

FUNDAÇÃO GETÚLIO VARGAS
ESCOLA DE ECONOMIA DE SÃO PAULO

FERNANDO CORREIA RISERIO DO BONFIM

**GOVERNANÇA AMBIENTAL E UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DO
MEIO AMBIENTE: Uma abordagem institucionalista**

SÃO PAULO

2007

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

FERNANDO CORREIA RISERIO DO BONFIM

**GOVERNANÇA AMBIENTAL E UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DO
MEIO AMBIENTE: Uma abordagem institucionalista**

Dissertação apresentada à Escola de
Economia de São Paulo da
Fundação Getúlio Vargas, como
requisito para obtenção do título de
Mestre em Economia de Empresas

Campo de conhecimento:
Economia Institucional

Orientador: Prof. Dr. Paulo Furquim
de Azevedo

SÃO PAULO

2007

FERNANDO CORREIA RISERIO DO BONFIM

**GOVERNANÇA AMBIENTAL E UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DO
MEIO AMBIENTE: Uma abordagem institucionalista**

Dissertação apresentada à Escola de
Economia de São Paulo da
Fundação Getúlio Vargas, como
requisito para obtenção do título de
Mestre em Economia de Empresas

Campo de conhecimento:
Economia Institucional

Data de aprovação:

___/___/___

Banca Examinadora

Prof. Dr. Paulo Furquim de Azevedo
(Orientador) FGV-EESP

Prof. Dr. Ramon Garcia Fernandez
FGV-EESP

Prof. Dr. Mauro Rocha Côrtes

Agradecimentos

À minha família pelo apoio incondicional.

Ao Prof. Dr. Paulo Furquim de Azevedo por uma orientação impecável.

À Fundação Getúlio Vargas e ao Prof. Dr. Ramon Garcia Fernandez pelas excelentes condições de trabalho.

RESUMO

Os esforços de conservação ambiental têm enfrentado muitos desafios, dentre os quais a dificuldade para implementar áreas protegidas. As evidências sugerem que a criação legal de uma área protegida não é condição suficiente para sua efetiva implementação. O presente trabalho adota uma abordagem institucionalista para entender as condições que poderiam levar ao sucesso ou ao fracasso de tais áreas.

O arcabouço teórico é composto por trabalhos de Direito Ambiental, Biologia da Conservação e, principalmente, da Nova Economia Institucional. Inicialmente, busca-se reunir estes diversos campos do conhecimento sob um mesmo corpo de conhecimento, a Governança Ambiental. Em seguida, formula-se uma hipótese de complementaridade institucional, i.e., a possibilidade de que exista sinergia na interação entre determinadas instituições.

Esta discussão é utilizada para analisar a legislação brasileira referente às Unidades de Conservação. E, por fim, as hipóteses teóricas são examinadas em um estudo de caso da região de Mata Atlântica no Vale do Ribeira, São Paulo.

Palavras-chave: Nova Economia Institucional, Governança Ambiental, Unidades de Conservação, Complementaridade Institucional, Vale do Ribeira.

ABSTRACT

The conservation efforts have been facing several challenges, among which the arduousness to implement protected areas. Evidence suggests that the legal establishment of a protected area is not a sufficient condition to its implementation. The present work adopts an institutionalist approach to comprehend the conditions that could take these areas to success or failure.

The theoretical framework is composed of papers from Environmental Law, Biology Conservation and, mostly, New Institutional Economics. Firstly, these distinct research fields are assembled under one body of knowledge, Environmental Governance. After it, comes the development of an institutional complementarity hypothesis, i.e., the possibility of synergy in the interaction between certain institutions.

This discussion is used to analyze the Brazilian environmental legislation regarding Conservation Units. At last, the theoretical hypotheses are examined in a case study on the Atlantic Forest of the Ribeira Valley, São Paulo.

Keywords: New Institutional Economics, Environmental Governance, Conservation Units, Institutional Complementarity, Ribeira Valley.

SUMÁRIO

1. Introdução	3
1.1 Abordagem Institucional	5
1.2 Histórico das Unidades de Conservação Brasileiras	7
2. Instituições e Meio Ambiente: Fundamentos Teóricos.	19
2.1 O Conceito de “Instituição”	19
2.2 A Economia dos Direitos de Propriedade.....	25
2.2.1 Definição Jurídica de Direitos de Propriedade	26
2.2.2 Análise Econômica dos Direitos de Propriedade.....	29
2.3 Complementaridade Institucional.....	36
2.3.1 Definição de “Estruturas de Governança”	37
2.3.2 Complementaridade Institucional e Estruturas de Governança.....	40
2.4 Princípios de Governança Ambiental	46
2.4.1 A Tragédia dos Comuns	47
2.4.2 Parques Vs Não-Parques.....	51
2.5 Mudanças na Cobertura da Terra e Governança Ambiental.....	64
3. Instituições Ambientais	79
3.1 Informação, Governança e o Sistema Jurídico	79
3.1.1 O Disclosure	84
3.1.2 Comentários sobre o Caso Americano	87
3.2 Legislação Ambiental	89
3.2.1 Desafios da Análise Institucional	90
3.2.2 <i>Institutional Analysis and Development (IAD) framework</i> e o conceito de “Regra”	91
3.2.3 O Código Florestal.....	95
3.2.4 O Regulamento dos Parques Estaduais Paulistas	105
3.2.5 Lei nº 6.902, de 27 de abril de 1981.	116

3.2.6 A Política Nacional do Meio Ambiente.....	118
3.2.7 O Decreto nº 88.351, de 01 de junho de 1983	124
3.2.8 Resolução CONAMA nº 10, de 14 de dezembro de 1988.....	130
3.3 As Estruturas Legais e a Complementaridade.	136
4. Leitura das Evidências Empíricas.....	157
4.1 Estudos sobre as Unidades de Conservação no Vale do Ribeira (anos 90)..	158
4.1.1 O Vale do Ribeira	158
4.1.2 As Estruturas de Governança Ambiental.....	163
4.1.3 Governança Ambiental no Vale do Ribeira e a Complementaridade	168
5. Conclusão	185
6. Bibliografia.....	187

1. Introdução

“The exponential increase in the number and coverage of protected areas worldwide represents the past century’s most notable conservation success. Nonetheless, many protected areas are ineffectively managed. Assessments of management effectiveness have generally looked at three areas: design, management processes, and ecological integrity” (Ervin, 2003, p. 819).

A expansão das chamadas “áreas protegidas”, a partir da segunda metade e, principalmente, no último quartel do século passado, impõe a discussão sobre seus atributos e possibilidades para alcançar o desenvolvimento sustentável. De imediato, deve ser assinalada a grande controvérsia sobre a capacidade de tais áreas, efetivamente, conservarem o meio ambiente. Na literatura sobre o tema existem poucos consensos, o que incita, naturalmente, abordagens interdisciplinares.

Na própria essência do conceito de área protegida subsistem pressupostos divergentes sobre a relação do homem com o meio ambiente. Pode o homem, de fato, existir em harmonia com a natureza? Esta questão é o pano de fundo do desacordo sobre o que deve vir a ser uma área protegida. Em boa parte da literatura, que será revisada adiante, se percebe, implicitamente, a contraposição entre uma concepção idílica da união entre homem e natureza, de um lado, e, de outro, uma percepção de incompatibilidade entre a presença humana e o pleno desenvolvimento dos ecossistemas. Nessa linha, a discussão sobre preservação ambiental, em geral, envolve princípios normativos, seja o direito de todos os cidadãos a um meio ambiente equilibrado, seja o direito das gerações futuras, seja a autodeterminação dos povos ou a soberania das populações indígenas.

O presente trabalho procura se desvencilhar de abordagens normativas, o objetivo é descrever o funcionamento dos mecanismos de proteção ambiental, se ausentando, na medida do possível, da discussão sobre valores sociais. Para tanto, o exame da temática ambiental estará ancorado na bibliografia de Economia Institucional. As áreas protegidas, no Brasil, conhecidas por Unidades de Conservação, serão entendidas como áreas geográficas tuteladas por uma estrutura especial de regras (estrutura de governança), visando alinhar o comportamento dos agentes a determinados objetivos de conservação.

O foco estará nas questões de desenho institucional, procurando compreender o papel do traçado das regras no desempenho da proteção ao meio ambiente. Inicialmente será discutida uma definição para os conceitos básicos de instituição e direitos de propriedade, para, em seguida, serem examinados os temas de governança ambiental. O referencial teórico será, sobretudo, a Nova Economia Institucional. No entanto, os campos do Direito Ambiental e Biologia da Conservação terão uma participação fundamental.

A contribuição original dessa Dissertação se concentra no estudo de um conceito ainda pouco explorado na literatura de governança ambiental, que é a complementaridade entre instituições. A idéia básica é que as diferentes regras que condicionam a estrutura de incentivos dos agentes econômicos podem, em determinadas situações, interagir de forma sinérgica. A existência de duas instituições em conjunto provocaria um efeito maior, sobre os incentivos dos agentes, do que a soma dos efeitos isolados de cada uma. Para subsidiar a análise desta hipótese foi aplicada à legislação brasileira, de forma inovadora, uma metodologia específica de análise institucional, o *Institutional Analysis and Development Framework*, desenvolvido por Ostrom (2005).

A idéia de uma abordagem institucionalista é introduzida no próximo item. Em seguida é feito um breve histórico das Unidades de Conservação no Brasil e, assim, se conclui o capítulo 1. No capítulo seguinte são estabelecidos os alicerces teóricos do presente trabalho, com a revisão de *papers* seminais como Coase (1960) e Hardin (1968), para posteriormente serem tratados os temas que podem, mais claramente, ser agrupados sob o rótulo de governança ambiental.

A análise institucional da legislação brasileira é realizada no capítulo 3. O objetivo central deste capítulo, por meio de uma metodologia analítica quantitativa, é mensurar os atributos das estruturas de governança ambiental. O esforço de quantificar as diferenças entre as estruturas não pretende criar uma base de dados propriamente dita, mas, apenas, fundamentar com números a percepção de que as formas de governança ambiental podem ter perfis muito distintos.

O capítulo 4 traz a colação um estudo empírico sobre a efetividade das Unidades de Conservação. A complexidade de tal tema resulta diretamente da miríade de atributos a serem protegidos. Dentre as lacunas da literatura, deve-se ressaltar a dificuldade em definir formas objetivas de avaliar o desempenho das estruturas de governança ambiental. Aquém

de realizar um teste de hipóteses, o propósito dessa ilustração empírica no capítulo 4 é mostrar que a discussão teórica precedente tem, de fato, aderência à realidade. Foi escolhida a região do Vale do Ribeira, no Estado de São Paulo, porque, além do espetacular patrimônio ambiental, esta região contém um arranjo particular de Unidades de Conservação que expõem diversas das questões que serão tratadas na discussão teórica.

1.1 Abordagem Institucional

A evolução das “instituições ambientais” ocorreu com intensidade em um tempo relativamente curto. Nas últimas duas décadas do século XX, o tema meio ambiente emergiu de uma condição secundária para um posto importante dentre os tópicos de interesse da sociedade. Tal mudança teve descontinuidades, sobressaltos e o ambiente institucional, como iremos mostrar, se alterou radicalmente.

A matéria ainda pode ser considerada como um tema recente, e, apesar dos esforços realizados para proporcionar uma compreensão sociológica e/ou jurídica das alterações mencionadas, pouco foi feito para dar-lhes uma interpretação econômica. Esta Dissertação buscará, com o uso do arcabouço teórico institucionalista, lançar luz sobre a categorização das Unidades de Conservação e seus efeitos sobre a atividade econômica.

O tema se relaciona a “governança econômica”, definida por Dixit (2006) como:

“Economic governance consists of the processes that support economic activity and economic transactions by protecting property rights, enforcing contracts, and taking collective action to provide appropriate physical and organizational infrastructure. These processes are carried out within institutions, formal and informal. The field of economic governance studies and compares the performance of different institutions under different conditions, the evolution of these institutions, and the transitions from one set of institutions to another” (Dixit, 2006, p. 1).

Ao observar os diversos tipos de UC por meio de “lentes” institucionais, sobressaem diferenças na estrutura de governança de cada uma delas (a alocação dos direitos de

propriedade, assim como a atribuição de *enforcement*¹). A hipótese fundamental da Dissertação será que estas diferenças na estrutura institucional das UCs, juntamente com a forma com que as UCs estão distribuídas, implicam em diferenças no seu desempenho para a conservação ambiental.

Os grupos de instituições podem ser classificados de diversas formas, seguindo a definição de Dixit (2006) tem-se que:

“The field of economic governance studies and compares these institutions: state politico-legal institutions, private ordering within the law (credible contracting, arbitration), for-profit governance (credit-rating agencies, organized crime), and social networks and norms. Private institutions can outperform the state’s legal system in obtaining and interpreting relevant information, and imposing social sanctions on the violators of norms. But private institutions are often limited in size; as economic activity expands, a transition toward more formal institutions is usually observed” (Dixit, 2006, p. 1).

O tema deste trabalho se insere, primordialmente, nas instituições político-legais do Estado, mas as inter-relações entre os tipos institucionais, logo, se mostrarão evidentes, de modo que nenhuma das diferentes formas de se constituírem instituições poderá ser completamente esquecida.

A história da emergência das UCs indica que a proliferação das categorias de Unidade de Conservação está, diretamente, relacionada a demandas de determinados grupos de interesse e, também, com a competição entre agências federais. Isto sugere uma investigação sobre se a grande diversidade existente nos tipos de UCs é oportuna, ou não.

No próximo item, serão resgatados aspectos da evolução histórica e consolidação das Unidades de Conservação e do, ainda incipiente, uso da literatura econômica para analisar os problemas da governança ambiental.

¹ “Enforce: (1) to compel observance of or obedience to [...], (2) to impose a kind of behavior”. *The American Heritage® Dictionary of the English Language, Fourth Edition*

1.2 Histórico das Unidades de Conservação Brasileiras

“Each country that seeks to construct a working system of environmental regulation must consider not only what pollution outcomes it wants to achieve, but also the opportunities and challenges posed by its own history and the basic nature of its existing institutions and legal and bureaucratic culture” (Bell, 2005, p. 668).

As últimas décadas do século passado assistiram à formação do paradigma de desenvolvimento sustentável e à respectiva reestruturação da interação entre agente e meio ambiente. Mas a despeito da consolidação de tendências globais em direção a maior preocupação ecológica, as estruturas institucionais de cada sociedade ainda diferem consideravelmente. Esta distinção tem profundas raízes históricas, como notam Alcorn et al. (2003):

“For thousands of years, people have managed biodiversity resources through a myriad of institutional relationships under local governments ranging from small egalitarian groups to administrative units of dictatorial empires -- ranging from a king's rules to common property management traditions, to agricultural traditions and almost invisible local religious taboos-- all evolving with changes in local governance relations and adapting to ecological and social challenges” (Alcorn et al., 2003, p. 2).

Os autores destacam que o tratamento da questão da biodiversidade tomou corpo com a criação de sistemas nacionais de áreas protegidas, os quais se tornaram os principais mecanismos de proteção ambiental usados pelos governos. Estes esforços seriam um sinal inequívoco do interesse social pelo tema, mas, em geral, a pré-existência de instituições locais de gerenciamento dos recursos tem sido ignorada. Isto contribui para que certas áreas protegidas não tenham a adequada aderência à realidade e se tornem letra morta, os chamados *“paper parks”*.

No Brasil, as instituições formais relativas à conservação da natureza se desenvolveram com maior força a partir da década de 80. Um passo importante foi a definição de uma política nacional para o meio ambiente na qual este é considerado

patrimônio nacional. Desse momento em diante, a meta de crescimento econômico deveria ser equacionada com a preservação da qualidade ambiental e do equilíbrio ecológico.

O período de 1930-1980 fora marcado pelo desafio da industrialização, e, em certo sentido, a meta prioritária da sociedade era alcançar os níveis de capacidade produtiva existentes nos países mais avançados. A noção de “desenvolvimentismo” estava calcada em uma concepção de progresso intimamente relacionada com crescimento econômico e com uma visão estreita de bem-estar. Nas palavras de Drummond e Barros-Platiau (2006):

“Only since the mid-1980s has the “developmentalist” model been questioned, for both social and environmental reasons, by a durable and effectual concern with the natural environment among numerous citizens, leaders, and government officials. Although still expanding, such concern remains shy, unevenly spread and very far from the unanimity once held by “developmentalism”. Indeed, Brazil’s most comprehensive environmental regulations and policies were enacted or more strictly enforced only since the early and mid-1980s, when faith in authoritarian government and ‘dirty’ growth waned” (Drummond e Barros-Platiau, 2006, p. 84)

De acordo com estes autores, as leis e políticas ambientais podem ser divididas em três grandes fases. A primeira compreenderia o período de 1934 a 1964, marcada pelos esforços de crescimento, pela intervenção estatal disseminada e pela expansão da fronteira agrícola. Foram criados códigos envolvendo a produção de carvão, madeira, energia hidráulica e outros recursos naturais.

A segunda fase corresponde ao período de 1964 a 1988, caracterizada, ainda, pela forte intervenção estatal e expansão econômica, sendo que a regulamentação e as políticas ambientais foram renovadas e atualizadas. A terceira fase começa em 1988 e se mantém até hoje, os seus traços principais são: o baixo crescimento – mas sem que a fronteira agrícola deixasse de se expandir – a deterioração da capacidade de intervenção do Estado, o crescimento da legislação e, também, das políticas ambientais. As leis ambientais se tornaram mais abrangentes, “*scientifically based*” e punitivas. Foram introduzidos mecanismos de controle e sanções administrativas; o planejamento e as avaliações de impacto ambiental passaram a serem utilizadas com maior frequência. Instrumentos

econômicos também foram adotados, como o princípio do “poluidor-pagador” – em consonância com a tendência do Direito internacional.

O movimento da sociedade brasileira em direção a um governo mais democrático e descentralizado, em um contexto internacional de intensa globalização, possibilitou o realinhamento da estrutura de incentivos dos *policy-makers*. O ambiente institucional se alterou, não apenas com a legislação ambiental, mas também com a construção de organizações e de novas políticas públicas.

A tendência mundial de democratização no final do século XX está, intimamente, associada à descentralização nas formas de governo. Basicamente, a descentralização ocorre com a transferência de responsabilidades e autoridade para níveis hierárquicos inferiores, de forma que a capacidade legislativa (elaboração das regras), executiva (implementação) e judicial (*enforcement*) sejam mais bem distribuídas (Alcorn et al., 2003).

A palavra “descentralização” engloba diversos conceitos. Ela pode ser preponderantemente política, com a criação de instâncias decisórias locais; ou administrativa, com a transferência de poderes do governo central para os representantes locais do governo. Pode haver, também, a delegação de funções de governo para o setor privado – indivíduos, corporações ou ONGs – e no caso das áreas protegidas existe o *co-management*, em que o processo administrativo é compartilhado entre agências governamentais e comunidades locais.

Alcorn et al. (2003) ressaltam que a descentralização não é um movimento sem riscos, e, sim, um processo complexo que precisa estar solidamente alicerçado:

“Decentralization can be disastrous for protected areas if local authorities are not committed to conservation or are not prepared to assume their new responsibilities. Additional risks are presented when responsibilities are transferred without links to agencies that possess the enforcement authority as well as those that provide access to redress for misuse of enforcement authority. This latter situation arises when local governments, communities or NGOs are given responsibilities to manage protected areas but have no support from, or social control over, the appropriate enforcement and judicial authorities” (Alcorn et al., 2003).

Este ponto é fundamental, como será mostrado adiante, o desenvolvimento de estruturas de governança ambiental descentralizadas, por si só, não garante melhoria no desempenho ambiental das áreas protegidas. Faz-se necessária uma firme costura institucional, para que as regras que regem estas áreas sejam eficazes.

No Brasil, observa-se uma tendência de descentralização a partir das duas últimas décadas do século XX. Foram criadas, pelo menos, uma dúzia de categorias de áreas protegidas, gerenciadas de diversas formas por braços distintos do Estado.

Dentre as Unidades de Conservação mais antigas, têm-se as Áreas de Preservação Permanente, os Parques, as Florestas e as Reservas Biológicas. Neste grupo, apenas as Florestas permitem atividade econômica baseada em recursos arbóreos. Os Parques aceitam atividades educativas e recreativas, enquanto, por outro lado, as Reservas Biológicas e as Áreas de Proteção Permanente se voltam para uma proteção integral da natureza².

No início dos anos 80 são criadas as Estações Ecológicas e as Áreas de Proteção Ambiental (APA). As primeiras, à semelhança dos Parques, proíbem a exploração dos recursos naturais, mas permitem atividades educacionais e científicas, ao passo que as APAs se direcionam para regiões habitadas e/ou de intenso uso de recursos, procurando harmonizar a ação humana e a preservação da qualidade ambiental³.

Nos meados da década, pelo Decreto nº 89.336, as APPs são denominadas Reservas Ecológicas, mas continuam a ter a mesma função básica, proteger a vegetação ao longo de nascentes, cursos d'água, nas encostas de morros e de outras formações topográficas. A ênfase estava na conservação do relevo, com o claro intuito de evitar a erosão e o assoreamento de rios e lagos. No mesmo Decreto são criadas as Áreas de Relevante Interesse Ecológico (ARIEs), que diferem das APAs por se destinarem, preferencialmente, a áreas pequenas e pouco habitadas, com objetivos de proteção mais específicos (e.g. preservar exemplos raros da biota regional)⁴.

As Reservas Extrativistas foram definidas pelo Decreto nº 98.897, de 30 de janeiro de 1990, como: “*Art. 1º As reservas extrativistas são espaços territoriais destinados à*

² Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965 (Novo Código Florestal) e Lei nº 5.197, de 3 de janeiro de 1967 (Proteção a Fauna).

³ Lei nº 6.902, de 27 de abril de 1981.

⁴ Decreto nº 89.336, de 31 de janeiro 1984.

exploração auto-sustentável e conservação dos recursos naturais renováveis, por população extrativista”. Deve-se notar que esta categoria de conservação teve sua história, em grande parte, relacionada ao famoso movimento dos seringueiros, liderado por Chico Mendes, morto em 1988.

O grande momento de reorganização das Unidades de Conservação ocorre com a Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - SNUC, estabelecendo critérios e normas para a criação, implantação e gestão das Unidades de Conservação. Esta foi a primeira legislação que se preocupou em definir os termos e conceitos utilizados, *in verbis*:

“Art. 2º Para os fins previstos nesta Lei, entende-se por:

I - unidade de conservação: espaço territorial e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituído pelo Poder Público com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção;

II - conservação da natureza: o manejo do uso humano da natureza, compreendendo a preservação a manutenção, a utilização sustentável, a restauração e a recuperação do ambiente natural, para que possa produzir o maior benefício, em bases sustentáveis, às atuais gerações, mantendo seu potencial de satisfazer as necessidades e aspirações das gerações futuras, e garantindo a sobrevivência dos seres vivos em geral [...]

VI - proteção integral: manutenção dos ecossistemas livres de alterações causadas por interferência humana, admitindo apenas o uso indireto dos seus atributos naturais;

VII - conservação in situ: conservação de ecossistemas e habitats naturais e a manutenção e recuperação de populações viáveis de espécies em seus meios naturais e, no caso de espécies domesticadas ou cultivadas, nos meios onde tenham desenvolvido suas propriedades características;

VIII - manejo: todo e qualquer procedimento que vise assegurar a conservação da diversidade biológica e dos ecossistemas;

IX - uso indireto: aquele que não envolve consumo, coleta, dano ou destruição dos recursos naturais;

X - uso direto: aquele que envolve coleta e uso, comercial ou não, dos recursos naturais;

XI - uso sustentável: exploração do ambiente de maneira a garantir a perenidade dos recursos ambientais renováveis e dos processos ecológicos, mantendo a biodiversidade e os demais atributos ecológicos, de forma socialmente justa e economicamente viável [...]

XVI - zoneamento: definição de setores ou zonas em uma unidade de conservação com objetivos de manejo e normas específicos, com o propósito de proporcionar os meios e as condições para que todos os objetivos da unidade possam ser alcançados de forma harmônica e eficaz;

XVII - plano de manejo: documento técnico mediante o qual, com fundamento nos objetivos gerais de uma unidade de conservação, se estabelece o seu zoneamento e as normas que devem presidir o uso da área e o manejo dos recursos naturais, inclusive a implantação das estruturas físicas necessárias à gestão da unidade;

XVIII - zona de amortecimento: o entorno de uma unidade de conservação, onde as atividades humanas estão sujeitas a normas e restrições específicas, com o propósito de minimizar os impactos negativos sobre a unidade [...]”

As UCs foram divididas em dois grandes grupos: unidades de proteção integral e unidades de uso sustentável. O primeiro abrange: Estação Ecológica, Reserva Biológica, Parque Nacional, Monumento Natural e Refúgio de Vida Silvestre. As definições das unidades existentes pouco mudaram, embora se possa perceber uma maior aproximação entre os conceitos de Estação Ecológica e Reserva Biológica.

Entre as novas UCs, o Monumento Natural teria como objetivo básico preservar sítios naturais raros, singulares ou de grande beleza cênica, e o Refúgio da Vida Silvestre teria com objetivo proteger ambientes naturais onde se assegurassem condições para a existência ou reprodução de espécies ou comunidades da flora local e da fauna residente ou migratória.

No segundo grupo se encontram: 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.

As novas unidades criadas foram: (a) a Reserva de Fauna que seria uma área natural com populações animais de espécies nativas, terrestres ou aquáticas, residentes ou migratórias adequadas para estudos técnico-científicos sobre o manejo econômico sustentável dos recursos faunísticos, e (b) a Reserva de Desenvolvimento Sustentável que

seria uma área natural para abrigar populações tradicionais cuja existência baseia-se em sistemas sustentáveis de exploração dos recursos naturais. Tais sistemas devem ter sido desenvolvidos ao longo de gerações e adaptados às condições ecológicas locais e, também, devem desempenhar um papel fundamental na proteção da natureza e na manutenção da diversidade biológica.

A despeito do Código Florestal de 1965 já permitir uma área protegida com as características da unidade Reserva Particular do Patrimônio Natural – uma área privada, gravada com perpetuidade, com o objetivo de conservar a diversidade biológica – esta categoria somente se estabelece, definitivamente, apenas com o SNUC.

Esta breve exposição já mostra a abundância das estruturas de governança ambiental representadas pelas Unidades de Conservação. Uma questão que permeará o presente trabalho é a conveniência de tamanha diversidade institucional, ou seja, um leque tão variado de UCs, de fato, ajuda ou atrapalha na promoção da conservação ambiental?

Para apreender a feição deste “guarda-chuva” de instituições que paira sobre os espaços das UCs, além das definições legais, também é necessário fazer uma análise retrospectiva dos órgãos públicos responsáveis por seu controle. Como nota Kengen (2001):

“Ao longo da história verifica-se ter havido preocupação quanto a uma proteção jurídica dos recursos florestais, manifestada sob a forma de uma extensa legislação destinada a orientar e regular o uso desses recursos. As evidências sugerem, todavia, que essa preocupação por si só não foi capaz de estimular a elaboração de políticas florestais. Por outro lado, deve-se notar que, embora nem sempre tenha existido uma política florestal explícita, ações e políticas para outros setores tiveram reflexos no campo florestal” (Kengen, 2001, p. 18).

A primeira agência (autarquia) federal dedicada à questão da conservação e dos recursos naturais renováveis foi o Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF), criado pelo Decreto-Lei nº 289, de 28 de fevereiro de 1967. O IBDF englobou os departamentos do Ministério da Agricultura destinados a setores específicos (Instituto Nacional do Mate, o Instituto Nacional do Pinho, entre outros), além de abrigar a Comissão de Política Florestal, composta por representantes de diversos ministérios, da Confederação

Nacional da Agricultura, da Confederação Nacional da Indústria, do BNDES e do Banco do Brasil. Esta comissão deveria funcionar como órgão consultivo e normativo, propondo as diretrizes e coordenando a execução de uma política orientada para o manejo da flora e da fauna.

A ênfase do IBDF se concentrou na produção madeireira (oferta e demanda), atuando majoritariamente por meio de incentivos fiscais para o reflorestamento. Tanto que de 1967 a 1978 essa agência criou apenas 3 parques e 1 reserva biológica. Com a mudança no *staff* do Instituto e no cenário social, em direção a maior resguardo do meio ambiente, foram criados, ao menos, 9 reservas biológicas e 11 parques nacionais, entre 1979 e 1986. Além de ser promulgado o Decreto nº 84.017, de 21 de setembro de 1979, o qual aprovou o Regulamento dos Parques Nacionais Brasileiros⁵. [Drummond e Barros-Platiau (2006); Kengen (2001)].

A referida mudança no cenário social está ligada aos reflexos locais da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente de 1972, realizada em Estocolmo. No ano seguinte, pelo Decreto nº 73.030, é criada a Secretaria Especial do Meio Ambiente (SEMA), uma agência ambiental sob o Ministério do Interior, voltada para a conservação da natureza e sem o propósito de estimular a exploração de recursos naturais. De acordo com o artigo 4º:

“À SEMA compete: a) acompanhar as transformações do ambiente através de técnicas de aferição direta e sensoriamento remoto, identificando as ocorrências adversas, e atuando no sentido de sua correção; [...] c) promover a elaboração e o estabelecimento de normas e padrões relativos à preservação do meio ambiente, em especial dos recursos hídricos, que assegurem o

⁵ Decreto nº 84.017, de 21 de setembro de 1979: “Art. 1º - Fica aprovado o Regulamento dos Parques Nacionais Brasileiros que com este baixa [...] Art. 4º - Os Parques Nacionais, compreendendo terras, valores e benfeitorias, serão administrados pelo Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal – IBDF; Art. 5º - A fim de compatibilizar a preservação dos ecossistemas protegidos, com a utilização dos benefícios deles advindos, serão elaborados estudos das diretrizes visando um manejo ecológico adequado e que constituirão o Plano de Manejo”.

bem-estar das populações e o seu desenvolvimento econômico e social; [...] h) manter atualizada a Relação de Agentes Poluidores e Substâncias Nocivas, no que se refere aos interesses do País [...]”.

