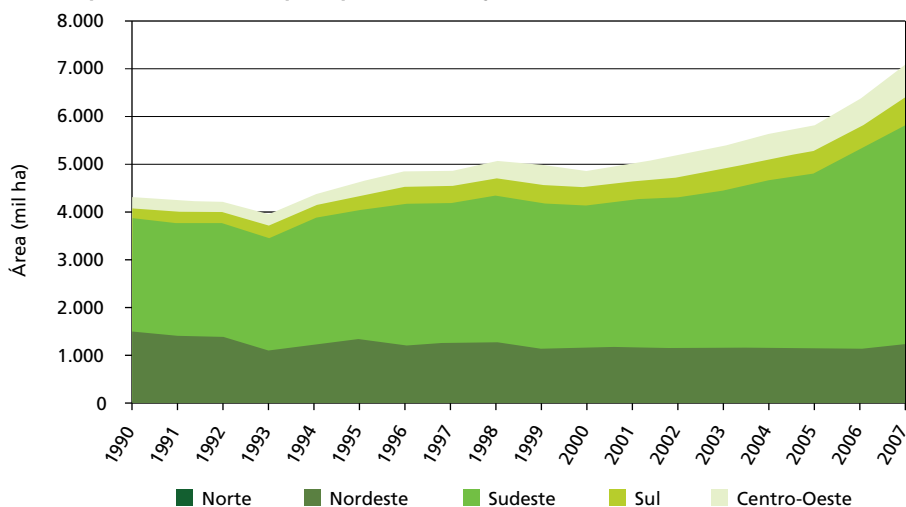
Em 2002, houve uma nova retomada do setor. Entre as causas, estava o aumento dos preços do açúcar nos mercados internacionais, bem como o desenvolvimento dos motores *flex* para automóveis, o que aumentou a demanda por etanol (WWF BRASIL, 2008). Entre 2000 e 2008, a produção de açúcar aumentou 90%, passando de 16,3 milhões de toneladas para 31,0 milhões de toneladas. Nesse período, a produção de etanol saltou de 10,6 milhões de metros cúbicos (m³) para 27,5 milhões de m³, o que corresponde a aumento de quase 160% (UNICA, 2009).

O aumento da produção não se deve apenas ao consumo nacional, mas também ao crescimento da exportação, que passou de 0,09 milhões de m³ para 4,7 milhões de m³, o que representa um crescimento de quase 5.000%. Nesse sentido, o percentual de etanol exportado passou de 0,9% para 17% da produção (UNICA, 2009). O aumento da demanda pelo etanol deve-se, principalmente, ao contexto das mudanças climáticas, uma vez que o produto é usado como substituto renovável à gasolina tendo emissão líquida de CO₂ muito menor. Nesta realidade, existem expectativas de que a demanda internacional continue a crescer, contribuindo de forma cada vez mais significativa para o crescimento da produção brasileira de cana-de-açúcar (WWF BRASIL, 2008).

Conforme apresentado no gráfico 4, um efeito imediato desse aumento de demanda tem sido a expansão da produção de cana-de-açúcar no Brasil que, entre 1997 e 2007, passou de 4,9 milhões de hectares (ha) para 7,1 milhões de hectares (IBGE, 2010). A cana-de-açúcar encontra-se presente de forma mais intensa no estado de São Paulo, principalmente devido à disponibilidade de terras férteis, à presença do mercado consumidor e à proximidade dos fornecedores de equipamentos (WWF BRASIL, 2008). Esta expansão do monocultivo de cana-de-açúcar na região tem causado, entre outros impactos, um aumento significativo do preço da terra. Entre 1997 e 2007, o preço médio do hectare da terra de cultura de primeira no estado de São Paulo passou de R\$ 1.173,00 para R\$ 12.396,00 (IEA, 2009). Esse aumento do preço da terra tem um impacto direto sobre o setor sucroalcooleiro, que vem buscando outras áreas de expansão, bem como sobre todas as outras atividades agropecuárias na região, em especial a agricultura familiar.

GRÁFICO 4

Expansão da área ocupada por cana-de-açúcar no Brasil



Fonte: IBGE (2010).

Entre as novas áreas de expansão das plantações de cana-de-açúcar, a ocupação prioritária tem sido o Triângulo Mineiro, o sul de Goiás, o sudeste de Mato Grosso do Sul e do Maranhão (ASSIS; ZUCARELLI; ORTIZA, 2007). Estudos apontam ainda a possibilidade de plantio no Centro-Norte e outras áreas do Centro-Oeste; embora os solos sejam menos favoráveis, as terras nessas regiões são baratas e o relevo é plano, o que eleva a chance de serem ocupadas pelas plantações de cana-de-açúcar (WWF BRASIL, 2008). A rápida ocupação por essas plantações gera uma série de impactos sobre os novos territórios, seja sobre o meio ambiente, seja sobre a população.

Do ponto de vista da conservação da biodiversidade, o setor sucroalcooleiro não possui um histórico positivo de respeito à legislação florestal. Durante a expansão do Proálcool, apesar da cana-de-açúcar ter invadido principalmente áreas de pastagens, estudos verificaram que essa ocupação levou a uma redução das áreas de preservação permanente e de reserva legal (WWF BRASIL, 2008). No novo ciclo de expansão dos anos 2000, algumas dessas práticas estão sendo mantidas, ao menos em certas regiões. Em julho de 2008, 24 usinas foram autuadas pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama) pela ausência de licença ambiental e supressão de reserva legal e de área de preservação permanente (IBAMA, 2008).

Como proposta para tentar restringir as áreas impactadas pela cana-de-açúcar, o governo federal lançou em 2009 o zoneamento agroecológico (ZAE) da cana-de-açúcar. Segundo esse documento, ficaria proibida a expansão de canaviais na Amazônia, no Pantanal e na Bacia do Alto Paraguai; além disso, não seria permitida a plantação desta cultura em áreas de vegetação primária ou em locais com declividade igual ou superior a 12% – que não permitem o corte mecanizado. Uma vez aprovados estes critérios, foram adotados pelo Conselho Monetário Nacional (CMN) também como condicionantes para o financiamento das atividades de produção de cana-de-açúcar por bancos públicos e privados.

Apesar das perspectivas positivas, o ZAE da cana-de-açúcar ainda apresenta algumas limitações que precisam ser superadas. Primeiramente, a restrição da expansão para determinados biomas deve aumentar a pressão sobre o cerrado, principal receptor dos novos empreendimentos deste tipo de cultura. No ZAE, 37% do território do estado de Goiás foi considerado apto para o plantio de cana-de-açúcar. Em segundo lugar, como o ZAE se restringiu desta cultura, ele desconsidera a possibilidade de esta deslocar outras atividades agropecuárias. Entre as áreas que foram consideradas como altamente aptas para a plantação de cana-de-açúcar, 19,2 milhões de hectares já estão ocupados por atividades agropecuárias (REPÓRTER BRASIL, 2009a); porém, o ZAE não previu nenhuma forma de impedir que esta cultura “empurrasse” essas outras atividades, como a soja ou a pecuária para os biomas que não pode ocupar.

Entre avanços e desafios, um dos principais problemas a ser enfrentado pelo ZAE da cana-de-açúcar será a aprovação legal. O documento foi oficializado como decreto presidencial em 2009 e transformado em projeto de lei (PL); porém, há indícios de que haverá forte pressão no Legislativo por parte dos representantes dos estados considerados como áreas não apropriadas para esta cultura. Poucos meses após o envio do PL para o Congresso Nacional, o estado de Mato Grosso do Sul publicou seu zoneamento ecológico-econômico da cana-de-açúcar, permitindo a cultura desta no Pantanal e na Bacia do Alto Paraguai (REPÓRTER BRASIL, 2009a).

Além das pressões sobre os ecossistemas, a cana-de-açúcar também afeta diretamente a vida das pessoas que residem nos territórios onde é plantada. Há relatos de assentamentos de reforma agrária rodeados por plantações deste tipo em que as culturas de frutas e hortaliças se tornaram inviáveis devido à migração de insetos dessas plantações. No caso de pequenos arrendatários, o impacto é mais intenso, pois o aumento do preço da terra tende a inviabilizar sua produção e os pequenos produtores acabam por avançar para a fronteira agrícola – eventualmente contribuindo para o desmatamento –, migrar para as periferias das cidades, ou ainda se dedicar ao trabalho no plantio e corte de cana-de-açúcar. Como os pequenos produtores e os agricultores familiares são os principais responsáveis pela produção de alimentos, essa situação pode reduzir a agricultura de subsistência e gerar problemas localizados de segurança alimentar (ASSIS; ZUCARELLI; ORTIZA, 2007; WWF BRASIL, 2008).

Os agricultores que optam por trabalhar nas plantações de cana-de-açúcar enfrentam uma das realidades de trabalhos mais duras existente no país. As informações mais detalhadas sobre as condições de trabalho destes são referentes ao estado de São Paulo, em que se esperaria as melhores situações. Nesta região, a média de produtividade dos trabalhadores passou de 6 toneladas por dia em 1980 para 12 toneladas por dia em 2007. Essa situação de exploração da mão de obra é ainda intensificada pelo valor da remuneração. Na década de 1980, após importantes greves e mobilizações, os cortadores conseguiram acordar um piso salarial de 2,5 salários mínimos; segundo Alves (2007), em abril de 2006, esse valor seria equivalente a R\$ 875,00; porém, em março de 2007, o piso praticado na região de Ribeirão Preto seria de aproximadamente R\$ 449,00.

Além do baixo valor da remuneração, existem problemas no sistema de pagamento, uma vez que os trabalhadores são remunerados por produção medida em toneladas cortadas, mas, no campo o corte é medido em metros lineares. Como a relação metro/tonelada depende do tipo da cana-de-açúcar e a conversão é feita nas balanças da usina, os trabalhadores não sabem o quanto vão ganhar e são impelidos a dar o máximo de si durante toda a jornada de trabalho (ALVES, 2007). Diante dessa situação de trabalho extenuante e em ritmo

intenso, surgem diversos problemas de coluna, lesão por esforço repetitivo (LER), câimbras e até morte por exaustão. Entre 2004 e 2007, foram identificados pelo menos 20 casos de pessoas que morreram por excesso de trabalho nas plantações de cana-de-açúcar (MAGALHÃES; SILVA, 2008).

A questão das condições de trabalho deverá ser contornada em médio prazo, ao menos no estado de São Paulo, embora motivada por outras razões. O corte manual de cana-de-açúcar é, necessariamente, antecedido pela queima da palha, atividade que gera sérios problemas de poluição do ar. Estudos indicam que a presença da fuligem desta cultura na atmosfera acaba por agravar os sintomas de pessoas que sofrem de doenças crônicas do aparelho respiratório (bronquite crônica e asma); além disso, esse material gera irritação nas vias respiratórias de pessoas saudáveis (ARBEX *et al.*, 2004). Como forma de tentar remediar essa situação, em 2007, foi firmado entre o governo estadual e a indústria da cana-de-açúcar o Protocolo Agroambiental do Setor Sucroalcooleiro, que antecipa o prazo para o fim da queima estipulado pela Lei nº 11.241/2002. Segundo esse protocolo, a queima deverá deixar de ocorrer em áreas com declividade abaixo de 12% em 2014, em vez de 2021, como anteriormente previsto. Como essa declividade permite a mecanização da colheita e a produtividade do corte manual é muito baixa quando não existe queima, a mecanização da cultura de cana-de-açúcar deverá ser intensificada no estado (UNICA, 2007) nos anos que antecederem o prazo para o fim da queima. Apesar de louvável, essa iniciativa não deveria ocorrer de forma isolada, uma vez que sua consequência mais direta poderá ser o deslocamento desses trabalhadores para as cidades ou regiões produtoras de cana-de-açúcar em outros estados. Dessa forma, seria desejável que essa decisão fosse complementada por outras políticas que permitissem a esses trabalhadores voltarem a cultivar a terra, ou se qualificarem para atuar em outras atividades.

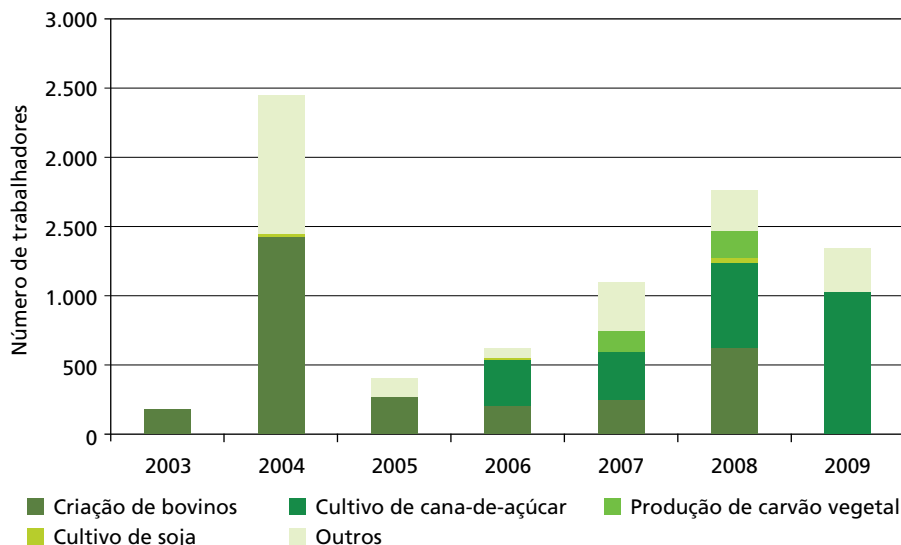
Apesar das tendências de mecanização do corte de cana-de-açúcar em São Paulo, a questão do corte manual ainda consiste em um grande desafio para o Brasil, uma vez que, de acordo com pesquisa realizada pelo Instituto de Desenvolvimento Agroindustrial Ltda., com 48 indústrias – responsáveis pela produção de 23,7% no Brasil –, na safra de 2005-2006, mais de 68% da produção foi cortada manualmente no país (NUNES JR. *et al.*, 2007).

O trabalho no corte também é fortemente associado ao trabalho análogo à escravidão. Esta classificação é baseada nas condições gerais de trabalho às quais os trabalhadores são submetidos, incluindo condições de alojamento – que muitas vezes não possuem água potável ou latrinas –, alimentação – havendo casos em que empregadores oferecem comida estragada para os trabalhadores – e mesmo violência e maus tratos. Conforme apresentado no gráfico 4, em 2009, a produção de cana-de-açúcar foi o setor com maior número de trabalhadores

em condições degradantes resgatados pelo Grupo Móvel de Combate ao Trabalho Escravo do Ministério do Trabalho e Emprego (MTE); porém, outros setores intensivos em recursos naturais e também associados ao setor exportador, como produção de carvão vegetal para a siderurgia, também são associados a situações de trabalho análogo à escravidão.

GRÁFICO 5

Número de trabalhadores em condição análoga à escravidão libertos pelo MTE



Fonte: Repórter Brasil (2009b).

Com a expansão da cana-de-açúcar para o Centro-Oeste, o cenário descrito anteriormente se torna ainda mais complexo devido à presença de povos indígenas. Em Mato Grosso do Sul, há canaviais que estão ocupando territórios ancestrais e cercando aldeias indígenas, o que gera uma série de conflitos entre índios e fazendeiros. Além disso, há aldeias em que “cabeçantes” recrutam indígenas – inclusive menores de idade – com pagamento adiantado de “vale compra”, que somente pode ser usado em lojas específicas, que cobram valores acima dos preços médios, levando os indígenas a um endividamento crescente (ASSIS; ZUCARELLI; ORTIZA, 2007).

Além dos impactos sobre a população rural, a implantação de grandes monoculturas de cana-de-açúcar também tem influência sobre a qualidade de vida das populações urbanas dos municípios onde são implantadas. A exigência de grande quantidade de mão de obra e a migração da população para as áreas de corte exercem grande pressão sobre a infraestrutura urbana existente, especialmente levando ao inchaço das periferias, com a conseqüente redução da qualidade de vida (ASSIS, ZUCARELLI; ORTIZA, 2007).

Todavia, os problemas relacionados anteriormente não são inerentes à produção da cana-de-açúcar, mas ao modelo escolhido. Existem outras formas de produção, já postas em prática, que integram a cana-de-açúcar com a produção de alimentos e a geração de energia. Há propriedades na Zona da Mata Mineira onde há diversidade do uso do solo, com a produção de alimentos, gado e cana-de-açúcar, bem como a de álcool em minidestilarias (ASSIS; ZUCARELLI; ORTIZA, 2007).

No caso das experiências em grande escala, também existem alternativas para diminuir o impacto da plantação de cana-de-açúcar. Sob a perspectiva ambiental, o primeiro passo seria o respeito à legislação ambiental, em especial às áreas de preservação permanente e reserva legal e a proposta de ZAE feita pelo governo federal. Em segundo lugar, seria importante concentrar a expansão da cana-de-açúcar em áreas já degradadas, ou em locais em que é possível tornar a produção de gado mais intensiva, evitando o deslocamento de atividades agropecuárias para novas regiões de fronteira. Também seria fundamental a manutenção de corredores ecológicos entre as áreas de conservação, para garantir a diversidade biológica das regiões em que a cana-de-açúcar vem se estabelecendo. Outra questão de grande importância para a minimização dos impactos ambientais seria a redução ou o abandono do uso de agrotóxicos na produção da cana-de-açúcar, com a adoção da produção orgânica ou agroecológica. Essa questão, que também teria forte efeito positivo sobre a saúde dos trabalhadores, é discutida em mais detalhes na seção 3.2.

Do ponto de vista social, uma medida simples com potencial grande impacto seria o cumprimento da legislação trabalhista. Outra ação que poderia modificar significativamente a vida dos trabalhadores seria a criação de uma política de transição do corte manual para o mecanizado, que deveria incluir ações que estimulassem a reforma agrária e o assentamento dos trabalhadores rurais que fossem dispensados, ou seu treinamento para reinserção no mercado de trabalho. O enfoque em áreas degradadas, conforme mencionado anteriormente, também poderia reduzir a pressão sobre as terras de melhor qualidade, diminuindo o risco de expulsão dos pequenos produtores rurais.

3.2 Soja

A produção de soja brasileira tem se expandido de forma bastante intensa nos últimos anos, passando de 26,4 milhões de toneladas em 1997 para 57,9 milhões de toneladas em 2007 (IBGE, 2010). Atualmente, o Brasil, com os Estados Unidos e a Argentina, é o principal produtor de soja do mundo; esses países foram responsáveis, em 2008, por 26%, 35% e 20% da produção mundial (FAO, 2010).

A expansão das plantações de soja foi um importante vetor de crescimento econômico em estados do Centro-Oeste. A tabela 2 apresenta indicadores socioeconômicos para o estado do Mato Grosso e alguns municípios sojicultores

selecionados.⁹ Os indicadores mostram um significativo aumento da riqueza – medida como PIB *per capita* – no estado e nos municípios no período 2000-2007.¹⁰ Entretanto, é importante notar que apesar do crescimento da riqueza ser desejável, ele não necessariamente se reflete na melhoria da qualidade de vida das pessoas. Essa riqueza não garantiu a respectiva melhoria das condições de saneamento, que pode ser verificada pelo aumento relativo das internações hospitalares por doenças infecciosas e parasitárias na maioria dos municípios. Ao mesmo tempo, o aumento da riqueza não assegurou uma melhoria da saúde das pessoas, uma vez que houve elevação do percentual de crianças com baixo peso ao nascer em alguns municípios. Da mesma forma, o aumento da riqueza não garantiu a redução da violência nessas localidades, pois houve melhoria do indicador de mortes violentas em alguns municípios e piora em outros.

TABELA 2
Indicadores socioeconômicos, municípios sojicultores selecionado

Municípios	Área plantada com soja (área plantada do município) (%)		PIB <i>per capita</i> (R\$ correntes)		Doenças infecciosas e parasitárias das internações hospitalares (%)		Crianças com baixo peso ao nascer (%)		Mortalidade por agressão (mortes por 100.000 habitantes)	
	2000	2007	2000	2007	2000	2007	2000	2006	2000	2006
Mato Grosso	61,23	63,50	5.297,00	14.953,58	6,10	8,40	6,80	6,80	39,50	31,30
Alto Garças	70,81	72,77	8.053,00	24.066,53	1,85	2,10	5,70	7,50	48,00	12,00
Bom Jesus do Araguaia	–	84,81	–	12.064,49	–	10,20	–	2,30	–	21,30
General Carneiro	88,62	97,23	6.977,00	13.958,71	0,00	9,70	5,10	8,20	23,00	22,80
Ipiranga do Norte	–	70,88	–	46.029,18	–	–	–	3,00	–	44,80
Itiquira	76,69	80,04	21.065,00	38.013,88	4,55	11,10	6,90	7,00	21,60	19,80
Nova Marilândia	77,69	73,47	5.350,00	13.032,50	0,00	2,80	9,10	2,40	–	34,60
Nova Ubiratã	69,51	70,68	11.460,00	34.336,56	–	2,50	5,70	3,00	35,40	38,70
Novo São Joaquim	71,36	68,60	10.084,00	24.013,96	7,17	16,10	6,20	5,20	21,10	22,40
Santa Rita do Trivelato	–	73,70	–	76.237,78	–	1,40	–	12,00	–	–
Santo Antônio do Leste	–	69,34	–	63.685,30	–	1,20	–	7,30	–	135,40
Tapurah	49,38	68,48	7.400,00	21.785,17	17,89	4,40	3,40	9,20	77,80	12,90
Tesouro	87,83	76,08	5.095,00	14.530,01	0,00	6,40	14,00	9,50	31,90	48,00

Fontes: IBGE (2002a, 2007, 2010); Brasil (2010).