Apesar da competência desta secretaria, inicialmente, estar consoante com a padronização e monitoramento de informações ambientais, a agência se engajou em uma agenda própria de desenvolvimento de Unidades de Conservação. Para tanto se valeu de legislação ambiental paralela ao Código Florestal⁶, instituindo diversas APAs e Estações Ecológicas.

Apesar dessas aparentes diferenças, deve-se fazer a ressalva de que a análise histórica do tema contém diversas controvérsias. Um claro sinal da arduidade para obter informações ambientais é o desacordo em relação a dados simples como o número de UCs criadas em determinado período. De acordo com Mittermeier et al. (2005):

“A combinação de esforços da SEMA e do IBDF, de 1974 a 1989, levou à criação de 22 parques nacionais, 20 reservas biológicas e 25 estações ecológicas, num total de 144.180 km² [...] semelhante à área do estado do Ceará, no Brasil” (Mittermeier et al., 2005, p. 15).

Enquanto que para Drummond e Barros-Platiau (2006):

“Between 1977 and 1986, SEMA created a hefty total of thirty-eight ecological stations (‘pristine’ areas open only to scientific research) and eleven environmental protection areas (including degraded private and public areas, sometimes inside or near cities)” (Drummond e Barros-Platiau, 2006, p. 92).

Controvérsias à parte, um passo fundamental e indiscutível para o processo de organização da administração ambiental, iniciado com a SEMA, foi a formulação da Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA)⁷. Por meio dela, foi estabelecido o Sistema

⁶ Lei nº 6.902, de 27 de abril de 1981, e Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981.

⁷ Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981: *“Art. 1º - Esta Lei, com fundamento no art. 8º, item XVII, alíneas c, h e i, da Constituição Federal, estabelece a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, constitui o Sistema Nacional do Meio Ambiente, cria o Conselho*

Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA), constituindo uma rede de agências governamentais, nas três esferas do poder executivo, para implementar os propósitos de desenvolvimento sustentável da PNMA.

Deve-se, ainda ressaltar a mudança de objetivo entre o Código Florestal de 1965 e a PNMA de 1981. No primeiro temos: “*Art. 1º As florestas existentes no território nacional e as demais formas de vegetação, reconhecidas de utilidade às terras que revestem, são bens de interesse comum a todos os habitantes do País [...]*”; e na PNMA: “*Art. 2º - A Política Nacional do Meio Ambiente tem por objetivo a preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental propícia à vida, visando assegurar, no País, condições ao desenvolvimento sócio-econômico [...]*”. Observa-se que a “natureza” é elevada de uma circunstância de **bem de interesse comum**, para uma verdadeira **condição do desenvolvimento sócio-econômico**.

O órgão central do SISNAMA foi, inicialmente, a SEMA à qual caberia promover, disciplinar e avaliar a implantação da Política Nacional do Meio Ambiente. Como órgão superior foi instituído o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), com a função de assistir o Presidente da República na formulação de diretrizes da Política Nacional do Meio Ambiente⁸, composto por representantes do setor público, entidades de classe (setor produtivo e trabalhadores) e também ONGs. Os demais órgãos ou entidades ambientais integrantes da Administração Pública Federal, inclusive o IBDF, se tornaram órgãos setoriais.

O CONAMA foi encarregado de estabelecer normas e critérios para o licenciamento de atividades poluidoras, padrões de qualidade ambiental, além de decidir como última instância administrativa sobre os recursos das penalidades aplicada pela SEMA, sempre no contexto da promoção do uso racional dos recursos naturais. Argumenta-se que o Conselho, desde seu início, compõe-se de excessivo número de membros e que o SISNAMA, como um todo, se revela hipertrofiado; nas palavras de Bessa (2006, p. 99): “*A Lei da Política*

Nacional do Meio Ambiente e institui o Cadastro Técnico Federal de Atividades e Instrumentos de Defesa Ambiental”.

⁸ **Art. 6º**, Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981.

Nacional do Meio Ambiente estruturou o SISNAMA em sete níveis político-administrativos, o que por si só, já demonstra a inequívoca vocação cartorial e burocrática”.

A evolução das instituições relacionadas à temática ambiental culminou com a Constituição de 1988, que proveu os alicerces para a sistematização da vasta legislação ambiental vigente. No artigo 225 (Título VIII – Da Ordem Social; Capítulo VI - Do Meio Ambiente) foram designadas funções para as autoridades públicas: na conservação do meio ambiente, na criação de áreas protegidas, na requisição de estudo prévio de impacto ambiental, no controle da biodiversidade e do patrimônio genético, e, entre outras, na educação ambiental.

Alterações expressivas nas áreas protegidas poderiam, a partir de então, ser realizadas apenas mediante lei e quaisquer práticas que levem à extinção de espécies, ou ameacem funções ecológicas, foram formalmente proibidas. Devemos enfatizar que, na Constituição de 1988, foi conferida aos Estados e ao Distrito Federal a competência para legislar concorrentemente sobre as questões ambientais.

Em seguida, a Lei nº 7.735, de 22 de fevereiro de 1989, criou o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Renováveis (IBAMA) englobando a SEMA e o IBDF, além das Superintendências da Pesca e da Borracha. Os ex-dirigentes da SEMA (como Paulo Nogueira-Neto) e do IBDF (como Maria Tereza Jorge Pádua), porém, se mantiveram atuantes participando da formulação do SNUC. Como nota Mittermeier et al. (2005):

“Em 1988, a organização não governamental (ONG) Fundação Pró-Natureza (Funatura, criada por Jorge Pádua), com sede em Brasília, foi solicitada a formular um Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) consolidado. Nogueira-Neto, Almirante Ibsen de Gusmão Câmara e muitos outros proeminentes líderes conservacionistas estavam diretamente envolvidos. Em 2000, após mais de dez anos, o SNUC foi oficialmente instituído por lei, o que representou um momento histórico para a conservação da biodiversidade no Brasil, definindo e regulamentando as categorias das Unidades de Conservação em níveis federal, estadual e municipal ” (Mittermeier et al., 2005, p. 15).

Pode-se dizer que o processo histórico de desenvolvimento do SNUC, principalmente em seu início, ocorreu “de cima pra baixo”. A criação de novas categorias

de Unidades de Conservação e a implementação dos tipos existentes se deveu, majoritariamente, a decisões legislativas e ao comportamento da burocracia estatal. Essa ausência inicial de participação efetiva de outros *stakeholders* – os setores da sociedade diretamente afetados ou, de outra forma, interessados na construção das instituições ambientais – parece ter dificultado a aderência do sistema à realidade brasileira. Assim, as raízes de problemas da governança ambiental podem, em alguma medida, se encontrar nos processos que originaram as UCs.

No entanto, se de um lado este processo histórico pode explicar regras inadequadas à realidade, por outro, a diversidade de estruturas de governança abre espaço para se explorar a existência de complementaridade entre as mesmas, ainda que este não fosse um objetivo explícito quando da criação dessas instituições.

No próximo capítulo se inicia a discussão teórica sobre os temas de governança ambiental. Em primeiro lugar são tratadas as definições básicas de instituições, direitos de propriedade e estruturas de governança, para, em seguida, adentrar a literatura de governança ambiental.

2. Instituições e Meio Ambiente: Fundamentos Teóricos.

Antes de aprofundar o tema das instituições relativas ao meio ambiente, devemos, por um instante, nos ater ao termo “instituições”. Este termo é utilizado cotidianamente, tanto na mídia quanto em publicações acadêmicas, sem consenso sobre o seu exato significado. No primeiro item deste capítulo serão discutidas algumas interpretações do conceito “instituições”, procurando embasar seu uso ao longo do presente trabalho. A seção seguinte trata da definição dos direitos de propriedade e suas possíveis implicações econômicas. Na seção 2.3 é revista a possibilidade de interação entre instituições, com base na idéia de complementaridade institucional. A última seção revisa a literatura de governança ambiental e aborda as questões de desenho institucional, que serão examinadas em maior detalhe nos capítulos seguintes.

2.1 O Conceito de “Instituição”

O termo “instituição”, de acordo com Ostrom (2005) é utilizado ora para representar organizações (empresas, partidos políticos, famílias, Congresso Nacional, etc), ora para fazer referência às regras que condicionam a tomada de decisão que ocorre, em geral, dentro de ambientes organizacionais. A percepção de “*institutions as rules*” teve como expoente Douglas North que, basicamente, interpretava as organizações como os jogadores e as instituições como as “regras do jogo”. Nesta corrente, as instituições funcionam como prescrições compartilhadas (o que se pode e não pode ser feito), as quais os agentes (jogadores) seriam obrigados a seguir, de forma previsível. A observância das regras seria monitorada e as sanções impostas por agentes específicos; as normas conteriam prescrições compreensíveis e aceitáveis pela maioria do grupo e, possivelmente, também existiria um custo interno para o indivíduo em caso de desobediência, um certo “peso na consciência”.

Os incentivos seriam formados, conjuntamente, pelas regras, normas e expectativas em relação ao comportamento de terceiros, sendo que os indivíduos responderiam estrategicamente a esta estrutura de incentivos.

Em North (1993), o conceito de instituições representa a estrutura coletiva de incentivos que condiciona as decisões particulares. Esta estrutura seria composta não apenas pelas regras e normas de comportamento, mas, também, pelos mecanismos de *enforcement* relativos a elas. As instituições, entendidas como as regras do jogo, somadas as restrições de tecnologia e recursos, determinariam as oportunidades disponíveis para os agentes, em dado momento do tempo.

Ainda, segundo o autor, tais oportunidades influenciam os tipos de organizações a serem desenvolvidas. A idéia é que quando uma organização tem oportunidades de investimento produtivo, ela terá um comportamento com vistas a aumentos de produtividade. Em caso contrário, se no leque de opções figurarem atividades redistributivas, as organizações tenderiam a atividades *rent seeking*, levando, no longo prazo, a um menor desenvolvimento econômico (North, 1993)

As regras informais seriam: as convenções, as normas de comportamento e os códigos de conduta auto-impostos, ou seja, internalizados. Uma distinção básica das regras informais e formais é que as primeiras não precisam, necessariamente, estarem codificadas e amparadas no sistema jurídico, elas podem, em alguns casos, existir apenas nas mentes das pessoas.

As convenções podem ser consideradas como soluções para problemas de coordenação e, portanto, todas as partes estariam interessadas em respeitá-las. Um exemplo clássico é a convenção de tráfego em que o lado correto para seguir em frente é o direito e a esquerda é a contramão. Nas convenções, não é necessário um mecanismo externo de *enforcement*, pois a convenção é *self-enforcing*⁹.

Já as normas de comportamento, por outro lado, seriam códigos de conduta que a coletividade reconhece como adequados, mas que, para certo indivíduo, em certo momento, poderia ser vantajoso desobedecer. Elas são monitoradas pelo grupo, havendo punição no

⁹ Uma regra é *self-enforcing* quando interessa aos agentes envolvidos obedecê-la, independentemente de coação externa.

caso de desvios. Por último, os códigos de conduta auto-impostos, como o próprio nome diz, são regras de comportamento que o indivíduo acredita que deve seguir, mesmo que não existam sanções sociais no caso de desobediência.

As regras formais, nesta Dissertação, podem ser consideradas como o conjunto de leis, decretos, resoluções administrativas, contratos e etc, que estejam documentados oficialmente. Em outras palavras, as regras formais são as regras escritas que formam o ordenamento legal e, assim, fazem referência à representação oficial do Estado na sociedade. Elas se organizam hierarquicamente desde a Constituição, a Lei Fundamental, até aos contratos entre particulares dentro da legislação comercial.

North (1993) entende que o custo para definir e fazer valer os contratos (i.e. os custos de transação¹⁰) reflete a efetividade das instituições. Em outras palavras, o custo de fazer negócios depende da capacidade de mensurar o que está sendo transacionado e garantir o cumprimento dos termos contratuais, ao longo do tempo e do espaço. Nas palavras do autor:

“The costliness of defining and enforcing agreements reflects the effectiveness of the institutions. The ability at low cost to measure what is being exchanged and to enforce agreements across time and space requires complex institutional structures [...] Successful economic growth is the story of the evolution of more complex institutions that make possible cooperative exchange relations extending over long periods of time, among individuals without personal knowledge of each other. Institutional reliability means we can have confidence in outcomes increasingly remote from our personal knowledge” (North, 1993, p. 243).

A aproximação do conceito de instituições com a necessidade de *credible commitment* – i.e., definindo as instituições como os alicerces para que os compromissos entre as partes sejam críveis – do ponto de vista de alguns institucionalistas, esmorece o conceito de instituições.

¹⁰ Coase (1960, p. 10): *“In order to carry out a market transaction it is necessary to discover who it is that one wishes to deal with, to inform people that one wishes to deal and on what terms, to conduct negotiations leading up to a bargain, to draw up the contract, to undertake the inspection needed to make sure that the terms of the contract are being observed and so on”*

A corrente de pensamento da OIE¹¹, velha economia institucional, confere à palavra instituições um significado mais abrangente. Para Neale (1987, p. 1178, grifos do autor), “*Most of what people do is governed by the institutions of their society*”. A idéia de instituições, nesse caso, se aproxima do conceito de cultura, abrangendo noções sobre os valores das pessoas, o certo e o errado, o admirável e o deplorável, e não somente sobre o que é permitido ou proibido. Noções, estas, que se materializam em regras de comportamento para construir um legado social de ações padronizadas, que provê oportunidades e não apenas limites.

Um bom exemplo do papel que se imagina para as instituições pode ser encontrado nos idiomas: a língua é um legado histórico coletivo que por um lado permite criatividade e liberdade de pensamento, mas, por outro, restringe a *sintaxe* por meio das regras gramaticais. Poderíamos inferir, a partir do ponto de vista do autor, que o homem e suas instituições são determinados historicamente, no sentido de que não se pode dissociar o funcionamento de uma instituição da sociedade a qual pertence.

Ainda na visão de Neale (1987), as instituições comporiam **arenas** em que as pessoas lutariam por seus objetivos – até mesmo manipulando regras e valores – de forma que as **motivações**, as **respostas** e os **planos** individuais resultariam das noções dadas pelas instituições. Como conseqüência, o comportamento econômico seria um fenômeno específico ao tempo e ao lugar, em vez de ser universalmente racional e auto-interessado.

Evidentemente, o indivíduo age por impulso de motivações pessoais, com menor ou maior racionalidade, com menor ou maior auto-interesse, mas os objetivos e paixões individuais não determinam, isoladamente, as escolhas de ações específicas. Nas palavras do autor:

“[...] *motives are of course the reasons why an individual acts in any particular case, but the person’s specific aims or passions do not determine specific acts. What specific acts are chosen depends upon the institutional context, the particular ‘rules of the game’ in the particular system that each individual tries to manipulate to realize his goals*” (Neale, 1987, p. 1181).

¹¹ A sigla OIE pode ser entendida como *Old Institucional Economics* ou *Original Institucional Economics*

Um aspecto chave das instituições é que, por encerrarem constructos mentais, elas não são facilmente observáveis; o observável são as atividades das pessoas em determinadas arenas.

A situação em que uma pessoa se encontra pode ser entendida como o contexto relevante total (incluindo as regras sociais, “visões de mundo” e ambiente físico) de um participante em certa sociedade, num momento específico. A repetição de reações padronizadas em situações similares não é suficiente para se identificar uma instituição; é necessário que as atividades dos atores na situação estejam justificadas, explicadas, pela sua “visão de mundo”, pela sua ideologia¹². Neale (1987) compara uma aula universitária a uma reunião de um grupo religioso, as duas podem ter regularidades de comportamento muito similares – os grupos se encontram semanalmente, lêem livros e discutem opiniões – mas isso não implica que pertençam à mesma instituição.

Uma tentativa recente de construir uma visão unificadora das instituições, que aproximasse as diversas correntes, foi empreendida por Greif (2006). Para o autor, uma das principais linhas de análise institucional, o neoinstitucionalismo econômico ou nova economia institucional, em grande parte, tem identificado as regras resultantes do processo político (designação dos direitos de propriedade, especificação de impostos, etc) como sendo as instituições econômicas por excelência. O conjunto de instituições políticas (regras para a eleição dos líderes e para tomadas de decisão em grupo) e organizações políticas (grupos de interesse, sindicatos, etc) influenciariam, decisivamente, as regras relativas à atividade econômica. A economia dos custos de transação, complementando a análise, postularia que os agentes econômicos, em resposta a estas regras, escolheriam determinados contratos e formas organizacionais que minimizassem os custos de transação.

Para Greif (2006), a lacuna desta abordagem, “*institutions as rules*”, está na questão da motivação dos agentes. As prescrições de comportamento, como regras e contratos, são instruções que podem, por vezes, serem ignoradas. Considerar que as pessoas seguem

¹² “Ideologia: maneira de pensar que caracteriza um indivíduo ou um grupo de pessoas”. *Michaelis Moderno Dicionário da Língua Portuguesa*.

<<http://michaelis.uol.com.br/moderno/portugues/index.php?lingua=portugues-portugues&palavra=ideologia>>

instruções de comportamento somente pelo medo da punição é insuficiente, pois este tipo de assertiva simplesmente retoma o problema um degrau acima. Ou seja, sem a hipótese de que as pessoas responsáveis pelo monitoramento das regras são incorruptíveis, recoloca-se a questão: quem irá monitorar o monitor? Portanto, para entender o porquê de algumas regras serem obedecidas enquanto outras são ignoradas, a motivação dos agentes não pode ser tomada como exógena à análise.

O autor nota que o pano de fundo dessa discussão é o debate sobre o grau de livre-arbítrio dos indivíduos na sociedade. De um lado, a visão “cultural”, comum em sociologia e no velho/original institucionalismo, enfatiza que as instituições transcendem aos atores individuais e constituem características das sociedades, condicionando o comportamento dos indivíduos. Do outro lado, a visão “funcionalista”, comum no neoinstitucionalismo, ressalta que as instituições, em sua maior parte, são deliberadamente criadas para atender as determinadas funções.

Greif (2006) entende que as diferentes premissas sobre a natureza e evolução das instituições captam aspectos distintos, porém igualmente importantes, da realidade. Para avançar na análise institucional é necessário integrar as diversas linhas de pesquisa, de modo que as definições de instituições não sejam, *a priori*, consideradas mutuamente excludentes, mas que sejam utilizadas de acordo com a singularidade do problema a ser tratado.

As instituições deveriam ser consideradas como um sistema formado por componentes inter-relacionados – notadamente regras formais, crenças e normas sociais – que podem, às vezes, se agrupar de forma sistêmica formando organizações. O ponto fundamental é que esses componentes, ou elementos, institucionais são **exógenos** em relação aos indivíduos por eles influenciados, apesar de **endógenos** à sociedade. É possível até que, em algumas formas, as regras, crenças e normas se institucionalizem como um resultado de equilíbrio¹³.

¹³ A perspectiva adotada pelo autor permite o estudo de instituições consideradas **endógenas**, *i.e self-enforcing*, à semelhança de um equilíbrio de Nash. Nas palavras de Greif (2006, p. 17): “*Behavior is self-enforcing in that each individual, taking the structure as given, finds it best to follow the institutionalized behavior that, in turn, reproduces the institution in the sense that the implied behavior confirms the associated beliefs and regenerates the associated norms*”.

No seu conjunto, os elementos institucionais irão prover os microfundamentos comportamentais, i.e., permitirão, guiarão e motivarão os indivíduos em posições sociais particulares a determinadas escolhas, o que proporcionaria as regularidades no comportamento observado.

Em trabalho anterior, Greif (2003) deixa mais claro o conceito de instituições:

“[...] politically determined rules that assign property rights thereby specifying social positions (such as property owners), an organization such as the police with the ability to enforce this rule, and the set of beliefs that enforcement will be forthcoming in case of infringement, thereby motivating individuals to respect the property rights of others, is an institution. Rules specifying tax obligations, together with an organization for tax collection, and the belief that tax evasion will be discovered and severely punished, is an institution generating tax payment by those with the social position of tax payer. Customary rules of behavior among individuals with social positions as members of a particular community, which are followed based on belief in social sanctions against a deviator, are also an institution. In each of these cases, the rules, the organizations, and the beliefs are exogenous to each individual whose behavior they influence and they conjointly generate behavior” (Greif, 2003, p. 3).

É com este sentido que será utilizado o conceito de instituições ao longo deste estudo. As instituições ambientais representam as regras formais (leis, decretos, resoluções administrativas, etc), as organizações (IBAMA, Secretaria do Meio Ambiente de SP, ONGs, etc) e, também, os elementos institucionais informais (normas sociais, crenças, hábitos, etc). O foco da análise, contudo, estará nas duas primeiras por constituírem as formas mais facilmente observáveis.

2.2 A Economia dos Direitos de Propriedade

A propriedade privada, no entendimento comum, compreende a capacidade de usar, gozar (extrair renda) ou alienar (vender) algo. É sabido que esses poderes não são exercidos ilimitadamente, pois, se o fossem, colidiriam com direitos alheios de igual natureza. Uma

definição de “direito de propriedade” apropriada à análise econômica deve considerar as implicações econômicas da existência de um direito de propriedade, ou seja, deve refletir as conseqüências da alocação e do *enforcement* dos direitos.

A Economia dos Direitos de Propriedade fornece os fundamentos teóricos para o estudo da governança ambiental, que, em um sentido estrito, pode ser entendida como o conjunto de formas de gestão dos direitos sobre o meio ambiente. O primeiro passo a seguir é conceituar “direitos de propriedade” do ponto de vista jurídico e indicar sua relação com a ciência econômica. Tarefa realizada no primeiro item com base no trabalho de Cole e Grossman (2002) e Coase (1960). No item 2.2.2 serão questionadas as implicações econômicas dos direitos de propriedade, com Barzel (1997)¹⁴ e com os *surveys* de Alston e Mueller (2005) e Libecap (2005).

2.2.1 Definição Jurídica de Direitos de Propriedade

A importância do sistema de direitos de propriedade é consensual entre os economistas. Costuma-se ressaltar que direitos de propriedade bem definidos são fundamentais para o funcionamento dos mercados, mas, no tocante à definição do conceito “direito de propriedade”, o consenso se dissipa. O objetivo deste item é alcançar uma definição que respeite o conceito jurídico de “direito” e que seja adequada à ciência econômica.

Cole e Grossman (2002) notam que no estudo do Direito é ensinado que direitos de propriedade são, essencialmente, relações entre pessoas, com respeito a coisas. Se uma pessoa detém um “direito” sobre uma coisa, pelo menos uma outra pessoa terá o “dever” correspondente de não interferir com a posse e o uso desta coisa. Assim, se a pessoa reivindica um “direito”, mas não pode apontar um “dever” correspondente, “*enforceable*”,

¹⁴ A primeira edição do livro é de 1989.

sobre pelo menos uma outra pessoa, então, em realidade, não existe um “direito”, mas sim uma posse menor como um “privilégio”¹⁵, “liberdade”¹⁶, mero “uso”¹⁷ ou “usufruto”¹⁸.

Deste ponto de vista, afirmar que uma fábrica tem o direito de emitir substâncias nocivas no ar seria o mesmo que dizer que terceiros têm o dever de não interferir com a atividade poluidora da fábrica. Dessa forma, reivindicar um “direito” a alguma atividade difere de reivindicar um “privilégio” ou “liberdade”, pois, neste caso, não se entende que alguém terá o “dever” de não intervir, tanto que diversas pessoas, ou mesmo todas as pessoas de uma sociedade, podem ter uma mesma “liberdade” ou “privilégio”.

Os “direitos” têm diversas origens: as leis (Legislativo), decretos e resoluções (Executivo), decisões jurídicas (Judiciário), contratos entre particulares, instituições informais (normas sociais, convenções, etc), mas a essência é a mesma e reside na noção de um “dever” correspondente que seja *enforceable*. Presumir que uma fábrica tem o direito de poluir simplesmente pelo fato dela nunca ter sido punida seria presumir que as Cortes, o Estado e a sociedade civil, responderiam favoravelmente a fábrica em caso de disputa. Neste sentido, os autores se alinham com a perspectiva de que “*a reivindicação de um ‘direito’ nada mais é que a previsão de que os tribunais irão fazer valer o interesse do*

¹⁵ “Privilege: a right, license, or exemption from duty or liability granted as a special benefit, advantage, or favor... specifically: a privilege that exempts high public officials (as legislators) from liability for statements made while acting in their official capacity without regard to intent or malice... an exemption from a requirement to disclose information (as for trial) that is granted because of a relationship or position that demands confidentiality <the attorney-client privilege>...” Merriam-Webster's Dictionary of Law, © 1996 Merriam-Webster, Inc.

¹⁶ “Liberty: freedom from external (as governmental) restraint, compulsion, or interference in engaging in the pursuits or conduct of one's choice to the extent that they are lawful and not harmful to others...freedom from subjection to the will of another claiming ownership or services” Merriam-Webster's Dictionary of Law, © 1996 Merriam-Webster, Inc.

¹⁷ “Uso: Direito real que, a título gracioso ou oneroso, permite a uma pessoa o aproveitamento temporário das utilidades da coisa alheia, à medida das necessidades próprias e de sua família” Michaelis Moderno Dicionário da Língua Portuguesa.

¹⁸ “Usufruto: Direito real, que permite a alguém retirar da coisa alheia, durante um certo espaço de tempo, os frutos e utilidades que ela produz, sem que se lhe altere a substância ou destino” Michaelis Moderno Dicionário da Língua Portuguesa.

reivindicante no caso de alguma contestação” (Cole e Grossman, 2002, p. 321, tradução nossa).

Para os autores, este ponto de vista é compatível com a idéia de Coase (1960) de que a dotação inicial dos direitos de propriedade – nos casos em que exista conflito de interesses – pode ter um papel fundamental para a eficiência no uso dos recursos. Coase (1960) mostra que na ausência de custos para efetivar as transações, a negociação privada promoverá a alocação de recursos mais eficiente. Independente da parte que seja considerada, inicialmente, como a detentora do direito pelas Cortes, o mercado, eventualmente, atingirá a alocação que gera o maior produto possível.

Isso porque, sem custos de transação, mesmo que o direito seja designado para a parte menos eficiente (que tem menor capacidade para gerar valor), a outra parte (que gera mais valor) poderá “comprá-lo” da primeira, restabelecendo a alocação mais eficiente. Mas, quando se considera o **inevitável** custo de transacionar, o rearranjo dos direitos pela via do mercado só ocorrerá se o aumento no valor total do produto, proporcionado pela alocação mais eficiente dos recursos, superar os custos de realocação. Nas palavras de Coase (1960):

“[...] the initial delimitation of legal rights does have an effect on the efficiency with which the economic system operates. One arrangement of rights may bring about a greater value of production than any other. But unless this is the arrangement of rights established by the legal system, the costs of reaching the same result by altering and combining rights through the market may be so great that this optimal arrangement of rights, and the greater value of production which it would bring, may never be achieved” (Coase, 1960, p. 10).

Cole e Grossman (2002) entendem que uma definição de direitos baseada no critério de anterioridade no uso **não** é compatível com o conceito de eficiência econômica:

“Just because a factory pollutes without penalty does not mean that its externalities are efficient, that it produces net social benefits, or that the existing allocation of resources is optimal. To presume the entitlement from the mere fact of first use could impede efficiency in the real world of positive transaction costs and endowment (or wealth) effects, which might prevent parties from bargaining to some more efficient allocation” (Cole e Grossman, 2002, p. 322)

Portanto, para Cole e Grossman (2002), o entendimento de que para um “direito” existir, em vez de mera anterioridade no uso, deve haver um “dever” correspondente – uma obrigação de não interferir imposta pela sociedade – é compatível e adequado aos preceitos de eficiência considerados pela teoria econômica.

2.2.2 Análise Econômica dos Direitos de Propriedade

Neste item será realizada a conexão entre o conceito de “direito de propriedade” e o de “custo de transação”, permitindo a junção das duas literaturas na revisão bibliográfica. Em seguida, é introduzido o problema de *common-pool resources*, que é o grande problema a ser resolvido pelas estruturas de governança ambiental. Por último, é tratada a necessidade da atuação regulatória estatal na resolução de questões ambientais.

Uma definição alternativa, mas que não se opõem à “definição jurídica” dos direitos de propriedade, foi proposta por Barzel (1997). Para o autor, na literatura econômica o termo “*property rights*” costuma ter dois significados: (i) a capacidade pessoal de aproveitar um bem e (ii) os poderes sobre o bem, atribuídos pelo Estado. O primeiro, chamado de “*economic property rights*”, seria o objetivo último das pessoas e pode ser definido como a habilidade individual, em termos esperados, para consumir um ativo (ou seus serviços) diretamente, ou indiretamente através da troca. O segundo, chamado “*legal property rights*”, seriam os meios para atingir o fim, são os direitos reconhecidos e respaldados, em sua maior parte, pelo Estado (Barzel, 1997).