Obs.: Os indicadores que apresentaram melhoria foram grafados em verde e aqueles que pioraram em vermelho.

9. Os municípios foram selecionados a partir de dois critérios para 2007: participação da agropecuária no valor adicionado do município superior a 60% e soja ocupando mais de 65% da área plantada com culturas temporárias.

10. Conforme apresentado no gráfico 6, este intervalo inclui o período de maior expansão da soja na região Centro-Oeste.

O sucesso da soja brasileira no mercado internacional não deriva apenas da sua oferta, mas também da janela de oportunidade criada pelo colapso ambiental dos antigos modelos de alimentação de animais criados de forma intensiva. Este é um alimento com elevado teor de proteína, sendo seu farelo um dos principais componentes para a alimentação de gado, aves e porcos confinados. A intensificação do uso da soja é um processo recente; até meados da década de 1970, esse mercado era primordialmente ocupado pela farinha de peixe produzida a partir das anchovas capturadas no Peru; entretanto, a sobrepesca na região levou ao colapso dessa indústria (BROWN, 2005). Como alternativa, ampliou-se o uso da farinha de osso, produzida a partir das carcaças dos próprios animais; porém, o aparecimento da encefalopatia espongiforme bovina, ou doença da vaca louca, no fim da década de 1980, levou ao banimento dessa prática no início dos anos 2000 para a criação de gado, o que aumentou a demanda pela soja. Além da Europa, outro importante consumidor da soja brasileira é a China, em que o aumento da demanda faz parte de um contexto de mudança da dieta de grupos sociais específicos, que vêm aumentando o consumo de carne (NEPSTAD; STICKLER; ALMEIDA, 2006; THE DUTCH SOY COALITION, 2006).

Além da alimentação animal, a demanda por soja também vem se ampliando para atender a procura por biodiesel. Entre 2006 e 2008, a produção de biodiesel brasileiro passou de 0,07 milhão de m³ para 1,17 milhão de m³ (ANP, 2009), ou seja, crescimento de mais de 1.500%. As perspectivas de crescimento são ainda maiores, pois há estimativas de que a produção brasileira de biodiesel supere a marca de 100 milhões de m³ em 2035, sendo metade dessa produção destinada ao mercado internacional (GAZZONI, 2007). Apesar da possibilidade de se utilizar diferentes plantas para a produção de biodiesel, a soja vem sendo a principal cultura devido à infraestrutura já existente, tendência que deverá ser mantida a médio prazo. Como resultado dessas pressões, o Brasil deverá se consolidar como principal produtor de soja do mundo em alguns anos. Estimativas indicam que a produção brasileira de soja atinja 105 milhões de toneladas em 2020; em comparação, os Estados Unidos aumentariam sua capacidade produtiva para 87 milhões de toneladas (LOVATELLI, 2005).

Conforme apresentado na tabela 3, grande parte da produção de soja brasileira e argentina destina-se ao abastecimento dos mercados internacionais. Nesse sentido, a exportação da soja – como no caso de outras *commodities* – tem sido uma estratégia importante na geração de saldos positivos na balança comercial. Entretanto, a forma de inserção internacional utilizada pelos dois países tem sido diferente, uma vez que o Brasil tem exportado grande parte de sua produção na forma de grãos, enquanto a Argentina concentra suas exportações em produtos beneficiados e com maior valor agregado.

TABELA 3
Produção e exportação de soja, Brasil e Argentina – safra 2008-200

Grau de beneficiamento	Argentina		Brasil	
	Produção (milhões t)	Participação da exportação (%)	Produção (milhões t)	Participação da exportação (%)
Soja em grãos	32,0	18,6	57,0	48,8
Farelo de soja	25,7	97,5	24,7	51,8
Óleo de soja	6,3	81,0	6,1	31,3

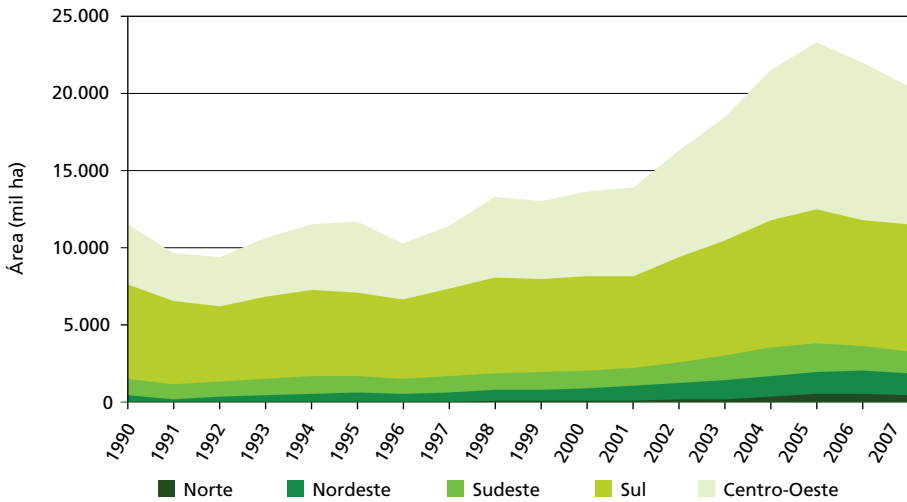
Fonte: USDA (2009).

Em grande parte, esse comportamento das exportações brasileiras é resultado de decisões políticas, uma vez que a Lei Complementar nº 87/1996 (Lei Kandir) desonera do Imposto sobre Operações relativas à Circulação de Mercadorias e Prestação de Serviços de Transporte Interestadual e Intermunicipal e de Comunicação (ICMS) os produtos primários que se destinam ao exterior, desestimulando as companhias a beneficiar a soja no Brasil (SCHLESINGER, 2006). Dessa forma, o país não apenas perde receita fiscal, como também deixa de criar empregos na indústria de beneficiamento da soja (THE DUTCH SOY COALITION, 2006). Sendo assim, o Brasil parece ir em direção contrária a outros países, que vêm buscando usar o sistema tributário para estimular a industrialização da cadeia de soja e outras oleaginosas. Países importadores de soja, como a China e os da União Europeia, têm um sistema de tarifas e impostos que estimula a entrada de grãos em detrimento do farelo e do óleo, buscando atrair indústrias de beneficiamento. Do lado dos países produtores, a Argentina aplica impostos mais elevados para a exportação de grãos do que para produtos processados (SCHLESINGER, 2006). Em iniciativa semelhante, a Malásia, desde a década de 1960, aplica um sistema tarifário que busca promover a diversificação industrial da cadeia da palma: quanto maior o grau de processamento do produto, menor a taxa do imposto de exportação (FOLD, 2000).

Entre as vantagens competitivas do Brasil como produtor da soja, são comumente mencionados o conhecimento desenvolvido pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), além de fatores físicos como clima, abundância de água e de solo. Como consequência dessa visão do território como apenas um fator de produção (RIGOTTO; AUGUSTO, 2007), a soja não vem apenas se adensando no sul –área tradicional da cultura –, mas também se expandindo de forma significativa, principalmente na região Centro-Oeste. Como consequência, a área plantada de soja dobrou entre 1996 e 2007, conforme apresentado no gráfico 6.

GRÁFICO 6

Expansão da área ocupada por soja no Brasil



Fonte: IBGE (2010).

Além da expansão no Centro-Oeste, existe o aumento da presença da soja em outras regiões, como o Nordeste (Maranhão) e o Norte (Roraima, Tocantins e Pará). A entrada da soja nessas regiões, porém, desperta preocupações, uma vez que o Estado apresenta uma limitada capacidade de controle ambiental, trabalhista e fundiário nesses locais, o que diminui o controle das práticas produtivas e aumenta a intensidade dos impactos sociais e ambientais.

Do ponto de vista ambiental, existem diferentes impactos que podem ser diretamente associados à expansão da soja, entre estes, a pressão sobre vegetação nativa – especialmente o cerrado e a floresta Amazônica –, consumo de água, erosão e uso intensivo de agrotóxicos. Além destes, existem ainda os efeitos indiretos, associados ao “efeito de arraste” da implantação da monocultura de soja. Do ponto de vista social, além da questão dos agrotóxicos e seus efeitos na saúde dos trabalhadores, a expansão da soja vem sendo associada à concentração fundiária em diferentes regiões do Brasil.

A expansão da soja vem sendo um dos principais indutores do desmatamento do cerrado que já teve 48,2% de sua área original desmatada (BRASIL, 2009d). Existem ainda indícios de que o desmatamento em larga escala desse bioma pode levar a casos graves de erosão e perda de solo. Há regiões em Mato Grosso que já vêm enfrentando problemas de erosão eólica e também áreas na Bolívia onde a soja é plantada desde a década de 1970 e a erosão vem diminuindo consideravelmente a produtividade do solo (BROWN, 2005).

A soja também tem um papel direto e indireto sobre o desmatamento da floresta Amazônica. Segundo dados de Nepstad, Stickler, Almeida (2006), sua produção em áreas de floresta de terra firme cresceu 15% ao ano (a.a.) entre 1999 e 2004. Além disso, ao ocupar áreas de pastagem e terras de pequenos proprietários, a soja “empurra” o gado e os pequenos produtores rurais em direção ao norte, avançando com a ampliação da fronteira agrícola e aumentando a pressão sobre a floresta (NEPSTAD; STICKLER; ALMEIDA, 2006; WHYTE *et al.*, 2004).

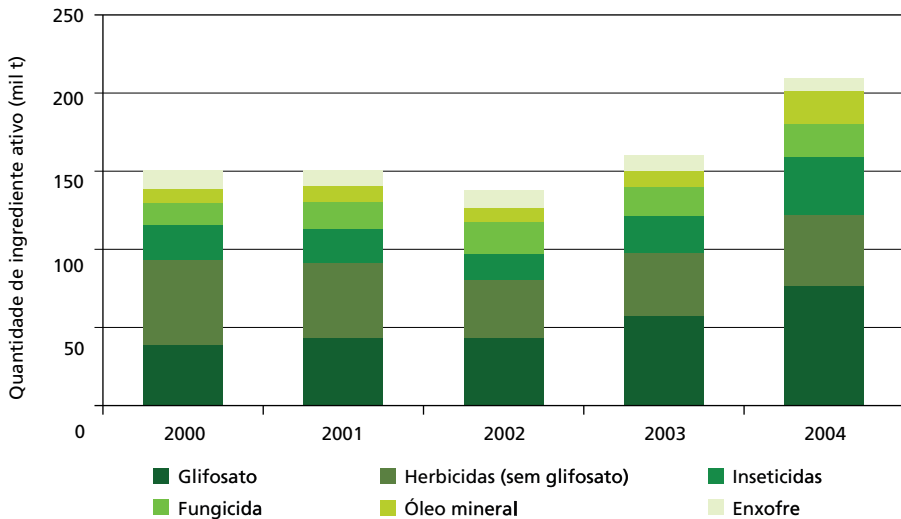
Um segundo problema relacionado à expansão da monocultura da soja diz respeito ao uso da água. Em algumas regiões do Pará em que há ampla presença da soja, como Santarém e Belterra, foi identificada uma considerável redução na disponibilidade de água, o que vem gerando problemas consideráveis para pequenos produtores. Além disso, como há muitos sojicultores que derrubam as matas ciliares, existe também uma considerável redução da qualidade da água, com o aumento de turbidez e de material em suspensão (NORONHA; ORTIZ; SCHLESINGER, 2006; SOARES-FILHO *et al.*, 2006).

Esse problema é ainda intensificado pela contaminação dos recursos hídricos por agrotóxicos; em 2002, o IBGE (2002b) identificou a contaminação de corpos d'água em 901 municípios e a do solo em outros 1.152 municípios. Esta contaminação se deve, em grande parte, pela pulverização aérea utilizada em grandes propriedades (WHYTE *et al.*, 2004). Como a capacidade de controle ambiental e agrônômico é muito limitada no Brasil, não é incomum que grandes fazendeiros desrespeitem a legislação e as normas agrônômicas para o uso de agrotóxicos. Pignati, Machado e Cabral (2007) descreveram como a pulverização aérea incorreta de agrotóxicos em Lucas no Rio Verde (MT) se transforma em “chuvas” de agrotóxicos que atingem a área urbana, queimando e secando plantas e expondo a população a elevado risco químico.

A expansão da soja está diretamente associada ao aumento do uso do glifosato no Brasil, um dos principais responsáveis pelo aumento do consumo de agrotóxico no país, conforme o gráfico 7. Este ingrediente é o princípio ativo utilizado no agrotóxico Roundup®, cujo uso está diretamente associado ao plantio de soja transgênica.¹¹ Análises toxicológicas deste agrotóxico indicam que, em concentrações similares àsquelas permitidas nos resíduos de alimentos, o produto tem efeitos negativos sobre células placentárias humanas, podendo criar problemas de reprodução (BENACHOUR; SÉRALINI, 2009; RICHARD *et al.*, 2005).

11. A soja *Roundup Ready*® foi geneticamente modificada para resistir a esse herbicida, que passou a ser usado largamente para controle de outras ervas.

GRÁFICO 7
Consumo de agrotóxicos no Brasil



Fonte: IBAMA (2004).

Além dos impactos diretos da soja sobre o meio ambiente, existem impactos indiretos relacionados à implantação da infraestrutura necessária para que a produção seja escoada para o mercado internacional, tais como as ferrovias, as hidrovias e, especialmente, as rodovias. Posteriormente, essa infraestrutura é utilizada como via de acesso para outros empreendimentos – como o gado e madeira –, ampliando o desmatamento e a destruição de diferentes habitats (BROWN, 2005). Este “efeito de arraste” gera impactos ambientais muito superiores ao desmatamento para a rodovia ou a plantação de soja; porém, esses impactos não são incorporados no momento do licenciamento dos empreendimentos (FEARNSIDE, 2001; SOARES-FILHO *et al.*, 2006).

Dessa forma, a expansão da ocupação do interior do país pela soja decorre do trabalho do setor público e do privado. Por um lado, o Estado oferece crédito, pesquisa científica e infraestrutura de transporte, além de ser omissor quanto ao controle ambiental e fundiário. Por outro lado, o setor privado realiza o desmatamento, a limpeza do solo e constrói a infraestrutura de armazenamento (WHYTE *et al.*, 2004). Nesse contexto, a infraestrutura de transporte, elemento essencial para reduzir os custos de comercialização da soja, vem sendo implantada de forma contínua pelo governo federal, por meio de seus programas de investimento, como o Brasil em Ação, o Avança Brasil (FEARNSIDE, 2001) e, mais recentemente, o Programa de Aceleração do Crescimento (PAC). Este paradigma de ocupação e desenvolvimento repete o modelo exógeno de desenvolvimento baseado no investimento em projetos tecnointerindustriais e na extração de recursos naturais (BECKER, 2001).

A complexidade do problema aumenta ainda mais se for levado em consideração que esses investimentos ocorrem em locais em que a presença dos órgãos de monitoramento ambiental é muito fraca. Além disso, a coordenação entre os diferentes atores responsáveis por essa fiscalização é limitada e ainda prejudicada pela assimetria de poder entre grandes fazendeiros e funcionários dos órgãos ambientais (WHYTE *et al.*, 2004). Dessa forma, o controle ambiental é feito de forma inconstante e tênue. Nepstad, Stickler, Almeida (2006) descrevem como um importante avanço de governança ambiental o fato de a International Finance Corporation definir o respeito à legislação ambiental e trabalhista, bem como o uso de apenas agrotóxicos permitidos no país, como condição para a cessão de crédito para sojicultores localizados em regiões do cerrado e da floresta Amazônica.

A soja também pode ser relacionada a processos de expulsão de pequenos proprietários e, conseqüentemente, à concentração fundiária. A lucratividade dos produtores de soja depende da redução de custos, que é obtida, principalmente, por ganho de escala em grandes propriedades. Dessa forma, as plantações são intensivas em capital e exigem investimentos em maquinário, preparação do solo e insumos (FEARNSIDE, 2001; WHYTE *et al.*, 2004). Por esse motivo, a agricultura familiar tem uma participação cada vez menor na produção de soja, havendo uma concentração crescente de grandes produtores. Entre 1996 e 2004, o número de trabalhadores da agricultura familiar na produção de soja passou de 710 mil para 258 mil (redução de 64%), enquanto o de trabalhadores contratados para plantar soja se elevou de 30 mil para 77 mil (aumento de 156%). Apesar do aumento da produção de soja nesse período, devido ao crescimento de escala e à mecanização, houve uma redução de 405 mil empregos nas plantações de soja (SCHLESINGER, 2006). A pequena geração de emprego é uma das características do atual modelo produtivo de soja, uma vez que, considerando a produtividade em 2000, somente eram necessários dois trabalhadores para cultivar 100 hectares de soja, enquanto a mesma área de feijão exigiria 11; arroz ou a laranja, 16; e mandioca, 38 (ROESSING; LAZZAROTTO, 2004). Além disso, a soja plantada no Centro-Oeste e no Norte não necessariamente absorve a mão de obra local, como pode ser verificado no município de Humaitá, no Amazonas, onde os grandes sojicultores contratam operadores de maquinário do Rio Grande do Sul (FEARNSIDE, 2001).

Assim, da mesma forma que a cana-de-açúcar, a soja tem um papel importante no êxodo rural. A agricultura familiar vem se reduzindo significativamente no Maranhão devido ao avanço da soja. Esta situação vem agravando a migração deste estado, principalmente em direção às regiões da floresta Amazônica, contribuindo indiretamente para o desmatamento (FEARNSIDE, 2001). No Pará, é comum o conflito entre grandes e pequenos agricultores,

principalmente quando esses últimos não desejam vender, nem arrendar suas terras; em Santarém, existem diferentes relatos de ameaças e coerção contra pequenos produtores (NORONHA; ORTIZ; SCHLESINGER, 2006).

A situação descrita anteriormente sugere que o modelo adotado para a expansão da soja concentra a terra, induz uma colonização destrutiva da floresta Amazônica, desestimula a produção agrícola para alimentação humana, promove o desmatamento do cerrado, além de contaminar o solo e os corpos d'água. Dessa forma, a expansão dessa cultura pouco tem contribuído para um desenvolvimento equilibrado do país (SACHS, 2001). Esse modelo foi construído a partir da crença de que a produção agrícola somente poderia ser desenvolvida com base na agricultura mecanizada, intensiva em capital e produtos químicos. Os impactos de tal paradigma foram ainda reforçados pela limitada capacidade institucional de controle ambiental e fundiário do Brasil, o que tornou possível o desrespeito a vários elementos da legislação. Essa realidade, porém, poderia ser superada em dois níveis.

Um primeiro nível comportaria mudanças pontuais, sem afetar a estrutura produtiva da soja e do agronegócio. Nesse contexto, poderia ser criado um programa que: aumentasse a capacidade institucional dos órgãos de monitoramento e controle no interior do país; criasse um sistema de certificação dos produtores que cumprisse a legislação, facilitando o acesso desses produtores a mercados internacionais mais exigentes; e adotasse um sistema de zoneamento e rastreamento que evitasse que as plantações de soja ocorram em áreas não adequadas (FEARNSIDE, 2001). Para que esse nível de reforma ocorra, porém, Whyte *et al.* (2004) defendem ser necessária a superação de um duplo dilema. Do ponto de vista local, é necessário que os três principais grupos de atores locais (setor privado, instituições públicas e movimentos sociais) alcancem uma situação de equilíbrio de poder de forma que as negociações ocorram igualmente. Ao mesmo tempo, é necessário que, no nível global, consumidores de carne e de soja que estejam preocupados com um desenvolvimento equilibrado da floresta Amazônica e do cerrado encontrem formas de expressar seu desejo de pagar pela preservação desses biomas, possibilitando a internalização dos custos de conservação dos ecossistemas (SCHLESINGER, 2006).

Alternativamente, pode-se buscar uma mudança paradigmática da produção de soja no Brasil. Para tanto, é necessário que as elites urbanas passem a enxergar as sociedades rurais como grupos dinâmicos e inovadores, entendam que a reforma agrária é mais do que uma prática assistencialista e percebam que a agricultura familiar é uma forma mais adequada de se ocupar o território quando critérios sociais e ambientais são levados em consideração (SACHS, 2001). Nessa nova perspectiva, poderiam ser criadas políticas que efetivamente estimulasse a consolidação das pequenas e médias propriedades e adotassem modos orgânicos e agroecológicos de produção baseados na agricultura familiar. Essa solução, entretanto, exigiria não apenas um amplo processo de reforma agrária,

mas também mudanças nas pesquisas tecnológicas que, em vez de desenvolver variedades dependentes de agrotóxicos, teriam como referência a preservação ao meio ambiente, a partir de práticas como o controle biológico de ervas e insetos (SCHLESINGER, 2006).

3.3 Mineração de ferro e siderurgia

O Brasil possui 9,8% das reservas de minério de ferro do mundo, estando em quinto lugar, atrás da Ucrânia (20%), Rússia (16,5%), China (13,5%) e Austrália (13,2%). Em termos de produção, o país é o segundo da lista com 18,6%, ficando atrás apenas da China (30,8%) (DNPM, 2008). As principais reservas de minério de ferro do Brasil estão localizadas em Minas Gerais (80,7%), no Pará (10,7%) e em Mato Grosso do Sul (6,0%) (DNPM, 2006). Brasil e Austrália lideram a exportação mundial de minério de ferro, sendo responsáveis por cerca de 65% do volume total; os dois países se destacam por seu minério apresentar uma concentração de ferro acima de 60%, superior à média mundial de 45% (ANDRADE; CUNHA, 2003; ANDRADE *et al.*, 1997). Em 2007, o Brasil produziu 667 milhões de toneladas de minério de ferro, das quais 33% foram exportadas na forma de minério ou pelotas (DNPM, 2008). Nesse ano, o setor de minério de ferro envolveu operações da ordem de R\$ 19,4 bilhões, pagando R\$ 311 milhões de *royalties*¹² (DNPM, 2010).

Uma parte considerável do minério de ferro nacional também é exportada na forma de ferro-gusa ou aço. Apesar de, em 2005, o Brasil ter sido o quinto maior produtor de ferro-gusa do mundo, com 4% da produção mundial, ele foi o principal país no comércio internacional, responsável por 42% das exportações mundiais (IISI, 2008). As exportações brasileiras são voltadas principalmente para países centrais; em 2006, os Estados Unidos foram responsáveis pelo consumo de 69%; seguidos da Espanha (6,5%) (IBS, 2007). A capacidade nominal de produção de ferro-gusa brasileira está concentrada no estado de Minas Gerais (57,6%) e na região de Carajás (34,7%) (SINDIFER, 2008); enquanto a primeira região exporta cerca de 40% da sua produção (ANDRADE *et al.*, 2000), quase a totalidade da produção de Carajás é voltada para o mercado internacional (SINDIFER, 2008).

Embora a maior parte da produção siderúrgica nacional seja direcionada para o mercado doméstico, uma análise mais detalhada dos produtos mostra que a maioria de aço laminado é destinada para o mercado interno, enquanto os produtos semiacabados são destinados em quase sua totalidade para o

12. No Brasil, os *royalties* da mineração são pagos por meio da compensação financeira pela exploração dos recursos minerais (CFEM). A CFEM sobre o minério de ferro corresponde a aproximadamente 1,6% do faturamento líquido das empresas – enquanto o setor petróleo e gás paga 10% do valor do óleo bruto e do gás extraídos e o setor eletricidade contribui com 7,5% do valor da energia produzida. A CFEM é distribuída da seguinte forma: 23% para o estado – incluindo o Distrito Federal – em que for extraída a substância; 65% para o município produtor; 2% para o Fundo Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FNDCT) e 10% para o DNPM.

mercado externo. Entretanto, ambos os segmentos estão fortalecendo sua presença no exterior; entre 1997 e 2006, a participação da exportação de semiacabados aumentou de 82% para 89% da produção, e a venda internacional de produtos refinados passou de 21% para 29% da produção (IBS, 2003, 2007).

Uma importante explicação para o aumento da participação de países como o Brasil no mercado internacional deve-se à decisão das indústrias globais de redistribuírem sua capacidade produtiva e concentrar a fase quente do processo siderúrgico – que vai até o estágio dos produtos semiacabados – nos países periféricos, mantendo a fase fria próxima aos mercados consumidores (BÜHLER, 2007; CROSSETTI; FERNANDES, 2005). Além dos motivos econômicos, como os baixos custos de produção, essa decisão está associada ao posicionamento estratégico dos países mais ricos, uma vez que os produtos acabados possuem maiores intensidade tecnológica valor agregado e se adequam mais facilmente a mudanças na demanda.

Como consequência, o Brasil se coloca em posição de destaque no mercado internacional; em 2005, o país foi o décimo maior produtor e o 11º exportador de aço bruto do mundo (IISI, 2008). Essa posição se deve, principalmente, aos baixos custos de produção de aço no país; em 2004, a tonelada de bobina a frio era produzida no Brasil por US\$ 109,00, enquanto no México custava US\$ 148,00, na Coreia do Sul, US\$ 149,00 e nos Estados Unidos, US\$ 161,00 (CROSSETTI; FERNANDES, 2005). Entre os fatores para essa vantagem competitiva estão a riqueza mineral do país e o baixo padrão ambiental da legislação brasileira.

Conforme ilustrado na tabela 4, ao definir padrões ambientais menos restritivos, o Brasil permite que as empresas tenham seu custo de operação reduzido. Por outro lado, esses custos acabam sendo transferidos para a sociedade na forma de contaminação do ar e da água, aumento da incidência de doenças e redução da qualidade de vida.

TABELA 4
Padrões de qualidade do ar no Brasil e na Europa
(Em mg/m)

Poluente	Referência temporal	Brasil ¹ (Conama 1990)	Europa ² (Parlamento Europeu 2008)
Partículas inaláveis	24 h	150	50
	Média anual	50	40
Dióxido de enxofre	24 h	365	125
Dióxido de nitrogênio	1 h	320	200
	Média anual	100	40
Monóxido de carbono	8 h	10.000	10.000

Notas: ¹ Dados referentes ao padrão primário, definido pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama) como aquele que, quando ultrapassado, pode afetar a saúde da população.

² Valores considerados limites para a proteção da saúde humana.

Itabira (MG) é uma das regiões com maior tradição na mineração de ferro do país, sendo a mineração de grande escala desenvolvida desde 1942. Uma pesquisa sobre qualidade do ar e saúde realizada entre 2003 e 2004 identificou a mineração a céu aberto como a fonte mais relevante de emissão de material particulado inalável no município e verificou que o aumento em 10 miligramas por metro cúbico (mg/m^3) desse poluente no ar gerava o aumento de 12% no número de atendimentos por doenças respiratórias de adolescentes e de 4% no número de atendimentos por doenças cardiovasculares em adultos (BRAGA *et al.*, 2007).

Em outro caso, na região metropolitana de Belo Horizonte (MG), localiza-se a mina Capão Xavier, que é uma das últimas reservas de alto teor de ferro do Quadrilátero Ferrífero e consiste em uma reserva de 173 milhões de toneladas de minério de ferro. Porém, as jazidas de ferro são também grandes reservatórios naturais de água, e o conflito entre o uso das águas para o abastecimento público e os direitos minerários concedidos pelo Departamento Nacional da Produção Mineral (DNPM) vem se agravando sistematicamente. Capão Xavier encontra-se na área de proteção ambiental sul da região metropolitana de Belo Horizonte, criada para preservar a biodiversidade e os mananciais que abastecem a região, e a jazida é o principal aquífero a fornecer águas para os ribeirões Fechos, Barreiro, Mutuca e Catarina, que abastecem cerca de 320 mil pessoas, e cujas principais nascentes foram declaradas, no início dos anos 1980, áreas de proteção especial. Existe uma significativa insegurança jurídica em torno do licenciamento da mina de Capão Xavier, uma vez que a Lei Estadual nº 10.793/1992 proíbe a atividade extrativa mineral que cause a perda de volume e qualidade das bacias de mananciais de abastecimento público e uma ação civil pública vem tentando requerer a anulação das licenças prévia, de instalação e de operação da mina, bem como a condenação dos agentes envolvidos no licenciamento por atos de improbidade administrativa (MPE/MG, 2009).

A promoção das atividades minerais, muitas vezes, se baseia no argumento da relevância da mineração na criação dos empregos e da renda das pessoas; porém, essa importância deve ser relativizada. Enríquez (2007) comparou o desempenho ambiental, social e econômico dos principais municípios mineradores do país, com os não mineradores localizados em seu entorno. Ela identificou que enquanto nos municípios mineradores e não mineradores da região Norte e Nordeste 14% do total da população encontravam-se ocupados em 1980, nos municípios de base mineral este percentual chegava a 32% da população, enquanto nos demais municípios, correspondia a 29% em 2000. Nas regiões Centro-Oeste, Sudeste e Sul a importância da mineração da geração de emprego foi ainda mais limitada; em 1980, municípios mineradores e não mineradores tinham cerca de 7% da população ocupada, passados 20 anos, a diferença entre os dois era

de apenas 2%, valendo, respectivamente, 39% e 37%. Além disso, o desempenho com relação à redução da pobreza e da desigualdade social é variado. Ao todo, a autora analisou 15 municípios de base mineral; entre estes, nove reduziram a pobreza, mas aumentaram a concentração de renda; dois aumentaram a pobreza e a concentração de renda; um aumentou a pobreza, mas diminuiu a concentração de renda; e apenas três conseguiram combinar redução de pobreza com uma distribuição mais igual de renda. Como conclusão sobre esse tema, a autora afirma que não há nada inerente ao setor mineral que garanta a redução da pobreza e uma melhor distribuição de renda.

Outra questão ligada à questão do trabalho é a qualidade dos empregos gerados pela mineração, uma vez que em muitos casos há abusos pelas empresas. Uma inspeção da Procuradoria Regional do Trabalho de Minas Gerais, realizada em 2006 em Mariana, identificou que a empresa Samarco havia cometido mais de 40 infrações trabalhistas, incluindo excesso de jornada de trabalho e falta de instalações sanitárias para uso dos trabalhadores. Em 2007, o Tribunal do Trabalho do Espírito Santo condenou a empresa Vale a pagar R\$ 800 mil aos trabalhadores como indenização por ter uma lista usada para inibir o acesso ao trabalho daqueles que tivessem entrado com ações trabalhistas na justiça (PRT/ES, 2007).

Assim como a mineração de ferro, atividades de beneficiamento do minério também geram impactos negativos para a saúde das pessoas, incluindo seus trabalhadores, e o meio ambiente. Esses impactos ocorrem ao longo de toda a cadeia, incluindo produção de carvão vegetal, ferro-gusa e aço.

A produção de carvão vegetal está intimamente relacionada à indústria siderúrgica; em 2008, a produção de ferro-gusa e aço foi responsável por 75,3% do consumo de carvão vegetal do país (EPE, 2009). O uso de carvão vegetal, em vez do carvão mineral, tem como principal vantagem uma menor emissão líquida de CO₂, uma vez que o primeiro é uma fonte renovável de energia. Entretanto, no Brasil, a produção de carvão vegetal ainda se dá em larga escala por meio do desmatamento de mata nativa. Entre 1997 e 2007, a participação das matas nativas na produção nacional deste tipo de carvão passou de 24,6% para 50,1% (AMS, 2008).

A questão do carvão vegetal não se refere apenas ao uso de mata nativa, mas também ao corte ilegal das florestas. Segundo pesquisadores da Universidade Federal do Pará (UFPA), cerca de 60% do carvão que abastece as guseiras na Amazônia Oriental são feitos sem o devido licenciamento (CAMARGO, 2006); para o Ibama, esse percentual chega a quase 80% (IBAMA, 2005).

A preferência por mata nativa se deve ao fato de o mercado não incorporar todos os custos sociais e ambientais dessa prática, levando o corte de mata nativa a ser mais lucrativo do que o uso de florestas plantadas. De acordo com a Associação Mineira de Silvicultura (AMS), o metro cúbico do carvão vegetal de florestas

plantadas custaria, em 2006, aproximadamente US\$ 43,65 (AMS, 2008); por outro lado, o preço máximo praticado para o carvão de mata nativa, no estado de Mato Grosso, seria cerca de US\$ 25,00 (HESS, 2008).

O uso de madeira plantada contribuiria para reduzir a taxa de desmatamento decorrente da produção de carvão vegetal favorecendo, teoricamente, a conservação da floresta nativa. Entretanto, apesar dessas vantagens relativas, a monocultura para produção de carvão vegetal não deve ser considerada como uma solução ideal e sem conflitos, uma vez que esta também está associada a uma série de problemas, como a concentração fundiária, o uso intensivo de agrotóxicos, a redução da biodiversidade e a diminuição do acesso de comunidades tradicionais a recursos florestais. Segundo o Balanço Energético Nacional, a produção de ferro-gusa e aço utilizou, em 2008, 13,6 milhões/tep de carvão vegetal e mineral e coque de carvão mineral. Se toda essa energia fosse produzida exclusivamente a partir de carvão vegetal, seriam necessárias 21,1 milhões de toneladas desse combustível (EPE, 2009). Para garantir essa produção, o setor siderúrgico precisaria cortar todo ano algo entre 2 e 3 milhões de hectares de eucalipto;¹³ entretanto, toda a área plantada de pinus e eucalipto do Brasil, em 2007, ocupava um território de 5,6 milhões de hectares (ABRAF, 2008).

Assim como no caso da cana-de-açúcar, a produção de carvão vegetal também é associada ao trabalho escravo. A produção desse recurso foi sendo implantada no Brasil associada a relações tradicionais de trabalho. Dessa forma, ela adotou as práticas que eram comuns nas atividades rurais, tais como o pagamento por diária ou empreitada, e a intermediação dos “gatos”. Esses trabalhos exigem grande intensidade física e ainda são realizados em condições precárias, do ponto de vista de segurança e saúde do trabalhador, bem como na ausência de condições mínimas em termos de infraestrutura de apoio (dormitórios, refeitório, sanitários, assistência médica etc.). A adoção de sistemas de trabalho degradantes é facilitada pelos baixos níveis educacionais e organizativos dos peões, bem como pela extensão espacial das atividades e carência de empregos remunerados nas regiões onde se produz carvão vegetal (MONTEIRO, 2004). Como forma de tentar coibir tais práticas, o MTE, por meio do grupo de fiscalização móvel, vem fazendo fiscalizações em diferentes regiões do Brasil, buscando resgatar os trabalhadores encontrados em situações degradantes, conforme apresentado no gráfico 4.

Os impactos ambientais e sociais da cadeia do aço não se limitam apenas à mineração e à produção de carvão vegetal, sendo a própria fabricação de ferro-gusa e de aço altamente impactante.

13. Para esse cálculo, estimou-se que 1 t de carvão vegetal seria produzida a partir de 2,97 t de madeira (MONTEIRO, 2004) e que a produtividade de plantações de eucalipto varia entre 20 t e 30 t de madeira seca por hectares a.a. (FOELKEL, 2009).

Do ponto de vista dos impactos ambientais, um dos maiores problemas gerados diz respeito à poluição atmosférica, tanto na produção de ferro-gusa quanto nas aciarias. Entre os poluentes produzidos nessas etapas estão os óxidos de enxofre e nitrogênio, o material particulado, o benzeno e os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) (SANTOS, 2005).

Os óxidos de enxofre e nitrogênio são produzidos a partir da queima de carvão e reagem com a umidade do ar formando, respectivamente, ácidos de enxofre e de nitrogênio e dando origem à chamada “chuva ácida”. Dependendo do grau de acidez, a chuva pode impactar negativamente plantas, aumentar a acidez de rios e lagos – aumentando a mortandade de peixes e outros animais – e danificar prédios e construções. Análises da concentração de dióxido de enxofre (SO₂) na cidade de Volta Redonda (RJ), onde se encontra a Companhia Siderúrgica Nacional (CSN), encontraram faixas de 52- 354mg/m³ (1995-1996) e 6-131 mg/m³ (1999). Apesar de a média dos valores estar abaixo da concentração recomendada pela Organização Mundial de Saúde (OMS) (125 mg/m³), foram identificados episódios em que os valores medidos eram superiores a esse limite. O estudo da distribuição espacial desse poluente apontou a CSN como principal responsável pela sua presença na atmosfera (GIODA *et al.*, 2004).

Material particulado, com diâmetro igual ou menor a 10 milímetros (mm), está associado a diferentes problemas de saúde, incluindo os respiratórios (GIODA *et al.*, 2004). Estes problemas são ampliados na presença dos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs),¹⁴ que são produzidos pela combustão incompleta da matéria orgânica presente no carvão e absorvidos no material particulado (TERRA FILHO; KITAMURA, 2006). Muitos dos HPAs são potências carcinogênicas e mutagênicas, pois podem reagir – diretamente ou após transformações metabólicas – com o material genético que forma o núcleo das células. Quando os seres vivos são expostos continuamente a HPAs, no caso dos trabalhadores, ou quando a exposição é associada a partículas inaláveis, a eliminação desses componentes é demorada, com sérios efeitos tóxicos (PEREIRA NETTO *et al.*, 2000).

Outro componente orgânico perigoso associado à produção de aço é o benzeno; um hidrocarboneto cíclico aromático. Este é liberado na forma de gás durante o processo de transformação do carvão em coque, e a exposição crônica a esse produto pode resultar em casos de anemia (produção insuficiente de glóbulos vermelhos), leucopenia (produção insuficiente de glóbulos brancos) e trombocitopenia (produção insuficiente de plaquetas). Além disso,

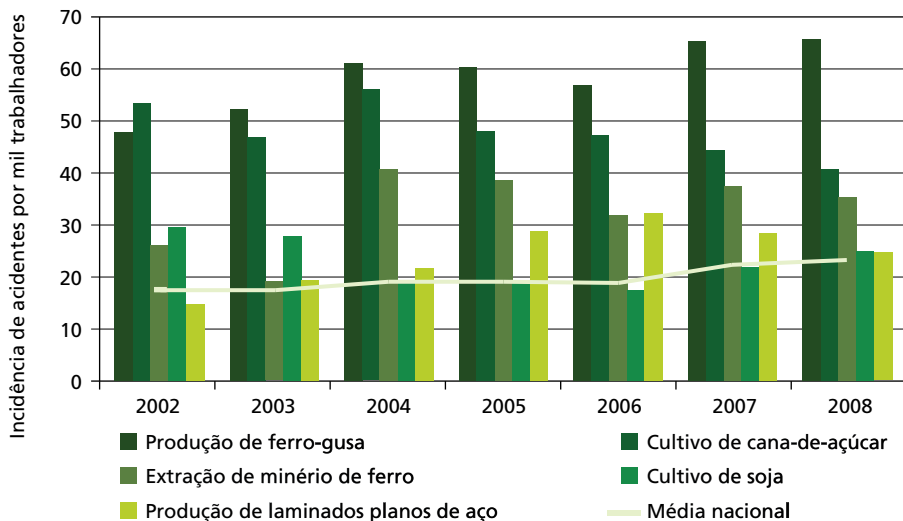
14. O termo HPA é usado para classificar mais de 100 diferentes compostos químicos, que têm como característica mais de dois anéis benzênicos (arranjo molecular particular, composto por seis átomos de carbono e seis átomos de hidrogênio). Os HPAs são produzidos, principalmente, durante a queima incompleta de substâncias orgânicas, como o carvão e o petróleo.

a exposição ao benzeno também é associada a um aumento do risco de leucemia (IPCS, 2008). Um estudo envolvendo 328 trabalhadores da Companhia Siderúrgica Paulista (Cosipa), realizado pela Fundação Jorge Duprat Figueiredo (Fundacentro) e pela Delegacia Regional do Trabalho de São Paulo no início da década de 1990, mostrou incidência de quase 47% de alterações hematológicas em período de cinco anos, o que resultou no afastamento de mais de 2 mil trabalhadores (MACHADO *et al.*, 2003).

Outro problema associado à produção siderúrgica diz respeito à frequência dos acidentes de trabalho. O gráfico apresenta a evolução da taxa de incidência de acidentes para os setores discutidos nesse trabalho. Os dados são baseados na emissão da comunicação de acidentes de trabalho (CAT), que somente é emitida para trabalhadores contratados com carteira de trabalho. Conforme discutido anteriormente, os setores estudados possuem um alto nível de informalidade e, portanto, os dados do Ministério da Previdência Social (MPS) sofrem de um elevado grau de subnotificação. Apesar dessa limitação, os indicadores mostram que, com exceção do cultivo de soja, todos os outros setores possuem uma incidência de acidentes acima da média brasileira. Para alguns setores, esses valores chegam a ser duas ou três vezes maiores do que a média nacional, como nos casos do cultivo de cana-de-açúcar e da produção de ferro-gusa. Esses valores devem-se à própria natureza das atividades que poderiam ser consideradas intensivas em acidentes do trabalho.

GRÁFICO 8

Taxa de incidência de acidentes de trabalho – setores selecionados



Fonte: Brasil (2009a).

Em resumo, a expansão da produção de ferro e aço no país vem causando uma série de efeitos não desejáveis sobre a sociedade e o ambiente. O setor é intrinsecamente relacionado a poluição atmosférica e acidentes de trabalho. Além disso, sua forte ligação com a produção de carvão vegetal associa-o ao desmatamento ilegal e à condições degradantes de trabalho. Essa relação sugere que a expansão da siderurgia no Brasil, apesar de aumentar a riqueza e favorecer a balança comercial do país, poderá diminuir a qualidade de vida de alguns grupos específicos da população.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O objetivo neste texto foi descrever e analisar alguns problemas relacionados ao fortalecimento da posição do Brasil como fornecedor de *commodities* ou produtos intensivos em recursos naturais para o mercado internacional. Para tanto, iniciará a discussão a partir da verificação da existência de um debate em aberto sobre o papel do comércio internacional no desenvolvimento dos países periféricos, em que há grupos que defendem a intensificação do comércio como estratégia de desenvolvimento, enquanto outros propõem que o simples aprofundamento do modelo atual poderá intensificar a disparidade entre os grupos de países. Esse debate mostrou-se ainda mais complexo pela inserção do componente ambiental e da associação dos setores intensivos em recursos naturais em uma série de impactos ambientais e sociais negativos. Para ilustrar esses impactos no caso do Brasil, foram usadas as cadeias produtivas do açúcar e etanol, da soja e do ferro e aço. Esta análise sugere que o país, assim como outros países periféricos, vem superexplorando sua população, seu território e seus recursos naturais (energia, água, minerais e biodiversidade) para a produção de produtos de baixo valor agregado a serem vendidos no mercado internacional.

Atualmente, esses produtos são considerados estratégicos pela indústria nacional e por setores ligados ao comércio exterior pela “competitividade” apresentada pelo Brasil. Essa exportação gera divisas importantes para o país, embora nem sempre essa riqueza seja distribuída para a sociedade.