A literatura de direitos de propriedade, como um todo, enfatiza o papel do Estado enquanto provedor de direitos [Cole e Grossman (2002); Alston e Mueller (2005); Libecap (2005)]. As questões de definição e *enforcement* dos direitos de propriedade emanam decisivamente do papel desempenhado pelo Estado, por meio de suas funções legislativa, judiciária e policial. Em Barzel (1997) destaca-se o fato, fundamental, de que o “direito econômico” de uma pessoa sobre seus ativos não é estático, é, em realidade, uma função dos esforços realizados para a proteção e conservação dos seus ativos. Dessa forma, apesar de nenhum indivíduo ter “direitos legais” sobre o uso de recursos naturais em uma unidade

de proteção integral (e.g. Parque Estadual, Estação Ecológica, etc), dependendo da iniciativa do indivíduo e das respostas da sociedade, o indivíduo poderá usufruir “direitos econômicos” sobre estes recursos.

Na visão do autor, é possível entender os custos de transação como os custos associados à transferência, captura e proteção de direitos. Para se alcançar uma maior capacidade esperada de exercer “direitos econômicos”, maior deve ser o dispêndio de tempo e recursos na proteção do ativo, ou, por outro lado, maior deveria ser a intensidade de “direitos legais” proporcionados pelo Estado. Salienta-se, contudo, que o custo para uma proteção completa ou uma transferência integral dos direitos é proibitivo.

Isto, pois para que as partes de uma transação consigam demarcar com precisão os direitos é preciso conhecer os mais diversos atributos do ativo. Ou seja, para definir “o quê é de quem” se fazem necessárias informações sobre as prováveis e possíveis características do bem ou serviço transacionado (tamanho, cor, peso, cheiro, consumo de energia, consumo de combustível, durabilidade, resistência, produtividade, potência, beleza, status social, singularidade, etc). No mundo real, obter informação é algo custoso e, portanto, a aquisição de informação perfeita seria, praticamente, proibitiva. Logo, como os agentes não têm informação perfeita, necessariamente não poderão exercer um controle perfeito sobre o ativo, relegando ao uso público parte de seus atributos.

O uso público (*open access*) de um recurso pode ser definido como a situação em que um agente qualquer pode fazer uso de um ativo, ou de partes dele, independentemente das conseqüências que isto acarretará sobre o uso de terceiros. O total *open access*, assim como a situação de direitos de propriedade perfeitos, são casos extremos, praticamente impossíveis de serem encontrados na prática. A maioria esmagadora dos arranjos de direitos são estruturas intermediárias, os chamados *commons arrangements*. Nos quais apenas um subconjunto dos agentes pode ter acesso ao ativo e, a capacidade de uso do ativo, por parte de cada um, sofre algumas restrições (Alston e Mueller, 2005).

Os termos relacionados aos regimes de propriedade sobre o ativo devem ser distinguidos de conceitos como *common-pool resources* que se às características próprias do ativo. De acordo com Dietz et al. (2002):

“[...] a common-pool resource is a valued natural or human-made resource or facility that is available to more than one person and subject to degradation as a result of overuse. Common-pool resources are ones for which exclusion from the resource is costly and one person’s use subtracts from what is available to others. The diversity of property rights regimes that can be used to regulate the use of common-pool resources is very large, including the broad categories of government ownership, private ownership, and ownership by a community. When no property rights define who can use a common-pool resource and how its uses are regulated, a common-pool resource is under an open-access regime” (Dietz et al., 2002, p. 18).

Como exemplos clássicos de *common-pool resources* podem ser citados os aquíferos, os poços de petróleo, as áreas de pesca, ou mesmo, a atmosfera. Este tipo de recurso, em geral, necessitará de arranjos institucionais (instituições formais e informais) para disciplinar o uso privado e, assim, evitar o desperdício. É comum que cada agente se defronte, no curto prazo, com incentivos individuais que conflitem com a eficiência e o bem-estar do grupo no longo prazo, induzindo o agente a empregar formas mais rápidas de exploração do recurso em vez das mais produtivas e eficientes. Faz-se necessário condicionar a racionalidade individual de curto-prazo para internalizar, em alguma medida, os custos e benefícios da sociedade como um todo, em relação à forma de uso dos recursos (Libecap, 2005).

Não se pode esquecer que a construção de qualquer arranjo institucional incorrerá em custos, com destaque para os custos de coletar e processar as informações adequadas sobre o recurso explorado. Por isso, apesar do uso ponderado do recurso ser benéfico para o grupo, é possível que os custos para o desenvolvimento da infra-estrutura institucional necessária para um novo *status quo*, sejam mais altos que os ganhos a serem obtidos com o melhor uso dos recursos. Em outras palavras, pode ser custoso demais alcançar um acordo entre todas as partes interessadas, para mensurar os atributos do recurso, “cercá-lo” e obter o conjunto de informações adequado para proceder à utilização mais eficiente (Libecap 2005).

Dentre as dificuldades para se estabelecer direitos sobre os atributos do meio ambiente – caracterizando o uso legítimo dos recursos ambientais – um obstáculo fundamental reside, justamente, na enorme quantidade de atributos que compõem os

recursos e serviços ambientais¹⁹. Como grande parte destes atributos não é conhecida, os direitos serão em alguma medida mal definidos (Barzel, 1997). A propriedade sobre os recursos naturais estará, portanto, parcialmente aberta ao acesso público, abrindo um leque de oportunidades para os agentes investirem no reconhecimento e captura dos atributos de valor dos recursos naturais.

A existência desse tipo de oportunidade poderia induzir os agentes a investir em atividades de redistribuição e proteção da riqueza, tomando o lugar do investimento produtivo e subsequentes ganhos de produtividade, o que seria um fator de inibição do desenvolvimento econômico. [North (1993), Alston e Mueller (2005)].

Barzel (1997), tomando por base a argumentação de Coase (1960), nota que se não existirem custos de transação, a dotação inicial de direitos não impedirá a eficiência no uso dos recursos. Ou seja, na ausência dos custos de transação as partes interessadas barganhariam entre si, corrigindo quaisquer externalidades. Um ponto de junção entre a teoria dos Custos de Transação (instituições são soluções para diminuir os custos de transação) e a literatura de Direitos de Propriedade (direitos mal definidos geram custos de transação) reside, justamente, no fato de a informação completa sobre os atributos dos ativos ter um custo proibitivo, implicando em um conjunto informacional, intrinsecamente, imperfeito. Logo, existirão custos de transação dificultando a realização de negociações privadas entre as partes interessadas. Portanto, uma estrutura institucional que promova a definição e o *enforcement* dos direitos de propriedade, será uma estrutura de governança que minimizará custos de transação.

Em Barzel (1997), percebe-se que o grande fator de aumento nos custos de transação é a incerteza. No caso das UCs podemos interpretar que o fluxo de “rendimentos” (benefícios) proporcionados pelos atributos naturais é variável e, de certo modo, imprevisível, o que intensificaria o custo para estimar se os atributos são o que realmente deveriam ser, ou se houve alguma interferência por parte de terceiros.

De forma geral, à medida que indivíduos, sem “direitos legais” sobre determinado ativo, desejem e possam afetar o fluxo de rendimentos proporcionado pelo ativo, menor

¹⁹ Os “serviços ambientais” incluem: filtragem natural da água, regulação do clima, reciclagem de nutrientes, polinização, controle de pestes e etc.

será o valor deste para seu possuidor. Ou seja, se terceiros podem alterar os atributos de um ativo, sem a devida prestação de contas, menor será o valor do ativo para seu proprietário.

Nessa mesma linha de raciocínio, Alston e Mueller (2005) entendem que:

“Property rights matter because they determine resource use. The more exclusive are property rights to the individual or group the greater the incentive to maintain the value of the asset. Furthermore, more exclusive rights increase the incentive to improve the value of the asset by investment [...]” (Alston e Mueller, 2005, p. 574).

Conseqüentemente, para promover a conservação e desenvolvimento dos ativos na sociedade, deve haver a defesa dos direitos de propriedade. Conforme os indivíduos tenham, em média, maior influência sobre o fluxo esperado de rendimentos de um ativo, maior deveria ser sua participação nos direitos de propriedade daquele ativo.

Os direitos de propriedade, portanto, serão mais fortes quando as pessoas com maior influência sobre o fluxo de rendimentos do ativo forem as que detêm maiores direitos sobre o mesmo e, dessa forma, se tornem as que mais têm a perder quando o fluxo de benefícios diminui, e as que mais ganham quando ele aumenta.

Aplicando este raciocínio para o caso das UCs, a proteção ambiental deve considerar as comunidades locais e outros *stakeholders* no processo de escolha do tipo de unidade de conservação a ser implantada. Se existe uma população tradicional no local em que se pretende instituir uma Unidade de Conservação, seria recomendável permitir que esta população detenha um subconjunto dos direitos sobre tal espaço geográfico, como se faz em uma APA, ao contrário do que ocorre nos Parques. Para, assim, fortalecer o conjunto de direitos e potencializar o fluxo total de benefícios proporcionado pelos atributos naturais contidos na Unidade de Conservação.

Pelo que foi discutido até aqui, percebe-se que uma das hipóteses essenciais da literatura de direitos de propriedade é que **a definição do direito de propriedade influencia o uso do recurso**. Por outro lado, em contrapartida, esta literatura reconhece que a emergência e, também, a evolução dos direitos de propriedade são influenciadas pela escassez relativa dos recursos. Quando estes se tornam, em maior ou menor medida, escassos o regime de direitos de propriedade pode se alterar. Caso o sistema vigente

permita dissipações dos fluxos de “rendimentos” (benefícios) dos ativos, esse tipo de perda criará incentivos para a adequação do regime de direitos de propriedade à nova realidade dos recursos.

Um exemplo, utilizado por Alston e Mueller (2005) para explicar a evolução dos direitos de propriedade, é a delimitação da propriedade sobre a terra em resposta à distância do mercado. As terras localizadas longe dos centros consumidores, geralmente, têm baixo valor, inexistindo direitos de propriedade sobre as mesmas. Nesse caso, o retorno econômico, descontados os custos de transporte, se aproxima de zero e, portanto, não há incentivo à migração para estas regiões. Mas conforme a distância do mercado diminui e o valor da terra aumenta, será, em algum momento, atingido um ponto X, no qual o retorno econômico proporcionado pela terra irá ultrapassar o custo de oportunidade de alguns trabalhadores de outras regiões, induzindo estes à migração. Dessa forma, a partir da distância X, novos trabalhadores terão um incentivo a se estabelecerem em tais localidades.

Porém, como a terra ainda é abundante em relação ao número de trabalhadores, a ausência de “direitos legais” (direitos formais bem definidos e apoiados pelo Estado) não afeta, significativamente, o retorno econômico da terra. Nessa situação, os novos trabalhadores têm acesso a terra sem gerar interferências relevantes no uso feito por terceiros, tal que regras comunitárias são suficientes para resolver as possíveis disputas.

Mas a partir de uma distância Y, próxima dos mercados, os retornos dos recursos já atingiram um patamar em que a migração aumenta muito, a população local cresce e se heterogeniza, diferentes tradições e normas sociais convivem juntas e as transações se impessoalizam. O conjunto de instituições informais que prevenia os conflitos perde coerência e força, agora se torna necessário despende esforços para assegurar a posse e a renda proveniente dos recursos. É justamente o tempo e o dinheiro perdidos pela necessidade de proteção contra terceiros, somado ao custo do uso sub-ótimo dos recursos²⁰, que substanciam uma “demanda” por direitos de propriedade bem definidos e apoiados pelo Estado.

²⁰ O uso sub-ótimo pode ocorrer, por exemplo, quando os agentes preferem plantações que, apesar de menos produtivas, tem uma colheita mais rápida, a fim de diminuir a sua exposição ao risco.

Deve-se ressaltar que a intervenção formal do Estado transcende regras comunitárias, pois o poder coercitivo do Estado excede o de qualquer outro grupo. No caso em que o Estado consiga designar e prover o *enforcement* de direitos de propriedade – de forma que os “donos formais”, e apenas eles, sejam completamente responsáveis pelos recursos – os incentivos individuais se alinhariam aos custos e benefícios sociais, como previsto pela argumentação de Coase (1960). O proprietário será o *residual claimant*²¹ das decisões sobre o uso do recurso e, portanto, terá incentivos para investir no aumento do fluxo de “rendimentos” do ativo (Libecap, 2005). Com direitos de propriedade bem definidos na sociedade, os proprietários dos ativos deverão internalizar todos os custos relevantes ao buscar por aumento nos seus “rendimentos”, ou seja, não existirão externalidades negativas impunes.

Além da solução privada (definição de direitos de propriedade privados), uma possível resposta seria a posse estatal dos recursos. Neste caso, o Estado detém os direitos de propriedade formais e as decisões relativas ao uso dos recursos serão tomadas por burocratas ou políticos, os quais, deve-se notar, não terão os mesmos incentivos de um *residual claimant*. Em realidade, os arranjos institucionais para lidar com *common-pool resources* são, geralmente, formas híbridas entre a solução privada e a estatal. Os indivíduos detêm direitos de propriedade mediados por restrições regulatórias – as quais condicionam a extração, o comércio e os tipos de investimento que podem ser realizados – ou, por outro lado, o governo retém a posse, mas delega, seletivamente, o uso dos recursos. Em essência, quanto maiores os custos de designar e “fazer valer” os direitos de propriedade privados, maior é a probabilidade de se recorrer à posse estatal com concessão do uso (Libecap, 2005).

Deve-se manter em mente, que parte notável dos recursos e serviços ambientais tem uma natureza física – como o ar (disperso pelo ambiente), os cardumes de peixes (alta mobilidade), entre outros – que impede soluções privadas e induz a arranjos de propriedade com alta participação estatal. A atuação estatal, como se pode facilmente perceber, tem uma

²¹ O *residual claimant* é a parte que recebe o fluxo de rendimentos **líquido** dos custos de produção, incluído nestes custos a remuneração de todas as outras partes envolvidas.

dinâmica particular em decorrência das dificuldades para a evolução de seus arranjos institucionais. Nas palavras de Libecap (2005):

“Indeed, state intervention typically occurs late in resource use and depletion, when there is finally a political consensus among the parties regarding the extent of the common-pool losses and the distribution of the benefits and costs of taking action [...] Without considering the costs of gathering, interpreting, and conveying information about the resource stock as well as the costs of negotiating among the relevant parties for institutional change, it is not possible to understand the timing and form of state intervention” (Libecap, 2005, p. 553).

Em seu conjunto, a discussão da análise econômica dos direitos de propriedade, feita nas últimas páginas, remete às seguintes proposições: (i) os direitos de propriedade condicionam o uso econômico dos recursos e serviços ambientais; (ii) os direitos na sociedade são, em grande parte, providos pelo Estado, de forma que a sua atuação é decisiva; (iii) recursos e serviços ambientais têm características particulares que ressaltam a necessidade de marcos regulatórios criados e desenvolvidos pelo Estado.

Percebe-se que não há uma solução ideal para os problemas de *common-pool resources*, no entanto, como será mostrado nas seções seguintes, podem existir soluções institucionais que se aproximam de uma estrutura ideal, de acordo com cada situação particular.

2.3 Complementaridade Institucional

A definição de instituição dada na seção 2.1 contempla, firmemente, a necessidade social de coordenação do comportamento dos agentes. Os elementos institucionais (regras formais, informais e crenças compartilhadas pelas pessoas) governam as iniciativas individuais, permitindo, guiando e motivando as escolhas dos agentes. Estes elementos, portanto, definem uma estrutura de incentivos para agentes em posições sociais particulares e, assim, proporcionam as regularidades no comportamento observado.

Como assinalado anteriormente, os elementos institucionais podem se manifestar como organizações. Neste caso, é possível entender a organização como uma sub-estrutura ordenada de regras, que condiciona os incentivos dos agentes que nela se encontram. De qualquer modo, a idéia central é de que são factíveis distintas formas de “governar” os agentes (estruturas de governança), as quais podem ter maior ou menor conteúdo organizacional.

Ao longo desta seção serão discutidas diversas dessas formas de “governar” os agentes procurando, justamente, justificar a interpretação das Unidades de Conservação enquanto “estruturas de governança”. O objetivo principal será desenvolver a fundamentação teórica sobre a complementaridade entre instituições, necessária à análise da hipótese de complementaridade, isto é, o impacto, resultante da interação entre as APAs e Parques, sobre o desempenho de cada uma, em relação à conservação ambiental.

2.3.1 Definição de “Estruturas de Governança”.

À vista da discussão sobre direitos de propriedade, a junção de conceitos da Economia dos Custos de Transação (ECT) e da literatura de Direitos de Propriedade permite o entendimento de uma estrutura de governança como: **um conjunto de mecanismos institucionais para alocação e controle dos direitos de propriedade, responsável direto pelos custos de transação.** O objetivo deste item é justificar tal definição.

A ECT se originou com o paper seminal “*The Nature of the Firm*” (Coase, 1937). Neste trabalho foi desenvolvida a idéia de que mercado e firma são formas alternativas de coordenar a atividade econômica:

“Outside the firm, price movements direct production, which is coordinated through a series of exchange transactions on the market. Within a firm, these markets transactions are eliminated and in place of the complicated market structure with exchange transactions is

substituted the entrepreneur-co-ordinator, who directs production. It is clear that these are alternative methods of co-ordinating production” (Coase, 1937, p. 2).

O termo *entrepreneur* se refere à pessoa, ou pessoas que, em um sistema competitivo, tomam o lugar do mecanismo de preços na direção dos recursos. O *insight* fundamental consiste em reconhecer que utilizar o mecanismo de preços tem custos – para obter informação, negociar os contratos, monitorar a obediência das partes aos termos acordados, os quais podem ser comparados ao de outras formas possíveis para organizar a alocação dos recursos, e.g., as firmas.

No caso em que os agentes necessitam do estabelecimento de uma relação de longo prazo, a ligação por meio de contrato (mercado) se tornará mais complicada à medida que mais complexo for estimar o que deve ser realizado pelas partes.

O argumento é evidente, por exemplo, no caso de insumos de alta complexidade como os serviços especializados. Quando se faz necessária a aquisição de um serviço sofisticado é mais difícil definir precisamente as ações que se espera do contratado. Uma solução, possibilitada pela instituição **firma**, é contratar o próprio trabalhador e, dessa forma, adquirir direitos de propriedade sobre toda a sua capacidade de trabalho, em vez de realizar uma série de pequenos contratos, através do **mercado**, para cada um dos serviços requeridos, incorrendo diversas vezes nos custos de transação.

Em outras palavras, quanto mais sofisticado for o “insumo” que se pretende adquirir, mais custoso será desenhar um contrato para sua aquisição, e, por conseguinte, a coordenação via mercado será mais custosa que a coordenação, via hierarquia, proporcionada pela firma.

Coase (1937) salienta outra distinção essencial entre mercado e firma:

“Another factor that should be noted is that exchange transactions on a market and the same transactions organized within a firm are often treated differently by Governments or other bodies with regulatory powers. If we consider the operation of a sales tax, it is clear that it is a tax on market transactions and not on the same transactions organized within the firm. Now since these are alternative methods of organization – by the price mechanism or by the entrepreneur – such a regulation would bring into existence firms which otherwise would have no raison d’être. It would

furnish a reason for the emergence of a firm in a specialized exchange economy” (Coase, 1937, p. 5)

O fato de uma transação estar condicionada dentro de uma firma implica em diferenças não apenas na cobrança de impostos, mas, também, na forma de resolução dos conflitos e na possibilidade de uso do judiciário, entre outras.

Williamson (1991) ressalta a autoridade, proporcionada pela organização hierárquica da firma, como um dos mais efetivos meios para mediar disputas. Conforme as condições de troca se alteram (mudanças nos preços relativos), os termos acordados para uma dada transação, provavelmente, precisarão se ajustar à nova realidade. No caso em que uma parte for dependente da outra, o ajustamento será muito custoso, pois o processo de negociação poderá se estender demasiadamente. Ao contrário, na estrutura de governança chamada firma, uma terceira parte, “o chefe”, pode impor condições para o ajustamento da relação entre as partes da transação, acelerando o processo, **sem incorrer na possibilidade de litígio**, pois as Cortes não interferem nas discussões entre departamentos de uma mesma empresa.

Pode se entender que a ECT, ao prever que para determinada transação uma estrutura de governança específica será menos custosa do que outros possíveis arranjos, toma a transação isolada como unidade de análise. Este fato desconsidera as interações entre as estruturas de transações distintas. Por exemplo, na visão clássica da ECT, não se poderia explicar a escolha da estrutura de governança “APA” associada à existência de uma estrutura adjacente “Parque”, de forma a melhorar o desempenho conjunto de ambas. Como procuraremos mostrar, a justaposição de estruturas distintas pode alterar o desempenho individual de cada uma delas.

Para preencher esta lacuna da discussão, o próximo item irá tratar, justamente, da possibilidade de existir complementaridade entre as estruturas de governança. O escopo do conceito “estruturas de governança” será ampliado com o trabalho de Bradach e Eccles (1989) e Deeg (2005), para, desse modo, incluir questões de complementaridade institucional.

2.3.2 Complementaridade Institucional e Estruturas de Governança

Este item tem por finalidade realizar uma rápida análise crítica da ECT, ampliando o escopo do conceito de estruturas de governança, de modo a superar a dicotomia estrutura de mercado vs. estrutura hierárquica, permitindo a inclusão do conceito de complementaridade no arcabouço teórico da governança ambiental.

Estruturas de governança, antes de tudo, são instituições. O conceito de complementaridade entre instituições pode ser empregado, basicamente, para uma situação em que a simples co-existência entre duas ou mais instituições afeta o seu desempenho e, desse modo, o efeito conjunto destas instituições seria diferente da soma dos efeitos isolados das partes.

Este conceito é importante porque se relaciona diretamente com as dificuldades em transformar instituições. A resistência que existe na sociedade com relação à extinção de instituições antigas, ou à introdução de novas, pode ser explicada, em parte, pelas possíveis conseqüências imprevistas que resultariam da interação entre diferentes instituições. A alteração em uma instituição, em hipótese, desencadearia efeitos sobre o funcionamento de muitas outras, afetando um sem-número de agentes. Nesse sentido, se a coexistência de duas instituições aumenta de forma sinérgica (mais que proporcionalmente) o *payoff* esperado dos agentes, pode se imaginar que qualquer mudança institucional estará contingente ao desejo daqueles agentes em manter as instituições que são complementares (Deeg, 2005).

No entanto, também se pode considerar a existência de uma externalidade institucional negativa nas situações em que a existência de uma instituição minora o desempenho de outra. Existem casos em que a estrutura de governança usada para uma transação específica restringe ou dificulta o estabelecimento de um arranjo diferente para outra transação, de forma que as escolhas de governança da firma, feitas no passado, influenciam o alcance e os tipos de mecanismos de institucionais que ela poderá adotar no futuro.

No caso em que mudanças nas condições da transação alterem o poder de barganha dos agentes (empregados, fornecedores e clientes) dentro da estrutura em vigor, a escolha

futura de mecanismos de governança poderá ser restringida, acarretando perda de flexibilidade e arranjos inadequados do ponto de vista da firma (Argyres e Liebeskind, 1999).

A complementaridade institucional pode ser definida como unilateral (uma instituição compensa a outra aumentando a eficácia desta última apenas) ou bilateral (as instituições proporcionam efeitos uma na outra que se reforçam mutuamente).

Deeg (2005) distingue a complementaridade de outros padrões de interação institucional, como: (a) **coerência institucional**: instituições diferentes compartilham os mesmos princípios, o que pode facilitar a comunicação/relacionamento entre os atores, mas não necessariamente implica em aumento relevante de desempenho; (b) **compatibilidade institucional**, em que um conjunto de instituições é estável, sem ser complementar ou mesmo coerente, onde a existência de uma instituição simplesmente não deprime o desempenho da outra.

Com respeito às estruturas de governança, a questão fundamental é saber se os mecanismos de governança são mutuamente exclusivos (como se infere dos pressupostos da ECT) ou se, por outro lado, podem ser combinados em grupos de forma a aumentar sua eficiência.

Bradach e Eccles (1989) mostram que a combinação do mecanismo de preço com o de autoridade para uma mesma transação – e.g., (i) comprar de fora ao mesmo que produzir internamente ou (ii) deter um departamento interno de vendas e ao mesmo tempo que usar distribuidor externo – pode ser benéfica para firma.

Os autores entendem, por exemplo, que na decisão de “*make or buy*” a companhia que, além de comprar um insumo de fora, produzi-lo internamente terá uma vantagem informacional sobre os custos de produção. Podendo, desse modo, gerenciar com mais propriedade os riscos contratuais da compra externa, sem deixar de usufruir a evolução tecnológica dos fornecedores. Além disso, poderá, mais facilmente, administrar produtos em falta, greve de funcionários e estabelecer os níveis de produção que maximizem as economias de escala.

Os autores sugerem, ainda, a existência de um terceiro mecanismo de controle – a confiança (*trust*):

“Price and authority are specialized control mechanisms created for and attached to each transaction. There exists, however, a class of more general control mechanisms to which we assign the label trust [...] Trust is a type of expectation that alleviates the fear that one’s exchange partner will act opportunistically. Of course, the risk of opportunism must be present for trust to operate” (Bradach e Eccles, 1989, p. 104).

Para estes autores, boa parte da literatura de organizações, ao explicar a diversidade de estruturas utilizadas, segue um roteiro padronizado. Reconhece-se, primeiro, o rol de deficiências dos tipos ideais (mercado e hierarquia), para em seguida argumentar que uma forma de governança diferente irá existir na medida em que mitigar alguma dessas deficiências.

Em particular, Williamson (1991) assume que mercados e hierarquias são formas polares e, nesse sentido, opostas, entre as quais se encontram todas as outras, as chamadas formas híbridas, as quais serão escolhidas pelas empresas de acordo com as características específicas de cada transação. Para este autor, os diferentes arranjos institucionais serão mais ou menos eficientes de acordo com cada transação particular, dependendo do nível de incerteza associado à transação, da especificidade dos ativos envolvidos e da frequência com que a transação se repete. Tomando como exemplo uma transação com alta especificidade de ativo, a forma de governança hierárquica será, em média, menos custosa e, portanto, as firmas tenderão a escolhê-la.

Divergindo desta abordagem, Bradach e Eccles (1989) não vêem contradição no uso do mercado e da hierarquia pela mesma empresa, ao mesmo tempo, para controlar a mesma transação. Os autores se baseiam em duas evidências principais: (a) a convivência rotineira de ambos os mecanismos nas empresas e (b) os indícios de que nas interações entre empresas subsistem relações imbuídas de confiança (*trust*), suplementando os outros mecanismos de controle.

A coexistência de estruturas de governança alternativas não ocorreria por ineficiência das firmas. Nem pela existência de transações com atributos muito próximos, ou seja, pela existência de uma “zona cinzenta” na qual seria difícil discernir sobre qual é o mecanismo mais eficiente, minimizador de custos de transação. Para Bradach e Eccles (1989), ao contrário, a coexistência existe porque é visivelmente mais vantajosa.

A própria moderna firma multidivisional, com centros de lucro e esquemas de transferência interna de preços²², seria um exemplo da introdução de características de mercado em uma hierarquia.

No sentido oposto, evidências de mecanismos de autoridade em relações de mercado são encontradas com frequência nos contratos e, também, nas práticas tradicionais e nas convenções. Problemas como a ausência de especificações precisas para os produtos, incerteza sobre os custos, dificuldade para avaliar desempenho, entre outros, são tratados com sistemas de controle de qualidade, inspeções de auditoria, pré-requisitos para alteração das provisões contratuais. Inserindo, dessa forma, componentes hierárquicos de uma firma numa relação de mercado.

Em outras palavras, nas interações chamadas “relações de mercado” os acordos entre as organizações podem conter estruturas de autoridade para a resolução de conflitos, esquemas de incentivos discricionários e protocolos para ajustes de preços, como formas de “hierarquizar” o mercado.

Retomando a questão da confiança, Bradach e Eccles (1989) percebem que um significado para *trust* se relaciona à crença de que a probabilidade da pessoa em que confiamos agir em nosso prejuízo deve ser insignificante ou muito pequena, e, por isso, poderíamos cooperar sem maiores preocupações. No entanto, o conceito é mais interessante se utilizado para cenários em que, a princípio, o comportamento racional auto-interessado desprezaria o bem-estar de outros agentes; porém, a existência de um conjunto de expectativas compartilhadas em relação ao comportamento de terceiros tem um caráter *self-enforcing* e impede a ação oportunista. Nesse caso, a crença de que os outros irão cooperar faz com que a cooperação seja a melhor-resposta, em consequência os agentes, de fato, cooperam o que reforça a crença de que haverá cooperação no futuro.

Este conjunto de expectativas pode ser interpretado como as normas de cooperação do grupo, constituindo os valores e crenças compartilhadas pelos indivíduos, que têm, enquanto expectativas, um aspecto de profecias auto-realizáveis, mas, em geral, são

²² A política de transferência de preços pode variar entre esquemas com menos incentivos de mercado, nos quais o preço é definido de acordo com os custos ou com uma estimativa de preço, ou com esquemas contendo mais incentivos de mercado, nos quais existe a livre negociação entre as divisões da firma para se definir o preço.

insuficientes para suprimir os mecanismos sociais de coação. O entendimento do que é correto ou incorreto (valores) e de qual deve ser a resposta da comunidade às escolhas individuais (normas), juntamente com a crença no cumprimento das sanções criam as bases de sustentação para a confiança. Dentre as possíveis explicações para a origem da confiança em determinada transação, a literatura ressalta: (i) a homogeneidade do grupo e (ii) a frequência e o histórico das transações passadas (Bradach e Eccles, 1989).