Do ponto de vista econômico e da inovação tecnológica, deve ser levado em consideração que o Brasil é especializado na exportação de produtos brutos ou em estágios primários de beneficiamento. Esse contexto, porém, pode reduzir o potencial de geração de riqueza, criação de emprego e arrecadação tributária que tais recursos naturais poderiam geral se fossem beneficiados no país. Em segundo lugar, mas não menos importante, a comercialização de produtos em sua forma bruta tem um impacto restrito na industrialização do país e na incorporação de novas tecnologias, pois se restringe a estimular a produção de equipamentos para a cadeia, deixando de fortalecer a industrialização relacionada ao beneficiamento de tais recursos.

Além dessas questões econômicas de médio e longo prazo, a estratégia de especialização na produção de *commodities* também gera uma série de problemas ambientais e sociais, que precisa ser levada em consideração pelos tomadores de decisão.

Sob a perspectiva ambiental, os estudos setoriais apresentados neste texto mostraram que os três setores têm impactos negativos sobre a biodiversidade do país, uma vez que exigem o estabelecimento de monoculturas em grande escala, sejam elas de cana-de-açúcar, de soja ou de eucalipto. O modelo produtivo dessas indústrias é ainda intensivo no uso de agrotóxicos, contribuindo para a contaminação do solo e dos recursos hídricos. Além disso, a produção de ferro-gusa e aço, bem como as queimadas da cana-de-açúcar, tem importante impacto poluidor sobre a atmosfera.

Adicionalmente a esses problemas ambientais, os setores estudados geram uma série de problemas sociais. Conforme descrito, eles são intensivos em terra e, por isso, competem com a produção de alimentos pela agricultura familiar, contribuindo para o êxodo rural. Ao mesmo tempo, os agrotóxicos utilizados expõem e contaminam trabalhadores e comunidades rurais, causando adoecimento e morte. A colheita de cana-de-açúcar e a produção de carvão vegetal, ainda, são exemplos emblemáticos de condições inadequadas de trabalho. Problemas de saúde ambiental ainda são identificados ao longo da cadeia siderúrgica pela exposição de trabalhadores e comunidades a diferentes poluentes atmosféricos, em especial compostos orgânicos.

Em resumo, apesar da produção e da exportação de produtos intensivos em recursos naturais produzirem riquezas, elas também geram uma série de externalidades negativas que, ao não serem incorporadas aos “sistemas de custos”, acabam por ser transferidas para grupos específicos da sociedade. Uma vez reconhecido que as exportações de *commodities* pelo Brasil geram efeitos positivos e negativos, é necessário aprofundar a discussão sobre os diversos aspectos envolvidos nessa interação. A partir da construção coletiva de uma visão holística sobre o assunto, caberia à sociedade debater sobre as vantagens e as desvantagens de se adotar tal modelo de inserção internacional.

Não existe a pretensão de, com este texto, definir qual seria o modelo “mais adequado” para o Brasil. Entretanto, colocam-se algumas questões que poderiam nortear, ao menos, o aprimoramento do modelo atual. Porém, seja por meio dessas questões, seja com base em outras premissas, é preciso que a sociedade brasileira discuta sobre qual modelo de inserção deseja para o país.

O primeiro passo sugerido refere-se à necessidade de se garantir respeito à legislação ambiental e trabalhista. Em muitos dos casos apresentados ao longo deste capítulo, existem situações em que a relação de poder entre empresas e comunidades locais ou trabalhadores é muito desigual e, nesse contexto, há empresas que atuam à margem da lei, sem que essas infrações sejam identificados ou

penalizados. Uma possível explicação para esses abusos seria a percepção de haver um pequeno risco de fiscalização e punição. Por esse motivo, a primeira estratégia proposta refere-se ao fortalecimento das instituições de monitoramento e controle, seja das agências ambientais, seja das agências ligadas às relações trabalhistas ou de saúde do trabalhador. Esse fortalecimento passa não apenas pelo aumento de pessoal envolvido nas atividades de regulação, como também pela melhoria da infraestrutura de monitoramento e das condições para fiscalização.

Associado a essa estratégia, também seria necessário um processo de atualização de alguns padrões de controle ambiental, uma vez que já vem sendo notada certa defasagem entre a regulação brasileira e aquela utilizada em outros países. Essa adequação passa por diferentes setores, incluindo poluição do ar e registro de agrotóxicos.

Uma segunda sugestão de estratégia diz respeito ao conteúdo tecnológico das exportações brasileiras. Diferente de outros países, a estrutura tributária brasileira, em geral, não estimula a exportação de bens manufaturados. Nesse contexto, empresas acabam optando por exportar minério de ferro e soja em grãos, em vez de produtos beneficiados a partir dessas *commodities*, que teriam maior potencial de gerar mais empregos e fomentar o desenvolvimento tecnológico no país. Por esse motivo, seria importante que esse sistema de incentivos fosse debatido e revisto.

Além de mudanças no sistema tributário, parece desejável criar outros estímulos para aumentar o valor agregado dos produtos brasileiros. Uma possível estratégia nessa direção seria a especialização para ocupar nichos de mercado específicos, uma vez que existe uma crescente demanda, ao menos nos países centrais, para produtos ambientalmente e socialmente adequados. Nesse sentido, em vez de se centrar na produção de *commodities* agrícolas produzidas a partir de monoculturas (sistemas intensivos em água, agrotóxicos e adubos químicos, que competem por preços mais baixos no mercado internacional), as políticas agrícolas poderiam incentivar a transição para outros métodos de produção, como aqueles que se baseiam na agricultura orgânica ou em princípios da agroecologia. Da mesma forma, a inserção internacional por meio de redes específicas de comércio justo (*fair trade*) ou economia solidária – que fortaleceriam a agricultura familiar – poderia ser alternativa para aumentar o valor dos produtos agrícolas. Tais estratégias de inserção global não apenas aumentariam o “preço prêmio” pago pelos produtos brasileiros, como também reduziriam as externalidades negativas geradas pelas atividades produtivas intensivas em recursos naturais. Mais ainda, a opção pelo modelo de inserção internacional criaria uma imagem positiva do país, que passaria, então, a ser identificado como local de produção limpa, o que poderia, inclusive, servir como atrativo para novos investimentos de mesma natureza.

Como terceira estratégia, propõe-se a construção de um novo modelo de inserção internacional a ser adotado pelo Brasil, que não seja tão dependente de recursos naturais. Apesar de ser necessário um profundo debate da sociedade brasileira sobre qual modelo de inserção internacional – ou mesmo modelo de desenvolvimento –, adota-se neste estudo como pressuposto que tal modelo “não pressupõe a ausência de crescimento econômico, mas o seu direcionamento para atender às necessidades das pessoas em termos de qualidade de vida” (SABROZA; LEAL; BUSS, 1992, p. 89).

Como consequência desse compromisso com a melhoria das condições de vida da população, parece ser necessário questionar o pressuposto do crescimento em curto prazo que vem guiando as decisões dos setores intensivos em recursos naturais. A dependência de tais recursos foi central para o crescimento econômico dos países centrais da economia global, como Inglaterra e Alemanha. Porém, ao longo de sua história, esses países comprometeram seriamente a qualidade ambiental de seus territórios e a saúde de parcela significativa de sua população. Aprendendo com a experiência dos outros, a sociedade brasileira deveria se questionar até que ponto é desejável aumentar a participação dessas atividades em sua economia, ou se não seria preferível dedicar esforços para o desenvolvimento de setores que tenham menos impactos negativos sobre o meio ambiente e a população. Dessa forma, diferentes setores da sociedade brasileira deveriam propor e discutir políticas que garantissem uma transição para uma sociedade menos dependente de recursos naturais, por meio de ações públicas e privadas que garantissem progressiva mudança dos padrões de consumo, diminuição dos circuitos de produção e comercialização, alteração no modelo de transporte, redução da dependência energética etc.

Tendo como referência a necessidade de que seja construído um processo real de transição que garanta menor dependência dos recursos naturais, é importante propor a otimização das cadeias produtivas existentes, de forma que elas produzam riqueza para o país respeitando direitos, sem agredir a saúde das pessoas e o meio ambiente. Além disso, o que se espera é que os setores produtivos firmem seu compromisso com a sociedade pelo desenvolvimento social e ambiental de longo prazo. Dessa forma, o que se vislumbra é a construção conjunta de alternativas para usos da infraestrutura e conhecimento existentes que sejam coerentes com uma perspectiva de um desenvolvimento socialmente justo e ambientalmente sustentável.

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS (ANP). **Produção nacional de biodiesel puro**, 2009. Disponível em: <<http://www.anp.gov.br/biocombustiveis/biodiesel.asp>>. Acesso em: 15 set. 2009.
- ALVES, F. Migração de trabalhadores rurais do Maranhão e Piauí para o corte de cana em São Paulo. *In*: ALVES, F; NOVAES, J. R. (Org.). **Migrantes: trabalho e trabalhadores no complexo agroindustrial canavieiro (Os heróis do agronegócio brasileiro)**. São Carlos: EdUFSCar, 2007.
- ALVIM, C. F.; FANTINE, J. “Commodismo”, pré-sal e desenvolvimento. **Economia & Energia**, v. 12, n. 67, 2008.
- ANDRADE, M.; CUNHA, L. O setor siderúrgico. *In*: **BNDES 50 anos: histórias setoriais**. Rio de Janeiro: BNDES, 2003.
- ANDRADE, M. *et al.* Siderurgia no mundo. **BNDES Setorial**, v. 5, 1997.
- ANTWEILER, W.; COPELAND, B. R.; TAYLOR, M. S. Is free trade good for the environment? **The American Economic Review**, v. 91, n. 4, p. 877-908, 2001.
- _____. Ferro gusa: metálico alternativo. **BNDES Mineração e Metalurgia**, v. 41, 2000.
- ARBEX, M. A. *et al.* Queima de biomassa e efeitos sobre a saúde. **Jornal Brasileiro de Pneumologia**, v. 30, n. 2, p. 158-175, 2004.
- ASSIS, W. F. T.; ZUCARELLI, M. C.; ORTIZA, L. **Despoluindo incertezas: impactos territoriais da expansão de agrocombustíveis e perspectivas para uma produção sustentável**. Belo Horizonte: O Lutador, 2007.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTA PLANTADAS (ABRAF). **Anuário Estatístico da ABRAF 2008: ano base 2007**. Brasília: Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas, 2008.
- ASSOCIAÇÃO MINEIRA DE SILVICULTURA (AMS). **Preços médios do carvão vegetal originário de florestas plantadas 2008**, 2008. Disponível em: <http://www.silviminas.com.br/NumerosSetor/Arquivos/numeroSetor_260.pdf>. Acesso em: 28 abr. 2010.
- BAEK, J.; CHO, Y.; KOO, W. W. The environmental consequences of globalization: a country-specific time-series analysis. **Ecological Economics**, v. 68, n. 8/9, p. 2255-2264, 2009.

BARDHAN, P. K.; UDRY, C. **Development microeconomics**. Oxford: Oxford University Press, 1999.

BECKER, B. K. Revisão das políticas de ocupação da Amazônia: é possível identificar modelos para projetar cenários? **Parcerias Estratégicas**, v. 12, p. 135-159, 2001.

BENACHOUR, N.; SÉRALINI, G. Glyphosate formulations induce apoptosis and necrosis in human umbilical, embryonic, and placental cells. **Chemical Research in Toxicology**, v. 22, n. 1, p. 97-105, 2009.

BRAGA, A. L. F. *et al.* Associação entre poluição atmosférica e doenças respiratórias e cardiovasculares na cidade de Itabira, Minas Gerais, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 23, n. 4, p. S570-S578, 2007. Suplemento.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama). **Resolução nº 3/1990 de 28 de junho de 1990**. Brasília: Conselho Nacional de Meio Ambiente, 1990.

_____. Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior (MDIC). **Balança comercial brasileira**: dados consolidados (janeiro - dezembro 2006), 2006. Disponível em: <http://www.desenvolvimento.gov.br/arquivos/dwn_1236177053.pdf>. Acesso em: 3 ago. 2009.

_____. Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior (MDIC). **Balança comercial brasileira**: dados consolidados (janeiro - dezembro 2007), 2007. Disponível em: <http://www.desenvolvimento.gov.br/arquivos/dwn_1221571901.pdf>. Acesso em: 3 ago. 2009.

_____. Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior (MDIC). **Balança comercial brasileira**: dados consolidados (janeiro - dezembro 2008), 2008. Disponível em: <http://www.desenvolvimento.gov.br/arquivos/dwn_1236176881.pdf>. Acesso em: 3 ago. 2009.

_____. Ministério da Saúde (MS). Empresa de Tecnologia e Informações da Previdência Social (DATAPREV). **Estatísticas de acidentes de trabalho**, 2009a. Disponível em: <<http://www3.dataprev.gov.br/aeat/>>. Acesso em: 10 ago. 2009.

_____. Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior (MDIC). **Exportação/importação brasileira dos setores industriais por intensidade tecnológica**, 2009b. Disponível em: <<http://www.desenvolvimento.gov.br/sitio/interna/interna.php?area=5&menu=1113&refr=608>>. Acesso em: 3 ago. 2009.

_____. Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior (MDIC). **Balança comercial brasileira**: dados consolidados (janeiro - dezembro

2009), 2009c. Disponível em: <http://www.desenvolvimento.gov.br/arquivos/dwnl_1236176881.pdf>. Acesso em: 3 ago. 2009.

_____. Ministério do Meio Ambiente (MMA). **Monitoramento dos biomas brasileiros**, 2009d. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/182/_arquivos/monitoramentocerrado_182.pdf>. Acesso em: 15 set. 2009.

_____. Departamento de Informática do SUS (Datasus). **Cadernos de informação de saúde**, 2010. Disponível em: <<http://tabnet.datasus.gov.br/tabdata/cadernos/cadernosmap.htm?saude=http%3A%2F%2Ftabnet.datasus.gov.br%2Ftabdata%2Fcadernos%2Fcadernosmap.htm&botaoook=OK&obj=http%3A%2F%2Ftabnet.datasus.gov.br%2Ftabdata%2Fcadernos%2Fcadernosmap.htm>>. Acesso em: 28 abr. 2010.

BÜHLER, R. A siderurgia no Brasil e no mundo. *In*: SEMINÁRIO SIDERURGIA. **Anais**. Porto Alegre: IBS, 2007.

BROWN, L. R. **Outgrowing the earth**. New York: W.W. Norton & Company, 2005.

CAMARGO, B. Produção ilegal de carvão vegetal gera desmatamento e escravidão na Amazônia. **Repórter Brasil**, 2006. Disponível em: <<http://www.reporter-brasil.com.br/exibe.php?id=622>>. Acesso em: 30 abr. 2008.

COPELAND, B. R.; TAYLOR, M. S. Trade, growth, and the environment. **Journal of Economic Literature**, v. 42, n. 1, p. 7-71, 2004.

CROSSETTI, P.; FERNANDES, P. Para onde vai a China? O impacto do crescimento chinês na siderurgia brasileira. **BNDES Setorial**, v. 22, p. 151-204, 2005.

DE MELLO, P. C. Estratégia de desenvolvimento baseada em recursos naturais e o papel da BM&F. **Resenha BM&F**, n. 167, p. 50-65, 2006.

DE NEGRI, F. **Conteúdo tecnológico do comércio exterior brasileiro**: o papel das empresas estrangeiras. Brasília: Ipea, 2005. (Texto para Discussão, n. 1074)

DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL (DNPM). **Anuário mineral brasileiro**. Brasília, 2006.

_____. **Ferro**: sumário mineral 2008, 2008. Disponível em: <<http://www.dnpm.gov.br/conteudo.asp?IDSecao=68&IDPagina=1165>>. Acesso em: 28 abr. 2010a.

_____. **Maiores Arrecadadores CFEM**. 2010. Disponível em: <https://sistemas.dnpm.gov.br/arrecadacao/extra/Relatorios/cfem/maiores_arrecadadores.aspx>. Acesso em: 28 abr. 2010.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (EPE). **Balanco energético nacional 2009**: ano base 2008. Rio de Janeiro, 2009.

ENRÍQUEZ, M. A. R. D. S. **Maldição ou dádiva?** Os dilemas do desenvolvimento sustentável a partir de uma base mineira. Tese (Doutorado) – Universidade de Brasília, Brasília, 2007.

FEARNSIDE, P. M. Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. **Environmental Conservation**, v. 28, n. 1, p. 23-38, doi: 10.1017/S0376892901000030, 2001.

FOELKEL, C. **Propriedades madeiras das árvores, madeiras e fibras celulósicas dos eucaliptos**. Eucalyptus Online Book and Newsletter. São Paulo: ABTCP, 2009.

FOLD, N. Globalisation, state regulation and industrial upgrading of the oil seed industries in Malaysia and Brazil. **Singapore Journal of Tropical Geography**, v. 21, n. 3, p. 263-278, doi: 10.1111/1467-9493.00081, 2000.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). **Faostat**, 2010. Disponível em: <<http://faostat.fao.org/>>. Acesso em: 28 abr. 2010.

GAZZONI, D. L. **As políticas públicas de biocombustíveis e o mercado de oleaginosas**, 2007. Instituto de Estudos Avançados da Universidade de São Paulo. Disponível em: <<http://www.iea.usp.br/iea/online/midioteca/politicaspUBLICASgazzoni.pdf>>. Acesso em: 18 ago. 2009.

GIODA, A. *et al.* Evaluation of air quality in Volta Redonda, the main metallurgical industrial city in Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 15, n. 6, p. 856-864, 2004.

GONÇALVES, R. Competitividade internacional e integração regional: a hipótese da inserção regressiva. **Revista de Economia Contemporânea**, v. 5, Número especial, 2001.

HESS, S. Siderurgia brasileira depreda florestas. **Coalizão Rios Vivos**, 2008. Disponível em: <http://www.riosvivos.org.br/canal.php?canal=240&mat_id=11881>. Acesso em: 15 nov. 2008.

IBAMA. **Relatório de consumo de ingredientes ativos e afins no Brasil**. Brasília, 2004.

_____. **Ibama inspeciona guseiras em Marabá**, 2005. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/>>. Acesso em: 15 jan. 2008.

_____. **Projeto Engenho Verde autua 24 usinas em Pernambuco**. Brasília 1º jul. 2008. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/2008/07/projeto-engenho-verde-autua-24-usinas-em-pernambuco/>>. Acesso em: 20 ago. 2008.

INTERNATIONAL IRON AND STEEL INTITUTE (IISI). **World steel in figures 2007**. World Steel Association. Disponível em: <<http://www.worldsteel.org/>>. Acesso em: 15 abr. 2008.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Produto interno bruto dos municípios 1999-2002**. Rio de Janeiro, 2002a. Disponível em: <http://ftp.ibge.gov.br/Pib_Municipios/2003_2007/1999-2001_Serie_Revisada.zip>. Acesso em: 28 abr. 2010.

_____. **Pesquisa de informações básicas municipais: meio ambiente**. Rio de Janeiro, 2002b.

_____. **Produto interno bruto dos municípios 2003-2007**. Rio de Janeiro, 2007. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/pib-municipios/2003_2007/default.shtm>. Acesso em: 28 abr. 2010.

_____. **Produção agrícola municipal: Sistema IBGE de Recuperação Automática**. Rio de Janeiro, 2010. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br>>. Acesso em: 28 abr. 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE SIDERURGIA (IBS). **Anuário estatístico 2003**. Rio de Janeiro, 2003.

_____. **Anuário estatístico 2007**. Rio de Janeiro, 2007.

INSTITUTO DE ECONOMIA AGRÍCOLA (IEA). **Banco de dados: terra rural, 2009**. Disponível em: <<http://www.iea.sp.gov.br/out/banco/menu.php>>. Acesso em: 19 ago. 2009.

INTERNATIONAL PROGRAMME ON CHEMICAL SAFETY (IPCS). Chemical Safety Information from Intergovernmental Organizations. **Benzene**, 2008. Disponível em: <<http://www.inchem.org/documents/pims/chemical/pim063.htm>>. Acesso em: 29 maio 2008.

IPEA. Exportações – quantum. Ipeadata, 2010. Disponível em: <<http://www.ipeadata.gov.br/>>. Acesso em: 14 jun. 2010.

JAYADEVAPPA, R.; CHHATRE, S. International trade and environmental quality: a survey. **Ecological Economics**, v. 32, n. 2, p. 175-194, 2000.

KRUGMAN, P.; OBSTFELD, M. **Economia internacional: teoria e política**. São Paulo: Makron Books, 2001.

LOVATELLI, C. **Associação Brasileira das Indústrias de Óleos Vegetais**. Perspectivas para soja 2020, 2005. Disponível em: <http://www.abiove.com.br/palestras/abiove_pal_iasc05_br.pdf>. Acesso em: 14 set. 2009.

MACHADO, J. M. H. *et al.* Alternativas e processos de vigilância em saúde do trabalhador relacionados à exposição ao benzeno no Brasil. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 8, n. 4, p. 913-921, 2003.

MAGALHÃES, M.; SILVA, J. A morte cansada. **Folha de S.Paulo**, 24 ago. 2008.

MINISTÉRIO PÚBLICO ESTADUAL DE MINAS GERAIS (MPE/MG). **Ação civil pública com pedidos de tutela de urgência cumulada com improbidade administrativa Dep. Proc. 024.03.187522-2**. Disponível em: <<http://www.capaovavier.org.br>>. Acesso em: 15 jul. 2009.

MONTEIRO, M. Siderurgia na Amazônia oriental brasileira e a pressão sobre a floresta primária. *In*: ENCONTRO DA ANPPAS, 2., 2004, Indaiatuba, São Paulo. **Anais**. Indaiatuba: Associação Nacional de Pós-Graduação e Pesquisa em Ambiente e Sociedade, 2004. Disponível em: <http://www.anppas.org.br/encontro_anual/encontro2/>.

MORGAN, W.; SAPSFORD, D. Commodities and development: some issues. **World Development**, v. 22, n. 11, p. 1681-1684, doi: 10.1016/0305-750X(94)00080-8, 1994.

MUELLER, C. C. **Os economistas e as relações entre o sistema econômico e o meio ambiente**. Brasília: Editora Universidade de Brasília, 2007.

MURADIAN, R.; MARTINEZ-ALIER, J. Trade and the environment: from a 'Southern' perspective. **Ecological Economics**, v. 36, n. 2, p. 281-297, 2001.

NEPSTAD, D. C.; STICKLER, C. M.; ALMEIDA, O. T. Globalization of the Amazon soy and beef industries: Opportunities for conservation. **Conservation Biology**, v. 20, n. 6, p. 1595-1603, doi: 10.1111/j.1523-1739.2006.00510.x, 2006.

NORONHA, S.; ORTIZ, L.; SCHLESINGER, S. **Agronegócio e biocombustíveis: uma mistura explosiva – impactos da expansão das monoculturas para a produção de bioenergia**. Rio de Janeiro: Núcleo Amigos da Terra, 2006.

NUNES JR. *et al.* **Indicadores agrícolas do setor sucroalcooleiro: safra 2005/2006**. Ribeirão Preto: Instituto de Desenvolvimento Agroindustrial Ltda., 2007.

PARLAMENTO EUROPEU. **Directiva 2008/50/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 21 de maio de 2008 relativa à qualidade do ar ambiente e a um ar mais limpo na Europa**, 2008.

PEREIRA NETTO, A. *et al.* Avaliação da contaminação humana por hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) e seus derivados nitrados (NHPAs): uma revisão metodológica. **Química Nova**, v. 23, n. 6, p. 765-773, 2000.

PETERS, G. P. From production-based to consumption-based national emission inventories. **Ecological Economics**, v. 65, n. 1, p. 13-23, 2008.

PIGNATI, W. A.; MACHADO, J. M. H.; CABRAL, J. F. Major rural accident: the pesticide “rain” case in Lucas do Rio Verde city – MT. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 12, n. 1, p. 105-114, 2007.

PROCURADORIA REGIONAL DO TRABALHO DO ESPÍRITO SANTO (PRT/ES). **Vale do Rio Doce é condenada a pagar indenização de R\$ 800 mil por dano moral coletivo no Espírito Santo**, 2007. Disponível em: <<http://www.pgt.mpt.gov.br/pgtgc/publicacao/engine.wsp?tmp.area=269&tmp.texto=2688>>. Acesso em: 9 Jul, 2009.

PUGA, F. **A especialização do Brasil no mapa das exportações mundiais: visão do desenvolvimento**. Rio de Janeiro, BNDES, 2007, nº 36.

RAY, D. **Development economics**. Princeton, N.J.: Princeton University Press, 1998.

REPÓRTER BRASIL. **O Brasil dos agrocombustíveis**. São Paulo: Repórter Brasil, 2009a.

_____. **Lista suja do trabalho escravo**. 2009b. Disponível em: <<http://www.reporterbrasil.com.br/listasuja/index.php>>. Acesso em: 28 abr. 2010

RICHARD, S. *et al.* Differential effects of glyphosate and roundup on human placental cells and aromatase. **Environmental Health Perspectives**, v. 113, n. 6, p. 716-720, 2005.

RIGOTTO, R.; AUGUSTO, L. Health and environment in Brazil: development, territory, and social iniquity. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 23, n. 4, p. S475-S485, 2007. Suplemento.

RIOS, S. P. As relações entre comércio, desigualdade e pobreza na América Latina: balanço e carências de um debate. **Revista Brasileira de Comércio Exterior**, n. 89, p. 14-23, 2006.

ROESSING, A. C.; LAZZAROTTO, J. J. Criação de empregos pelo complexo agroindustrial da soja. **Documentos**, Londrina, Embrapa, v. 233, 2004.

SABROZA, P. C.; LEAL, M. D. C.; BUSS, P. M. A ética do desenvolvimento e a proteção às condições de saúde. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 8, n. 1, p. 88-95, 1992.

SACHS, I. Brasil rural: da redescoberta à invenção. **Estudos Avançados**, v. 15, n. 43, p. 75-82, 2001.

SANTOS, E. L. **Manual de instrução para encaminhamento ao Ministério Público Estadual e Federal de demandas relacionadas com saúde ambiental**

e saúde do trabalhador para os profissionais da saúde e mapeamento das dez mais importantes áreas de contaminação ambientais. Brasília: MS/SAS, 2005.

SAPSFORD, D.; BALASUBRAMANYAM, V. N. The long-run behavior of the relative price of primary commodities: statistical evidence and policy implications. **World Development**, v. 22, n. 11, p. 1737-1745, doi: 10.1016/0305-750X(94)00069-7, 1994.

SCHAPER, M.; DE VÉRÈZ, V. O. Evolución del comercio y de las inversiones extranjeras en industrias ambientalmente sensibles: comunidad Andina, Mercosur y Chile (1990-1999). **Series Cepal Medio Ambiente Y desarrollo**, Santiago, Chile, nº 46, 2001.

SCHLESINGER, S. **O grão que cresceu demais:** a soja e seus impactos sobre a sociedade e o meio ambiente. Rio de Janeiro: FASE, 2006.

SEROA DA MOTTA, R. Analyzing the environmental performance of the Brazilian industrial sector. **Ecological Economics**, v. 57, n. 2, p. 269-281, 2006.

SINDICATO DA INDÚSTRIA DO FERRO NO ESTADO DE MINAS GERAIS (SINDIFER). **Anuário 2007**. 16 abr. 2008. Disponível em: <http://www.sindifer.com.br/Anuario_2007.html>.

SOARES-FILHO, B. S. *et al.* Modelling conservation in the Amazon basin. **Nature**, v. 440, n. 7083, p. 520-523, doi: 10.1038/nature04389, 2006.

TERRA FILHO, M.; KITAMURA, S. Câncer pleuropulmonar ocupacional. **Jornal Brasileiro de Pneumologia**, v. 32, n. 2, p. S60-S68, 2006. Suplemento.

THE DUTCH SOY COALITION. **Both Ends:** environment and Development Services – soy big business, big responsibility, 2006. Disponível em: <<http://www.bothends.org/index.php?page=6&documentId=12>>. Acesso em: 8 set. 2009

UNIÃO DA INDÚSTRIA DE CANA-DE-AÇÚCAR (UNICA). **Protocolo agroambiental do setor sucroalcooleiro**, 2007. Disponível em: <<http://www.unica.com.br/content/show.asp?cntCode={BEE106FF-D0D5-4264-B1B3-7E0C7D4031D6}>>>. Acesso em: 28 abr. 2010.

_____. **Dados e cotações:** estatísticas, 2009. Disponível em: <<http://www.unica.com.br/dadosCotacao/estatistica/>>. Acesso em: 18 ago. 2009

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE. **Oilseeds:** world markets and trade. Circular Series 8, p. 33. Foreign Agricultural Service, United States Department of Agriculture, 2009.

WHYTE, C. *et al.* Soy expansion in the Brazilian Amazon region: a local and global social and environmental dilemma. *In:* BIENNAL SCIENTIFIC

CONFERENCE, INTERNATIONAL SOCIETY FOR ECOLOGICAL ECONOMICS (ISEE), 8., Jul. 11-14, 2004, Montreal. **Anais**. Montreal: International Society for Ecological Economics, 2004.

WORLD WILDLIFE FUND (WWF) BRASIL. **Análise da expansão do complexo agroindustrial canavieiro no Brasil** – Documento aberto para consulta pública, 2008. Disponível em: <<http://www.wwf.org.br/index.cfm?uNewsID=14200>>. Acesso em: 18 ago. 2008

YOUNG, C. E. F. **Trade, foreign investment and the environment: the Brazilian experience**. Working Group on Development and Environment in the Americas, Brasília, 2004. (Discussion Paper Number, n. 2)

YOUNG, C. E. F.; LUSTOSA, M. C. J. Meio ambiente e competitividade na indústria brasileira. **Revista de Economia Contemporânea**, v. 5, p. 231-259, 2001.

_____. A questão ambiental no esquema centro-periferia. **Economia**, v. 4, n. 2, p. 201-221, 2003.

YOUNG, C. E. F. *et al.* Comércio e meio ambiente: a inserção da indústria brasileira. *In*: TIRONI, L. F. (Org.). **Aspectos estratégicos da política comercial brasileira**. Brasília: Ipea, 2002.

DESAFIOS DA SUSTENTABILIDADE NA CONSTRUÇÃO

1 INTRODUÇÃO

Vive-se o momento da sustentabilidade!

Em todo o planeta, é grande a pressão para que as questões sociais e ambientais, na sua mais ampla abrangência, estejam presentes nas discussões e nos debates que envolvam o desenvolvimento dos povos e países.

As preocupações maiores se localizam nas desigualdades entre as populações que se formaram ao longo dos tempos e nas agressões ao meio ambiente representadas, sobretudo, pela ação predatória do homem.

Cientistas em todos os cantos do mundo, organizações não governamentais (ONGs) cada vez mais especializadas, e associações e entidades oficiais ou não, regionais ou internacionais, que reúnem especialistas e interessados, todos conscientes da responsabilidade que tem-se com a justiça entre os povos e o futuro da terra, dedicam cada vez mais tempo e recursos para estudar e pesquisar estes temas e orientar a sociedade no rumo correto daquilo que imaginam ser o equilíbrio do desenvolvimento, do meio ambiente e das relações humanas. Neste contexto, uma das áreas que tem merecido especial atenção é a indústria da construção. E alguns fatores pesam bastante para que o setor seja sempre objeto de análise e crítica. Destacam-se, entre outros:

1. O setor consome grandes quantidades de recursos naturais, tendo por isso uma responsabilidade direta sobre a situação ambiental.
2. É responsável pelo consumo intenso de energia elétrica e água na fase de fabricação dos materiais que utiliza, e na etapa de produção das obras e, principalmente, durante a longa vida útil dos edifícios – manutenção e operação – o que representa a maior parte do consumo.
3. Por fim, também é responsável por altos níveis de emissão de gases de efeito estufa (GEE), especialmente o dióxido de carbono (CO₂).

Em relação à energia elétrica, a situação pode se agravar, dependendo da matriz energética que se utiliza. No caso do Brasil, por ter a melhor e mais limpa matriz do mundo, baseada principalmente em energia renovável – 47% de toda a energia produzida –, a situação é um pouco amenizada. Em outros países, a

energia renovável chega a representar apenas 13% de toda a energia produzida. No entanto, nos países considerados de primeiro mundo, já são grandes os avanços encontrados nesta área. Os chamados “edifícios sustentáveis” (os prédios verdes) já estão por toda parte e apresentam bons resultados em termos de *ecodesign*, eficiência energética, uso adequado das águas, conforto para os usuários e baixos níveis de emissão de gases de efeito estufa.

Isso foi possível graças ao desenvolvimento de novas tecnologias, de novos produtos e processos construtivos, de gestão, de uma mão de obra qualificada e bem remunerada, de economias mais prósperas e de ambientes cujas culturas foram receptivas às mudanças que foram introduzidas por estas tecnologias. O que existe hoje de mais moderno são os edifícios que produzem a própria energia que consomem, se utilizando de técnicas e procedimentos alternativos eficientes e modernos. Importante dizer que nestes países a presença do Estado como regulador e indutor é marcante e decisiva. Infelizmente, fora do eixo dos países mais desenvolvidos, os eventos ainda não estão caminhando desta forma. No caso do Brasil, já tem-se alguns centros de excelência, em que profissionais dedicados e competentes têm se dedicado ao assunto com bastante êxito, tornando-se, inclusive, referência no assunto. A Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e a Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (EPUSP) são dois bons exemplos. Além delas, há outras experiências bastante consolidadas, como os trabalhos desenvolvidos pelo Conselho Brasileiro de Construção Sustentável (CBCS) e pela Holcim Brasil.

2 A REALIDADE E O GRANDE DESAFIO

O Brasil é um bom exemplo de país em desenvolvimento, que já absorve muitas práticas e muitos conhecimentos, mas que tem ainda um grande desafio pela frente.

Serão analisados os fatores que impedem o avanço do país nesta área e as possíveis soluções que podem e devem ser desenvolvidas para que, no futuro próximo, se consiga alinhamento às nações ditas de primeiro mundo.

Em primeiro lugar é preciso ressaltar que a sociedade necessita ter a correta consciência de que o desenvolvimento com sustentabilidade – aí incluída a construção sustentável – é fundamental para garantir o futuro do planeta, e por consequência, das novas gerações.

A compreensão e participação de todos serão determinantes para o sucesso e a velocidade das mudanças. Preservar a natureza, utilizando corretamente o meio ambiente, e buscar o equilíbrio econômico e social da sociedade significa, na prática, evitar a destruição das riquezas naturais, sem o que não se será capaz de sustentar as gerações futuras. Para a humanidade, o desenvolvimento sustentável é aquele que pressupõe o atendimento das necessidades da geração atual, sem comprometer a capacidade das gerações futuras de atenderem às suas necessidades.

Simbolicamente, é bastante utilizada a terminologia dos 3 Ps – *people, planet* e *prosperity* para explicar o conceito do desenvolvimento com sustentabilidade. *People* significando as pessoas, agregadas com justiça social; *planet* o meio ambiente e a ecologia; e *prosperity* o desenvolvimento econômico, no sentido do comércio justo e do trabalho digno.

Visto pelo enfoque da construção sustentável, a constatação é de que o futuro do planeta depende fundamentalmente da determinação do homem de agir para melhorar a qualidade de vida da população no presente, mas sem comprometer a qualidade de vida das gerações futuras. O desenvolvimento do Brasil ainda apresenta um alto grau de informalidade e apesar dos avanços alcançados, ainda são grandes os desníveis sociais. Esses são os grandes desafios que se impõem para a implantação de um programa consistente e vencedor.

É preciso entender que a informalidade gera muito desperdício, aumenta desnecessariamente o consumo de energia e é responsável por grande parte da agressão à natureza. Isto não impede, no entanto, que um grupo de empresas já utilize os mais modernos e eficientes instrumentos, procedimentos e tecnologias existentes para construir edifícios mais eficientes e inteligentes. Temos hoje no Brasil cerca de 200 “edifícios verdes” ou “edifícios sustentáveis”, como são conhecidos, em uma demonstração de que a empresa brasileira é criativa e capaz de se adaptar para viver o futuro. Eles são, em sua maioria, prédios industriais ou corporativos cujas construções seguem projetos muito bem estruturados e planejados.

Esses edifícios adotam como diretrizes os requisitos de modelos internacionais como o Leadership in Energy & Environmental Design (LEED), de modelos nacionais, como o edifício ACQUA, baseado no modelo francês e em políticas públicas como o Programa Nacional de Eficiência em Edificações (Procel Edifica) que estipula níveis de eficiência energética para as edificações.

O grande desafio que se tem pela frente é o de preparar o ambiente da economia brasileira para receber essas grandes inovações e possibilitar o acesso a mais de 135 mil empresas formais espalhadas pelo país a estas novas tecnologias e procedimentos que se pretende implantar.

3 O QUE ACONTECE PELO MUNDO?

O último relatório do Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), emitido em 2007 – que apresentou um diagnóstico da situação do planeta no âmbito do aquecimento global –, identificava no setor de edificações uma excelente oportunidade de mitigação dos gases causadores do efeito estufa.

Isso provocou uma reação positiva nos cientistas e especialistas – públicos e privados –, que imediatamente desenvolveram programas e projetos que buscam apontar soluções para problemas como:

- eficiência energética;
- uso racional de água;
- inovação tecnológica;
- treinamento e adaptação da mão de obra, inclusive com a criação do chamado emprego verde (*green job*);
- gestão dos resíduos;
- proteção ao meio ambiente;
- uso de madeira legal certificada;
- formalização da atividade econômica;
- mudanças climáticas (mitigação e adaptação);
- gestão da qualidade; e
- selo Procel Edifica.

Foi criado também o World Business Council for Sustainable Development (WBCSD), um conselho que reúne mais de 200 companhias internacionais de 36 países e que representa 22 dos maiores setores industriais comprometidos com o desenvolvimento sustentável, por meio do crescimento econômico, aliado ao equilíbrio ecológico e ao progresso social. Os objetivos deste grupo são:

- liderar mundialmente o desenvolvimento de empreendimentos sustentáveis;
- ajudar a desenvolver políticas que criem condições para a contribuição dos negócios, para o desenvolvimento sustentável;
- desenvolver e promover *cases* de desenvolvimento sustentável;
- compartilhar as melhores práticas entre os membros do conselho; e
- contribuir para o futuro sustentável de nações em transição.

O WBCSD concentrou-se, recentemente, no estudo do projeto de eficiência energética em edifícios – Energy Efficiency Buildings (EEB) –, analisando a realidade dos países pesquisados (China, Brasil, Índia, Europa, Estados Unidos e Japão), bem como as oportunidades daí advindas. O resultado das análises feitas mostra que é possível alcançar uma economia de até 80% da energia consumida durante a construção, o ciclo de vida e a demolição de um edifício. Os estudos sinalizam na direção do desenvolvimento de novas tecnologias, estruturas sociais, valores e atitudes da sociedade. O conselho identifica ainda a existência de barreiras financeiras, comportamentais e de conhecimento, tanto para os indivíduos quanto para empreendedores e governos, apontando sugestões para mudanças radicais nestas realidades.

Na Europa, o governo do Reino Unido decidiu comprometer-se profundamente com o tema e liderar as ações neste campo, criando um projeto de estratégias para a construção sustentável, com objetivos e metas muito bem definidos, envolvendo toda a sociedade. O modelo inglês tem sido a base dos trabalhos para a elaboração do Programa Construção Sustentável da Câmara Brasileira da Indústria da Construção (CBIC), que está sendo desenvolvido no Brasil. O exemplo da nação inglesa deixa claro que, sem políticas públicas para o setor, dificilmente se obterão resultados satisfatórios. O estado deve começar dando exemplo pelas obras públicas, que deverão obedecer, desde sua concepção, aos conceitos mais amplos da sustentabilidade.

4 COMO A INDÚSTRIA DA CONSTRUÇÃO ESTÁ SE PREPARANDO PARA ENFRENTAR ESTE GRANDE DESAFIO NO BRASIL?

Como já se sinalizou anteriormente, tem-se que criar o ambiente necessário para que as mudanças possam acontecer. Para isto, está sendo desenvolvido um projeto de inovação tecnológica (PIT) – que trata de vários aspectos importantes e imprescindíveis para que se possa implantar um bom projeto de construção sustentável.

A inovação tem sido, em muitos países, decorrente da busca constante pela melhor produtividade, substituindo o trabalho humano em atividades de grande desgaste e esforço, tornando o processo construtivo um processo cada vez mais de montagem. Neste particular, a situação da maioria dos países desenvolvidos é diferente da brasileira. A indústria da construção conta, nestes países, com mão de obra mais especializada, fornecendo serviços de pequenas empresas estruturadas e especializadas, com boa capacitação técnica e empresarial. Os serviços prestados por estas empresas tornam-se verdadeiros subsistemas, com condições de transferir os ganhos de produtividade e qualidade das inovações para todo o empreendimento. A busca pelo atendimento a requisitos de desempenho ligados ao usuário – cada vez mais exigente – e pelo cumprimento de normas e regulamentos fortemente indutores de melhoria da qualidade em benefício do usuário está incluída entre os requisitos exigidos pelo novo modelo de construção sustentável.

No Brasil, a introdução de inovações no mercado da construção civil está historicamente relacionada à produção habitacional nos anos 1970 e no início dos anos 1980 – a partir da larga escala de produção proporcionada pelos financiamentos concedidos pelo Banco Nacional de Habitação (BNH). No entanto, a falta de preparo das empresas para o planejamento e a avaliação prévios destas inovações levou a sérias consequências e perda de qualidade do que foi produzido naquele período.

Os anos 1990, por sua vez, foram marcados pelo desaparecimento dos financiamentos à moradia e, conseqüentemente, às inovações. Isto se deu até a abertura econômica e estabilização da economia, quando os financiamentos começaram a voltar, beneficiando fabricantes de outros países e empresas construtoras que voltaram

então a investir na introdução de novas tecnologias. A partir daí, ainda sem um sistema de avaliação das inovações, o mercado introduziu com dificuldades algumas das principais mudanças que dependeram em alguns casos de investimento completo de desenvolvimento e operação pelas construtoras para constatação da viabilidade técnica e econômica.

A indústria de materiais e sistemas liderou a introdução de inovações a partir da segunda metade dos anos 1990, em alguns casos demandada pelas empresas construtoras e em outros trazendo tecnologias já existentes em outros países. Tecnologias como o sistema de vedação *drywall* ou o sistema construtivo *steel framing*, mas ainda sem a escala desejável para sistemas com este grau de industrialização. Naquela época, surgiram também os sistemas de fachadas pré-fabricadas para edifícios residenciais ou os banheiros prontos, que praticamente se inviabilizaram no mercado.

Contribuiu muito para impedir a evolução desses sistemas construtivos no Brasil a falta de continuidade das políticas públicas para o setor – em especial o segmento da habitação. Este cenário só voltaria a se mostrar novamente viável a partir da aprovação da Lei nº 10.931/2004, que revolucionou o mercado imobiliário brasileiro, trazendo segurança, transparência e condições adequadas de funcionamento do mercado, o que permitiu inclusive, a formulação de políticas mais estáveis para a habitação de interesse social.

Mas ainda se está longe de uma situação desejável. É preciso avançar. E para isto é importante resolver primeiro uma série de problemas de caráter sistêmico e estrutural. Antes de tudo, tem-se que retomar o hábito de planejar. Somente um bom e detalhado planejamento garante projetos bem elaborados que levam a uma maior eficiência na utilização dos materiais e serviços. Este planejamento terá que envolver as equipes que participarão de todas as fases do projeto.