A dificuldade para o estudo de *trust* reside, em grande parte, no fato de que múltiplos mecanismos desenvolvem e reforçam a confiança entre os agentes. As normas sociais interiorizadas, a frequência das transações, a homogeneidade entre os agentes e os relacionamentos pessoais, muitas vezes, se sobrepõem como elementos geradores de *trust*. Apesar da nebulosidade do assunto, Bradach e Eccles (1989) afirmam o papel inegável do contexto social, manifestado por meio da confiança, no controle das transações da sociedade.

Os autores notam, no entanto, que *trust*, geralmente, está na companhia de preço e autoridade. Estudos sobre o cotidiano das organizações mostram que algumas empresas se agrupam por meio de laços informais para a produção e venda de bens e serviços. A formação de um grupo, ou de uma rede informal, pode ter sua origem na desagregação de firmas que antes estavam integradas verticalmente, ou, mesmo, a partir da evolução de uma relação de mercado, que em seu início era completamente impessoal.

No fundo, a idéia é que com algum grau de dependência entre as partes a confiança é estimulada, desenvolvendo um mecanismo de controle misto *trust-price*, em posição ao argumento de Williamson (1991), no qual a dependência é vista, principalmente, como uma condição para o comportamento oportunista. Até nos casos em que exista alta especificidade de ativos, Bradach e Eccles (1989) consideram que a ameaça de descontinuidade da transação em resposta a um comportamento oportunista pode, em hipótese, ser crível e impedir qualquer desvio, mesmo que seja uma decisão economicamente irracional. Em outras palavras, os agentes estariam dispostos a incorrer em altos custos, em termos econômicos, para garantir a punição das partes que tenham violado, severamente, as normas.

Da discussão sobre estruturas de governança pode-se concluir que a realização de uma transação, em geral, está imersa no contexto de outras transações. O problema

fundamental é compreender como uma transação controlada por determinado(s) mecanismo(s) é afetada pelo uso concomitante de mecanismos alternativos, ou seja, a questão é reconhecer a complementaridade entre estruturas de governança e avaliar sua importância.

Medir a força das complementaridades não é tarefa simples e se torna ainda mais complexa ao entendermos que um arranjo institucional pode ter diferentes impactos entre os grupos sociais. Nessa situação será difícil construir um único critério para mensurar os possíveis efeitos da complementaridade institucional sobre os agentes. O ponto de vista de Deeg (2005) resume esta questão:

*“It is conceivable that a given institutional arrangement will have strong complementarities for a narrower group of actors in the economy but only have weak complementarity gains (e.g., in terms of improved economic growth) for the economy as a whole [...] an institutional arrangement that is complementary for firm owners (in that it raises profitability) may not be complementary for workers. In such instances there is no single measure of the strength of the institutional complementarity under study [...] It is important to remember as well that complementarity is a causal or outcome effect. Thus we cannot measure it directly but must rely on causal inference [...] Ultimately the notion of complementarity rests on a counterfactual argument – that in the absence of the presumably complementary institution, then, **ceteris paribus**, the returns to actors or efficiency gains would be lower”* (Deeg, 2005, 5).

O autor propõe cinco hipóteses sobre como a existência de complementaridade afetaria o desenvolvimento das instituições: (i) se existe complementaridade entre instituições, então a mudança em 1 instituição induziria a mudanças na outra; (ii) se aumenta a complementaridade, então aumenta a estabilidade das instituições; (iii) se ocorrer mudança institucional não-coordenada, então a complementaridade se enfraquece; (iv) se for iniciada uma mudança, então haverá inércia no movimento das instituições, em direção a maior ou menor complementaridade²³; (v) se as complementaridades forem fortes, então será necessário uma massa crítica de mudanças, dentro de um período curto de

²³ Ao fortalecer uma instituição aumenta-se o retorno da outra, provocando efeitos que se reforçam mutuamente, ou seja, efeitos *self-reinforcing*.

tempo, para que a mudança ser bem sucedida. Estas hipóteses seriam um guia para o reconhecimento da existência de complementaridade entre as estruturas de governança.

Considerando a discussão da seção como um todo, podemos concluir que o estudo das formas de governança encerra elementos sutis e intrincados. Deve ser lembrado que os mecanismos de controle, econômicos e sociais, têm como ponto de chegada estruturas sociais pré-existentes (*e.g.* a implantação de mecanismos de preço em hierarquias) o que aumenta a complexidade em estudá-los. Ao ampliar a abrangência do foco analítico para além da transação isolada, incorporando o contexto das estruturas de controle, abrem-se questões, a serem respondidas, sobre padrões de interação, complementaridade e mudança institucional. O próximo item irá aplicar a discussão teórica realizada ao longo da seção 2.3 para a temática da governança ambiental.

2.4 Princípios de Governança Ambiental

Com base no conceito de estruturas de governança (item 2.3.1), definiu-se “estrutura de governança ambiental” como um **conjunto de mecanismos institucionais para a alocação e controle dos direitos de propriedade sobre os recursos e serviços ambientais**. À primeira vista, uma definição específica à governança ambiental seria, praticamente, a mesma que a definição geral, com a única diferença sendo a adição da expressão “sobre os recursos e serviços ambientais”. Contudo, esta pequena diferença gramatical tem grandes implicações econômicas, devido às peculiaridades que permeiam tais recursos e serviços.

Considerando que parte significativa dos ativos ambientais tem características de *common-pool resources*, poderão existir problemas de incentivos que deverão ser corrigidos pelas estruturas de governança ambiental. As pessoas consomem *common-pool resources* por meio da coleta e extração de uma parte do fluxo/estoque dos recursos disponíveis, mas também pelo despejo de subprodutos indesejáveis no ambiente. Basicamente, a estrutura de governança ambiental deverá: (i) evitar o uso excessivo dos

recursos, (ii) garantir que todos colaborem com a solução do problema, ou seja, deve impedir o comportamento de “*free-rider*” (Dietz et al., 2002).

No próximo item, 2.4.1, é tratado o problema de incentivos na formulação clássica dada por Hardin (1968), a chamada “Tragédia dos Comuns”. No item 2.4.2 é feita a revisão da literatura internacional sobre a governança de recursos e serviços ambientais, com destaque para a dicotomia “parques” vs “não-parques”. O item seguinte, 2.4.3, limita a discussão aos *papers* que tratam exclusivamente do Brasil, coletando evidências que ajudarão a conduzir a análise da legislação brasileira no capítulo 3.

2.4.1 A Tragédia dos Comuns

O objetivo deste item é identificar a estrutura de incentivos perversa que aflige os *common-pool resources*, para, em seguida, iniciar a discussão sobre as possíveis soluções da chamada “Tragédia dos Comuns”.

Em seu trabalho seminal, “*Tragedy of the Commons*”, Hardin (1968) mostra que o liberalismo, representado pela mão invisível de Adam Smith, nem sempre conduz a sociedade para a felicidade e o bem-estar. A palavra “*tragedy*” não se relaciona, apenas, com a infelicidade resultante da tragédia dos comuns, mas, também, como a **inevitabilidade** de sua ocorrência. Segundo Hardin (1968):

*“The tragedy of the commons develops in this way. Picture a pasture open to all. It is to be expected that each herdsman will try to keep as many cattle as possible on the commons. Such an arrangement may work reasonably satisfactorily for centuries because tribal wars, poaching, and disease keep the numbers of both man and beast well below the carrying capacity of the land. Finally, however, comes the day of reckoning, that is, the day when the long-desired goal of social stability becomes a reality. At this point, **the inherent logic of the commons remorselessly generates tragedy**”* (Hardin, 1968, p. 1244, grifos nossos).

O mecanismo para a tragédia dos comuns é simples. Cada criador, ao tomar a decisão de aumentar seu rebanho, compara o benefício proporcionado por um animal

adicional no pasto com o custo gerado pela adição deste animal. O ponto fundamental é: o benefício proporcionado pelo animal extra é apropriado pelo criador, enquanto que o custo do animal – o consumo das pastagens – é diluído entre todos os criadores. Assim, cada criador se defronta com uma estrutura de incentivos que conduz ao aumento contínuo do rebanho até que, finalmente, a taxa de consumo das pastagens será tão alta que a terra não terá tempo suficiente para se recompor e as pastagens serão gradativamente destruídas.

Os agentes envolvidos na “tragédia dos comuns” sabem que a racionalidade individual de cada um, em conjunto, constrói uma irracionalidade coletiva. No entanto, o conhecimento do problema não impede, *ceteris paribus*, o desastre. Esse raciocínio pode ser facilmente generalizado, exemplos comuns são a pesca internacional e a poluição do ar. Hardin (1968) considera, ainda, um outro caso de *common-pool resources* – os parques nacionais:

“The National Parks present another instance of the working out of the tragedy of the commons. At present, they are open to all, without limit [...] What shall we do? We have several options. We might sell them off as private property. We might keep them as public property, but allocate the right to enter them. The allocation might be on the basis of wealth, by the use of an auction system. It might be on the basis of merit, as defined by some agreed-upon standards. It might be by lottery. Or it might be on a first-come, first-served basis, administered to long queues. These, I think, are all the reasonable possibilities” (Hardin, 1968, p. 1244).

Analisando as soluções propostas para evitar a tragédia nos Parques, tem-se que a primeira opção – vender os parques como propriedade privada – não se encontra plenamente desenvolvida no texto, pois o autor não definiu com precisão o significado de “propriedade privada”. Se por “propriedade privada” se entender que serão concedidos plenos poderes sobre o ecossistema circunscrito na área do parque, a idéia de vender os parques pode ser criticada sob diversos aspectos.

Primeiro, considerando que os investimentos adequados podem aumentar a produção de recursos naturais renováveis e, também, de diversos serviços ambientais não-excludentes como: filtragem natural da água, regulação do clima, reciclagem de nutrientes, polinização, controle de pestes e etc, tem-se um caso clássico de externalidade positiva. Ao

invertermos o argumento de Hardin, é fácil perceber que o potencial “dono do parque” estará preso em uma estrutura de incentivos que o conduzirá a um comportamento que não é o ideal para a sociedade.

Isto porque o custo de tais investimentos recairia apenas sobre o “dono do parque”, enquanto os benefícios se diluiriam sobre toda a sociedade, de forma que o nível de investimentos ótimo do ponto de vista do “dono do parque”, necessariamente, seria sub-ótimo do ponto de vista da sociedade.

Em segundo lugar, os serviços ambientais, em geral, são bens não-rivais. Ou seja, o fato de uma pessoa desfrutar de um clima ameno, ar puro e belas paisagens não diminui, significativamente, as possibilidades de outras pessoas também desfrutarem desses privilégios. Portanto, mesmo que fosse possível tornar tais atributos ambientais excludentes – a construção de muros em volta de cenários naturais, por exemplo – para a sociedade, não seria eficiente fazê-lo.

Considerando, agora, que a propriedade privada não compreenda plenos direitos sobre os atributos ambientais contidos na área do Parque, ou seja, entendendo que a propriedade sobre o parque é, em realidade, restrita a um subconjunto dos atributos naturais do mesmo. Caminha-se para a segunda solução proposta por Hardin – um arranjo institucional intermediário entre o *open-access* e a propriedade individual completa. Nesse sentido, a propriedade estatal com a concessão da “permissão para entrar” é um regime de propriedade intermediário, definindo uma cesta de direitos de propriedade, em que os indivíduos detêm apenas alguns.

O autor sugere diversas formas de alocar o referido “direito de entrar” nos Parques Nacionais²⁴. O primeiro critério seria a riqueza, com a alocação sendo feita por meio de leilão. Pode-se imaginar que a vantagem do uso de leilões seria alocar os “direitos” de entrada para as pessoas que mais os valorizam, o que aumentaria o bem-estar total da sociedade, mas a meu ver, este não é o caso. Isto, pois, a riqueza das pessoas difere substancialmente impedindo que as menos favorecidas, mesmo que tenham grande estima pelos parques, consigam adentrá-los. De outro modo, reconhecendo que as pessoas têm

²⁴ Pela discussão da seção 2.2.1, “Definição Jurídica de Direitos de Propriedade”, a capacidade de entrar no parque não constitui propriamente um direito, mas, apenas, uma liberdade.

dotações desiguais, um leilão não garante uma alocação ótima no sentido de que as pessoas mais propensas para conservar os Parques, podem não conseguir comprar o “direito” de neles entrar.

No segundo, alocação com base no mérito, e no terceiro critério, com base na sorte, podem-se imaginar dificuldades de implementação. O autor considera que os padrões para uma alocação meritória deveriam resultar de um acordo consensual, porém, não é fácil se chegar a tais “consensos”. Tampouco uma loteria envolvendo todos os cidadãos do país aparenta ser uma empreitada razoável.

O último critério para alocar o “direito de entrada” seria a ordem de chegada, com filas administradas. Este é um mecanismo bem tradicional, sendo frequentemente utilizados na sociedade, como nos cinemas, teatros, restaurantes, supermercados e etc. No entanto, qualquer pessoa acostumada a “pegar” filas, dificilmente, concordaria com a disseminação desta forma de alocar os “direitos” para todos os bens e serviços que pertencem à coletividade, veja-se a experiência dos países no leste da Europa, na época do comunismo.

A busca por um critério universal de alocação pode se tornar tarefa vã, dada a variabilidade nas características dos parques e das pessoas. É essencial reconhecer que existirá algum nível de arbitrariedade na alocação dos direitos. Uma solução absolutamente consensual é, evidentemente, pouco provável. Portanto, para evitar a “tragédia dos comuns” devem ser desenvolvidos verdadeiros instrumentos de ação coletiva, as estruturas de governança ambiental.

A solução do problema de alocação do “direito de entrada” poderia utilizar, até mesmo, todos os quatro critérios – filas, sorteio, pagamento e preferência a determinados grupos – mas, inevitavelmente, deverá existir uma estrutura de governança para regê-los. Em outras palavras, é indispensável um arranjo institucional para organizar a entrada, permanência e saída das pessoas, e sua respectiva contrapartida monetária, se ela existir, ou seja, é necessário um conjunto completo de mecanismos para efetuar a alocação e controle dos direitos.

Como se irá mostrar, um aspecto fundamental das estruturas de governança ambiental é que estas, além de instrumentos para reordenar os incentivos dos agentes, devem ter meios de zelar pela sua própria existência e funcionalidade. No caso de estruturas em que não são previstas, por exemplo, formas de financiamento que consigam

arcar com o custo de produzir o *enforcement* das regras, a possibilidade de, efetivamente, alterar a estrutura de incentivos dos agentes é pequena.

2.4.2 Parques Vs Não-Parques

Neste item serão discutidos os prós e contras de diferentes estruturas de governança ambiental. Como dito no final do item anterior, as estruturas de governança devem conter mecanismos que zelem por sua própria sustentação e viabilidade. Não basta definir os critérios normativos para a alocação dos bens e serviços ambientais, o desafio é buscar um desenho institucional que proporcione a perenidade nas ações de conservação do meio ambiente, ensejando, desse modo, o bom desempenho das estruturas de governança.

A revisão bibliográfica abaixo enfatizará a dicotomia Parques vs. Não-Parques, com os Parques representando as estruturas mais formalizadas, hierárquicas e centralizadas, e, na outra ponta, os Não-Parques representando as estruturas descentralizadas e com maior conteúdo de mecanismos institucionais informais em sua composição. O aspecto principal que será destacado é o *enforcement*, mas, de forma geral, o objetivo é identificar as principais diferenças no perfil das estruturas de governança e como tais diferenças podem ensejar a complementaridade institucional.

A literatura relacionada à governança ambiental tem identificado diversos fatores que sustentam a estrutura de incentivos dos agentes e condicionam o modelo de gestão dos recursos e serviços ambientais. Estes fatores podem ser agrupados em quatro grandes categorias: características do recurso, características do grupo, arranjos institucionais e ambiente externo (Gibson et al., 2005).

Dentre as características dos recursos deve-se ressaltar: se o recurso é renovável ou não-renovável, se é um *common-pool resource* ou um bem público²⁵, se o recurso é móvel

²⁵ Os bens públicos e os *common-pool resources* são ambos considerados não-excludentes, ou, pelo menos, bens em que é difícil excluir terceiros de seu consumo. A diferença é que os bens públicos são não-rivais, ou seja, o consumo por parte de uma pessoa não diminui significativamente as possibilidades de

e se o recurso é estocável a baixo custo²⁶. Com relação às características do grupo, o tamanho e a heterogeneidade condicionam a viabilidade de se alcançarem acordos sobre o uso dos recursos. O fator “ambiente externo” representa os impactos que o crescimento populacional, a evolução tecnológica e, genericamente, as “pressões de mercado” têm sobre os recursos e serviços ambientais. E, por fim, no tocante ao fator “arranjos institucionais”, pode-se ressaltar que a literatura é consensual sobre a importância dos mecanismos de monitoramento e coação, mas é controversa sobre quem deve comandar o *enforcement*, se os governos nacionais ou as comunidades locais (Gibson et al., 2005).

A combinação desses quatro grupos de fatores resulta nas circunstâncias específicas para o uso dos ativos ambientais. No caso de uma combinação particular que dê suporte a uma delimitação precisa do consumo dos recursos e serviços ambientais, a incerteza em relação aos *payoffs* é reduzida e a disposição dos agentes em sustentar a ação coletiva cresce. Nesse sentido, a efetiva demarcação de fronteiras institucionais sobre os ativos reflete o sucesso na definição dos direitos de propriedade e, dessa forma, representa o bom desempenho da estrutura de governança.

Para a construção de formas de ação coletiva, outra condição importante é o grau de dependência em relação ao recurso. Se o recurso é vital para o agente, este precisa zelar pela sustentabilidade do mesmo, estando mais disposto a incorrer nos custos de seguir as regras e, principalmente, de garantir que os outros também as estejam seguindo. Neste caso, a presença de *trust*²⁷ facilita a cooperação, aumentando a probabilidade de se atingir e manter uma solução coletiva.

consumo das outras. Os serviços ambientais, por exemplo, em grande parte, podem ser considerados bens públicos.

²⁶ Se o recurso for móvel, mas estocável, é possível medir a evolução da quantidade disponível o que facilita o seu controle, como, por exemplo, em uma represa. Todavia, se o recurso for móvel e não-estocável será muito mais difícil medir o estado atual e prever o estado futuro do recurso, como ocorre com os peixes no oceano.

²⁷ Na seção 2.3.2, “Complementaridade Institucional e Estruturas de Governança” é discutido como a confiança entre os agentes pode diminuir os custos de transação e melhorar o desempenho das estruturas de governança.

De acordo com Dietz et al. (2002), a pesquisa recente, em relação aos *common-pool resources*, mudou o foco da investigação de uma busca por um único receituário de política, correto e universal, para uma busca pelo entendimento das condições sob as quais as formas institucionais específicas funcionam adequadamente, promovendo o uso dos recursos por longos períodos de tempo.

Mesmo considerando a importância que tem sido dada ao contexto particular no qual as regras estão inseridas, permanece, ainda, na literatura um intenso debate sobre como deve ser o modelo geral de gestão dos recursos e serviços ambientais e, especificamente, de *enforcement* das regras.

Alguns autores defendem maior participação das comunidades locais [Hayes (2006), Gibson et al. (2005), Hayes e Ostrom (2005), Schwartzman et al. (2000)] enquanto outros enfatizam o papel dos governos [Struhsaker et al. (2005), Bruner et al. (2001), Peres e Zimmerman (2001), Terborgh (2000), Redford e Sanderson (2000)]. A controvérsia subsiste porque ambas as formas de atribuir o *enforcement* têm problemas crônicos.

Por um lado, é amplamente reconhecido que o *staff* governamental responsável pelo monitoramento de áreas protegidas, notadamente nos países subdesenvolvidos, tem condições de trabalho inadequadas e um ambiente propício à corrupção. Por outro, as comunidades locais têm um problema intrínseco de ação coletiva, à *la* Hardin, pois cada pessoa deve arcar individualmente com o custo de monitorar as regras, enquanto os benefícios do monitoramento são distribuídos entre todos. O monitoramento das regras pode ser entendido, nesse caso, como um bem público em que o investimento voluntário no bem é desestimulado pela possibilidade de “*free-riding*”.

Entretanto, uma estrutura de governança bem ajustada poderia impedir o comportamento oportunista. Segundo Dietz et al. (2002):

“*Whether any particular rule configuration solves the free-rider problem in regard to a particular resource system depends on how well the rules address the biophysical structure of the resource, whether they are perceived by users as legitimate and are enforced, and whether they are understood by participants in a similar manner*” (Dietz et al. 2002, p. 20).

Em realidade, os estudos empíricos não excluem nenhuma das duas posições. Tanto a corrente que preza pela atuação governamental, quanto a que enfatiza o papel das comunidades tradicionais, têm evidências contra e a favor. Nas áreas protegidas, como os Parques Nacionais, além da escassez de recursos humanos e financeiros para monitorar e fazer valer os regulamentos, o manejo dos recursos encontra, por vezes, a oposição explícita das populações locais às políticas implementadas. Isto ocorre, especialmente, quando estas políticas ignoram as instituições pré-estabelecidas e as necessidades regionais (Hayes e Ostrom, 2005).

Trabalhos associados ao CIPEC, *Center for the Study of Institutions, Population and Environmental Change* da Universidade de Indiana, utilizando a base de dados da IFRI, *International Forestry Resources and Institutions Research Programme*²⁸, não encontraram correlação significativa entre a presença de parques e a conservação das florestas. Nas palavras de Hayes e Ostrom (2005):

“The findings demonstrate that both legally defined, government-owned protected areas (which we refer as ‘parks’) and other types of institutions (‘non-parks’) that include forests managed by private owners, local forest users, or national government agencies are capable of conserving forests” (Hayes e Ostrom, 2005, p. 606).

A discussão não é sobre a importância do *enforcement* e, sim, sobre como realizá-lo, se com uma abordagem de “*cima pra baixo*” baseada no poder de polícia do Estado (como nos Parques) ou se de “*baixo pra cima*” valorizando o papel das populações locais no monitoramento das regras e amparo da gestão florestal.

Gibson et al. (2005) analisaram, com dados coletados por pesquisadores associados ao IFRI, o comportamento de 178 grupos de usuários de recursos florestais. A amostra

²⁸ A base de dados da IFRI é composta por pesquisas de campo que buscam investigar as condições ecológicas das florestas e as instituições relacionadas à governança florestal. O objetivo da base de dados é permitir aos pesquisadores examinar o impacto dos diferentes regimes de propriedade e formas de gestão das florestas sobre o investimento, a extração de produtos florestais e a biodiversidade. A rede de colaboradores para a construção dos dados se estende por uma dúzia de países em desenvolvimento, incluindo o Brasil (Hayes e Ostrom, 2005).

envolveu 12 países diferentes e o foco foi à aptidão dos grupos em monitorar as regras. Os grupos da amostra variaram substancialmente em relação à capacidade de auto-organização, escala das atividades e idade média dos usuários. Em geral se observou uma correlação entre o nível de monitoramento do grupo (regularidade com que os participantes de um grupo afirmaram monitorar e sancionar seus pares) e as condições da floresta (avaliada não apenas pelos próprios grupos de usuários, mas também por especialistas externos). A correlação se manteve mesmo controlando pelo nível de capital social, organização e dependência em relação aos produtos florestais.

A presença de comunidades tradicionais com capacidade de *enforcement* seria, então, majoritariamente, benéfica à conservação das florestas. Mas para tanto é necessário que a extração de recursos por parte da população local tenha baixo impacto sobre a biodiversidade. Dentre os que defendem as comunidades tradicionais, se opondo aos parques desabitados, Schwartzman et al. (2000) afirmam que:

“Although powerful, large-scale economic, political, and climatic forces drive the rapid clearing and impoverishment of the world’s tropical forests, the people-free park advocates give disproportionate weight to the effects of local peoples’ hunting. Tropical conservation is equated with the preservation of pristine, uninhabited landscapes large enough to support genetically viable populations of top predators” (Schwartzman et al., 2000, 1352).

O autor discorda que a caça promovida pelas populações locais desestabilize a cadeia alimentar e o ecossistema como um todo. E mesmo que, por exemplo, um grupo contribua para extinção de algumas espécies de animais de grande porte, não haveria evidência de que essa perda altere características cruciais para a biodiversidade da floresta, como: a fertilidade dos solos, o sequestro de carbono, o ciclo hidrológico ou a vulnerabilidade ao fogo.

A tréplica dos preservacionistas favoráveis à constituição de Parques de matas intocáveis, até mesmo, com a remoção das populações locais, se baseia na percepção de que conforme as comunidades tradicionais e os grupos indígenas se integrem à sociedade nacional, o seu comportamento tenderá a convergir para o da população não-indígena, precipitando o uso não-sustentável. Terborgh (2000) entende que:

“I agree with Schwartzman et al. [(2000)] that in modern times forest people living with preindustrial technology have generally not exterminated top carnivores and other large animals within the regions they occupy. But that observation should not be taken out of context as a basis for broader claims [...] Wherever indigenous people have acquired firearms and/or increased in number, depletion of game resources has been the norm” (Terborgh, 2000, p. 1358).

Além disso, o autor ressalta a importância dos carnívoros para o equilíbrio do ecossistema. A ausência de grandes predadores provocaria uma superabundância de herbívoros, provocando um efeito em cascata que pode desestabilizar o ecossistema e, até mesmo, alterar os padrões de regeneração florestal. De acordo com a literatura, a caça de subsistência nas florestas tropicais poderia alterar profundamente a estrutura das comunidades de vertebrados, não apenas alterando a abundância relativa das espécies, mas, também, reduzindo a biomassa total da comunidade (Redford e Sanderson, 2000).

A divergência se acirra em relação às estratégias para a conservação no longo prazo. Os patronos das comunidades tradicionais e populações indígenas acreditam que a concessão de atribuições e direitos para os povos que residem na floresta, como no caso das Reservas Extrativistas e Reservas Indígenas, é um caminho sólido para a conservação da biodiversidade. Seus opositores, no entanto, têm dúvidas sobre a perseverança destes povos na proteção dos habitats naturais.

No caso das Reservas Extrativistas, considera-se que a comunidade, em muitos casos, pode se prender a atividades de baixa produtividade que impediriam o aumento da geração de renda e do nível educacional. A idéia de áreas protegidas de uso sustentável, no fundo, seria uma concepção nostálgica e *backward-looking*, em vez de uma visão para o futuro da conservação. A evolução tecnológica irá promover, gradativamente, a substituição dos produtos florestais nativos, por produtos sintéticos ou plantações agroindustriais, o que tornaria áreas como as Reservas Extrativistas obsoletas em questão de décadas. Nas palavras de Terborgh (2000):

“I favor the creation of indigenous people’s reserves and extractive reserves as a temporary expedient in the campaign to save forests, but the strategy should be recognized for what it is, a

temporary expedient and not as a permanent solution [...] In frontier zones, medicine is nearly always introduced before birth control. Indigenous populations are thus likely to grow rapidly in the coming decades. More important, these populations are undergoing profound cultural transformations [...] This younger generation will have attitudes very different from their parents' and aspirations for material wealth similar to those of Brazilians living outside reserves" (Terborgh, 2000, 1359).

Baseando-se no modelo americano, Terborgh (2000) entende que as terras a serem protegidas devem pertencer ao Estado e ser administradas por agências governamentais, pois nelas a lei e os órgãos públicos poderão impedir os cidadãos de estabelecer residências ou degradar os recursos. Além de que as destinações das terras públicas são sempre intensamente debatidas, o que impediria medidas unilaterais.

Obviamente existe uma diferença drástica entre a capacidade do Estado americano e a do Estado brasileiro em impor a obediência generalizada às leis e aos direitos de propriedade. O financiamento das estruturas de governança ambiental e a compensação dos agentes que por ventura sejam prejudicados pelas políticas públicas são muito diferentes entre os dois países.

É exatamente a dificuldade do Estado em promover a definição e o controle dos direitos de propriedade, i.e., a dificuldade em amparar as estruturas de governança, o que motiva soluções institucionais com o envolvimento da população local. As comunidades tradicionais, ao prover o *enforcement* dos seus próprios direitos de propriedade, protegem a terra da extração danosa e ilegal de recursos, gratuitamente, sem a necessidade de verbas orçamentárias. Surge, assim, o espaço para a complementaridade na questão do *enforcement*, com o estabelecimento consonante de diferentes estruturas de governança ambiental.

Pode-se dizer que, em realidade, os autores que defendem os parques desabitados não ignoram a importância de expedientes como as reservas extrativistas ou indígenas, mas para eles a verdadeira coluna vertebral de um sistema de áreas protegidas deve ser constituída por parques de matas intocáveis, mesmo que a proporção relativa destes no total seja pequena (Peres e Zimmerman, 2001).

Uma das primeiras avaliações quantitativas da efetividade dos parques, usando uma amostra grande com áreas protegidas de caráter restritivo, em regiões consideradas de risco de 22 países tropicais, foi realizada por Bruner et al. (2001). Este estudo utilizou um questionário coletando informações sobre o uso da terra (desmatamento, caça, corte seletivo de madeira, criação de gado e uso do fogo), as condições locais (presença de comunidades, facilidade de acesso, etc) e sobre a administração (número de guardas, participação da comunidade local, etc). Os entrevistados foram compostos por funcionários dos parques (56%), ONGs e pesquisadores (30%) e agências governamentais (14%).

Das informações obtidas podemos destacar que 70% dos parques continham pessoas residindo em seu perímetro, sendo que em 54% dos parques os residentes reivindicavam a posse de alguma área dentro do mesmo. Dois terços dos parques eram acessíveis por pelo menos uma grande estrada ou rio e, em geral, os entrevistados reconheceram dificuldades de financiamento, falta de equipamento e treinamento dos funcionários.