Um fator importante a ser resolvido é o alto grau de informalidade da economia brasileira, o que é totalmente incompatível com a industrialização e a sustentabilidade. E isto envolve políticas públicas complexas e contínuas. Tem-se que fazer adaptações importantes no sistema tributário, principalmente em relação aos impostos que incidem sobre os produtos industriais e a mão de obra, sem os quais se perde totalmente as condições competitivas dos processos mais racionais.

Outro gargalo diz respeito a um sistema de avaliação técnica que afirme o desempenho de produtos e sistemas inovadores. Hoje já funciona o Sistema Nacional de Aprovações Técnicas (SINAT), que se aprimora dia a dia. Outro ponto importante em que se terá de atuar está relacionado com os códigos de obras dos municípios. As diferenças e as disparidades existentes entre eles impedem a atuação das empresas em larga escala e âmbito nacional. Uma grande e eficiente revisão nos códigos é fundamental. A atualização das normas técnicas como as de materiais, insumos, projetos e de gestão relacionadas às atividades da cadeia produtiva da construção à nova realidade é fator fundamental, bem

como a criação de normas para as lacunas existentes. A própria legislação de licitação pública deverá passar por uma adaptação, regulando a questão das compras governamentais, em face dos avanços que a inovação impõe.

Inovação tecnológica implica em pesquisa e conhecimento. Entretanto, é muito pequena a transferência de conhecimento acumulado na rede de pesquisa e desenvolvimento tecnológico das universidades e dos institutos de pesquisas relacionados à construção civil para o meio de produção. Há uma distância muito grande entre as empresas construtoras, representando o mercado consumidor e a rede de pesquisas, como produtoras de soluções tecnológicas. Tem-se que diminuir esta distância e aproximar estes importantes atores de modo a tornar mais eficiente e produtivo o resultado dos trabalhos elaborados pelos cientistas e pesquisadores.

Da mesma forma, tem-se que aproximar a universidade dos construtores e do mercado consumidor. É flagrante a falta de conhecimento do corpo docente das universidades e instituições de ensino técnico sobre a natureza e a abrangência de inovações tecnológicas e organizacionais do setor. Isso termina por perpetuar um modelo de ensino que segue com a transmissão de meios convencionais de produção.

Não se pode esquecer também de que necessitará de um bom programa de treinamento e capacitação de profissionais para lidar com a nova realidade que se cria. Importante ressaltar que todo este processo de inovação passa necessariamente por um programa bem articulado de comunicação. Seja a comunicação voltada à cadeia produtiva da construção, seja aquela voltada à sociedade, que precisa entender claramente as vantagens da inovação para que se torne uma aliada da implantação dos novos paradigmas.

Finalmente, é preciso dizer também que o cenário somente estará completo, se houver por parte das empresas que compõem a cadeia produtiva da construção uma consciência de que muita coisa deverá mudar na questão da governança do setor. O fortalecimento de empresas de toda a cadeia produtiva é imprescindível para tornar possíveis as inovações.

5 A CONSTRUÇÃO SUSTENTÁVEL

Somente a partir da viabilização das etapas anteriormente mencionadas é que se poderá pensar, com profundidade, na implantação sistematizada e universal de um bom programa de construção sustentável.

E porque é importante implantar a construção sustentável?

Porque por meio dela será possível economizar os recursos naturais, reduzir o efeito das emissões dos gases de efeito estufa, promover o equilíbrio ambiental, reduzir a poluição e o consumo de energia, racionalizar o uso da água e apoiar o aumento dos níveis de renda da população.

Deve-se começar com um bom e detalhado projeto, no qual se envolva toda a equipe que irá lidar com o prédio, em todas as suas fases. Isto garantirá a qualidade do empreendimento e contribuirá muito para reduzir seu custo.

É importante lembrar que 80% dos gastos ao longo da vida útil de um edifício estão alocados no uso e na operação deste, o que compreende a maior parte da sua existência – a fase que vai até a construção do prédio consome aproximadamente 15% do seu custo total. Um fator agravante é que a possibilidade de interferência no custo do prédio na fase pós-construção é muito baixa. Em outras palavras, somente um projeto bem elaborado poderá projetar custos mais baixos ao longo da vida útil do prédio.

Um bom projeto de construção sustentável tem que considerar a localização, o *design*, a construção, a operação, a manutenção e a remoção dos resíduos. Também deve buscar as melhores técnicas e os melhores recursos para reduzir o consumo de energia e de água e produzir a menor quantidade de esgoto e lixo possível. A escolha do local e da área deverá considerar o aspecto de impermeabilização do terreno e da movimentação de terra que se recomenda que seja a menor possível. Os materiais a serem utilizados devem seguir o conceito de menor impacto sobre o meio ambiente, tanto na produção quanto no transporte, e o projeto deve levar em conta o conforto e o bem-estar dos usuários.

É importante salientar que a construção sustentável gera o chamado “emprego verde”, que se caracteriza pelo emprego formal e digno. São diversos os estudos que apontam para as diversas oportunidades que se abrirão no futuro a partir da implementação de novas práticas da construção.

Finalmente, tem-se que salientar, mais uma vez, que é muito importante que se estabeleça um processo de comunicação e divulgação das ações que serão desenvolvidas em torno do tema. Esta comunicação tem que estar voltada tanto à cadeia produtiva da construção – para que todos os atores se familiarizem com os processos e os avanços conquistados e se envolvam com o projeto –, quanto às comunidades que utilizarão direta ou indiretamente as edificações, para que elas possam entender e aceitar sem maiores conflitos as vantagens que serão obtidas com as inovações introduzidas. Conhecendo melhor os novos métodos e processos, a sociedade poderá aceitar com mais rapidez as mudanças e também começar a “demandar sustentabilidade” ao mercado, impulsionando um ciclo virtuoso de desenvolvimento, proteção ambiental e bem-estar social.

Como foi dito no início, a sustentabilidade é uma realidade do mundo moderno e sua prática é irreversível. A indústria da construção, que tem presença forte e marcante no desenvolvimento de qualquer cidade, certamente terá que se adaptar e dar sua contribuição para que sua atividade cause o menor impacto possível sobre o meio ambiente. Haverá também que se desenvolver, buscando melhores condições de trabalho para aqueles cidadãos que nela operam e melhor qualidade de vida para os usuários que vierem a se utilizar dos seus produtos.

NOVAS PERSPECTIVAS PARA A GERAÇÃO DE EMPREGOS VERDES NO BRASIL

1 INTRODUÇÃO

O empenho do governo brasileiro em assumir uma posição de liderança na XV Conferência das Partes sobre a Convenção do Clima, realizada entre os dias 8 e 18 de dezembro de 2009, em Copenhague, acabou tendo importantes reflexos internos sobre a política ambiental do país. Várias medidas vêm sendo tomadas no sentido de reduzir as emissões nacionais de gases de efeito estufa, demonstrando assim que o Brasil está procurando fazer sua lição de casa. Entre elas, podemos citar a isenção do Imposto sobre Produtos Industrializados (IPI) para equipamentos de geração de energia eólica e para produtos fabricados com materiais reciclados adquiridos de cooperativas de catadores, e a adoção de critérios ambientais para as compras públicas de bens e serviços por parte do governo federal.

Além de contribuírem para a mitigação das mudanças climáticas, ao estimularem a utilização de energias renováveis e de matérias-primas e produtos menos intensivos em carbono, essas medidas abrem novas e promissoras perspectivas para a geração de empregos verdes¹ no país. A primeira evidência nesse sentido foi a pronta iniciativa da Alston, empresa multinacional fabricante de equipamentos para a geração de energia eólica, entre outros produtos, de entrar em entendimentos com o governo da Bahia para a instalação de uma fábrica desses equipamentos naquele estado. Certamente, não terá sido mera coincidência a manifestação do interesse da empresa somente depois do anúncio da concessão de isenção fiscal a esses equipamentos, além da recente aprovação de 18 projetos de geração de energia eólica a serem implantados em território baiano.

A eliminação do IPI de produtos fabricados com materiais reciclados, por sua vez, deverá ampliar significativamente a demanda das indústrias por esses materiais, contribuindo assim para a criação de novos postos de trabalho na coleta, no tratamento, no transporte e no reaproveitamento de diversos tipos de resíduos. Ao condicionar a concessão desse benefício à aquisição dos materiais recicláveis diretamente das cooperativas

1. Segundo o folheto de divulgação do programa Empregos Verdes da Organização Internacional do Trabalho (OIT), este conceito “resume as transformações das economias, das empresas, dos ambientes de trabalho e dos mercados laborais rumo a uma economia sustentável, que proporciona um *trabalho decente* com baixo consumo de carbono”. Esta mesma organização define trabalho decente como “um trabalho produtivo adequadamente remunerado, exercido em condições de liberdade, equidade e segurança, que seja capaz de garantir uma vida digna aos trabalhadores e trabalhadoras e suas respectivas famílias”. Sobre a relação entre esses dois conceitos ver Muçouçah (2009).

de catadores, o governo incentiva a constituição de novas cooperativas e a formalização dessa atividade econômica, o que poderá vir a proporcionar uma sensível melhoria da remuneração e das condições de trabalho daqueles que a elas se dedicam. Esse processo tenderá a ganhar um impulso ainda maior após a aprovação da Política Nacional de Resíduos Sólidos, que está para ser votada no plenário do Congresso Nacional. O projeto de lei (PL), que se encontra tramitando, prevê a contratação dessas cooperativas por parte das prefeituras para a prestação de serviços de coleta e tratamento do lixo reciclável, bem como estabelece obrigações para algumas indústrias montarem sistemas de logística reversa para o recolhimento dos produtos que fabricam ao fim da sua vida útil.

A incorporação de critérios ambientais nas licitações para a aquisição de bens e serviços por parte do governo federal também deverá provocar impactos bastante significativos, tanto sobre as emissões de gases de efeito estufa como sobre a economia e o mercado de trabalho do país. No que se refere a esses últimos, sabemos que o poder de compra de alguns órgãos federais tem sido responsável por si só pela criação e sobrevivência de inúmeras empresas voltadas, exclusiva ou principalmente, para atender a sua demanda. Se adaptarem seus produtos e processos de produção às novas exigências de sustentabilidade ambiental embutidas nas licitações governamentais, essas empresas estarão necessariamente dando origem a uma grande quantidade de empregos verdes.

É verdade que, em muitos casos, esses empregos verdes estarão apenas substituindo alguns postos de trabalho já existentes. Entretanto, tendo em vista o caráter geralmente mais intensivo em mão de obra das tecnologias “limpas”, essa mudança nos padrões de produção e consumo de bens e serviços dificilmente deixará de proporcionar algum ganho líquido na oferta total de emprego. Pelo menos, é o que indicam os resultados da maioria dos estudos realizados ultimamente em diversos países e em diferentes setores de atividades econômicas acerca dos impactos dos investimentos “verdes” sobre o mercado de trabalho.²

No caso do Brasil, há quem chegue a temer os efeitos sobre a oferta de emprego da Lei nº 12.187, de 29 de dezembro 2009, que institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima e institucionaliza a meta – já anunciada pelo governo brasileiro durante a Conferência de Copenhague – de redução das nossas emissões de gases de efeito estufa, projetadas para 2020 entre 36,1% e 38,9%. O Parágrafo Único, do Art. 11 dessa lei descreve um dos principais instrumentos a ser criado para se alcançar essa meta:

Decreto do Poder Executivo estabelecerá, em consonância com a Política Nacional sobre Mudança do Clima, os Planos setoriais de mitigação e de adaptação às mudanças climáticas visando à consolidação de uma economia de baixo consumo

2. Ver, entre outros, UNEP (2008), Pollin. *et al.* (2009) e Rossi (2009).

de carbono, na geração e distribuição de energia elétrica, no transporte público urbano e nos sistemas modais de transporte interestadual de cargas e passageiros, na indústria de transformação e na de bens de consumo duráveis, nas indústrias químicas fina e de base, na indústria de papel e celulose, na mineração, na indústria da construção civil, nos serviços de saúde e na agropecuária, com vistas em atender metas gradativas de redução de emissões antrópicas quantificáveis e verificáveis, considerando as especificidades de cada setor, inclusive por meio do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo – MDL e das Ações de Mitigação Nacionalmente Apropriadas – NAMAs.

A rigor, todos os postos de trabalhos que forem criados em decorrência da implementação desses planos setoriais de mitigação e de adaptação às mudanças climáticas podem ser considerados *empregos verdes*. No entanto, é bem possível que, em algumas dessas atividades, venha a ocorrer a eliminação de certo número de postos de trabalho a partir da aplicação das medidas destinadas a reduzir as suas emissões de gases de efeito estufa. Embora ainda não haja nenhum estudo sistemático sobre esse assunto – mesmo porque sequer foram elaborados esses planos setoriais de adaptação e mitigação –, temos motivos suficientes para supor que o montante de empregos verdes a serem gerados no conjunto dessas atividades irá superar a quantidade dos postos de trabalho eventualmente perdidos. É o que se pode concluir em uma análise preliminar dos possíveis impactos das medidas a serem provavelmente adotadas³ nos principais setores econômicos citados pela Lei nº 12.187/2009.

2 A GERAÇÃO DE EMPREGOS VERDES NA AGROPECUÁRIA

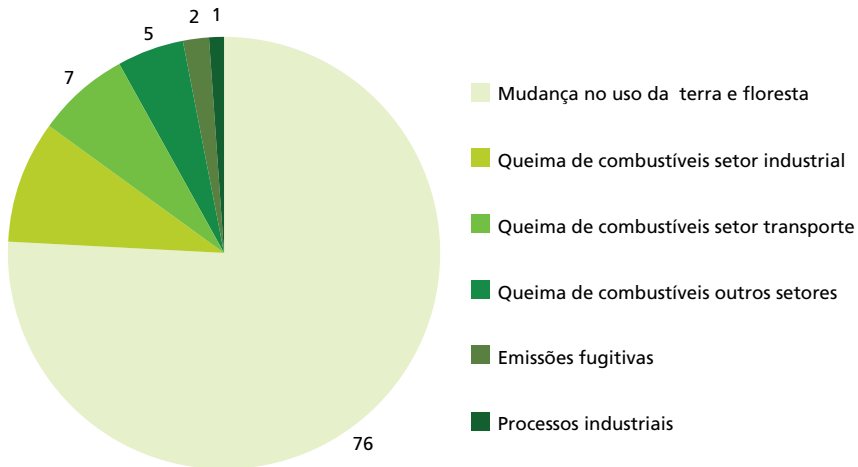
O balanço entre a criação e a eliminação de empregos em consequência da implementação de tais planos setoriais tende a ser altamente positivo, especialmente no caso da agropecuária. Cabe lembrar que este setor é o principal responsável pelas mudanças no uso da terra e das florestas e que, segundo os dados do 2º Inventário Nacional de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa (BRASIL, 2010), responde isoladamente por 76% das emissões brasileiras de dióxido de carbono (CO₂) (gráfico 1).

3. Grande parte dessas medidas já constam de outros planos e programas do governo federal.

GRÁFICO 1

Contribuição para as emissões de dióxido de carbono por setor – Brasil 2005

(Em %)



Fonte: Brasil (2010).

O próprio desmatamento, apontado como o grande vilão das nossas emissões de carbono, tem na sua origem a contínua expansão da fronteira agrícola para a criação de gado e a produção de grãos. Em face disso, não há como se atingir, entre outras, a meta de redução de 80% das taxas anuais de desmatamento na Amazônia – já estipulada pelo Plano Nacional de Mudança do Clima lançado em dezembro de 2008 – se a expansão da fronteira agrícola sobre a floresta não for contida. E isso jamais será feito somente por meio de medidas repressivas. A redução das pressões antrópicas sobre a vegetação nativa passa necessariamente por um maior aproveitamento das áreas já desmatadas, entre as quais se destacam as extensas porções de terra ocupadas pelo nosso rebanho bovino, que chegam a representar aproximadamente 20% de todo o território brasileiro. Cobertas em sua maioria por pastagens de má qualidade, essas terras apresentam baixíssima capacidade de suporte para a criação de gado, comportando em torno de apenas uma cabeça de gado por hectare (ha).

Também do ponto de vista da geração de empregos, a pecuária extensiva praticada no Brasil deixa muito a desejar. De acordo com os dados da Relação Anual de Informações Sociais (Rais)⁴, essa atividade econômica oferecia 463.384 empregos formais em dezembro de 2008. Isto significa que são necessários em média 370 ha de pastagens para dar origem a um único emprego formal na pecuária. Por outro lado, cada trabalhador contratado formalmente nessa atividade cuida

4. A Rais é um conjunto de dados coletados pelo Ministério do Trabalho e Emprego (MTE) acerca do estoque de pessoal mantido pelas empresas em 31 de dezembro de cada ano.

de aproximadamente 367 cabeças de gado. É verdade que, nos dados da Rais, não estão computados os pequenos proprietários e seus familiares que também integram o contingente de mão de obra do setor. Essas pequenas propriedades abrigam, porém, uma parcela muito pequena do rebanho. São as grandes propriedades que concentram a maior parcela e que, para manejá-la, se veem obrigadas a recorrer à contratação de trabalhadores sem qualquer relação de parentesco com os proprietários. As médias mencionadas acabam refletindo, portanto, a situação efetivamente dominante no mercado de trabalho dessa atividade.

Tais números não deixam dúvidas quanto à necessidade de se promover a intensificação da pecuária no país como forma de estancar a expansão periférica da fronteira agrícola e, conseqüentemente, as emissões de carbono causadas pelas mudanças do uso da terra. O aumento da produtividade do setor por hectare de área ocupada só será possível com base em investimentos em certas tecnologias que tendem a exigir muito mais mão de obra do que as utilizadas atualmente. Este é o caso, por exemplo, da simples melhoria das pastagens a fim de aumentar a sua capacidade suporte. A reforma ou a recuperação em larga escala das pastagens degradadas daria origem a uma grande quantidade de novos empregos que, de antemão, já podem ser qualificados de *verdes*.

A oferta de empregos verdes será ainda maior nas propriedades que adotarem sistemas de confinamento ou semiconfinamento dos seus rebanhos. Nestes casos, haverá uma demanda adicional de mão de obra para o cultivo e o transporte diário dos alimentos até os animais, bem como para a limpeza dos seus cochos e dos locais de descanso. O aumento de despesas decorrente desses sistemas de tratamento poderá vir a ser compensado, no caso da criação de gado de corte, pelo encurtamento do seu tempo de engorda. A redução da idade de abate desse gado implicaria um aumento da taxa de desfrute do rebanho, o que permitiria, inclusive, a diminuição do seu estoque total sem afetar a produção nacional de carne bovina. Estaríamos assim contribuindo de outra maneira para reduzir as emissões de gases de efeito estufa ao restringir a quantidade de metano liberada atualmente na atmosfera pela fermentação entérica do nosso rebanho bovino, que é o segundo maior do planeta.

No que se refere especificamente à agricultura, qualquer plano setorial de mitigação e adaptação às mudanças climáticas terá que prever ações concretas no sentido de diminuir a utilização de fertilizantes e defensivos agrícolas nitrogenados, a fim de reduzir as emissões de óxido nitroso – um dos gases que mais provocam o efeito estufa. Uma das técnicas mais usadas para reduzir o uso desses agroquímicos é o plantio direto sobre a palha da vegetação preexistente. Além de contribuir para o sequestro de carbono, essa prática ainda apresenta a vantagem de proteger o solo da erosão, da espoliação de nutrientes orgânicos e minerais, da

perda de umidade por evaporação e da compactação pelas pesadas máquinas usadas na sua preparação para a semeadura. Outra técnica bastante recomendada é o consorciamento ou a rotação de culturas com plantas leguminosas, que absorvem nitrogênio do ar e o fixam no solo.

Enquanto a primeira dessas práticas reduz em alguma medida a demanda de mão de obra, a segunda tende a aumentá-la, já que implica o cultivo adicional de outra espécie vegetal nas áreas ocupadas de forma simultânea ou alternada pela lavoura principal. Supondo-se que ambas as técnicas sejam aplicadas em extensões de terra semelhantes, o saldo líquido da oferta de emprego seria certamente positivo, uma vez que o plantio direto estaria eliminando somente uma das operações praticadas na nossa agricultura. Soma-se a isso o fato de que o uso de agroquímicos nitrogenados dificilmente será dispensado totalmente nas grandes lavouras produtoras de grãos ou de cana-de-açúcar, podendo vir a se tornar apenas mais seletivo e controlado. Nessas condições, a sua aplicação por meios automatizados resultará ineficiente, sendo preferível fazê-la com um maior envolvimento da força de trabalho humana.

Nada impede, porém, que esses agroquímicos venham a ser banidos de vez das pequenas propriedades que empregam basicamente a mão de obra familiar para produzir, sobretudo, alimentos para o consumo humano. Era o que já faziam 90.497 propriedades rurais do país em 2005, segundo os dados do Censo Agropecuário 2006. Embora o extraordinário crescimento – mais de 20% ao ano – do mercado dos produtos orgânicos se deva, em grande medida, à substituição de produtos agrícolas tradicionais, isso não ocorre na mesma proporção com a força de trabalho utilizada na produção de ambos, uma vez que o cultivo dos primeiros exige muito mais mão de obra do que o dos últimos. Neste caso, o balanço da oferta de empregos tende a ser claramente mais favorável à agricultura orgânica.