No entanto, os resultados foram positivos para os parques, 80% dos parques se encontravam em melhores condições que as regiões a sua volta em relação à extração de madeira e ao fogo. E 60% dos parques estariam em melhores condições considerando a caça e a criação de gado. A efetividade dos parques se mostrou mais fortemente correlacionada com a densidade de guardas florestais por ha e com a probabilidade dos guardas, de fato, autuarem os infratores.

Analisando a efetividade média dos Parques no controle dos impactos antrópicos (extração de madeira, caça, criação de gado e fogo) Bruner et al. (2001) concluíram que:

“These findings suggest that parks should remain a central component of conservation strategies. Both creating new parks and addressing the tractable problem of making existing parks perform better will make a significant contribution to long-term biodiversity conservation in the tropics” (Bruner et al., 2001, p. 127).

A defesa dos Parques, como o elemento central das estratégias de conservação, invariavelmente, se relaciona à descrença na capacidade dos projetos de desenvolvimento sustentável em proteger a biodiversidade. Processos “*de baixo pra cima*”, sustentados por iniciativas das comunidades locais, necessitariam demasiadamente de esforços voluntários

e, em última instância, as decisões sobre o destino das florestas residem verdadeiramente no âmbito governamental – na definição dos investimentos em infra-estrutura, na concessão de crédito agrícola, subsídios e impostos – e **não** no âmbito das populações locais. Desse ponto de vista, a maior participação comunitária apenas retardaria os processos de tomada de decisão, enfraquecendo as estratégias de conservação da biodiversidade.

No entanto, a ênfase em favor de formas de proteção coercitivas lideradas pelo Estado é vista, por outros autores, como extremamente incompleta. Não se nega a necessidade de apoiar os Parques e prover o *enforcement* de suas regras, especialmente em determinados ecossistemas de maior fragilidade, pois: (i) algumas espécies, dentre as quais os grandes mamíferos, necessitam para sua sobrevivência de áreas extensas que permaneçam intocadas e (ii) algumas inter-relações complexas entre espécies, que além de predador ou presa, podem estar interligadas por polinização, dispersão de sementes, entre outras funções, estabelecendo equilíbrios ecológicos muito frágeis (Jane Memmott et al., 2005).

No entanto, argumenta-se que não se pode esquecer o papel sócio-político das áreas protegidas, os interesses a serem atendidos ou preteridos, nem a legitimidade com que os Parques são percebidos pelas populações locais e a resistência que estas impõem aos mesmos. As estratégias de conservação podem alterar a dinâmica social de áreas rurais já altamente politizadas (Wilshusen et al., 2002).

Os críticos das estratégias de desenvolvimento sustentável muitas vezes se concentram nos aspectos puramente ecológicos, esquecendo a questão da viabilidade política e econômica de áreas protegidas de grandes dimensões. Na maioria dos casos, a delimitação dos Parques se sobrepõe ou se justapõe a áreas que já têm alguma estrutura de direitos de propriedade pré-existente. Para lidar com esta realidade política seria necessário trabalhar com as comunidades tradicionais desenvolvendo zonas amortecedoras (*buffer zones*), que desviariam o uso dos recursos para longe das áreas mais importantes para conservação (Wilshusen et al., 2002).

Afora os problemas de implementação dos Parques, a efetividade dos já bem estabelecidos também é questionada. Hayes e Ostrom (2005) põem em dúvida as conclusões de Bruner et al. (2001):

“In the introduction to their article they reflect on the growing criticism of parks and the greater promotion of sustainable forest management and community conservation, and note the lack of empirical research that has tested how parks measures up to alternative institutional arrangements. Regrettably, Bruner and colleagues fail to compare parks to these alternatives. Instead they base their findings on a survey of park officials about the conditions inside their own parks and within a ten-kilometer boundary outside the parks. The authors find that protected areas are effective, particularly when parks are actively monitored and enforced by official guards. Relying on park officials alone to judge the effectiveness of their own park is, however, subject to considerable methodological concerns” (Hayes e Ostrom, 2005, 602).

Contudo, em um momento anterior, Bruner et al. já haviam defendido a metodologia por eles empregada:

“Our study design gave park managers little incentive to overestimate effectiveness. We guaranteed anonymity to respondents and agreed to publish only aggregate findings. Further, recent accounts of park failures in the popular media attest to the willingness of managers to make public information about threats to their protected areas. The fact that there were no significant differences in responses for the six parks in our sample that had multiple respondents (admittedly a small sample) suggests a lack of bias in the responses, as does the fact that many parks in our sample that showed effectiveness against some threats showed a marked lack of effectiveness against others” (Vanclay et al., 2001, p. 1007a).

Um estudo similar ao de Bruner et al. (2001) foi realizado por Struhsaker et al. (2005) tratando dos remanescentes florestais africanos. Neste trabalho, se concluiu que a condição *sine qua non* para a manutenção da biodiversidade é o aperfeiçoamento e expansão dos Parques. A avaliação do status de conservação dos Parques, assim como em Bruner et al. (2001), se baseou principalmente nas opiniões de cientistas e administradores que trabalhavam nos próprios Parques, mas também foram utilizados mapas da vegetação, imagens de satélite, observações diretas dos autores e outras informações disponíveis.

Os Parques considerados bem sucedidos, em geral, foram os que apresentaram grandes populações de animais, áreas extensas de florestas antigas e, de forma geral, poucos sinais de danos causados pelo homem. Os resultados mostraram que a maioria dos

Parques tem sérias deficiências e sofrem graves pressões das populações humanas ao seu redor. O *enforcement* foi considerado ineficiente em quase 70% dos Parques devido, em grande parte, ao número insuficiente de guardas, a remuneração inadequada e a falta de equipamentos. Menos de 25% dos Parques tinham formas seguras de financiamento de longo prazo, apesar de que em quase todos os parques existia algum tipo de envolvimento de doadores internacionais. Informações não-solicitadas sobre corrupção foram fornecidas voluntariamente por 10 dos 16 parques estudados, e em 7 deles ela foi considerada um problema sério.

Na amostra de Struhsaker et al. (2005), que engloba metade das áreas tropicais protegidas na África, mais da metade dos Parques foram considerados pequenos ou isolados demais para suportar populações viáveis e movimentos sazonais de todos os seus animais.

Com relação às comunidades tradicionais ao redor das áreas protegidas pelos Parques (PAs), os autores destacam que:

“The number of tribes living around the study PAs ranged from one to 30. High cultural diversity usually includes a wide range of value systems that further complicates the development of community-based activities. This is particularly so where there is a diverse array of recent immigrants into areas of high population density. As populations increase exponentially, resources per capita decrease accordingly. Added to this problem is the apparent lack of any traditional respect for wildlife, conservation ethic or tribal laws regulating hunting amongst populations living around 75% of the PAs studied, and only little or minimal respect for wildlife in the remaining 25%” (Struhsaker et al., 2005, p. 48).

No que se refere aos benefícios para a população local, apenas 4,1%, em média, da população recebia benefícios financeiros resultantes de empregos associados à existência dos Parques. Esta porcentagem foi calculada estimando o número de empregos gerados, multiplicando esta estimativa por 5, para incluir os dependentes, e dividindo pela população estimada residente dentro de um perímetro de 5 km ao redor dos Parques.

Os resultados principais da análise de correlação das variáveis mostraram que o sucesso percebido na conservação foi maior nos Parques de grandes dimensões, que

recebiam o apoio da população, estavam envoltos por áreas com habitat similar, com alto *enforcement*, baixas densidades populacionais e com financiamento de doadores internacionais²⁹. Não foi encontrada correlação significativa entre o sucesso percebido dos Parques e os benefícios empregatícios para a comunidade local, os esforços de educação ambiental e, até mesmo, a presença de programas integrados de desenvolvimento e conservação. Dessa maneira, as formas mais conhecidas de atuar sobre as comunidades locais não aparentaram ser eficazes.

Struhsaker et al. (2005), assim como Bruner et al. (2001), mostram a necessidade de se investir no aparelhamento e remuneração dos guardas florestais como uma forma de aumentar a efetividade dos Parques e, portanto, aperfeiçoar a conservação da biodiversidade. No entanto, a crítica de Hayes e Ostrom (2005) sobre a falta de comparação entre estruturas de governança alternativas se mantém válida. Uma comparação, entre arranjos institucionais alternativos, é realizada apenas por Hayes (2006).

Utilizando dados, coletados pela rede de pesquisa do IFRI, sobre 163 florestas, Hayes (2006) testou se as florestas dentro de áreas protegidas – tanto as de proteção integral quanto as de uso sustentável – apresentavam melhores condições do que florestas que se encontravam sem qualquer forma de proteção legal sobre as mesmas. Os resultados não mostraram diferenças significativas na distribuição da densidade de vegetação, medida por especialistas independentes, nas áreas protegidas e na ausência delas. Foi utilizado um teste de Kolmogorov–Smirnov (Z -score = 0.472, p -valor = 0.979), indicando que as áreas protegidas legalmente não têm uma frequência maior de florestas com altas densidades de vegetação do que as áreas sob outros arranjos institucionais.

Hayes (2006) observa que a presença de regras disciplinando o uso da floresta e a capacidade de os usuários participarem da construção destas regras estão, ambas, altamente correlacionadas com a densidade de vegetação. As florestas são mais esparsas onde os usuários são incapazes de determinar as regras de uso dos produtos florestais e são mais abundantes no caso contrário. Em 24 das 41 florestas classificadas como abaixo da média,

²⁹ O apoio da população, além de altamente correlacionado com *enforcement*, tendia a ocorrer em áreas relativamente inacessíveis, com baixa densidade populacional, com presença de ONGs e distribuição de parte das receitas dos Parques para a população local. O *enforcement* se mostrou correlacionado com a remuneração e equipamentos dos guardas, além de com a baixa densidade populacional e extensão do habitat.

nenhum grupo de usuário detinha a capacidade de participar na construção das regras. Ao contrário, dentre as 43 florestas consideradas acima da média, em mais da metade delas todos os grupos de usuários tomavam parte da definição das regras de uso da floresta.

A autora usa este resultado em conjunto com (i) o fato de que nas áreas protegidas existe, em realidade, menor quantidade de regras sobre o uso da floresta e (ii) o fato de que, em geral, não é permitida a participação dos grupos de usuários na construção destas regras; para afirmar a necessidade de prudência ao se recomendar áreas protegidas como a solução para a conservação da biodiversidade.

No entanto, pode-se argumentar que a separação utilizada por Hayes (2006) não é a separação ideal. A categoria “áreas protegidas” engloba estruturas de governança com diferenças marcantes em relação ao papel das populações locais. Tomando por base as UCs brasileiras, há por um lado Estações Ecológicas, Reservas Biológicas e Parques Nacionais – geridas por órgãos públicos, com ênfase no poder de polícia do Estado, visando à proteção integral da biota – que se assemelham ao conceito de “*parks*” encontrado na literatura de governança ambiental. Por outro lado, existem as unidades de uso sustentável visando compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável dos recursos, ou seja, permite-se a exploração e o aproveitamento econômico, desde que planejado e regulamentado (Ferreira et al., 2005). Nas APAs, por exemplo, a população local deve participar da gestão da área e um dos objetivos expressos na lei é assegurar o bem-estar das populações humanas. Ou mesmo, nas Reservas Extrativistas, em que é feita a concessão do uso da floresta para as comunidades tradicionais.

Logo, ao contrapor “áreas protegidas” e “outros arranjos institucionais”, a autora não isola analiticamente estruturas de governança com graus distintos de envolvimento das populações locais. Para que se possa inferir o grau de adequação das “áreas protegidas” aos propósitos de conservação ambiental e, também, o papel a ser exercido pelas comunidades tradicionais, se faz necessário distinguir as estruturas de governança ambiental de acordo com o papel desempenhado pelas comunidades tradicionais.

A próxima seção retoma esta discussão para o caso brasileiro, revisando os trabalhos recentes sobre o papel das áreas protegidas na conservação das florestas. Dessa forma, embasar-se-á a análise institucional da legislação brasileira no capítulo 3, dando

prosseguimento ao estudo da hipótese fundamental do presente trabalho, a complementaridade entre estruturas de governança ambiental.

2.5 Mudanças na Cobertura da Terra e Governança Ambiental

Como dito na introdução dessa Dissertação, a análise das evidências empíricas é o objeto do capítulo 4 e se refere à região de Mata Atlântica conhecida por Vale do Ribeira, no Estado de São Paulo. No capítulo 4 que a revisão da literatura do capítulo 2 e a análise institucional do capítulo 3, serão contrapostas a realidade. O objetivo da seção atual é, apenas, introduzir algumas questões de governança ambiental observadas no Brasil, buscando ressaltar alguns elementos do arcabouço institucional brasileiro de forma a direcionar a análise do capítulo seguinte.

Para trazer a discussão do item anterior para o caso brasileiro, uma opção reside nos estudos referentes à Amazônia, pois o conjunto de instituições que rege a governança ambiental neste bioma exemplifica bem a diversidade institucional das estruturas de governança brasileiras. Após algumas considerações sobre esta região e, também, sobre o Vale do Ribeira, serão tratadas as causas do desmatamento para, em seguida, entrar na discussão de governança ambiental, propriamente dita. E, por fim, discutir-se-á a relação entre governança ambiental, complementaridade e mudança na cobertura da terra, culminando com as conclusões preliminares do capítulo.

As peculiaridades da governança ambiental na Amazônia e no Vale do Ribeira remontam ao período de formação das cidades e do desenvolvimento populacional. A ocupação da Mata Atlântica remete a própria colonização do Brasil, de modo que este bioma vem sendo explorado há 500 anos. A floresta amazônica, por outro lado, permaneceu, em sua maior parte, intacta até 1970, ano da inauguração da rodovia Transamazônica. O aumento dos índices de desmatamento, nesta região, ocorreu a partir da década de 90, em resposta, principalmente, à expansão da criação de gado (Fearnside, 2005).

Dessa forma, ao longo dos séculos, na região do Vale do Ribeira em São Paulo, desenvolveram-se comunidades tradicionais miscigenadas com descendentes de escravos, índios e europeus. As áreas mais propícias à ocupação foram desmatadas, sendo que os remanescentes florestais atuais se concentram em zonas de difícil acesso na Serra do Mar. No caso da Amazônia, a população indígena sofreu menores influências ao longo da história, mas as alterações recentes nas vidas desses povos foram drásticas e ocorreram em um curto espaço de tempo. Considerando que o processo de adaptação e evolução das instituições informais é lento e intrincado (North, 1993), quaisquer comparações entre as duas regiões devem levar em conta a disparidade temporal com que as populações locais foram inseridas na dinâmica regional.

Na Amazônia, a colonização promovida pelo Estado tinha claros objetivos econômicos. O desenvolvimento regional se basearia na agropecuária, sem, no primeiro momento, maiores considerações sobre os impactos ambientais deste setor. Dessa forma, em comparação ao Vale do Ribeira, a extração de recursos seria, em certo sentido, mais profissional e com maior participação de grandes produtores.

(i) Mudanças na Cobertura da Terra

Antes de tratar das alterações efetivamente observadas nos biomas, deve-se atentar para as causas das mudanças, em especial, as causas do desmatamento. A cobertura da terra pode ser classificada em 4 grandes categorias: floresta, vegetação herbácea (pastagens, savanas), cultivo e “outros” (incluindo os assentamentos humanos). As mudanças na cobertura da terra ocorrem com a conversão de uma categoria (classe) de cobertura da terra para outra, como no caso do desmatamento, ou pela modificação das condições dentro de uma mesma classe, como no caso da degradação de florestas por corte seletivo de madeira.

Na literatura, as causas das alterações na cobertura vegetal são estudadas com duas abordagens principais. Uma vertente procura identificar o grande fator responsável pelo desmatamento, privilegiando, em geral, a questão do crescimento populacional e da pobreza. Destaca-se, em particular, o papel desempenhado pelos pequenos agricultores, como um dos principais vetores do desmatamento nos trópicos. Enquanto que a outra

vertente reconhece que as causas do desmatamento são muito mais diversas e complexas estando contingentes aos aspectos particulares de cada situação, o que dificultaria a identificação de um padrão comum para as causas do desmatamento (Alves, 2004).

As principais atividades humanas que provocam alterações nos atributos biofísicos da cobertura vegetal são: a agropecuária, o corte e extração de madeira, e, também, a expansão da infra-estrutura. Esta última, não pode ser considerada como uma atividade de uso dos solos, propriamente dita, mas se encontra diretamente relacionada ao desmatamento (Soares-Filho et al., 2006). As demais condições sócio-econômicas, políticas e tecnológicas formam o contexto no qual se dará o uso da terra, indiretamente, condicionando os processos de desmatamento.

Alves (2004), ao analisar o trabalho de Geist e Lambin (2001), argumenta que a hipótese da pressão populacional ser uma das grandes causas do desmatamento não encontra respaldo nos estudos de caso. Em realidade, é a imigração para as áreas de florestas, e não apenas o crescimento absoluto da população, que desempenha um papel importante no desmatamento, principalmente nas regiões de fronteira em processo de colonização, como é o caso da Amazônia.

O autor entende que existe pouca evidência empírica sobre a causalidade entre pobreza e desmatamento. O argumento convencional de que as famílias pobres estariam mais propensas a cortar as florestas, tanto para cultivo como para retirar madeira, satisfazendo necessidades imediatas, ou seja, a idéia de que uma menor renda implica em um extrativismo mais danoso, não seria uma boa representação da realidade. Isto porque se pode, facilmente, contra-argumentar que os atores com maior capital e tecnologia, potencialmente, têm maior capacidade para a extração de recursos e, assim, gerar piores impactos ambientais. Em outras palavras, para o autor, não se tem observado que um simples aumento na renda dos agentes, por si só, diminua os danos ao Meio Ambiente proporcionados pelos mesmos.

Caso a melhora das condições econômicas dos agentes esteja relacionada ao desenvolvimento de outras fontes de renda, que não envolvam o consumo predatório de recursos ambientais, o menor impacto ambiental resultante vai estar correlacionado indiretamente com o aumento de renda, ou seja, sem existir uma relação direta.

Pode-se supor que os grandes latifundiários são mais sensíveis a variáveis como taxa de juros, subsídios fiscais, crédito agrícola, inflação e preço da terra, enquanto o comportamento dos pequenos fazendeiros estaria menos correlacionado com essas variáveis. Por conta disso, a proporção dos grandes latifúndios no desmatamento seria função direta das variáveis econômicas. Por outro lado, apesar de a área desmatada por pequenos fazendeiros, em geral, ser menor, a intensidade (impacto por quilômetro quadrado) do desmatamento costuma ser maior nas pequenas propriedades (Fearnside, 2005). Ou seja, os pequenos fazendeiros desmatariam áreas menores, mas com maior intensidade.

Outra questão reside no papel do desmatamento como forma de assegurar os direitos de propriedade. A possibilidade de ocorrer uma desapropriação com a justificativa da “função social da propriedade” permite aos posseiros reivindicar a legitimação da posse e transforma o desmatamento em uma estratégia de defesa dos proprietários de terra. A incerteza jurisdicional sobre a definição dos direitos de propriedade propaga conflitos sobre a posse da terra e, desse modo, afeta as decisões de investimento e exploração dos recursos naturais. Alston e Mueller (2005) analisam este problema:

“As institutional background it is important to note the roles played by the civil code and the constitution. The civil code gives strong protection to property owners. In short, if squatters occupy private land the landowner has the right to ask the state to evict the squatters. Simultaneously, the most recent constitution in Brazil (though similar to clauses in previous constitutions) stipulates that the land should be used in the ‘social interest’, which typically means productive use, i.e., not in forest. If land is not in productive use the federal government has the power to expropriate it [...] The proponents of land reform in the government used the social use clause in the constitution as the basis for expropriations that they then turned over to squatters” (Alston e Mueller, 2005, p. 585).

Autores como Ferreira et al. (2005) entendem que o processo de desmatamento, como um todo, tem um caráter cíclico. Abrem-se estradas, oficiais ou clandestinas, que permitem a ocupação irregular de terras e a extração de madeiras nobres. Após o corte predatório, a área explorada é transformada em agricultura familiar e, principalmente, pastagens para a criação extensiva de gado ou terra para a agricultura mecanizada (soja e

algodão). Utilizando dados do INPE os autores calcularam a área desmatada na Amazônia, ano a ano:

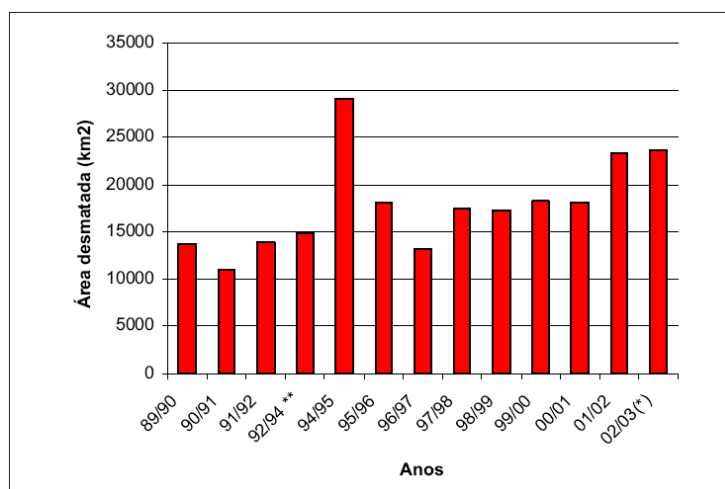


Figura 1 - Área desmatada na Amazônia legal (1989-2003)

Fonte: Extraído de Ferreira et al. (2005, p. 159).

Os autores argumentam que a tendência de aumento no desmatamento, observada desde a década de 1990, está relacionada, principalmente, à construção de estradas e a evolução das condições setoriais da extração madeireira, pecuária e da agroindústria.

Ao tratar especificamente do papel das áreas protegidas no combate ao desmatamento, Ferreira et al. (2005) comparam as taxas de desmatamento dentro das áreas protegidas com as taxas fora de áreas protegidas e concluem:

“A diferença do desmatamento dentro ou fora das áreas protegidas variou de aproximadamente dez vezes nos estados de Mato Grosso e Rondônia a aproximadamente vinte vezes no estado do Pará [...] Esses resultados demonstram claramente a importância das áreas protegidas (Unidades de Conservação e Terras Indígenas) como uma das ferramentas para conter ou diminuir o processo do desmatamento” (Ferreira et al., 2005, 163).

No entanto, uma conclusão baseada simplesmente nas taxas de desmatamento, sem utilizar as condições sócio-econômicas e geográficas como variáveis de controle, é extremamente frágil. Tal conclusão desconsidera a possibilidade de dupla causalidade, i.e.,

pode ser que a definição de áreas protegidas diminua o desmatamento, mas ao mesmo tempo as áreas que previamente já tinham menores pressões antrópicas, justamente por isso, tenham sido as escolhidas para formar áreas protegidas.

Outro ponto a considerar é a categorização “áreas protegidas” vs “ausência de áreas protegidas”. Como discutido no item anterior, 2.4.2, este tipo de separação embaralha estruturas de governança ambiental com características distintas, reduzindo a capacidade analítica do estudo.

(ii) Desmatamento e Governança Ambiental

Uma tentativa de avaliar o efeito de cada tipo de UC, para o caso da Amazônia, foi feita por Nepstad et al. (2006). Os autores, utilizando imagens de satélite, compararam o efeito de áreas de proteção integral (Parques, Estações Ecológicas e Reservas Biológicas) e de áreas habitadas de uso sustentável (Terras Indígenas, Reservas Extrativistas e Florestas Nacionais) na inibição do desmatamento.

Nepstad et al. (2006) argumentam que o desempenho de uma área protegida deve ser medido pela diferença entre a taxa observada de desmatamento e a tendência (taxa **estimada** de desmatamento) da região. A trajetória de desmatamento é influenciada pela resiliência da terra em relação à agricultura e ao corte seletivo, pelas tendências do mercado de produtos agrícolas e florestais, pelos investimentos em infra-estrutura de transporte e energia e, também, pela evolução da Reforma Agrária. Logo, a área protegida estará inibindo o desmatamento se (i) reduzir a expansão de atividades econômicas que promovam a exploração insustentável dos recursos, (ii) mitigar os efeitos, diretos e indiretos, no desmatamento dos investimentos em estradas e infra-estrutura, (iii) prevenir assentamentos, planejados ou espontâneos, incluindo os da Reforma Agrária.

Para Nepstad et al. (2006) é possível que algumas reservas, em áreas distantes dos investimentos em infra-estrutura e da fronteira de expansão agrícola, tenham um efeito de curto prazo desprezível sobre o desmatamento, mas um impacto importante no longo prazo, conforme a fronteira de expansão econômica se altere.

Um ponto fraco do estudo, reconhecido pelos próprios autores, é a ausência de considerações sobre as formas de interação entre diferentes áreas, o que na terminologia de governança ambiental poderia ser interpretado como ausência de considerações sobre a complementaridade entre as estruturas de governança:

“To measure protected-area performance one must distinguish between local and regional effects. To what extent is the inhibition of deforestation within a reserve counterbalanced by an increase in deforestation elsewhere? In general, this “leakage” of the inhibitory effect of reserves should be greatest in young, expanding agricultural frontiers, where land tends to be cheap and abundant but diminishes over time as land suitable for agriculture becomes scarce. We did not address this aspect of reserve performance” (Nepstad et al., 2006, p. 67).

Portanto, de acordo com os autores, poderia se esperar um efeito de *leakage* menor em áreas de colonização antiga, onde a terra fosse mais escassa, como é o caso do Vale do Ribeira, no Estado de São Paulo. Poderia se formular a hipótese de que a instituição de um Parque Estadual nesta região tem menor possibilidade de causar aumento no desmatamento em outras áreas, do que a instituição de um Parque na região amazônica, por exemplo.

Dentre os principais resultados encontrados por Nepstad et al. (2006) podemos destacar a capacidade de boa parte das áreas protegidas em inibir o desmatamento nas regiões próximas à fronteira de expansão agrícola. Com relação às terras indígenas, 33 das 38 reservas expostas a altas taxas de desmatamento (> 1,5% a.a. ao redor da reserva) tiveram taxas de desmatamento, em seu interior, de apenas 0,75% ou menor.

No entanto, pequena quantidade de parques foi estabelecida na zona de expansão econômica, de forma que apenas 4 dos 15 parques estudados estavam sob pressão antrópica severa, mas pôde-se concluir que *“os parques e as terras indígenas incluídas nesta análise apresentaram uma capacidade similar de inibir o desmatamento”* (Nepstad et al., 2006, p. 70, tradução nossa).

Um estudo de caso levando em conta o efeito de diferentes arranjos institucionais sobre o desmatamento foi realizado por Batistella et al. (2003). Analisando uma área de 3.000 km² no Estado de Rondônia, os autores compararam um assentamento na região de Anari – em que foi planejado um sistema quadricular de estradas – com outro na região de

Machadinho – com as estradas e as propriedades rurais acompanhando a topografia – no qual houve a instituição de diversas reservas extrativistas.

Utilizando informações de satélite (ano de 1988, 1994 e 1998) e pesquisa de campo (1999 e 2000), Batistella et al. (2003) identificaram os principais processos relativos à mudança na cobertura da terra e no uso do solo: fragmentação florestal pelo desmatamento, regeneração florestal formando “florestas secundárias”, ocupação da terra com a conversão para pasto e agricultura. Os autores verificaram que a área coberta por florestas, em Machadinho, caiu de 88.4% em 1988 para 65.7% em 1998, enquanto que em Anari a porcentagem variou de 86.8% para 52.9%, respectivamente. O fator fundamental para essa diferença foi a constituição de reservas extrativistas, pois excluindo estas reservas a taxa de desmatamento nas duas regiões foi a mesma.

Batistella e Moran (2005) consideram que a combinação de lotes privados e “reservas florestais comunitárias”, aliada à delimitação das estradas e dos limites das propriedades de acordo com o relevo da região, proporcionaram um modelo institucional diferenciado em Machadinho. As duas regiões proporcionaram um quase-experimento natural. As duas áreas são adjacentes, possuem características biofísicas similares, os colonos provinham de condições sócio-econômicas equivalentes e ambos os assentamentos foram planejados no início da década de 80.

Além de diferenças na evolução do desmatamento, os autores verificaram que a conversão e uso do solo também foram distintos. Em Anari a extensão das pastagens mais do que triplicou, alcançando 18,5% do assentamento (em 1998), enquanto que em Machadinho o aumento foi menor que duas vezes, não chegando a 10%. Com relação à agricultura, a área destinada para esta atividade em Anari também é maior, no entanto, a produção agrícola é inferior. Entrevistas com produtores e os dados oficiais do IBGE indicaram maior produtividade em Machadinho do que em Anari. Outra evidência importante está na menor fragmentação florestal ocorrida em Machadinho, as “manchas verdes” nesta região são, em média, mais extensas do que em Anari.

Considerando essas evidências do desempenho do desenho institucional, os autores salientaram “*a importância das reservas florestais comuns, com direito de uso às populações locais, como um instrumento eficaz na manutenção de menores índices de fragmentação da paisagem*” (Batistella e Moran, 2005, p. 246). No entanto, neste estudo,

não foram desenvolvidas proposições teóricas sobre a complementaridade entre as duas estruturas de governança utilizadas em Machadinho, lote privado e Reserva Extrativista. Não foram elaboradas hipóteses sobre o impacto conjunto destas formas alternativas para alocar e controlar os direitos de propriedade, o que é o objetivo do presente trabalho.

Outro grupo de pesquisadores, Pedlowski et al. (2005), estudou a dinâmica do desmatamento em Rondônia, um Estado que, além de ter sido alvo de fluxos migratórios, também serviu de base para a criação de diversas Unidades de Conservação (UC). Os autores analisaram imagens de satélite dos anos de 1992, 1996 e 1999 para calcular a área desmatada dentro de 51 Unidades de Conservação, e, posteriormente, se concentraram na Floresta Nacional (FLONA) de Bom Futuro utilizando imagens adicionais para os anos de 1998, 1999, 2000 e 2002.

Entre os anos de 1992 e 1999 foram desmatados aproximadamente 19.000 ha dentro de UCs, sendo 64% deste desmatamento ocorreu em apenas 6 UCs, enquanto 5 das 51 UCs estudadas não apresentaram nenhum desmatamento no período estudado. Nas duas UCs com maiores níveis absolutos de área desmatada, a Reserva Extrativista Federal de Ouro Preto e a Floresta Nacional de Jamarí, o desmatamento foi atribuído a agentes operando dentro da lei e de acordo com o plano de manejo da UC, seringueiros, na primeira, e mineiros de cassiterita, na segunda. A terceira UC com maior nível absoluto de desmatamento (2,57% da área da UC) foi a FLONA de Bom Futuro, apresentando, também, a maior taxa de desmatamento. Ao contrário do caso da Reserva de Ouro Preto e da Floresta de Jamarí, o desmatamento foi atribuído a agentes atuando à margem da lei (grileiros, criadores de gado e serrarias).

Pedlowski et al. (2005) consideram que um dos fatores para explicar a situação da FLONA de Bom Futuro reside na maior fertilidade dos solos da região, o que, possivelmente, seria um atrativo para invasores. Como um todo, as UCs estariam sob pressão antrópica, sendo que apenas em 10 das 51 UCs estudadas não foram detectados assentamentos humanos.

Dentro da rede de UCs de Rondônia, como seria de se esperar, as áreas com os menores níveis de alteração foram as áreas mais isoladas, distantes das estradas. Ao contrário, as áreas próximas da fronteira de expansão agrícola foram alvo da ação de grileiros e da extração ilegal de madeira. De acordo com os autores:

“A possible explanation for the bulk of deforestation being present in a few CUs is their proximity to old settlements where land aggregation into large estates has expelled small farmers from their properties. Landless farmers tend to form alliances with illegal loggers to generate income needed to meet their material needs and gain access to new land. The interaction between these social agents results in the construction of illegal roads for the extraction of timber resources, encroaching on the CUs with networks of access roads. This also provides the opportunity for squatters to establish themselves within CU boundaries. The results of this study confirm the notion that proximity to actively deforested areas increases the chance of a CU suffering encroachment and consequently having its natural resources exploited by a multitude of social actors.

[...] most squatters realize the illegality of their presence inside the area. This sense of illegality creates a climate of uncertainty about the future that may serve as an additional incentive for the rapid, and consequently unsustainable, exploitation of natural resources [...] illegal agents seek to ‘mine’ all the resources that they can while the opportunity to do so exists” (Pedlowski et al., 2005, 5).

Outro ponto a ser destacado foi o reconhecimento da falta de capacidade de monitoramento e administração das UCs, uma vez que as agências governamentais responsáveis pelo *enforcement* das leis ambientais não dispunham do mínimo de recursos para funcionar de forma adequada. A maioria das UCs criadas recentemente não tem plano de manejo e, apenas, 3 UCs contam com um corpo de funcionários mínimo para a condução das tarefas de rotina.

A baixa capacidade institucional da região vem sendo ressaltada há muitos anos. Peres e Terborgh (1995) já haviam constatado que muitas UCs operavam com orçamento e pessoal insuficiente, sem a infra-estrutura apropriada e sem o apoio de outras instâncias de governo. Um dos principais argumentos dos autores é que a delimitação de áreas protegidas seguiu, determinadamente, critérios biológicos, sem considerar questões práticas do gerenciamento e gestão das áreas protegidas.

A localização das áreas protegidas na Bacia Amazônica *“foi profundamente influenciada por análises biogeográficas buscando identificar os centros de diversidade e endemismo [...], critérios de eficiência e eficácia na proteção pouco foram levados em conta no processo de planejamento”* (Peres e Terborgh, 1995, p. 35, tradução nossa).

Para os autores é fundamental que o desenho das áreas protegidas, além de considerações biológicas, leve em conta as dificuldades orçamentárias e a baixa capacidade de *enforcement* das regras dentro das UCs. Na prática, as reservas podem ser mais bem protegidas contra caçadores, serradores, mineiros e outros, utilizando-se as barreiras naturais e alocando estrategicamente os recursos humanos.

Peres e Terborgh (1995) enfatizam que controlar o movimento nas estradas e rios dentro e ao redor das reservas requereria, a princípio, um posto de controle para cada ponto de acesso, de forma que o custo de *enforcement* aumentará linearmente com o número de entradas e saídas das UCs. A proteção passiva, i.e., sem custo de *enforcement*, pode ser obtida ao se desenhar as fronteiras acompanhando os divisores de água e cabeceiras dos rios. Isto é especialmente válido para as regiões com pequenas bacias hidrográficas e sem estradas, pois a região como um todo poderá ser controlada a partir de um único ponto, onde o rio navegável deixar o perímetro da área protegida.

Por fim, argumenta-se que as UCs de uso sustentável têm um papel importante em impedir a fragmentação dos habitats e manter a biodiversidade, mas devem ser desenhadas para amortecer os impactos antrópicos sobre as UCs de proteção integral, sem nunca substituí-las. Os autores, portanto, consideram, implicitamente, a possibilidade de complementaridade entre estruturas de governança ambiental de uso sustentável e de proteção integral.

Essa possibilidade também é considerada por Peres e Zimmerman (2001) quando reconhecem a serventia de áreas intocáveis em meio a florestas maiores que estejam sob ação antrópica:

“Unharvested areas could also be established as enclaves embedded within much larger harvested forests [...] This would maximize the benefits of source-sink dynamics in replenishing over harvested populations from adjacent, unharvested areas, thus preventing local extinctions at large spatial scales” (Peres e Zimmerman, 2001, p. 795).

A combinação de grandes áreas susceptíveis à extração de recursos naturais com áreas internas imaculadas permitiria melhores níveis de conservação da biodiversidade,

pois as últimas funcionariam como “criadouros”, enquanto as primeiras concentrariam a ação antrópica.

Zuidema e Sayer (2003) também enfatizam a interação entre áreas desmatadas e áreas virgens:

“Recent literature shows that tropical forests are highly resilient to the effects of anthropogenic or natural disturbances, both from controlled logging and from complete forest removal for slash-and-burn agriculture or from tropical storms [...] Much depends on the setting of disturbed forests in the larger landscape, and the proximity of other forest areas. In secondary forests, biodiversity recovers rapidly, although this also depends on the proximity to intact (primary) forest” (Zuidema e Sayer, 2003, p. 10).

(iii) Conclusões Preliminares

Com base na revisão bibliográfica feita até aqui, pode-se concluir que existe na literatura de governança ambiental, implicitamente, uma preocupação com as interações que ocorrem entre as diferentes áreas protegidas.

A própria discussão do conceito de instituições, na seção 2.1, mostrou que os indivíduos estão inseridos em estruturas de incentivos, extremamente, complexas. A simples existência de regras e contratos não garante a mudança no comportamento dos agentes; para tanto, é necessário o estabelecimento de fundamentos motivacionais adequados. Uma alteração substancial das atitudes individuais só será obtida com um arranjo institucional que, conjuntamente com a definição dos direitos de propriedade, promova a atuação firme das organizações responsáveis pelo *enforcement* das regras, fortalecendo a crença de que haverá punições em caso de desobediência (Greif, 2003).

Para que tal arranjo funcione é preciso que as prescrições contidas nas regras sejam compartilhadas e compreendidas pelos diversos atores. Além disso, deve haver coerência entre as regras, de forma que não sejam proporcionados estímulos contraditórios. Não se pode esquecer a possibilidade de conflito entre regras impostas sobre uma comunidade com as convenções e normas sociais já desenvolvidas pela própria comunidade.

Os direitos de propriedade se originam não apenas dos contratos, leis, decretos e decisões judiciais, mas também das instituições informais da sociedade. A previsão de que, em caso de disputa, a parte detentora do “direito” poderá obrigar terceiros a respeitar seu interesse é o fundamento essencial dos direitos de propriedade (Cole e Grossman, 2002). A mera definição legal de restrições ao uso de recursos naturais, desconsiderando o regime de posse existente nas comunidades locais, pouco alterará os direitos de propriedade.

A atuação dos órgãos estatais, nesse caso, pode reforçar determinados direitos, ou suprimir outros, de acordo com o *enforcement* das regras estabelecidas. No entanto o “direito”, a capacidade esperada de aproveitar um bem ou os serviços por ele proporcionados, depende também dos esforços individuais de seu proprietário para a proteção e conservação do bem, transformando a propriedade formal em efetiva posse.

As lacunas institucionais deixadas pelo Estado permitem a apropriação privada ilegal de recursos e serviços ambientais, pois agentes à margem da lei conseguem com seus esforços individuais construir direitos de propriedade. Tais direitos, em alguns casos, são seguros o suficiente para que se possa, até mesmo, vender ativos que legalmente deveriam ser públicos e inalienáveis.

Como discutido na seção 2.2, a dificuldade em disciplinar o uso dos recursos e serviços ambientais é exacerbada pelo grande número de atributos que compõem estes recursos e serviços, boa parte ainda incerta ou desconhecida. Dessa forma, coletar e processar as informações relativas à exploração de recursos naturais tem alto custo, o que gera direitos de propriedade mal definidos, abrindo oportunidades para que terceiros invistam no reconhecimento e na captura dos atributos de valor dos ativos ambientais.

Nessa linha de raciocínio, quanto mais protegidos forem os direitos de propriedade sobre um ativo, maior será o valor atribuído ao mesmo pelo seu possuidor. Logo, não havendo oportunidades para que terceiros alterem o fluxo esperado de benefícios, o valor dos ativos é maximizado. Uma forma de atingir tal configuração é alocar os direitos de modo que o agente com maior influência potencial sobre o ativo se torne o *residual claimant* dos benefícios gerados por aquele ativo (Barzel, 1997).

As estruturas de governança ambiental deveriam, portanto, considerar a real capacidade das partes envolvidas em alterar os atributos que se procura proteger. Entendendo uma estrutura de governança como um conjunto de mecanismos de alocação e

controle dos direitos de propriedade, fica clara a necessidade de ajustar o arranjo institucional à particularidade de cada situação.

Certas regiões necessitarão de estruturas de governança mais centralizadas, hierárquicas, em que prevalecem mecanismos institucionais formais, à semelhança dos Parques. Enquanto outras regiões serão mais bem conduzidas por estruturas descentralizadas, que podem ter em sua composição diversos mecanismos informais, como as APAs. De acordo com as peculiaridades da situação, formas de governança com maior participação estatal podem ser mais eficientes, ou formas de *self-governance*, desenvolvidas pela comunidade local, funcionarão melhor.

A hipótese fundamental considerada na Dissertação, discutida na seção 2.3, é a existência de complementaridade entre as formas de governança, ou seja, a idéia de que a simples co-existência de estruturas de governança afeta o seu funcionamento, de modo que o efeito conjunto destas estruturas é maior que a soma dos efeitos isolados (Deeg, 2005). A justaposição de Parques (estrutura altamente restritiva e dependente do poder de polícia estatal) com APAs (menos restritiva e que pode utilizar a cooperação e a confiança existentes na comunidade como mecanismos de *enforcement*), em hipótese, poderia ensejar uma sinergia, aumentando o desempenho conjunto dessas estruturas de governança. Autores, como Dietz et al. (2003) reconhecem a necessidade de múltiplos mecanismos para a governança ambiental:

“Governance should employ mixtures of institutional types (e.g., hierarchies, markets, and community selfgovernance) that employ a variety of decision rules to change incentives, increase information, monitor use, and induce compliance” (Dietz et al., 2003, p. 1910).

A solução ideal deve envolver formas de diminuir o alto custo de *enforcement* nos Parques e os problemas de ação coletiva nas APAs (*free-riding*). Dietz et al. (2003) resumem as condições para o bom funcionamento das estruturas de governança ambiental:

“Effective commons governance is easier to achieve when (i) the resources and use of the resources by humans can be monitored, and the information can be verified and understood at relatively low cost (e.g., trees are easier to monitor than fish, and lakes are easier to monitor than

rivers); (ii) rates of change in resources, resource-user populations, technology, and economic and social conditions are moderate; (iii) communities maintain frequent face-to-face communication and dense social networks—sometimes called social capital—that increase the potential for trust, allow people to express and see emotional reactions to distrust, and lower the cost of monitoring behavior and inducing rule compliance; (iv) outsiders can be excluded at relatively low cost from using the resource (new entrants add to the harvesting pressure and typically lack understanding of the rules); and (v) users support effective monitoring and rule enforcement [...] The challenge is to devise institutional arrangements that help to establish such conditions [...]” (Dietz et al., 2003, p. 1908).

A revisão da literatura, realizada ao longo do capítulo, indica que o desenho institucional das estruturas de governança, definido pela legislação ambiental, deveria proporcionar regras específicas adequadas a cada tipo de Unidade de Conservação que se pretenda desenvolver. No caso dos Parques, os direitos de propriedade deveriam ser definidos por regras: (a) rígidas que impeçam múltiplas interpretações, facilitando o *enforcement* estatal; (b) progressivas, para moldar o comportamento dos agentes de forma gradual e crível; (c) estáveis, para que o funcionamento da estrutura de governança seja previsível e tenha credibilidade perante os agentes.

No caso das APAs as regras deveriam prezar pela: (a) versatilidade, permitindo maior adaptação dos mecanismos institucionais às mais diversas condições locais; (b) cooperação entre os atores, para que as comunidades locais consigam assumir as atribuições de *enforcement*; (c) flexibilidade, para acompanhar a evolução da situação sócio-econômica, garantindo a sustentabilidade ambiental.

No próximo capítulo, Cap. 3, será estudada a legislação ambiental relativa às Unidades de Conservação, procurando verificar se a construção institucional dos Parques e APAs correspondeu as necessidades identificadas na revisão da literatura. Para tanto, inicialmente, completa-se o arcabouço teórico com a discussão sobre *disclosure*, em seguida, desenvolve-se uma metodologia de análise institucional que será aplicada ao regime jurídico das UCs.

3. Instituições Ambientais

No capítulo anterior foram discutidas as diversas questões a serem abordadas pelas estruturas de governança ambiental, com destaque para os mecanismos institucionais responsáveis por promover o comportamento em conformidade com as regras. A tarefa agora é analisar o desenho concreto dos arranjos institucionais que irão “governar” a interação dos agentes com os recursos. A discussão teórica do capítulo 2 deve ser trazida para a realidade do Brasil, mostrando quais são as soluções que a legislação ambiental brasileira procurou desenvolver para tratar os problemas de governança ambiental.

A questão informacional será fundamental. O modo pelo qual são geradas, transmitidas e processadas as informações ambientais tem caráter decisivo. A primeira seção introduz este tema, para, em seguida, na seção 3.2, ser apresentada a metodologia de análise institucional, a qual será utilizada de forma extensiva. Posteriormente, examina-se, em detalhe, a legislação ambiental brasileira referente aos Parques e as APAs. O capítulo é concluído com a seção 3.3, a qual constitui o núcleo teórico do presente trabalho, versando sobre a relação entre as estruturas legais e a complementaridade institucional e, assim, preparando o terreno para a leitura das evidências empíricas, objeto do capítulo 4.

3.1 Informação, Governança e o Sistema Jurídico

O *disclosure* de informações sobre meio ambiente – i.e., os processos de governança que revelam, expõem e divulgam informações ambientais – constituem tema fundamental que tem sido analisado por diversos autores com distintas formações acadêmicas. Trabalhos de advogados, sociólogos e economistas, têm destacado o papel da produção informacional na governança do meio ambiente. Dentre os quais podemos citar Bell (2005):

“It is generally agreed that any effort to become effective environmental regulators normally begins with the development of environmental laws, and as a result, many, if not most, developing world countries have relatively well-developed environmental laws on their books. Some

of these laws are quite general or provide direction so unclear that compliance is very difficult. But even where laws are clear and complete, few of the laws or the approaches enshrined in the laws have led to reliable enforcement or good compliance at the source level in the developing world. This has been the subject of much soul searching. I believe that these failures can be connected back to the fact that regulatory ideas are often promoted without at the same time providing much contextual information” (Bell, 2005, p. 638)

Ou, então, Dietz et al. (2003):

“Environmental governance depends on good, trustworthy information about stocks, flows, and processes within the resource systems being governed, as well as about the human-environment interactions affecting those systems. This information must be congruent in scale with environmental events and decisions. Highly aggregated information may ignore or average out local information that is important in identifying future problems and developing solutions” (Dietz et al., 2003, p. 1908).

As estruturas de governança ambiental têm demandas substanciais pela produção de informações. Um dos motivos para tal demanda reside no fato de que os atributos do meio ambiente estão constantemente se modificando. Diferente de uma firma, uma estrutura de governança ambiental não dispõe de demonstrações contábeis, inventários de estoque, ou outras formas de relatório que mensurem, precisamente, os ativos sob sua responsabilidade, pois além do fato de existir um sem número de recursos e serviços ambientais, estes estão sempre se modificando.

Desse modo, a necessidade informacional destas estruturas é exacerbada, englobando não apenas as características dos recursos protegidos, mas também a interação entre o homem e a natureza. O ideal é que a escala adotada (local, regional ou nacional) para a produção das informações não destoe da escala adotada para a estrutura de governança (municipal, estadual ou nacional) que receberá o *input* informacional (Dietz et al., 2003).

O marco regulatório ambiental do Brasil dispõe de uma série de mecanismos, locais e nacionais, que podem ser utilizados na construção da governança ambiental. Dentre os instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente (Lei nº 6.938), podem-se classificar

como locais: o zoneamento e a avaliação de impactos ambientais; e como nacionais: o estabelecimento de padrões de qualidade ambiental e de desenvolvimento tecnológico.

No entanto, a efetividade de qualquer dos instrumentos de proteção ambiental dependerá, em grande parte, do contexto institucional subjacente, pois como discutido nos capítulos anteriores, alterações nas instituições formais por si só não garantem mudanças no comportamento dos agentes. É necessário compreender a forma como as leis se inserem na sociedade, se são aplicadas consistentemente de forma previsível e imparcial, ou se relacionamentos pessoais e outros métodos permitem, sistematicamente, a burla do sistema. Em um cenário ideal, as normas legais deveriam ser apenas um ponto de partida para que os atores concorressem por sua implementação, tornando-as, assim, realmente efetivas (Bell, 2005).

A maior ou menor efetividade das leis está associada ao grau de previsibilidade do comportamento das pessoas – condicionado pelas convenções, códigos de conduta e normas sociais – e se relaciona, fortemente, com as interações recíprocas entre instituições formais e políticas públicas. Este raciocínio se aplica aos direitos de propriedade que, na prática, são seguros e estáveis dependendo do contexto institucional. Nesse sentido, o bom funcionamento do sistema jurídico facilitaria o desenvolvimento de arranjos regulatórios mais sofisticados, que envolvam uma definição de direitos de propriedade mais complexa. De acordo com Bell (2005):

“The very existence of a reliable legal culture gives participants in the process (as well as the beneficiaries of the regulatory scheme) the confidence to engage in the regulatory scheme because it offers an impartial, effective means to sort out differences and thereby instills a sense of fairness. It also imparts a sense of confidence to the general public, who likely are not involved in particular regulatory decisions, but want to believe that the system is fair. Everyone must believe that everyone else within the system will play by the same rules. Otherwise, the system of regulation erodes. Without this, people must find alternative ways of sorting out liability, or decide to opt out and decide for themselves which rules they will follow and which they will not” (Bell, 2005, p. 653).

Pode-se entender que o autor está ressaltando o papel de *trust* no funcionamento de um regime regulatório ambiental. Na terminologia da seção 2.3, dada a grande assimetria

informativa nas transações ambientais, reduzindo a efetividade dos mecanismos de preço e hierarquia, intensifica-se a necessidade de *trust*.

No entanto, a base de sustentação para *trust* são os mecanismos institucionais de *enforcement*, ou seja, a confiança no regime regulatório está ligada à crença de que as regras serão seguidas. Considerando que o Estado tem o monopólio do poder de polícia, em dois momentos os seus mecanismos jurídicos de *enforcement* podem falhar: (i) as instituições estatais responsáveis pelo *enforcement* podem não agir de forma independente (especialmente quando empresas ou órgãos públicos estão envolvidos); (ii) no litígio os juízes podem não ter o conhecimento interdisciplinar necessário para analisar questões de governança ambiental, ou, ainda, o período de conclusão do trâmite pode ser excessivamente longo. Alcorn et al. (2003) deixa este ponto muito claro:

“While thinking about better governance systems for protected area management, it is important to note that enforcement capacity is not exclusively related to the park managers, but to the judiciary system in general. A traditional way to solve problems related to lack of enforcement in protected area management has been to expand the enforcement capabilities of the conservation agency, usually by increasing the number and equipment of park rangers. However, case studies have shown that investments in sectors not directly related to biodiversity conservation might yield better results [...] After a felony in a protected area has occurred, effective enforcement requires both detection and a judicial process that is willing and able to prosecute. Some of the steps involved are a judiciary citation and a trial, and these depend exclusively on the judiciary system; such procedures are in most cases out of the scope of the protected area authorities. However, failures in the judiciary system reduce the chances of an adequate and real enforcement, therefore creating indirect incentives for illegal activities in protected area. Strengthening the capacities of local and national judicial systems to approach environmental issues yields results for the preservation of protected areas (Alcorn et al., 2003, p. 16).

Assim, a “cultura legal” do país tem papel importante no funcionamento das estruturas de governança ambiental. O próprio processo de construção das leis pode ser um indício da existência de *rule of law*, indicando o papel desempenhado pelos diferentes atores no desenho das salvaguardas presentes na legislação. No caso brasileiro, o estudo do histórico das Unidades de Conservação, realizado no Capítulo 1, mostrou que – desde o

momento de consolidação da temática ambiental, representada pela promulgação da Política Nacional do Meio Ambiente – existiam, pelo menos no papel, diversas instâncias decisórias destinadas a contemplar as necessidades e interesses dos diferentes atores envolvidos.

O órgão superior do Sistema Nacional do Meio Ambiente, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), responsável pela definição das diretrizes das políticas ambientais e encarregado de estabelecer normas e critérios para o licenciamento de atividades poluidoras, além dos padrões gerais de qualidade ambiental, tinha inicialmente em sua composição: representantes do setor público, entidades de classe (setor produtivo e trabalhadores) e, até mesmo, ONGs.

No entanto, como ressaltado anteriormente, o processo histórico de desenvolvimento das Unidades de Conservação, em realidade, foi de cima pra baixo. A criação de novas categorias de Unidades de Conservação e a implementação dos tipos existentes se deveu, majoritariamente, a decisões legislativas e ao comportamento da burocracia estatal. Assim, a construção dos mecanismos de proteção ambiental ocorreu sem a participação direta de atores locais. Nesse sentido, considerando a importância das instituições locais na solução dos problemas de *common-pool resources*, a ausência dos atores locais no desenvolvimento das regras de governança ambiental, tem implicações para a capacidade de a legislação prover os mecanismos institucionais adequados para cada situação específica.

A idéia subjacente é que a construção de um aparato legal sofisticado, mas que, em certa medida, se manteve desvinculado da realidade vivenciada pelos atores econômicos, amplificou os problemas característicos da governança ambiental quais sejam, assimetria informacional e direitos de propriedade mal definidos. Por isso, autores como Bell (2005) destacam o papel do *disclosure* e consideram que um dos principais alicerces de qualquer sistema regulatório ambiental reside na capacidade de exercer o monitoramento com êxito:

“Any sort of compliance and enforcement system rests on monitoring [...] Monitoring can be costly. It requires good equipment, but also a level of integrity. It is as easy to turn off monitoring equipment at inconvenient times as it is to turn off pollution control equipment [...] As

the public often plays a role in data integrity, one might also ask whether the data is made available to the public and how.

It can make a difference whether the monitoring is plant-specific or if it only gauges ambient conditions. For some countries, most available data is ambient, which discloses little about the contribution of specific sources.” (Bell, 2005, p. 663).

No caso brasileiro, como a análise da legislação na seção 3.2 irá mostrar, as responsabilidades legais pela produção de informações relativas ao meio-ambiente ainda permanecem nebulosas. Os impactos ambientais das atividades econômicas na qualidade da água, do ar, ou na biodiversidade, na maioria dos casos não são mensurados adequadamente.

O próximo item aprofunda a discussão sobre *disclosure* na legislação ambiental, baseando-se no trabalho de Wagner (2004), para em seguida serem tecidos alguns comentários sobre o caso americano.

3.1.1 O Disclosure

Disclosure pode ser entendido como o processo de expor, revelar ou divulgar ao público informações relevantes sobre as transações econômicas. Na temática ambiental, o conceito se refere ao fornecimento de informações sobre as condições ambientais existentes e as mudanças provocadas em decorrência da ação, direta e indireta, dos agentes econômicos. Esta questão é crucial, pois, como mostrado acima, mecanismos para induzir a geração e disseminação de informações são um dos principais alicerces de sustentação das estruturas de governança ambiental.

Wagner (2004), retomando o *paper* seminal de Hardin (1968), tratado no item 2.4.1, ilumina a questão de forma precisa:

“ ‘*Picture a pasture open to all.*’ *In contrast to Professor Hardin’s simple scenario, this commons has cows, but the land managers are not sure whether the cows number 12 or 120, and they do not know where or how much they graze. They are also not sure how much waste the cows*

produce, or how much of their grazing, waste, and traffic the land and surrounding surface waters can tolerate. Cattle owners, who have the best information about these questions, are disinclined to share it, much less invest resources in developing a more accurate measure of the damage that their cattle inflict on common property. In fact, these owners maintain that their cattle are not damaging the pasture but fertilizing it and discredit all information to the contrary. Now, how should one characterize the 'tragedy of the commons'?" (Wagner, 2004, p. 1622).

A grande preocupação do autor é a falta de atenção dada pela legislação ambiental, seus estudiosos e doutrinadores, às grandes lacunas de informação e, principalmente, aos incentivos para a perpetuação destas lacunas, ao longo do tempo. Nota-se que, apesar do enorme desenvolvimento da legislação e regulação ambiental desde os anos 70, a produção científica das informações necessárias à proteção ambiental (qualidade e características das águas, terras e atmosfera) é insuficiente, mesmo nos EUA. Não se sabe, exatamente, até que ponto as ações antrópicas causam danos irreversíveis, nem como recuperar os ecossistemas degradados, apesar de as políticas governamentais dependerem diretamente dessas informações.

Para se atingirem soluções é necessário enfrentar as deficiências que resultam, em grande parte, do fracasso da legislação ambiental em requisitar a produção de informações básicas sobre os danos causados ao meio ambiente. O impacto, dessa ausência de informações, sobre as estruturas de governança é amplificado pela variabilidade intrínseca dos atributos ambientais, ou seja, pela dificuldade de se reconhecerem relações determinísticas na infinidade de variáveis que compõem o meio ambiente. Amplifica-se, portanto, a quantidade de informações necessárias para que se façam inferências sobre a evolução dos atributos ambientais. Dessa forma, os tomadores de decisão necessitariam não apenas de dados sobre os agentes e os estados da natureza, mas também sobre a evolução no tempo de tais estados. Dietz et al. (2003):

“Effective governance requires not only factual information about the state of the environment and human actions but also information about uncertainty and values. Scientific understanding of coupled human-biophysical systems will always be uncertain because of inherent unpredictability in the systems and because the science is never complete. Decision makers need

information that characterizes the types and magnitudes of this uncertainty, as well as the nature and extent of scientific ignorance and disagreement” (Dietz et al., 2003, p. 1908).

O progresso científico das ciências “ambientais”, como a ecologia e a biologia ambiental, pode ser considerado relativamente baixo por ainda não terem atingido a capacidade preditiva necessária para uma gestão ambiental adequada. Diversos campos do conhecimento – como a pesquisa genética, farmacêutica e aeroespacial – têm alta complexidade, incerteza e, mesmo assim, obtiveram maiores progressos (Wagner, 2004). Qual então seria o motivo para o, comparativamente, baixo desenvolvimento das pesquisas sobre os efeitos adversos das atividades humanas no meio ambiente?

Para Wagner (2004) a resposta reside em um problema de incentivos. Enquanto em outras áreas de pesquisa os atores privados ao buscarem benefícios individuais, em boa parte, contribuem para o avanço científico global, isto não ocorre da mesma forma nas ciências ambientais. A pesquisa sobre os danos ao meio ambiente necessariamente não trará benefícios apropriáveis aos atores privados, pelo contrário, os atores que investirem na identificação dos efeitos adversos de suas próprias atividades muito provavelmente sofrerão sanções. E além de não haver estímulos para que os agentes contribuam com o desenvolvimento da pesquisa sobre danos ambientais, os atores estarão predispostos a perpetuar a ignorância sobre o tema

O ponto a ser salientado é que, na maioria dos casos, apesar da governança ambiental ter demandas informacionais enormes, os atores regulados não são obrigados a prover muito mais que uma descrição parcial de suas atividades e não têm o dever de acompanhar o impacto de suas atividades no meio ambiente e na saúde pública. E mais do que isso, em muitas situações as leis desestimulam o fornecimento voluntário de informações sobre efeitos adversos. Isto ocorre porque é mais provável que os reguladores respondam ao *disclosure* de informações sobre efeitos adversos com multas e maiores restrições, do que com recompensas regulatórias.