Entretanto, talvez sejam as ações de adaptação às mudanças climáticas que apresentam o maior potencial de geração de empregos verdes na zona rural do país. A prevenção contra os fenômenos climáticos extremos, como as secas prolongadas e as chuvas torrenciais, exigirá a execução de uma série de pequenas obras nas propriedades rurais das regiões mais vulneráveis, a fim de minimizar os prejuízos que eles já vêm provocando. No Nordeste brasileiro, torna-se necessário intensificar a construção de cisternas, pequenas represas, açudes e sistemas de irrigação. No Sul e Sudeste, além do reflorestamento das encostas e da recuperação das áreas de preservação permanente no topo dos morros e à beira dos rios, há que se construir ou reforçar as curvas de nível, as bacias de captação e os canais de escoamento das águas pluviais e fluviais. Tudo leva a crer que teremos nos próximos anos um crescimento bastante expressivo da oferta de postos de trabalho nas atividades de apoio à agropecuária, que no final de 2008 já empregavam formalmente 132.376 trabalhadores.

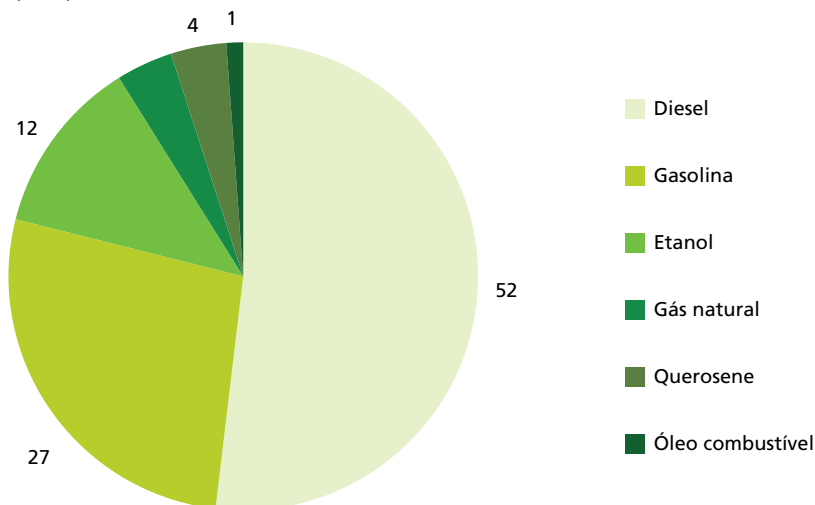
3 A GERAÇÃO DE EMPREGOS VERDES NOS TRANSPORTES

A queima de combustíveis no setor de transportes é a segunda maior fonte das emissões brasileiras de gases de efeito estufa, conforme ilustra o gráfico 1. A fim de reduzir essas emissões, o governo vem procurando incentivar a produção e o consumo de etanol e de biodiesel como forma de substituir pelo menos parcialmente o uso da gasolina e do diesel derivado de petróleo, que ainda são os combustíveis mais consumidos no setor de transportes do país. O gráfico 2 apresenta a participação relativa de cada combustível na matriz energética desse setor.

GRÁFICO 2

Consumo de combustíveis no setor de transportes

(Em %)



Fonte: Brasil (2010).

Embora ainda não chegue a 14%,⁵ a participação dos biocombustíveis nessa matriz já vem permitindo uma significativa redução das emissões de CO₂ no setor de transportes do país. Se considerarmos que cerca de 90% dos veículos leves produzidos no Brasil saem atualmente das fábricas equipados com motores *flex fuel*, a participação do etanol no consumo de combustíveis só tende a aumentar à medida que se for renovando a nossa frota. O mesmo deverá ocorrer com o biodiesel, cuja adição ao diesel derivado do petróleo poderá atingir os 10% em um futuro próximo. O crescimento da produção de biocombustíveis tende a desempenhar assim um papel muito positivo não apenas sobre as emissões brasileiras de gases de efeito estufa, como também sobre o nosso mercado de trabalho.

5. A participação do biodiesel nessa matriz está provavelmente incorporada à parcela do diesel. Tendo em vista que, em 2008, o percentual de mistura do biodiesel no diesel derivado de petróleo ainda estava fixado em 3%, podemos considerar, para todos os efeitos, que sua participação no consumo total de combustíveis no setor de transportes seria por volta de 1,5%.

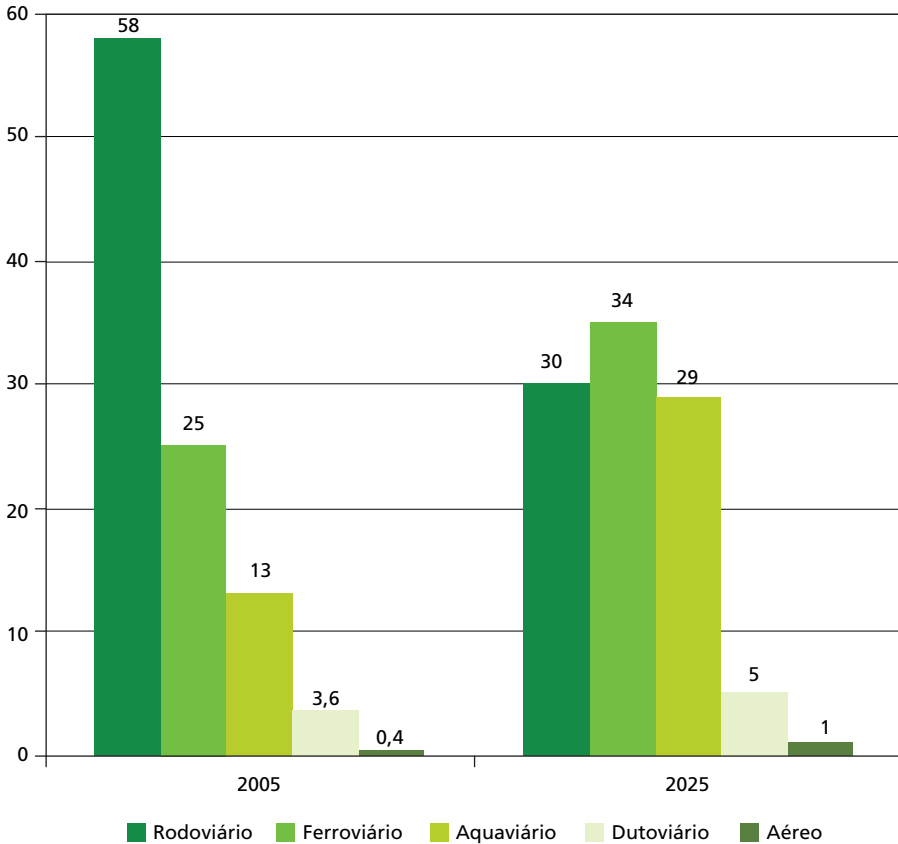
A despeito da precariedade e do caráter bastante penoso das ocupações que ela oferece na zona rural, a cultura da cana-de-açúcar – hoje voltada fundamentalmente para a produção de etanol – chega a empregar mais de 800 mil trabalhadores no auge da sua safra anual. Este número provavelmente irá cair nos próximos anos, em consequência do avanço da mecanização da colheita da cana. Ainda assim, a produção de biocombustíveis dificilmente deixará de gerar mais empregos que a fabricação de gasolina e de diesel. É o que sugere uma simples comparação entre a oferta de emprego formal nessas duas atividades no dia 31 de dezembro de 2008: em pleno período de entressafra, o cultivo da cana-de-açúcar e a fabricação de biocombustíveis ainda mantinham 296.622 empregos com carteira de trabalho assinada, ao passo que a extração e o refino de petróleo e a fabricação de todos os seus derivados não empregavam mais que 82.227 trabalhadores.

Entretanto, a substituição da gasolina e do diesel por combustíveis menos poluentes não é a única estratégia que o governo brasileiro dispõe para reduzir as emissões de gases de efeito estufa no setor de transportes do país. Em novembro de 2009, foi divulgada uma nova versão do Plano Nacional de Logística e Transporte (PNLT), cujo sumário executivo assim se refere a essa questão:

A este respeito, sabe-se que os combustíveis fósseis são finitos, que seus preços relativos tendem a patamares elevados e que seu uso deverá priorizar setores e atividades mais nobres da economia. Portanto, mesmo com as crescentes possibilidades da bioenergia, em franca evolução, o total da energia necessária para movimentar o setor dos transportes deve também ser otimizado e racionalizado, com reflexos na redução de emissão e lançamento dos gases de combustão na atmosfera e no gradual e efetivo controle do impacto ambiental, preservando o nosso ecossistema e melhorando a qualidade de vida do Planeta (BRASIL, 2009, p. 20).

A *preservação do meio ambiente* e a *racionalização energética* acabaram constituindo assim alguns dos princípios fundamentais que orientaram a elaboração do PNLT. Isto se expressa, entre outras coisas, na prioridade atribuída por este plano à redução da participação do modal rodoviário na matriz de transporte de cargas do país, que terá como contrapartida uma significativa elevação da participação de todos os outros modais. O gráfico 3 mostra como era em 2005 e como ficaria em 2025 a distribuição de cargas entre os diferentes modais, uma vez implementado definitivamente o PNLT.

GRÁFICO 3
Matrizes atual e futura dos modais de transporte de carga no Brasil
 (Em %)



Fonte: Brasil (2010).

Essa nova matriz de transporte de cargas projetada para 2025 implicará certamente uma sensível redução relativa das emissões de gases de efeito estufa, quando comparadas com as emissões que teríamos naquele ano na hipótese de vir a ser mantida a atual distribuição de cargas entre os diferentes modais. Ao cortar quase pela metade a participação dos transportes rodoviários nessa matriz, estaremos efetivamente obtendo importantes ganhos de eficiência energética, tendo em vista que essa modalidade é a que transporta o segundo menor volume de cargas por litro de combustível consumido – a menos eficiente de todas é o transporte aeroviário. Resta saber, entretanto, quais serão os possíveis impactos dessa mudança sobre o mercado de trabalho do setor.

Em dezembro de 2008, o transporte rodoviário de cargas empregava formalmente, de maneira direta ou indireta, 624.758 trabalhadores, que representavam aproximadamente 82,4% do pessoal ocupado especificamente nessa atividade. Assim, cada ponto percentual (p.p.) de participação do modal rodoviário na matriz de transporte de cargas de 2005 correspondia a 1,42 p.p. de participação na oferta total de empregos formais desse segmento. Se efetuarmos o mesmo cálculo para as outras modalidades de transporte de cargas, chegaremos aos resultados apresentados na tabela 1, que contém ainda uma projeção para 2025 dessa relação entre a participação relativa de cada modal na matriz de transporte de cargas e a sua respectiva oferta de empregos.

TABELA 1

Relação entre a participação de cada modal nas matrizes atual e futura de transporte de cargas e na oferta de empregos desta atividade

Modais de transporte	Número empregados 2008 (A)	Matriz (%) 2005 (B)	Empregados no setor (%) (C)	(C/B)	Matriz (%) 2025 (D)	Dx(C/B)
Rodoviário	624.758	58	82,4	1,4	30	42,6
Aquaviário	91.070	13	12	0,9	29	26,8
Ferrovário	27.493	25	3,6	0,1	35	5,1
Aeroviário	2.753	0,4	0,4	0,9	5	4,5
Dutoviário	11.976	3,6	1,6	0,4	1	0,4
Total	758.050	100,0	100,0	1,0	100,0	79,5

Fonte: Brasil (2010).

Se a atual proporção entre os volumes de carga transportados e o pessoal ocupado nas diversas modalidades de transporte for mantida até 2025, teremos então um déficit de 20,5% nos empregos formais ao atingirmos as metas fixadas pelo PNLT, desde que também ignoremos todos os postos de trabalho a serem criados para a construção da infraestrutura necessária para aumentar a participação dos modais ferroviários, aquaviários e dutoviários na matriz de transporte de carga do país. Embora a operação direta desses meios de transporte exija menos mão de obra que a modalidade rodoviária, a construção e manutenção de ferrovias, locomotivas, vagões, estações, portos, embarcações, eclusas e dutos de vários tipos, eles tendem a gerar mais empregos que a abertura e conservação de estradas aliada à fabricação e reparo de caminhões.

Temos que reconhecer, porém, que as características das ocupações a serem direta ou indiretamente criadas pela mudança da nossa matriz de transporte de carga são muito distintas daquelas dos postos de trabalho virtualmente eliminados, o que deverá dificultar a recolocação dos trabalhadores desempregados nessa mesma atividade. A migração da maior parte dessa mão de obra provavelmente terá como destino o transporte rodoviário coletivo de passageiros, tanto para curtas como para médias e longas distâncias. Em 2008, este segmento empregava

630.527 trabalhadores, um pouco mais do que o transporte rodoviário de cargas. Tendo em vista que o emprego formal no primeiro segmento já vem crescendo a taxas em torno dos 3%, ele não teria grandes dificuldades para absorver até mesmo a totalidade da força de trabalho a ser liberada pelo segundo nos próximos 15 anos.

Espera-se, porém, que um plano de mitigação e adaptação às mudanças climáticas para o setor de transportes venha a estabelecer metas bem mais ambiciosas para o crescimento dos transportes coletivos de passageiros em percursos urbanos e interurbanos. Um dos seus objetivos específicos terá que ser a redução do uso de automóveis que, em média, consomem 4,7 vezes mais combustível por passageiro transportado e poluem 7,7 vezes mais a atmosfera do que os ônibus.⁶ Não podemos nos esquecer que a gasolina, com o seu alto teor de emissão de CO₂, continua sendo o combustível mais consumido no transporte individual de passageiros. Por outro lado, a ampliação, a diversificação e a melhoria dos transportes coletivos de passageiros para longas distâncias poderão ajudar a conter inclusive a expansão acelerada dos transportes aéreos, ainda mais poluidores, que têm crescido a taxas próximas aos 12% ao ano.

Entretanto, a substituição do transporte individual pelos transportes coletivos de passageiros assume uma importância ainda maior nos centros urbanos, sobretudo nas regiões metropolitanas. Além de reduzir as emissões de CO₂ e melhorar a qualidade do ar respirado por seus habitantes, ela deverá desafogar sensivelmente o trânsito, o que implicará aumento da eficiência energética de todos os veículos que trafegam nas ruas das nossas cidades. Para aumentar a competitividade dos transportes coletivos frente aos automóveis, uma série de obras se fazem necessárias, tais como corredores exclusivos para o tráfego de ônibus, plataformas de embarque e desembarque rápido, terminais de integração entre os diferentes modais de transporte de passageiros e ampliação da malha ferroviária para a circulação de metrô e trens urbanos.

A realização da Copa do Mundo de 2014 e dos Jogos Olímpicos de 2016 no Brasil oferece uma excelente oportunidade para uma intervenção urbana em larga escala nas cidades que irão sediar esses eventos, bem como na infraestrutura de transporte entre elas. A melhoria dos sistemas de transportes coletivos de passageiros tem sido uma das exigências dos comitês organizadores desses eventos, a fim de facilitar o acesso do público aos locais dos jogos. Desde que essas obras venham a incorporar em todos os seus aspectos uma preocupação efetiva com a redução das emissões de gases de efeito estufa, teremos seguramente nos próximos dez anos a geração de um grande número de empregos verdes no país, com a vantagem adicional de que esses novos empregos não estarão ocupando o lugar de nenhum posto de trabalho já existente.

6. Dados extraídos de Brasil (2007).

4 A GERAÇÃO DE EMPREGOS VERDES NA INDÚSTRIA DA CONSTRUÇÃO

Outro setor que deve ser particularmente beneficiado pela realização da Copa do Mundo e dos Jogos Olímpicos em território nacional é a indústria da construção. As atividades deste setor já vêm sendo bastante aquecidas pelas obras do Programa de Aceleração do Crescimento (PAC) e, mais recentemente, pelo programa Minha Casa, Minha Vida, o que tem lhe assegurado nos últimos anos o primeiro lugar na geração de empregos no país. Em dezembro de 2008, em pleno auge das repercussões da crise econômica internacional sobre o nosso mercado de trabalho, ele ainda empregava formalmente 2.861.913 trabalhadores.

No que se refere às emissões brasileiras de gases de efeito estufa, a contribuição da cadeia produtiva da construção é também muito expressiva. Somente a extração e industrialização do calcário, matéria-prima básica do setor, responde por aproximadamente 10% dessas emissões.⁷ O uso e a manutenção dos edifícios, por sua vez, consomem 42% de toda a energia elétrica produzida no país. Um plano setorial de mitigação e adaptação às mudanças climáticas para a construção civil terá que se centrar principalmente na eliminação dos desperdícios de matérias-primas e de recursos naturais e no aumento da eficiência energética ao longo de todo o ciclo de vida dos seus produtos. No caso dos edifícios, esse ciclo de vida pode ser dividido em cinco fases: concepção, planejamento/projeto, construção/implantação, uso/ocupação e requalificação/demolição.

A geração de empregos verdes na construção civil depende dos cuidados dispensados em cada uma dessas etapas à redução das emissões gases de efeito estufa e à qualidade ambiental interna e externa para as edificações. No Brasil, existem diversas iniciativas que promovem a adoção de algumas medidas nesse sentido. Entre elas, podemos citar o Programa Brasileiro de Qualidade e Produtividades no Habitat (PBQP-H), a Etiqueta de Eficiência Energética em Edificações do Programa Nacional de Conservação de Energia Elétrica (Procel) e o Selo Casa Azul da Caixa Econômica Federal (CEF), para ficarmos apenas ao âmbito do governo federal. Entretanto, a adoção das medidas que esses programas propõem ainda assume, na maioria das vezes, um caráter voluntário, quando muito classificatório para a obtenção de financiamentos imobiliários. Isto se deve em parte ao fato de que, de acordo com a nossa Constituição Federal, cabe exclusivamente aos municípios estabelecerem os seus códigos de obras.

Outro fator que tem dificultado, até certo ponto, a disseminação dos princípios da construção sustentável é a urgência em diminuir o enorme déficit habitacional que se acumulou no país nas últimas décadas devido à carência de investimentos públicos no setor, especialmente para a construção de moradias para a população de baixa renda. A retomada dos investimentos do governo federal

7. Dados extraídos de John (2007).

nessa área tem privilegiado sobretudo a quantidade de casas a serem construídas com os recursos disponíveis, o que implica reduzir ao máximo o seu custo unitário, a fim de torná-las acessíveis a esse segmento da população. Os aspectos mais qualitativos, entre os quais se inserem o conforto ambiental e a eficiência energética das construções, acabaram ficando em um segundo plano.

O programa Minha Casa, Minha Vida, lançado em maio de 2009, representava, de certa forma, uma ruptura com esse padrão, na medida em que se propunha a incluir no financiamento das casas a serem construídas alguns itens como lâmpadas de baixo consumo, geladeiras ecoeficientes e sistemas de aquecimento solar de água. A instalação e a manutenção desses últimos apareciam como uma excelente oportunidade de geração de empregos verdes, uma vez que alguns estudos estimavam que, caso fossem feitas em metade das casas (500 mil) construídas no âmbito do programa, seria necessário triplicar o pessoal ocupado nessa atividade. Além de criar empregos, a instalação desses sistemas proporcionaria uma sensível redução – até 40% – nas contas de energia dos moradores dessas residências, revertendo assim em um aumento indireto da sua renda.

A inclusão do custo desses equipamentos no financiamento dos imóveis dependia, porém, de uma portaria a ser editada pelo Ministério das Cidades (MCidades), a quem cabe gerenciar os recursos financeiros do programa Minha Casa, Minha Vida. Essa portaria só veio a ser assinada no dia 24 de fevereiro de 2010, decorridos quase dez meses desde o lançamento do programa, quando já estava comprometido aproximadamente 30% de todo o seu orçamento. Mesmo sem qualquer garantia, até então, de obterem o financiamento para os seus sistemas de aquecimento solar, 21 projetos de conjuntos residenciais apresentados à CEF até o dia 6 de novembro de 2009 previam a compra e a instalação desses equipamentos. Entretanto, esses projetos se destinavam à construção de apenas 9.444 casas no total, um número muito aquém das expectativas suscitadas inicialmente pelo programa Minha Casa, Minha Vida.

O fato é que esse programa dificilmente chegará a cumprir essas expectativas com os 70% de orçamento que lhe restam, pelo menos nesta primeira fase.⁸ Com isso, frustra-se a primeira grande iniciativa do governo no sentido de estimular a construção sustentável no país, contribuindo assim, ao mesmo tempo, para a mitigação e adaptação às mudanças climáticas e para a geração de empregos verdes em larga escala nesse setor. O programa Minha Casa, Minha Vida já pode contabilizar, porém, um importante resultado nessa direção: recentemente, alguns estados e uma série de cidades brasileiras adotaram legislações que obrigam a instalação de equipamentos geradores de energia renovável nos seus novos edifícios. Trata-se, em última instância, de uma demonstração do poder de indução do governo federal sobre os outros entes federativos.

8. Encontra-se em discussão no governo a proposta de lançamento de uma segunda fase do programa Minha Casa, Minha Vida ainda durante o ano de 2010.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A experiência acumulada até agora nos diversos setores de atividade econômica já nos permite extrair alguns ensinamentos que poderão ser bastante úteis para a elaboração dos planos setoriais de mitigação e adaptação às mudanças climáticas previstos na Lei nº 12.187. O primeiro deles é que esses planos precisam expressar, antes de mais nada, um compromisso efetivo de todo o governo com a redução das nossas emissões de gases de efeito estufa e com a prevenção e minimização dos impactos que a mudança do clima tende a provocar na economia e na sociedade brasileira. Sem esse compromisso, torna-se muito difícil a coordenação das diversas políticas dirigidas a cada um desses setores.

Dada a natureza abrangente dos impactos desse fenômeno, tais planos terão que assumir um caráter eminentemente transversal, rompendo assim com a compartimentação que marca toda a administração pública. Nem mesmo os limites entre as esferas econômica, social e ambiental poderão ser mantidos de forma estanque, devendo ser encarados apenas como dimensões distintas da atuação unificada do governo. Além disso, esses planos deverão explorar as eventuais sinergias existentes entre os vários setores de atividade, independentemente da importância econômica e do peso político específico de cada um deles.

As visões de médio e longo prazo precisam se constituir na principal referência para orientar as ações do presente. O imediatismo e a pressa para se apresentar resultados, embora muitas vezes apareçam como imperativos de ordem política, tendem a redundar em ineficiência e em desperdício de recursos. Daí, a importância que o Estado adquire enquanto instância de formulação e implementação de políticas públicas, de regulação e de indução das atividades econômicas, para além dos interesses privados ou corporativos.

Por outro lado, o papel central atribuído ao Estado não pode impedir que a elaboração desses planos tenha um caráter essencialmente democrático, transparente e participativo. Essa participação se aplica tanto aos diversos atores sociais como aos demais entes federativos. O diálogo, o confronto de ideias e a gestão compartilhada dos recursos devem ser o seu principal instrumento.

Uma vez atendidas a todas essas condições, não teremos nenhuma razão para temer os impactos desses planos setoriais de adaptação e mitigação das mudanças climáticas sobre o mercado de trabalho do país.

REFERÊNCIAS

BRASIL. **Decreto nº 6.236, de 21 de novembro de 2007**. Institui o Comitê Interministerial sobre Mudança do Clima (CIM) orienta a elaboração do Plano Nacional sobre Mudança do Clima, e dá outras providências. Brasília: Congresso Nacional, 2007. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br>>.

———. Ministério dos Transportes. Ministério da Defesa. **Plano Nacional de Logística e Transporte**. Sumário Executivo. Brasília, 2009.

———. Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT). **2º Inventário Brasileiro das Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa**. Brasília, maio 2010.

JOHN, V. M. Aquecimento Global. **Revista notícias da construção**, São Paulo, 2007. Disponível em: <<http://www.cbcs.org.br/userfiles/artigos/Aquecimento%20Global%20VMJ%20-%20Rev%20Construcao,%20n57%20ano%206%20junho%202007.pdf>>. Acesso em: 5 out. 2007.

MUÇOUÇA, P. S. **Empregos verdes no Brasil**: quantos são, onde estão e como evoluirão nos próximos anos. Brasília: OIT, 2009. Disponível em: <<http://www.oitbrasil.org.br>>. Acesso em: 17 jun. 2010.

POLLIN, R. *et al.* **The economic benefits of investing in clean energies**. Amherst: Political Economic Research Institute (Peri), 2009.

ROSSI, G. Job creation and job losses related to green investments: an overview of the current debate. **Adapt Dossier**, issue 9, July 2009.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). **Green Jobs**: towards decent work in a sustainable, low carbon world. New York, 2008. Disponível em: <www.ilo.org/integration/themes/greenjobs/index.htm>. Acesso em: 17 jun. 2010.

NOTAS BIOGRÁFICAS

Adriana Maria Magalhães de Moura

Técnica de Planejamento e Pesquisa do Ipea no eixo de Sustentabilidade Ambiental. Graduada em Jornalismo e Ciência Política pela Universidade de Brasília (UnB). Mestre em Ciência Política pela mesma universidade e doutoranda em Desenvolvimento Sustentável pelo Centro de Desenvolvimento Sustentável da Universidade de Brasília (CDS/UnB). Atuou no Programa Nacional do Meio Ambiente, do Ministério do Meio Ambiente (MMA), tendo coordenado o Componente Gestão Integrada de Ativos Ambientais.

Adriano Santhiago de Oliveira

Engenheiro químico e mestre em Planejamento Energético com ênfase em Planejamento Ambiental. É coordenador substituto do Programa de Mudanças Globais do Clima do Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT) e membro suplente deste ministério na Comissão Interministerial de Mudança Global do Clima. Atua como membro da Delegação Brasileira nas Conferências das Partes da Convenção sobre Mudança do Clima.

Adroaldo Quintela Santos

Diretor de Políticas de Desenvolvimento da Secretaria do Conselho de Desenvolvimento Econômico e Social da Presidência da República (Sedes/PR). Técnico de Planejamento e Pesquisa do Ipea. Graduado em Ciências Econômicas pela Universidade Federal da Bahia (UFBA), com especialização em Orçamento Público pelo Centro de Treinamento para o Desenvolvimento Econômico e Social (CENDEC) no Ipea. Mestre em Economia Regional e Urbana pelo Centro de Desenvolvimento e Planejamento Regional (CDEPLAR) da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG).

Albino Rodrigues Alvarez

Técnico de Planejamento e Pesquisa do Ipea no eixo de Sustentabilidade Ambiental. Graduado em Biologia, Economia, Filosofia e Direito pela Universidade de São Paulo (USP). Mestre em Teoria Econômica pela mesma universidade, doutor em Economia aplicada à Saúde e à Nutrição pela USP. Atuou na área de pesquisa da Fundação Instituto de Pesquisas Econômicas (Fipe) e na docência em Economia.

Antenor Lopes de Jesus Filho

Técnico de Planejamento e Pesquisa do Ipea no eixo de Sustentabilidade Ambiental, atuando na área de energia e fontes renováveis. Foi especialista na Agência

Nacional de Energia Elétrica (Aneel) nas áreas de geração de energia e pesquisa e desenvolvimento (P&D) do setor elétrico. Doutor e mestre pela Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), com especialização pela Universidade de Antuérpia, Bélgica, na área ambiental. É graduado em Química Tecnológica e coautor de duas patentes requeridas na área de tecnologia industrial junto ao Instituto Nacional da Propriedade Industrial (Inpi).

Artur Henrique da Silva Santos

Presidente da Central Única dos Trabalhadores (CUT) Nacional desde 2006. Técnico eletrotécnico e sociólogo, formado pela Pontifícia Universidade Católica de Campinas (PUC Campinas). Foi diretor executivo do Sindicato dos Eletricitários de Campinas em 1987. Secretário de Formação da CUT a partir de 1999. Foi secretário-geral da CUT.

Bruno Milanez

Professor da Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF). Foi técnico de Planejamento e Pesquisa do Ipea. Doutor em Política Ambiental pela Lincoln University. Mestre em Engenharia Urbana pela Universidade Federal de São Carlos (UFSCar). Engenheiro de produção pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ).

Ernesto Gomes Esteves

Graduando em Direito pela Universidade de São Paulo (USP), membro do Grupo de Estudos Aplicados ao Meio Ambiente – sob a coordenação da professora doutora Patrícia Faga Iglecias Lemos –, diretor do Centro Acadêmico XI de Agosto e monitor titular de direito romano na Faculdade de Direito da USP.

Eustáquio José Reis

Graduado em Economia pela Faculdade de Ciências Econômicas da Universidade Federal de Minas Gerais (Face/UFMG). Mestre em Economia pela Escola de Pós-graduação em Economia da Fundação Getulio Vargas (EPGE/FGV). É pesquisador na Diretoria de Estudos e Políticas Macroeconômicas do Ipea, em que já foi diretor e editor da revista Pesquisa e Planejamento Econômico. Foi professor de Economia Internacional na Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (PUC Rio) e da Universidade Federal Fluminense (UFF). É coordenador do Núcleo de Estudos e Modelos Espaciais Sistêmicos. Suas áreas de interesse incluem macroeconomia, história econômica, economia regional e economia dos recursos naturais.

Feruccio Bilich

Professor titular na Universidade de Brasília (UnB) e na Universidade de Aveiro. Físico pela Universidade de São Paulo (USP). Graduado em Engenharia Industrial Mecânica

pela Pontifícia Universidade Católica de São Paulo (PUC São Paulo). Mestre em Investigação Operacional pela Universidade da Pensilvânia e em Análise de Sistemas e Aplicações pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (Inpe). Doutor em Negócios e Economia Aplicada (Business and Applied Economics) pela Universidade da Pensilvânia. Pós-doutorado pelas Universidades de Manchester e Kent.

Geraldo Sandoval Goes

Especialista em Políticas Públicas e Gestão Governamental. Doutor em Economia pela Universidade de Brasília (UnB). Graduado em Engenharia Eletrônica pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ). Exerceu as atividades de pesquisador do Ipea na área de Economia do Meio Ambiente e coordenação adjunta de Meio Ambiente na Diretoria de Estudos e Políticas Regionais, Urbanas e Ambientais (Dirur). Atua na área de docência em Economia. Atualmente, é assessor especial na Diretoria de Recursos Hídricos da Secretaria de Recursos Hídricos do Ministério do Meio Ambiente (MMA).

Gesmar Rosa dos Santos

Técnico de Planejamento e Pesquisa do Ipea na Diretoria de Estudos e Políticas Setoriais, Inovação, Produção e Infraestrutura (Diset). Doutorando em Política e Gestão Ambiental pelo Centro de Desenvolvimento Sustentável da Universidade de Brasília (CDS/UnB). Mestre em Planejamento e Gestão Ambiental e graduado em Física. Foi pesquisador tecnologista no Instituto Nacional de Estudos e Pesquisas Educacionais Anísio Teixeira (INEP) do Ministério da Educação (MEC) e empregado da Companhia de Saneamento Ambiental de Brasília (CAESB).

Gustavo Luedemann

Técnico de Planejamento e Pesquisa do Ipea no eixo de Sustentabilidade Ambiental. Biólogo e mestre em Ecologia pela Universidade de Brasília (UnB) e doutorando em Ecologia pela Technische Universität München, Alemanha. Foi um dos fundadores da organização não governamental (ONG) Pequi – Pesquisa e Conservação do Cerrado. Atua em ecologia de ecossistemas, instrumentos econômicos envolvendo a mudança global de clima, entre outros temas referentes ao meio ambiente e ao desenvolvimento sustentável.

Habib Jorge Fraxe Neto

Bacharel em Ciências Biológicas e mestre em Biologia Animal. Trabalhou como perito ambiental pelo Ministério Público Federal e como técnico de Planejamento e Pesquisa em Sustentabilidade Ambiental do Ipea. Atualmente é analista de processo legislativo do Senado Federal, com atuação na Comissão de Meio Ambiente, Defesa do Consumidor e Fiscalização e Controle do Senado Federal.

Hipólito Gadelha Remígio

Bacharel em Ciências Contábeis e em Direito. Mestre em Contabilidade. Foi professor de perícia e auditoria da Universidade de Brasília (UnB). Atualmente, é consultor de orçamentos e fiscalização do Senado Federal, além de perito contábil da Justiça Federal.

Igor Ferraz da Fonseca

Técnico de Planejamento e Pesquisa do Ipea no eixo de Sustentabilidade Ambiental. Graduado em Sociologia pela Universidade de Brasília (UnB). Mestre e doutorando em Desenvolvimento Sustentável pelo Centro de Desenvolvimento Sustentável da Universidade de Brasília (CDS/UnB). Desenvolve pesquisas nas áreas de governança ambiental, desenvolvimento local, participação social, descentralização, gestão de recursos de propriedade comum e na análise da relação entre o discurso e a prática do desenvolvimento sustentável.

Jefferson Lorencini Gazoni

Pesquisador bolsista do Programa Nacional de Pesquisas para o Desenvolvimento (PNPD), na Coordenação de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável do Ipea. É mestre e doutorando em Desenvolvimento Sustentável pelo Centro de Desenvolvimento Sustentável da Universidade de Brasília (CDS/UnB). Pesquisa as mudanças do uso e da cobertura do solo, em especial o desmatamento do bioma Amazônia.

João Paulo Viana

Técnico de Planejamento e Pesquisa na Diretoria de Estudos e Políticas Regionais, Urbanas e Ambientais (Dirur) do Ipea no eixo de Sustentabilidade Ambiental. Graduado em Ciências Biológicas e mestre em Ecologia pela Universidade de Brasília (UnB). Doutor em Pesca e Ciências Aquáticas pela Universidade da Flórida, Gainesville, Estados Unidos.

Jorge Hargrave Gonçalves da Silva

Técnico de Planejamento e Pesquisa na Diretoria de Estudos e Políticas Regionais, Urbanas e Ambientais (Dirur) do Ipea no eixo de Sustentabilidade Ambiental. Mestre em Economia e Política pela Universidade de Freiburg, Alemanha. Graduado em Ciências Econômicas pela Universidade de Campinas (UNICAMP).

José Aroudo Mota

Coordenador de Meio Ambiente e do Fórum Ipea de Mudanças Climáticas. Doutor em Desenvolvimento Sustentável e mestre em Finanças pela Universidade de Brasília (UnB). Graduado em Ciências Econômicas pela Universidade Católica de Brasília, (UCB).

José Domingos González Miguez

Secretário executivo da Comissão Interministerial de Mudança Global do Clima desde 1999 e coordenador-geral de Mudanças Globais do Clima do Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT) desde 1994. Engenheiro eletrônico formado pelo Instituto Militar de Engenharia (IME). Economista formado pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ). Pós-graduado em Engenharia Eletrônica pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), com especialização em Planejamento do Ciclo do Combustível Nuclear pelo Centro de Pesquisa Nuclear de Saclay, França.

José Gustavo Feres

Economista pela Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (PUC Rio). Doutor em Economia pela Université de Toulouse I. Técnico de Planejamento e Pesquisa do Ipea, com atuação na área de economia do meio ambiente. Desenvolve pesquisas sobre mudanças climáticas, biocombustíveis e gestão de recursos hídricos.

José Maria Reganhan

Pesquisador do Programa de Pesquisa para o Desenvolvimento Nacional (PNPD) na Diretoria de Estudos e Políticas Regionais, Urbanas e Ambientais (Dirur) do Ipea. Economista pelo Instituto de Ciências Sociais do Paraná (ICSP), em Curitiba. Mestrando em Desenvolvimento Sustentável pelo Centro de Desenvolvimento Sustentável da Universidade de Brasília (CDS/UnB).

José Oswaldo Cândido Jr.

Assessor econômico do Senado Federal e pesquisador do Ipea. Doutor em Economia pela Fundação Getúlio Vargas (FGV). Mestre e graduado em Ciências Econômicas pela Universidade Federal do Ceará (UFCE).

José Renato Casagrande

Engenheiro Florestal e bacharel em Direito. Foi deputado estadual e federal pelo Espírito Santo, além de presidente da seção estadual da Associação Nacional de Municípios de Meio Ambiente (Anamma) e secretário de Meio Ambiente do município de Serra (ES). Atualmente é senador da República e presidente da Comissão de Meio Ambiente, Defesa do Consumidor e Fiscalização e Controle do Senado Federal.

Juliana Simões Speranza

Economista formada pela Universidade Federal Fluminense (UFF) e mestre pelo Programa de Pós-graduação de Ciências Sociais em Desenvolvimento, Agricultura e Sociedade da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (CPDA/UFRRJ). Tem-se dedicado aos temas de combate à pobreza, segurança alimentar, desenvolvimento rural e mais recentemente aos efeitos das mudanças climáticas globais sobre o meio rural brasileiro.

Júlio César Roma

Graduado em Ciências Biológicas pela Universidade de São Paulo (USP). Mestre em Biologia Ambiental pela Universidade Federal do Pará (UFPA). Doutor em Ecologia pela Universidade de Brasília (UnB). Atuou durante mais de cinco anos no Departamento de Conservação da Biodiversidade do Ministério do Meio Ambiente (MMA), ponto focal técnico da Convenção sobre Diversidade Biológica no Brasil. Atualmente, é técnico de Planejamento e Pesquisa do Ipea no eixo de Sustentabilidade Ambiental.

Marcel Bursztyn

Professor associado junto ao Departamento de Sociologia e ao Centro de Desenvolvimento Sustentável da Universidade de Brasília (CDS/UnB). Senior research fellow no Programa em Ciência da Sustentabilidade (Sustainability Science Program) da Harvard University. Economista e mestre em Planejamento Urbano e Regional pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Graduado em Estudos em Planejamento (Planning Studies) pela University of Edinburgh. Doutor em Desenvolvimento Econômico e Social (Developpement Economique et Social) pela Université de Paris I, Panthéon-Sorbonne.

Marcelo Teixeira da Silveira

Graduado em Ciências Econômicas pela Universidade Católica de Brasília (UCB). Mestre em Gestão Econômica do Meio Ambiente pela Universidade de Brasília (UnB). Assessor técnico da Coordenação de Energia do Ministério do Meio Ambiente (Cema/MMA).

Maria Bernadete Gomes Pereira Sarmiento Gutierrez

Engenheira de produção pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Doutora em Economia pela Universidade de Londres. Passou a integrar o quadro de pesquisadores do Ipea, em 1996, tendo sido selecionada por concurso público. Atualmente, seu foco de pesquisa concentra-se na economia das mudanças climáticas e em seus vários desdobramentos.

Nilo Luiz Saccaro Jr.

Técnico de Planejamento e Pesquisa do Ipea na Diretoria de Estudos e Políticas Regionais, Urbanas e Ambientais (Dirur) no eixo de Sustentabilidade Ambiental. Graduado e mestre em Ciências Biológicas pelo Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo (USP), com experiência nas áreas de genética e biotecnologia.

Patrícia da Silva Pego

Assessora técnica da Secretaria do Conselho de Desenvolvimento Econômico e Social da Presidência da República (Sedes/PR). Bacharel em Ciências Econômicas pela Faculdade de Ciências Econômicas da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Foi assistente da Coordenação-Geral de Energia da Secretaria de Acompanhamento Econômico do Ministério da Fazenda (Seae/MF).

Patrícia Faga Iglecias Lemos

Professora doutora do Departamento de Direito Civil da Faculdade de Direito da Universidade de São Paulo (USP). Doutora e mestre em Direito pela Faculdade de Direito da USP. Advogada e consultora ambiental em São Paulo.

Paulo Safady Simão

Presidente da Câmara Brasileira da Indústria da Construção (CBIC), membro do Conselho de Desenvolvimento Econômico e Social (CDES) da Presidência da República, vice-presidente da Federação Interamericana da Indústria da Construção (FIIC), gestão 2003-2011. Diretor presidente da Wady Simão – Construções e Incorporações Ltda. Engenheiro civil pela Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG).

Paulo Sérgio Muçouçah

Sociólogo formado pela Universidade de São Paulo (USP). Coordenador dos Programas de Trabalho Decente e Empregos Verdes da Organização Internacional do Trabalho (OIT) no Brasil. Foi diretor dos Departamentos de Gestão Ambiental Territorial e Urbana e de Coordenação do Sistema Nacional do Meio Ambiente (Sisnama) do Ministério do Meio Ambiente (MMA). Secretário adjunto de Relações do Trabalho e chefe da assessoria de Relações Internacionais do Ministério do Trabalho e Emprego (MTE). Assessor especial do ministro-chefe da Secretaria-Geral da Presidência da República (PR). Coordenou a Comissão Nacional de Meio Ambiente da CUT e integrou o secretariado nacional do fórum de ONGs brasileiras para a Rio-92.

Yuri Rugai Marinho

Graduado em Direito pela Faculdade de Direito do Largo de São Francisco na Universidade de São Paulo (USP). Tem atuação exclusiva, como advogado, na área ambiental, em seu âmbito nacional e internacional.

Ipea – Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada

Editorial

Coordenação

Cláudio Passos de Oliveira

Njobs Comunicação

Supervisão

Cida Taboza

Fábio Oki

Jane Fagundes

Revisão

Ângela de Oliveira

Cindy Nagel Moura de Souza

Clícia Silveira Rodrigues

Cristiana de Sousa da Silva

Lizandra Deusdará Felipe

Luanna Ferreira da Silva

Olavo Mesquita de Carvalho

Regina Marta de Aguiar

Editoração

Anderson Reis

Daniela Rodrigues

Danilo Tavares

Marília Assis

Patrícia Dantas

Rafael Keoui

Capa

Jeovah Herculano Szervinsk Júnior

Renato Rodrigues Bueno

Livraria

SBS – Quadra 1 – Bloco J – Ed. BNDES, Térreo

70076-900 – Brasília – DF

Tel.: (61) 3315 5336

Correio eletrônico: livraria@ipea.gov.br

Albino Rodrigues Alvarez
José Aroudo Mota

Adriana Maria Magalhães de Moura
Adriano Santhiago de Oliveira
Adroaldo Quintela Santos
Albino Rodrigues Alvarez
Antenor Lopes de Jesus Filho
Artur Henrique da Silva Santos
Bruno Milanez
Ernesto Gomes Esteves Neto
Eustáquio José Reis
Feruccio Bilich
Geraldo Sandoval Goes
Gesmar Rosa dos Santos
Gustavo Luedemann
Habib Jorge Fraxe Neto
Hipólito Gadelha Remígio
Igor Ferraz da Fonseca
Jefferson Lorencini Gazoni
João Paulo Viana

Jorge Hargrave Gonçalves da Silva
José Aroudo Mota
José Domingos Gonzalez Miguez
José Gustavo Feres
José Maria Reganhan
José Oswaldo Cândido Jr.
José Renato Casagrande
Juliana Simões Speranza
Júlio César Roma
Marcel Bursztyn
Marcelo Teixeira da Silveira
Maria Bernadete Gomes Pereira Sarmiento Gutierrez
Nilo Luiz Saccaro Jr.
Patrícia da Silva Pego
Patrícia Faga Iglecias Lemos
Paulo Safady Simão
Paulo Sérgio de Castilho Muçouçah
Yuri Rugai Marinho



Ipea – Instituto de Pesquisa
Econômica Aplicada

Secretaria de Assuntos Estratégicos
da Presidência da República