Os agentes não têm estímulos para avaliar os impactos ambientais de suas atividades por, basicamente, duas razões inter-relacionadas:

Em primeiro lugar, a pesquisa sobre a segurança ambiental de processos de produção, produtos e serviços, além de custosa, manterá algum grau de incerteza intrínseco,

uma vez que a realização de “todos” os testes teria um custo proibitivo. Portanto, é raro que tais pesquisas sejam satisfatoriamente conclusivas.

Segundo, existe o problema de transpor para o preço dos produtos e serviços o custo da pesquisa. Os consumidores podem não valorizar declarações de segurança ambiental providas dos próprios agentes interessados, até porque tais declarações, como dito acima, não seriam totalmente conclusivas. Em outras palavras, frases como “este produto não causou câncer em ratos de laboratório” dificilmente teriam apelo mercadológico.

A falta de incentivo para os agentes tornarem públicas as informações ambientais é exacerbada pelo fato de que, justamente, os agentes que se encontram em melhores condições para avaliar as informações são os que mais têm a perder ao reportá-las. Wagner (2004) resume o problema da seguinte forma:

“In sum, actors who create externalities are best situated to access and produce information on the nature of the harms that their activities cause, but they also stand to lose from providing such information. As a result, these actors use their ability to control access to this information to create impediments for third parties who seek to ensure that polluting activities and hazardous products are in fact safe. At the very least, actors’ ability to limit access to information about their products and activities raises the costs to third parties of developing even a preliminary understanding of these externalities” (Wagner, 2004, p. 1649).

3.1.2 Comentários sobre o Caso Americano

A leis vigentes, implementadas pela agência de proteção ambiental dos EUA (EPA), não requerem, adequadamente, a produção de informação sobre os riscos e malefícios causados por um produto ou atividade (Wagner, 2004). Apenas em três casos seria requisitada, sistematicamente, a produção de informações sobre as externalidades criadas pelos agentes: (i) produtores de substâncias altamente tóxicas (e.g., pesticidas) devem realizar testes de toxicidade padronizados antes da comercialização; (ii) atividades que canalizem poluição para águas de superfície, atmosfera ou terra, acima de limites pré-definidos, devem obter uma licença e reportar, sistematicamente, tais descargas de resíduos;

(iii) no caso de haver um vazamento acidental, os atores devem reportar esse vazamento caso acreditem que o mesmo exceda a quantidade despejada cotidianamente.

Nesta última circunstância, caso os atores não reportem o vazamento eles podem sofrer processos civis e criminais. Os atores também poderão arcar com a avaliação de risco ecológico, custos de recuperação da área degradada e danos causados aos recursos ambientais. No entanto, os atores não são obrigados a mensurar o vazamento *on-site*, permitindo que se faça uma estimativa pouco robusta do mesmo.

Fora das três situações mencionadas acima, basta aos atores prover informações gerais sobre a natureza de suas atividades, não precisando mostrar os efeitos adversos que estas possam ter sobre o meio ambiente; relegando para o público e, em particular, para as agências governamentais o reconhecimento e a avaliação desses efeitos. Mesmo que haja indícios de que determinada atividade esteja causando danos ambientais, existem circunstâncias nas quais os atores não têm a responsabilidade de identificar e revelar os danos causados. Por exemplo, em quase todos os estados americanos, grande parte dos atores, que utilizam pesticidas e fertilizantes, não são responsáveis por produzir, de forma sistemática, informações sobre suas atividades, apesar de esses agentes responderem por metade da poluição das águas americanas (Wagner, 2004).

Na prática, portanto, as leis ambientais não conseguem requisitar a geração de informações sobre as externalidades que resultam das atividades dos agentes. E mais do que isso, o sistema judicial, de certa forma, recompensa os atores por sua ignorância, gerando processos civis ao invés de processos criminais, já que não há dolo se não houver conhecimento prévio sobre os possíveis danos ambientais.

O *enforcement* e a regulação sobre uma atividade aumentam diretamente em resposta à percepção na sociedade de que tal atividade é danosa, de forma que a ausência de informação pode corresponder à ausência de regulação. Apesar do conhecimento superior que os atores têm sobre suas atividades, as leis ambientais colocam o ônus da prova de que uma atividade tem efeitos adversos, na EPA (Environmental Protection Agency). A existência de leis que punem os agentes, caso estes tomem conhecimento de algum malefício causado por suas atividades e não o reportem imediatamente para a EPA, aumenta ainda mais o incentivo para a ignorância. Nas palavras de Wagner (2004):

“Just as actors are likely to appreciate that producing information about their products and activities can lead to increased regulatory requirements, they are also likely to understand that volunteering information about violations of existing laws will be rewarded with enforcement actions and sanctions. Although some states do attempt to reward firms with good compliance records, most environmental enforcement regimes provide only sticks, not carrots” (Wagner, 2004, p. 1688).

3.2 Legislação Ambiental

Como mostrado acima, a literatura de governança ambiental tem ressaltado a importância do monitoramento, pois se considera que com a produção sistemática de informações sobre o comportamento dos agentes aumentam-se as chances de alterar os incentivos e induzir à obediência às regras. Por vezes, os bens e serviços ambientais são de difícil definição e a exclusão de terceiros é um processo árduo, o que torna os esforços de monitoramento uma necessidade primária das estruturas de governança ambiental.

Retomando a definição de estrutura de governança: **um conjunto de mecanismos institucionais de alocação e *enforcement* dos direitos de propriedade**. O objetivo desta seção é analisar a parte desse conjunto de mecanismos institucionais formada pelas instituições formais, mais precisamente, pelas leis e decretos que criaram e definiram as estruturas “Parque” e “Área de Proteção Ambiental”.

Pretende-se examinar a forma como as regras formais procuram disciplinar o comportamento dos agentes, ensejando o bom desempenho das estruturas de governança, com destaque para a questão do *disclosure*. A análise pormenorizada destas regras subsidiará a avaliação da hipótese de complementaridade institucional.

No capítulo anterior, a revisão da literatura mostrou indícios da existência de complementaridade e uma preocupação latente de diversos autores, exatamente, com tal possibilidade. Nesta seção procuraremos reduzir o nível de abstração e tentar identificar alguns dos mecanismos que possam propiciar a existência de complementaridade entre as estruturas. O primeiro item faz considerações sobre metodologia, para em seguida, item

3.2.2, se desenvolver a abordagem de Ostrom (2005), a qual será aplicada, extensivamente, a legislação ambiental.

3.2.1 Desafios da Análise Institucional

Antes de abordar a metodologia de análise que será utilizada para tratar a legislação ambiental, serão feitos alguns breves comentários sobre as dificuldades e os limites encontrados ao se estudar instituições.

De acordo com Ostrom (2005), as dificuldades para realizar análise institucional decorrem, basicamente, (i) do fato de as instituições serem invisíveis, (ii) da imprecisão com que o termo instituição é utilizado, (iii) dos requisitos de interdisciplinaridade, (iv) da necessidade de múltiplos níveis de análise, e, por fim, (v) da complexidade natural com que os elementos institucionais, os atributos do mundo e as comunidades de indivíduos interagem entre si.

A dificuldade em visualizar instituições ocorre porque grande parte destas existe apenas como conceitos compartilhados nas mentes dos participantes de determinado grupo, sem qualquer referência escrita. Portanto, diversas instituições informais podem estar “escondidas” dentro de regularidades no comportamento observado.

Com relação à imprecisão no uso do termo instituição, a seção 2.1 (O Conceito de “Instituição”) já tratou suficientemente esta questão.

No tocante à necessidade de tratamento interdisciplinar, a conservação do meio ambiente indiscutivelmente requer o emprego de campos distintos do conhecimento, pois para compreender a interação homem-ambiente, deve-se buscar o entendimento: (a) do comportamento dos indivíduos – Economia Institucional; (b) da dinâmica do meio ambiente – Biologia da Conservação; (c) das formas de controle social – Direito Ambiental.

A interdisciplinaridade também deve ser ressaltada por estar intimamente relacionada à questão dos múltiplos níveis de análise. Quando se examina a ação individual, hipóteses específicas devem ser assumidas sobre o contexto em que o indivíduo

está inserido, antes de serem feitas inferências sobre o comportamento esperado dos agentes.

A última dificuldade para a análise institucional, listada por Ostrom, se relaciona ao modo de interação entre a realidade física, as instituições e os indivíduos. O ponto chave é que o impacto de determinada regra sobre os incentivos e o comportamento dos agentes, em geral, está contingente a inúmeros fatores, com destaque para as interações com outras regras.

Em outras palavras, conforme discutido acima, a efetividade de uma regra depende da complementaridade que tem com as outras regras em vigor. Portanto, a atuação de uma estrutura de governança denominada Área de Proteção Ambiental (APA) pode estar contingente a existência de uma estrutura de governança Parque, como supõe a hipótese fundamental do presente trabalho.

3.2.2 Institutional Analysis and Development (IAD) framework e o conceito de “Regra”

O estudo da interação entre as instituições sociais e os fenômenos da natureza requer o desenvolvimento do conhecimento científico em níveis distintos de generalização, contendo arcabouço teórico (*framework*), teorias propriamente ditas e modelos.

Um arcabouço geral identifica as relações que devem ser consideradas para análise institucional, organiza os diagnósticos e cataloga variáveis estruturais necessárias para a investigação dos diversos arranjos institucionais. Os arcabouços teóricos procuram reconhecer os elementos universais que as teorias sobre o mesmo tipo de fenômeno precisariam incluir e, dessa forma, ajudam o “analista” a gerar as questões a serem respondidas pela análise institucional (Ostrom, 2005).

A primeira hipótese assumida no IAD *framework* se refere ao comportamento dos indivíduos. O pressuposto comportamental considera, basicamente, que as pessoas são auto-interessadas e, portanto, o comprometimento delas em seguir as regras diminui se os

retornos percebidos forem baixos. Ou seja, os atores comparariam os retornos esperados do cumprimento e do não-cumprimento das regras.

De acordo com o IAD *framework*, como desenvolvido por Ostrom (2005), a unidade conceitual (unidade de análise) para explicar e prever o comportamento é a “arena de ação”, composta por uma “situação de ação” e pelos atores nesta situação — no presente trabalho, tais arenas de ação seriam as Unidades de Conservação (UCs).

A caracterização da estrutura da arena de ação é feita por meio de 6 grupos de variáveis: i) os resultados (*outcomes*), ii) os atores ou participantes, iii) as posições relativas entre os participantes, iv) a autonomia dos participantes para escolher uma ação (controle), v) o acesso à informação e vi) os custos e benefícios de cada resultado (*payoffs*).

Os atores podem ser indivíduos ou organizações e devem ser descritos pelos recursos que trazem à situação, pela valoração que fazem dos “estados” da natureza, pela forma que adquirem e respondem à informação e pelos processos empregados para selecionar cursos de ação futura. A arena de ação se refere ao espaço onde os participantes interagem, trocam bens e serviços, resolvem problemas, além de tentarem influenciar as decisões de seus pares.

A estrutura da arena de ação “UC”, além de ser condicionada pelos atributos dos estados da natureza, é, também, determinada pelas regras e normas com as quais os participantes ordenam suas interações. A compreensão compartilhada do que sejam as regras e a percepção individual dos estados da natureza, concluem a caracterização da arena de ação.

Ainda de acordo com Ostrom (2005), **uma regra pode ser considerada como um entendimento compartilhado sobre recomendações de ações (*enforced prescriptions*)**. Neste sentido, o ato legal de requisitar, proibir ou permitir determinados comportamentos visaria alcançar ordem e previsibilidade na interação entre os indivíduos. Para tanto são criadas posições (classes de pessoas) das quais se requer, permite ou proíbe classes de ações em relação a determinados estados da natureza. As regras bem compreendidas e eficientemente impostas (*well-enforced*) operam de forma a mitigar a probabilidade da ocorrência de ações consideradas indesejáveis.

Uma compreensão perfeita das leis é impossível, até porque estas são escritas em “linguagem humana” e, portanto, carregam inevitáveis problemas de ambigüidade e falta de

clareza. Logo, o comportamento em conformidade com as leis (*rule of law*) e a estabilidade nas ações individuais, também depende de certo consenso na interpretação das regras e, não apenas, da veemência com que estas são impostas.

Em uma situação de ação, para que sejam observadas regularidades no comportamento dos participantes, os atores que formulam e aplicam as regras às situações particulares devem ter uma compreensão compartilhada sobre as mesmas no momento em que forem efetivamente aplicadas. Contudo, as transformações na tecnologia, nas normas (valores) sociais e nos próprios estados da natureza alteram os eventos para aos quais as regras se aplicam, podendo deixar as leis mal-adaptadas a uma nova realidade. Em outras palavras, com a alteração da “situação de ação” o comportamento dos participantes, resultante do *enforcement* das leis, pode não ser consistente com o objetivo inicial das mesmas.

Em geral a submissão às regras não é voluntária e a ausência da percepção (crença) de *enforcement* afeta as expectativas dos atores em relação ao comportamento dos demais. A partir do momento em que um participante acredita que os outros não irão seguir as regras, o *payoff* percebido de suas escolhas muda mesmo que os elementos da estrutura da “situação de ação” não se alterem, i.e, ele pode modificar sua melhor resposta de acordo com as mudanças nas expectativas, mesmo que os outros elementos da situação se mantenham os mesmos. Nesse sentido a confiança (*trust*) que cada agente deposita nos demais altera o resultado final independentemente de modificações no estado da natureza.

Levando em conta as características das “regras”, passaremos agora à tarefa de apresentar uma tipologia para leis ambientais. Adaptando o IAD *framework* de Ostrom (2005), as regras serão classificadas de acordo com seu impacto nos elementos de uma “situação de ação”. As regras que afetam a “situação de ação” serão divididas em 6 grupos, representando as variáveis estruturais da “arena de ação”:

i) *regras de fronteira*: determinam o número de participantes da arena de ação. Definem as condições de entrada e saída da arena de ação. Ex: em algumas áreas de proteção integral a entrada é estritamente proibida, em outras só pode ocorrer mediante autorização.

ii) *regras de posição*: estabelecem as posições relativas entre os participantes. Definem as classes sociais, das quais se espera determinado comportamento. Ex: as regras que separam os fiscais dos fiscalizados, que definem quem são os proprietários legítimos e quem são os grileiros.

iii) *regras de autoridade*: designam os conjuntos de ações que os participantes em determinadas posições devem, podem ou não podem seguir. Definem o leque de opções de cada agente em determinada posição. Ex: em certas partes de uma Área de Proteção Ambiental (APA) atividades produtivas estão autorizadas desde que estejam de acordo com o zoneamento ecológico-econômico, a Lei de Crimes autoriza a polícia ambiental a prender quem caçar espécimes da fauna silvestre.

iv) *regras de controle (autonomia)*: afetam o nível de autonomia que um participante em determinada posição tem na escolha de determinada ação. Definem o grau de discricionariedade permitido a cada agente ao escolher uma ação dentre o leque de ações possíveis. Ex: um fiscal do IBAMA pode realizar uma inspeção em consequência de uma denúncia ou por simples iniciativa própria, o gestor de um Parques Estadual só pode realizar obras no mesmo com a anuência da Secretaria do Meio Ambiente.

v) *regras de informação*: basicamente são as regras que alteram o conjunto de informação de cada participante. Definem os requisitos de *disclosure* que os agentes devem atender em cada uma de suas atividades. Ex: a exigência de estudos de impacto ambiental nos projetos que tragam alterações significativas no meio ambiente, a necessidade de licenças para extrair, transportar e comercializar produtos florestais.

vi) *regras de payoff*: afetam os custos e benefícios de cada ação tomada. Definem as combinações particulares “ação → *payoff*”, envolvem as penalidades pelo não cumprimento das regras e também as recompensas em obedecê-las. Ex: pagamentos de compensações por danos ambientais, isenções de impostos, multas.

Deve-se lembrar que, no ambiente institucional, o conjunto de regras é inter-relacionado de tal forma que o impacto de uma mudança das regras sobre as ações escolhidas e sobre os resultados (*outcomes*) é contingente ao conteúdo específico das outras regras em uso. Ou seja, a implementação de uma lei ou decreto é contingente à complementaridade entre os mecanismos institucionais de alocação e controle dos direitos de propriedade, i.e., a estrutura de governança.

Nos próximos itens serão examinados as principais leis ambientais e decretos referentes ao estudo em tela. A primeira será a Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, que institui o Novo Código Florestal, estabelecendo o regime jurídico das florestas que vigora até os dias de hoje. Em seguida é feita a análise do Decreto Estadual nº 25.341, de 4 de junho de 1986, no qual é aprovado o Regulamento dos Parques Estaduais, completando a caracterização da estrutura de governança “Parque”.

Em seguida é tratada a Lei nº 6.902, de 27 de abril de 1981 que criou, entre outras, a estrutura “Área de Proteção Ambiental”. Depois será a vez da Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, que promulgou a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA). O próximo instrumento legal analisado será o Decreto nº 88.351, de 01 de junho de 1983, que regulamenta a PNMA e que conjuntamente com a Resolução CONAMA nº 10 (14/12/1988) promoveu a regulamentação das APAs.

3.2.3 O Código Florestal

Os primeiros artigos do Código Florestal, basicamente, conceituam as florestas e áreas de preservação permanente. O **Art. 1º** define as florestas existentes no território nacional e as demais formas de vegetação como bens de interesse comum a todos os habitantes, cujos direitos de propriedade sofrem as limitações que a legislação e especialmente o Código estabelecem. No parágrafo único deste primeiro artigo já surge uma *regra de payoff* ao se classificar como uso nocivo da propriedade (art. 302, XI *b*, do Código de Processo Civil) quaisquer ações ou omissões contrárias às disposições do Código Florestal.

No **Art. 2º** são definidas, espacialmente, as Áreas de Preservação Permanente, compostas pela vegetação ao longo de cursos d'água, lagos, nascentes, encostas, morros e montanhas, entre outras formações geográficas. Ainda sem tratar dos Parques, surge a primeira *regra de controle*, **Art. 3º**, na qual se determinam quais são os critérios para o Poder Público declarar formas de vegetação como Áreas de Preservação Permanente (APP), basicamente, as que atenuem a erosão, que sirvam de proteção para obras de infraestrutura ou que constituam áreas de interesse social. No parágrafo 1º deste artigo se estabelece que quando a supressão parcial da floresta for necessária – devido à execução de obras, planos, atividades ou projetos de utilidade pública ou interesse social – deverá haver prévia autorização do Poder Executivo Federal. O que constitui uma *regra de controle*, pois condiciona a ação dos agentes no nível local, ao arbítrio de uma esfera superior, a esfera federal.

Inicia-se a questão dos Parques com o **Art. 5º**, segundo o qual cabe ao Poder Público criar:

“a) Parques Nacionais, Estaduais e Municipais e Reservas Biológicas, com a finalidade de resguardar atributos excepcionais da natureza, conciliando a proteção integral da flora, da fauna e das belezas naturais com a utilização para objetivos educacionais, recreativos e científicos”

Assim, se estabelece como objetivo dos Parques conciliar a proteção integral, com a recreação, educação e pesquisa ambiental, mantendo no âmbito da ação do Poder Público (Federal, Estadual ou Municipal) a criação destas estruturas de governança.

No parágrafo único do **Art. 5º** se define a *regra de autoridade* de maior importância para os agentes econômicos que atuam nos Parques. *“Fica proibida qualquer forma de exploração dos recursos naturais nos Parques Nacionais, Estaduais e Municipais”*.

Ainda se referindo as prerrogativas do Poder Público, o **Art. 7º** (*regra de autoridade*) afirma que *“Qualquer árvore poderá ser declarada imune de corte, mediante ato do Poder Público, por motivo de sua localização, raridade, beleza ou condição de porta-sementes”*, o que aumenta o conjunto de ações permitidas ao Poder Público.

A primeira *regra de fronteira* é definida no **Art. 9º**, segundo o qual as florestas particulares indivisas (justapostas) à florestas sujeitas a regime especial ficam subordinadas

as mesmas disposições que vigorarem nestas últimas. Dessa forma, se uma floresta particular estiver em continuidade à floresta de um Parque, os atores que atuam na primeira, também, estarão sob o regime de governança da segunda.

Constitui-se, finalmente, a primeira *regra de informação*, apenas no **Art. 13**, que estabelece: “*O comércio de plantas vivas, oriundas de florestas, dependerá de licença da autoridade competente*”. No entanto, o artigo é muito sucinto, não se qualificam o tipo de licença, a forma de concessão ou mesmo a natureza dos órgãos responsáveis pelo licenciamento.

Tratando do conjunto de ações permitidas ao Poder Público, há uma notável expansão do escopo das *regras de autoridade*, no item (a) do artigo 14º: “*Além dos preceitos gerais a que está sujeita a utilização das florestas, o Poder Público Federal ou Estadual poderá: a) prescrever outras normas que atendam às peculiaridades locais*” (grifos nossos). Assim, a título de atender a peculiaridades locais o espectro de atuação do Poder Público se alarga consideravelmente.

No item (b), do **Art. 14**, é conferida, ao Poder Público, a capacidade de proibir ou limitar o corte de espécies ameaçadas de extinção e requisitar licença prévia para o corte de espécies vizinhas a estas. Mas, novamente, a necessidade de licença se impõe de modo vago, sem qualificar o processo de licenciamento.

Um ganho para o conjunto de *regras de informação* ocorre no item (c), no qual se permite ao Poder Público, “*ampliar o registro de pessoas físicas ou jurídicas que se dediquem à extração, indústria e comércio de produtos ou subprodutos florestais*”. Deve-se notar, entretanto, que de acordo com a discussão sobre o *disclosure* (seção 3.1), esta lógica regulatória é inapropriada. Pois o ônus da ação regulatória recai sobre o Poder Público, ao qual é dada, apenas, uma possibilidade de ampliar o cadastro dos atores relevantes, em vez de estabelecê-lo como uma ação que a iniciativa caberia aos próprios agentes privados.

Apesar de não relacionado diretamente com o estudo dos Parques, um artigo importante é o **Art. 16**, pois define a chamada “reserva legal”. O item (a) do artigo trata da região Sudeste, que é nossa região de estudo:

“As florestas de domínio privado, não sujeitas ao regime de utilização limitada e ressalvadas as de preservação permanente, previstas nos artigos 2º e 3º desta lei, são suscetíveis de exploração, obedecidas as seguintes restrições:

a) nas regiões Leste Meridional, Sul e Centro-Oeste, esta na parte sul, as derrubadas de florestas nativas, primitivas ou regeneradas, só serão permitidas, desde que seja, em qualquer caso, respeitado o limite mínimo de 20% da área de cada propriedade com cobertura arbórea localizada, a critério da autoridade competente [...]”

Os artigos 20 e 21, apesar de poderem ser caracterizados como *regras de autoridade*, também funcionam como *regras de fronteira* porque expandem a “arena de ação” ao incluir obrigações para atores, fora do âmbito imediato das UCs, mas que interagem com agentes que atuam dentro da Unidade de Conservação.

O **Art. 20** determina:

“As empresas industriais que, por sua natureza, consumirem grandes quantidades de matéria-prima florestal serão obrigadas a manter, dentro de um raio em que a exploração e o transporte sejam julgados econômicos, um serviço organizado, que assegure o plantio de novas áreas, em terras próprias ou pertencentes a terceiros, cuja produção sob exploração racional, seja equivalente ao consumido para o seu abastecimento”.

Desse modo, ao agir sobre a demanda de produtos florestais, objetivando diminuir a procura por produtos explorados ilegalmente, o legislador altera a estrutura de incentivos dos agentes que atuam dentro das UCs.

No parágrafo único do **Art. 20** determina-se que *“O não cumprimento do disposto neste artigo, além das penalidades previstas neste Código, obriga os infratores ao pagamento de uma multa equivalente a 10% (dez por cento) do valor comercial da matéria-prima florestal nativa consumida além da produção da qual participe”.* Esta regra de *payoff* desestimula a aquisição de matéria-prima florestal de origem ilícita – dentre as quais, a originária de Parques – procurando modificar a relação custo-benefício da extração ilegal.

Deve-se notar que a responsabilidade pela fiscalização das regras contidas no Código recai predominantemente sobre os ombros da administração federal. Isto fica claro

no **Art. 22**, que atribui à União o dever de fiscalizar diretamente – com órgão executivo específico do Ministério da Agricultura ou em convênio com os Estados e Municípios – a aplicação das normas, podendo, para tanto, criar os serviços necessários.

Ao conceder para a União a capacidade de criar “serviços” destinados ao *enforcement* do Código Florestal, este artigo poderia ser classificado como uma *regra de autoridade*. No entanto, é mais bem identificado com uma *regra de posição*, a primeira do Código, pois localiza em órgão específico do Executivo Federal uma posição de fiscalizador, as agências estaduais e/ou municipais como auxiliares e, conseqüentemente, o restante dos atores na posição de fiscalizados.

Uma *regra de controle* fundamental é definida no **Art. 23**, o qual estabelece que “A *fiscalização e a guarda das florestas pelos serviços especializados não excluem a ação da autoridade policial por iniciativa própria*”. Deste modo, a instância policial tem a discricção para iniciar, espontaneamente, atividades de fiscalização.

No artigo seguinte, **Art. 24**, tem-se que os funcionários florestais, no exercício de suas funções, são equiparados aos agentes de segurança pública, com direito ao porte de arma. Esta constitui uma importante *regra de posição*, pois ao localizar os funcionários florestais na posição de agentes de segurança pública, aumenta-se inegavelmente a sua capacidade de *enforcement*.

Já o **Art. 25**, é mais um dos que expande as fronteiras da “arena de ação” identificada nas Unidades de Conservação, pois na letra da lei: “*Em caso de incêndio rural, que não se possa extinguir com os recursos ordinários, compete não só ao funcionário florestal, como a qualquer outra autoridade pública, requisitar os meios materiais e convocar os homens em condições de prestar auxílio*”. Portanto, a partir da promulgação do Código, as autoridades públicas não poderiam permanecer omissas na eventualidade de um incêndio.

Em seguida tem-se o **Art. 26** com uma série de *regras de payoff*, impondo penalidades para as mais diversas ações. É interessante transcrever o artigo completo para que fique claro o nível de detalhamento em que chega a norma:

“Art. 26. Constituem contravenções penais, puníveis com três meses a um ano de prisão simples ou multa de uma a cem vezes o salário-mínimo mensal, do lugar e da data da infração ou ambas as penas cumulativamente:

a) destruir ou danificar a floresta considerada de preservação permanente, mesmo que em formação ou utilizá-la com infringência das normas estabelecidas ou previstas nesta Lei;

b) cortar árvores em florestas de preservação permanente, sem permissão da autoridade competente;

c) penetrar em floresta de preservação permanente conduzindo armas, substâncias ou instrumentos próprios para caça proibida ou para exploração de produtos ou subprodutos florestais, sem estar munido de licença da autoridade competente;

d) causar danos aos Parques Nacionais, Estaduais ou Municipais, bem como às Reservas Biológicas;

e) fazer fogo, por qualquer modo, em florestas e demais formas de vegetação, sem tomar as precauções adequadas;

f) fabricar, vender, transportar ou soltar balões que possam provocar incêndios nas florestas e demais formas de vegetação;

g) impedir ou dificultar a regeneração natural de florestas e demais formas de vegetação;

h) receber madeira, lenha, carvão e outros produtos procedentes de florestas, sem exigir a exibição de licença do vendedor, outorgada pela autoridade competente e sem munir-se da via que deverá acompanhar o produto, até final beneficiamento;

i) transportar ou guardar madeiras, lenha, carvão e outros produtos procedentes de florestas, sem licença válida para todo o tempo da viagem ou do armazenamento, outorgada pela autoridade competente;

j) deixar de restituir à autoridade, licenças extintas pelo decurso do prazo ou pela entrega ao consumidor dos produtos procedentes de florestas;

l) empregar, como combustível, produtos florestais ou hulha, sem uso de dispositivo que impeça a difusão de fagulhas, suscetíveis de provocar incêndios nas florestas;

m) soltar animais ou não tomar precauções necessárias para que o animal de sua propriedade não penetre em florestas sujeitas a regime especial;

n) matar, lesar ou maltratar, por qualquer modo ou meio, plantas de ornamentação de logradouros públicos ou em propriedade privada alheia ou árvore imune de corte;

o) extrair de florestas de domínio público ou consideradas de preservação permanente, sem prévia autorização, pedra, areia, cal ou qualquer outra espécie de minerais”

Assim, no Código Florestal se chega a definir, explicitamente, como contravenção penal (punível com reclusão e multa) ações como maltratar plantas de ornamentação de logradouros públicos, portar balões comemorativos, ou mesmo, soltar animal em floresta sujeita a regime especial. Sendo que ao proibir qualquer danificação de florestas permanentes e Parques tais ações já estão, implicitamente, proibidas.

O mesmo nível de detalhamento não é dado para as *regras de informação*. No próprio **Art. 26**, diversos itens podem ser classificados como provedores de *informação*. O item (c), por exemplo, requer que os atores estejam munidos de licença para transportar, dentro de floresta de preservação permanente, instrumentos que possam ser utilizados para caça ou extração de produtos florestais. E os itens (h), (i) e (j) estabelecem que o comprador de produtos florestais deve exigir a licença do vendedor, mantendo consigo uma 2ª via; e mesmo o transportador dos produtos deve ter licença para o período da viagem e para o armazenamento, devendo restituir as licenças expiradas à autoridade competente. Mas na verdade, a lei requer de modo vago a necessidade de licença ou permissão para o “porte” de produtos florestais, pois não qualifica, em nenhum momento, a forma como se efetivará tal requisição, relegando a questão para a “autoridade competente”.

Considerando a especificidade com que o Código determina, em metros, o tamanho das áreas de preservação permanente ao longo de rios, ou a especificidade com que restringe algumas das ações dos atores³⁰, poderia se esperar que o processo de licenciamento da extração e comercialização de produtos florestais fosse mais claramente caracterizado. Por exemplo, requerendo explicitamente, que as licenças contivessem a descrição da atividade de seu portador, a zona de origem dos produtos, o processo de extração utilizado e etc. Tal produção de informação ajudaria a cobrir as lacunas discutidas na seção 3.1., com o trabalho de Wagner (2004).

A designação dos contraventores, que é uma *regra de posição* fundamental, realiza-se somente no **Art. 29**, o qual define como responsáveis não apenas os autores diretos, mas também os seus superiores. Ou seja, os arrendatários, parceiros, gerentes, administradores,

³⁰ Como exemplo dessa especificidade pode-se citar o artigo 10: “Não é permitida a derrubada de florestas, situadas em áreas de inclinação entre **25 a 45 graus**, só sendo nelas tolerada a extração de toros, quando em regime de utilização racional, que vise a rendimentos permanentes” (grifos nossos).

diretores, promitentes compradores ou proprietários de áreas florestais que tiverem subordinados agindo ilegalmente em seu interesse serão, igualmente, responsáveis. E, ainda, as autoridades que se omitirem ou facilitarem, por consentimento legal, a prática de ato ilícito, também serão responsabilizadas.

No lado oposto, os agentes de *enforcement* são designados no **Art. 33**, segundo o qual:

“São autoridades competentes para instaurar, presidir e proceder a inquéritos policiais, lavrar autos de prisão em flagrante e intentar a ação penal, nos casos de crimes ou contravenções, previstos nesta Lei, ou em outras leis e que tenham por objeto florestas e demais formas de vegetação, instrumentos de trabalho, documentos e produtos procedentes das mesmas:

a) as indicadas no Código de Processo Penal;

b) os funcionários da repartição florestal e de autarquias, com atribuições correlatas, designados para a atividade de fiscalização”

O artigo 34 amplia a *regra de posição*, pois *“As autoridades referidas no item b do artigo anterior, ratificada a denúncia pelo Ministério Público, terão ainda competência igual à deste, na qualidade de assistente, perante a Justiça comum, nos feitos de que trata esta Lei”*. Esta ampliação das atribuições dos funcionários responsáveis pela fiscalização apesar de ter um aspecto de *regra de autoridade* pode ser considerada, também, *regra de posição*.

Retomando as *regras de payoff* têm-se os **Art. 28, 30, 31 e 35**, nos quais se certifica que as contravenções previstas no Código são submetidas às regras gerais do Código Penal e da Lei de Contravenções Penais; estabelecem-se as circunstâncias que agravam a pena, como cometer a infração no período de queda das sementes, épocas de seca, durante a noite, aos domingos ou feriados; e determina-se a apreensão dos produtos e instrumentos utilizados na realização da infração.

Para completar a *regra de controle* definida no **Art. 23**, que concede autonomia para os fiscais iniciarem atividades de monitoramento, o **Art. 32** garante *“ação penal independente de queixa, mesmo em se tratando de lesão em propriedade privada, quando os bens atingidos são florestas e demais formas de vegetação, instrumentos de trabalho, documentos e atos relacionados com a proteção florestal disciplinada nesta Lei”*.

Desse modo, os atores em *posições de enforcement* têm grande liberdade para tomar iniciativas de fiscalização e punição dos infratores.

No artigo 37 proibi-se que se faça a transcrição ou averbação, no Registro Geral de Imóveis, da transferência de propriedade ou da constituição de ônus reais (obrigações) sobre imóveis da zona rural, sem a apresentação de certidão negativa de dívidas referentes ao Código Florestal.

Dessa forma, apesar de ser feita uma proibição a determinado comportamento, o que ensejaria uma *regra de autoridade*, este deve ser interpretado como um *regra de informação*, pois a requisição de certidão negativa obriga o *disclosure* da situação do agente em relação ao Código Florestal.

Um segundo conjunto de *regras de payoff* se encontra nos **Art.** 38, 39 e 41, mas, ao invés de penalidades, tratam de incentivos ao florestamento e reflorestamento. As florestas plantadas ou naturais são declaradas imunes a qualquer tributação e não podem implicar, para efeito tributário, no aumento do valor das terras em que se encontram. Não se considerará renda tributável o valor de produtos florestais obtidos em florestas plantadas, por quem as houver formado. As importâncias empregadas em florestamento e reflorestamento serão deduzidas integralmente do imposto de renda e das taxas específicas ligadas ao reflorestamento. Os estabelecimentos oficiais de crédito concederão prioridades aos projetos de florestamento, reflorestamento ou aquisição de equipamentos mecânicos necessários aos serviços, obedecidas às escalas anteriormente fixadas em lei.

O conjunto de *regras de informação* ganha um último adendo com o **Art.** 42, segundo o qual os livros escolares devem conter textos de educação florestal, a mídia deve destinar parte de sua programação a temas florestais e, principalmente, os Parques e Florestas Públicas devem ser assinalados nos mapas e cartas oficiais.

O último artigo, relevante para os propósitos deste estudo, é o **Art.** 46, que pode ser classificado como *regra de posição* ao definir o “*Conselho Florestal Federal, com sede em Brasília, como órgão consultivo e normativo da política florestal brasileira*”.

Fazendo uma síntese quantitativa das regras abordadas tem-se:

Tabela 1- Regras do Código Florestal

<i>Tipologia</i>	<i>Regras de fronteira</i>	<i>Regras de posição</i>	<i>Regras de autoridade</i>	<i>Regras de controle</i>	<i>Regras de informação</i>	<i>Regras de payoff</i>
Quantidade Observada	2	6	6	3	7	12

Fonte: Elaboração própria

Antes de comentar os resultados, deve ser feita a ressalva de que necessariamente existirá alguma arbitrariedade na classificação das regras por meio da metodologia, aqui empregada, de análise institucional. É evidente que o Código Florestal foi desenvolvido sem se ter em mente um sistema conceitual nos moldes do IAD *framework*, o que ficou claro diversas vezes até pelo fato de encontrarmos artigos da lei que podem ser classificados em mais de um tipo de regra. Contudo, a existência de imperfeições na aplicação do *framework* teórico não invalida a sua capacidade analítica, nem a possibilidade de a partir dele serem construídas inferências.

Atentando para a quantidade de cada tipo de regra, à primeira vista, percebem-se três ordens de grandeza. Observam-se, em primeiro lugar, 12 regras referentes ao *payoff* dos atores. Em segundo têm-se as regras de *posição*, *autoridade* e *informação*, com, em torno de 6 regras para cada tipo. Por último, com relação à *fronteira* e *controle* foram observadas apenas 2 e 3 regras respectivamente.

A decomposição do Código Florestal estaria, portanto, revelando um desequilíbrio entre as regras. Levando em conta, também, o tamanho dos artigos percebe-se que a maior parte do texto está dedicada a restrições de comportamento (inclusas nas *regras de autoridade*) e a penalidades pelo não cumprimento das normas (parte integrante das *regras de payoff*).

Poderia argumentar-se que tal desnível é natural, ou até mesmo necessário. É possível que na construção dos mecanismos institucionais de alocação e *enforcement* dos direitos de propriedade, os quais irão compor as estruturas de governança, deva existir maior quantidade de *regras de payoff* do que, por exemplo, *regras de fronteira*. Todavia, mesmo considerando que alguns tipos de regras devam, necessariamente, aparecer mais e com maior especificidade do que outros, ainda assim se pode atestar certa desproporcionalidade no tratamento das regras dentro do Código Florestal.

O exame pormenorizado dos artigos do Código mostrou que por diversas vezes o legislador determina parâmetros, de natureza essencialmente técnica, para o comportamento dos agentes. No **Art. 2º**, ao estabelecer que ao longo de um rio com largura menor que 10 metros deve ser preservada uma faixa de 5 metros a partir de suas margens, é definido um parâmetro que depende de conhecimento científico. Um biólogo, engenheiro florestal ou técnico similar que visitasse o local, teria melhores condições para definir a largura da área de preservação, podendo levar em conta as idiossincrasias regionais e o tipo de bioma em que se encontra o rio. O mesmo comentário pode ser feito com relação ao **Art. 10º**, que proibi a derrubada de florestas em áreas de inclinação entre 25 a 45 graus.

Ao contrário, no tratamento dado as *regras de informação*, o legislador não interfere na produção de informações ambientais, delegando todo o processo de licenciamento à “autoridade competente”.

Portanto, o legislador, em relação a algumas regras, interfere nas decisões de nível operacional da estrutura de governança, mas em relação a outras se abstém.

Portanto, como exemplificado pelos **Art. 2º** e **Art. 10º**, em um momento a lei define de forma incisiva e concreta as restrições de comportamento; mas em outro, relega de forma genérica os requisitos de *disclosure* para a “autoridade competente”. Por isso, o primeiro quadro é de que as autoridades competentes teriam uma orientação detalhada sobre “o que” e “como” punir, mas poucos instrumentos para identificar quem deva ser punido.

Por último, devemos lembrar que o Código Florestal é considerado uma legislação pioneira e avançada para sua época (1965) e que em diversos aspectos ela foi embrionária. No próximo item, veremos como o Regulamento dos Parques Estaduais, aprovado em 1986, pode completar as regras previstas no Código Florestal.

3.2.4 O Regulamento dos Parques Estaduais Paulistas

No **Art. 1º** do Decreto Estadual nº 25.341, de 4 de junho de 1986, define-se de forma mais precisa, em comparação com o Código Florestal, o objetivo dos Parques

Estaduais. No parágrafo 1º, “*consideram-se Parques Estaduais as áreas geográficas delimitadas, dotadas de atributos naturais excepcionais, objeto de preservação permanente, submetidas a condição de inalienabilidade e indisponibilidade no seu todo*”; e, no parágrafo 3º, estabelece-se que “*O objetivo principal dos Parques Estaduais reside na preservação dos ecossistemas englobados contra quaisquer alterações que os desvirtuem*”.

Os pré-requisitos para a criação de Parques são tratados no artigo 2º, em que se estabelece a exigência de um ecossistema conservado ou, apenas, parcialmente alterado pelo homem; que seja objeto, por parte do Estado, de medidas preventivas ou corretivas das alterações antrópicas; e com a visitação pública condicionada a restrições específicas, mesmo que com propósitos científicos, culturais, educativos ou recreativos. Dessa forma, está explícita a importância do conjunto de *regras de fronteira* na definição do escopo dos Parques, implicando que qualquer entrada na “arena de ação” está condicionada a restrições específicas.

A primeira regra, conforme a metodologia de análise institucional utilizada, aparece no **Art. 4º**, em que se determina o Instituto Florestal (IF) como o responsável pela administração dos Parques Estaduais. Assim, a *posição* de gestor dos Parques Estaduais é conferida a um órgão específico do governo estadual, constituindo uma *regra de posição*.

No artigo seguinte é estabelecida a principal *regra de autoridade* dos Parques:

“*Art. 5º. A fim de compatibilizar a preservação dos ecossistemas protegidos, com a utilização dos benefícios deles advindos, serão elaborados estudos das diretrizes visando a um manejo ecológico adequado e que constituirão o Plano de Manejo.*”

Parágrafo único. O Plano de Manejo será elaborado pelo Instituto Florestal - IF e submetido à aprovação do Conselho Estadual do Meio Ambiente – CONSEMA”.

Além de determinar um guia para a gestão dos Parques (Plano de Manejo) o artigo 5º estipula que este deve ser aprovado pelo Conselho Estadual do Meio Ambiente, reduzindo a autonomia do IF, de modo que o parágrafo único, também, pode ser classificado como uma *regra de controle*.

A abrangência do Plano de Manejo (PM) é definida nos **Art. 6º** e **Art. 7º**. O PM, em certo sentido, se assemelha a uma grande *regra de autoridade*, constituindo,

basicamente, um zoneamento detalhado, desenhado com técnicas de planejamento ecológico, em que são caracterizadas cada uma de suas zonas visando o desenvolvimento das finalidades do Parque. O zoneamento das áreas pode conter, em parte ou no todo, as seguintes zonas: Zona Intangível, Zona Primitiva, Zona de Uso Extensivo, Zona de Uso Intensivo, Zona Histórico-Cultural, Zona de Recuperação e Zona de Uso Especial.

A Zona Intangível seria aquela onde a primitividade da natureza permanecesse intacta, não se tolerando quaisquer alterações humanas. De acordo com a lei, Zona Intangível funcionaria como matriz de repovoamento de outras zonas onde já são permitidas atividades humanas regulamentadas. Esta zona é dedicada à proteção de ecossistemas e dos recursos genéticos e, também, ao monitoramento ambiental. Deve-se destacar o fato do legislador ter atentado para a definição de uma “matriz de repovoamento”, uma idéia importante para a literatura de governança ambiental, conforme mostramos na seção 2.4 (Princípios de Governança Ambiental).

Após a Zona Intangível tem-se a Zona Primitiva, que “*é aquela onde tenha ocorrido pequena ou mínima intervenção humana*” e o objetivo é “*a preservação do ambiente natural e ao mesmo tempo facilitar as atividades de pesquisa científica, educação ambiental e proporcionar formas primitivas de recreação*”.

A Zona de Uso Extensivo, por sua vez, pode apresentar maior alteração humana e tem como objetivo “*a manutenção de um ambiente natural com mínimo impacto humano, apesar de oferecer acesso e facilidade pública para fins educativos e recreativos*”. Já a Zona de Uso Intensivo pode conter centro de visitantes, museus, outras facilidades e serviços. Na Zona Histórico-Cultural “*são encontradas manifestações históricas e culturais ou arqueológicas*” a serem visitadas em harmonia com o meio ambiente; e a Zona de Uso Especial “*é aquela que contem as áreas necessárias à administração, manutenção e serviços do Parque Estadual, abrangendo habitações, oficinas e outros*”.

O zoneamento também tem um conteúdo de *uma regra de fronteira* ao estipular condições para a entrada dos atores na “arena de ação” delimitada pelo perímetro do Parque. Dado que a designação de áreas sob maior ou menor restrição afeta o número de atores e a forma com que estes ingressam na “arena de ação”.

Após a definição do Plano de Manejo, o decreto relaciona uma série de *regras de autoridade*. No **Art. 8º**, **Art. 9º**, **Art. 24** e **Art. 28**, são proibidas obras de construção na

área do Parque, com exceção da Zona de Uso Intensivo e da Zona de Uso Especial. O **Art. 10º** estabelece que não devem ser coletados frutos, sementes, raízes ou outros produtos; mas o parágrafo único permite a coleta de espécimes vegetais “*para fins estritamente científicos, mediante solicitação à administração do Parque*”, o que contribui com as *regras de informação*, ao obrigar os pesquisadores a dar conhecimento sobre a extração de produtos florestais.

Estabelece-se mais uma *regra de autoridade* no **Art. 11**, o “*abate e o corte, bem como o plantio de árvores, arbustos e demais formas de vegetação só serão admitidos nas Zonas de Uso Intensivo, Uso Especial e Histórico-Cultural, mediante as diretrizes dos respectivos Planos de Manejo*”.

No artigo seguinte, além de *regra de autoridade*, existe uma *regra de informação* que está em plena conformidade com a discussão sobre *disclosure* do item 3.1. Nos termos da lei:

“*Art. 12. Nas Zonas Intangível, Primitiva e de Uso Extensivo, não será permitida interferência na sucessão vegetal, salvo em casos de existência de espécies estranhas ao ecossistema local, ou quando cientificamente comprovada a necessidade de restauração.*

Parágrafo único. A necessidade de eliminação de espécies estranhas comprovar-se-á por pesquisa científica”.

Portanto, de acordo com este artigo, se faz necessária à produção de informações ambientais antes que se alterem determinados atributos naturais. Mesmo que a comprovação científica, em geral, seja um objetivo árduo, o requisito de realização de uma pesquisa antes da execução de modificações é um grande ganho para a governança ambiental.

O artigo 13 determina mais uma *regra de informação*, analogamente ao **Art. 10º**, exigindo que a coleta de exemplares da fauna ocorra, unicamente, para propósitos científicos mediante solicitação à administração do Parque.

Uma segunda série de *regras de autoridade* se encontra nos artigos 14, 15 e 16. São vedadas quaisquer formas de influência sobre a evolução natural da fauna, como, por exemplo, a introdução de espécies no ecossistema. O **Art. 17** determina que ocorrendo

espécies alienígenas, a remoção destas espécies deve ser feita sem perturbar o ecossistema, sendo que na inviabilidade desta opção será permitida a evolução natural da espécie alienígena. E no **Art. 19** tem-se que a reintrodução de espécies nativas poderá ocorrer quando “*estudos técnico-científicos aconselharem essa prática, e mediante autorização da Administração do Parque*”. A requisição de estudos e autorização caracteriza o **Art. 19** como uma *regra de informação*, mais do que como uma *regra de autoridade*.

Duas *regras de informação*, que também se assemelham a *regras de controle*, merecem destaque:

“*Art. 18. Somente será realizado o controle de doenças e pragas, mediante autorização fornecida pela Direção do Instituto Florestal - IF, ouvido o Conselho Estadual do Meio Ambiente - CONSEMA, após apreciação de projeto minucioso, baseado em conhecimento técnico, cientificamente aceito e sob direta supervisão dos respectivos Diretores*”.

“*Art. 20. Toda e qualquer instalação necessária à infra-estrutura dos Parques Estaduais sujeitar-se-á a cuidadosos estudos de integração paisagística, aprovados pela Direção do Instituto Floresta - IF, ouvido o Conselho Estadual do Meio Ambiente – CONSEMA*”.

Dessa forma, a interferência no ecossistema em razão de doenças, pragas ou obras de infra-estrutura ocorrerá apenas após projeto detalhado autorizado e acompanhado pela Diretoria do IF, que assume a posição de supervisão, e com a anuência do Conselho Estadual do Meio Ambiente, o que contribui para o *disclosure* das iniciativas tomadas pela administração dos Parques.

Em seguida têm-se mais *regras de autoridade* (artigos 21, 22 e 23) proibindo: a instalação ou afixação de placas, tapumes, avisos, sinais, ou quaisquer outras formas de comunicação audiovisual, o abandono de lixo, detritos ou outros materiais e, também, a prática de qualquer ato que possa provocar a ocorrência de incêndio. No **Art. 27** estabelecem-se importantes *regras de fronteira*:

“*Art. 27. Só serão admitidas residências nos Parques Estaduais, se destinadas aos que exerçam funções inerentes ao seu manejo.*”

§ 1º. *As residências concentrar-se-ão nas áreas indicadas no respectivo Plano de Manejo, de preferência na Periferia dos Parques Estaduais e afastadas da Zona Intangível.*

§ 2º. *O uso de residências nos Parques Estaduais obedecerá à regulamentação própria, a ser estabelecida quando da aprovação de seu Plano de Manejo”.*

Pode-se notar que está expressa a proibição de moradias na área dos Parques Estaduais, com a exceção das residências dos funcionários, as quais estarão sujeitas as regras previstas no Plano de Manejo. Desse modo, o parágrafo segundo pode ser classificado, também, como *regra de controle* por limitar o uso de residências com uma regulamentação vinculada ao Plano de Manejo e que, por isso, não está sujeita, exclusivamente, às decisões da administração do Parque, o que diminui a autonomia da mesma.

A situação de comunidades tradicionais localizadas em área posteriormente declarada como Parque é ignorada, nada é dito sobre essa possibilidade ou como se daria o processo de transição dessas pessoas para áreas fora dos limites do Parque.

A partir do **Art. 30**, começa uma série de 5 artigos referentes à visitação pública e educação ambiental. Para recepção, orientação e motivação do público, os Parques Estaduais devem dispor de Centros de Visitantes com museus, salas de exposições e de exibições. E para atividades ao ar livre deverão oferecer trilhas, percursos, mirantes e anfiteatros, visando à melhor apreciação da vida animal e vegetal. E no **Art. 35** tem-se que “*Sempre que possível, os locais destinados a acampamento, estacionamento, abrigo, restaurante e hotel localizar-se-ão fora do perímetro dos Parques Estaduais*”, definindo *regra de fronteira* que busca reduzir a frequência de ingresso de certos atores à área interna do Parque.

O artigo 37 também pode ser considerado como *regra de fronteira*, já que busca condicionar a entrada nos Parques Estaduais. Na letra da lei:

“Art. 37. As atividades religiosas, reuniões de associações ou outros eventos só serão autorizados pela direção dos Parques Estaduais, quando:

- I. existir entre o evento e o Parque Estadual uma relação real de causa e efeito;*
- II. contribuírem efetivamente para que o público bem compreenda as finalidades dos Parques Estaduais;*

III. a celebração do evento não trazer prejuízo ao patrimônio natural a preservar”.

Percebe-se que um dos intuitos do artigo (item II) é promover a educação ambiental, pois a realização de algum evento depende de contribuição efetiva para a divulgação das finalidades dos Parques, a outra preocupação (item III) é manter a lógica de preservação.

Uma *regra de autoridade* importante, também prevista no Código Florestal, proíbe o porte de armas, materiais ou instrumentos destinados à corte, caça, pesca ou quaisquer outras atividades prejudiciais à fauna e à flora (**Art. 38**).

Os dois artigos seguintes se referem à pesquisa científica. No primeiro, tem-se que as atividades de pesquisa devem ser exercidas mediante solicitação à administração dos Parques, obedecendo sempre os termos da Convenção para Proteção das Belezas Cênicas, da Flora e da Fauna dos Países da América (*regra de autoridade*). O artigo 40, por sua vez, estabelece que “*A autorização para a realização das pesquisas somente será fornecida a instituições científicas oficiais ou a pessoas por elas indicadas*”, o que define uma *regra de fronteira*.

Os próximos 8 artigos do decreto tratam da criação e da estrutura administrativa dos Parques. O **Art. 41** se refere ao desenho dos Parques, determinando que deve se evitar o estabelecimento de unidades isoladas que dificultem a proteção dos recursos naturais, definindo uma importante diretriz para as *regras de fronteira*. A preocupação com o impacto do desenho geográfico das Unidades de Conservação na capacidade de proteção já foi mencionada no item 2.4.2 (Parques vs Não-Parques), com o trabalho de Peres e Terborgh (1995).

No artigo seguinte, **Art. 42**, estabelece-se uma *regra de informação* ao requerer que as propostas de criação de Parques devam ser precedidas de estudos técnico-científicos e sócio-econômicos que justifiquem a implantação do Parque.

Com o **Art. 43** tem-se uma *regra de controle*, pois o prazo para aprovação e execução do Plano de Manejo deverá constar do Decreto de criação dos Parques restringindo, desse modo, a autonomia do Instituto Florestal. E no parágrafo segundo, deste mesmo artigo, se determina que a cada 5 anos deverá ser feita a revisão do Plano de Manejo. No **Art. 44** definem-se os departamentos da estrutura de governança “Parque”, o

qual deverá dispor de estrutura administrativa compreendendo: direção, pessoal, material, orçamento e serviços.

A *posição* de direção dos Parques é tratada no **Art. 45**, segundo o qual “*Os Parques Estaduais serão dirigidos por Diretores designados pelo Instituto Florestal*”. O artigo 47 conclui as *regras de fronteira*, estabelecendo que “*A visitação e a utilização de áreas de acampamento, abrigos coletivos ou outros nos Parques Estaduais, ficam condicionadas ao pagamento das contribuições fixadas pela Direção do Instituto Florestal*”. Com o **Art. 48**, última *regra de controle*, tem-se que as rendas resultantes do exercício de atividades de uso indireto dos recursos dos Parques Estaduais, bem como subvenções, dotações e outras que estes vierem a receber, inclusive as multas previstas neste Regulamento, serão recolhidas ao Fundo Especial de Despesa do Instituto Florestal.

Uma série de 4 artigos estabelece 6 *regras de payoff*. O artigo 49 sujeita os infratores (pessoa física ou jurídica) a multa, apreensão e embargo; determina que as penalidades sejam aplicadas cumulativamente, sem eximir o infrator das cominações civis ou penais cabíveis. No **Art. 50** se definem os valores das multas e penalidades pecuniárias; no artigo 51, a simples posse de instrumentos que possam ser utilizados em irregularidades justifica a sua apreensão; no **Art. 52**, obras não autorizadas e previstas no Plano de Manejo devem ser embargadas e o infrator será obrigado a reparar os danos, sem prejuízo da aplicação de multa repressiva.

O artigo 53 define, basicamente, a *posição* “infratores”, composta não apenas pelo seu autor material, mas também pelo mandante e por quem, de qualquer modo, tenha concorrido para a prática da infração.

Completando o conjunto de *regras de payoff* tem-se o Art. 54, estabelecendo que se a infração for cometida por servidor do Instituto Florestal - IF, a penalidade será determinada após a instauração de processo administrativo, na forma da legislação em vigor.

E com relação às *regras de controle*, o **Art. 56** determina que “*Para cada Parque Estadual será baixado, quando da aprovação de seu Plano de Manejo, um regimento interno que particularizará situações peculiares, tendo como base o presente Regulamento*”, dessa forma, constitui-se uma *regra de controle* visando flexibilizar o regulamento, sem, no entanto, aumentar a discricionariedade administrativa dos gestores

dos Parques, já que os regulamentos internos serão estabelecidos vinculados à aprovação do Plano de Manejo.

O último artigo do decreto, artigo 57, estabelece que: “*Os casos omissos serão resolvidos pela Direção do Instituto Florestal – IF*”. A Direção do Instituto Florestal assume, portanto, a responsabilidade por contingências não previstas no decreto. Esta é uma posição decisória fundamental na medida em que, necessariamente, existirão imperfeições permeando qualquer instrumento legal.

Como discutido no item 3.2.2 (*Institutional Analysis and Development Framework* e o conceito de “Regra”), em consequência da ambigüidade intrínseca da linguagem, das mudanças na realidade para a qual a lei foi criada e da evolução no entendimento compartilhado que os atores têm sobre as regras, os mecanismos das estruturas de governança podem se desalinhar. É possível que surjam conflitos de difícil solução entre os gestores dos Parques e os outros atores (públicos ou privados).

Nessa situação, a saída proporcionada pela legislação reside em escalar os casos omissos para uma instância administrativa superior. Possibilidade esta derivada do caráter hierárquico da estrutura de governança, conforme a discussão da seção 2.3.1 (Definição de Estruturas de Governança).

Computando o total de regras classificadas temos:

Tabela 2 - Regras do Regulamento dos Parques Estaduais

Tipologia	Regras de fronteira	Regras de posição	Regras de autoridade	Regras de controle	Regras de informação	Regras de payoff
Quantidade Observada	8	6	18	8	7	7

Fonte: Elaboração própria

Podem-se observar duas ordens de grandeza, as *regras de autoridade* com 18 e todas as outras com, cada uma, em torno de 7 regras. Nesse sentido, o Regulamento dos Parques Estaduais Paulistas mostra um maior equilíbrio entre as regras do que o Código Florestal. No entanto, deve-se notar de imediato que tais comparações podem não ser adequadas porque além de existir um intervalo de duas décadas entre as legislações, estas

normas são de natureza jurídica distinta, uma é lei federal que institui um Código e outra é decreto estadual que aprova um Regulamento.

Assim, mais do que se concentrar nas regras reeditadas no Regulamento dos Parques, análise deve ressaltar as regras que complementam os artigos do Código Florestal. Em termos quantitativos pode-se salientar o crescimento do número de *regras de controle e fronteira*, que se apresentavam em número reduzido no Código Florestal. Neste, as *regras de fronteira* examinadas expandiam a “arena de ação” trazendo obrigações para atores localizados fora dos limites da Unidade de Conservação, e.g, proprietários de florestas indivisas (**Art. 9**) e consumidores de matéria-prima florestal (artigos 20 e 21).

No Regulamento dos Parques Estaduais Paulistas, por sua vez, as *regras de fronteira* restringem o acesso de atores externos com, por exemplo, a requisição de autorizações para o ingresso em determinadas áreas, a proibição de fixar residência – excetuando-se os funcionários do Parque – ou com a limitação da concessão de licenças de pesquisa apenas para instituições oficiais.

Com relação às *regras de controle*, tem-se, basicamente, um conjunto que visa limitar a discricionariedade da administração dos Parques e também do próprio Instituto Florestal (IF). A principal *regra de autoridade*, o Plano de Manejo, que deve ser estritamente seguida pela administração dos Parques Estaduais, é elaborada pelo IF (órgão da administração direta) e deve ser aprovada pelo Conselho Estadual do Meio Ambiente (órgão colegiado com participação da sociedade civil). Já a autonomia do IF é restringida, por exemplo, com a determinação de prazo para a definição do Plano de Manejo no próprio decreto de criação do Parque, assim como com a requisição de que tal Plano seja revisto a cada 5 anos.

O conjunto de *regras de posição*, por sua vez, apresenta ganhos significativos para a governança ambiental, ao tratar das diferentes instâncias administrativas especificando, por exemplo, as funções de supervisão conferidas ao Instituto Florestal e ao Conselho Estadual do Meio Ambiente. No tocante as *regras de payoff* e de *autoridade* a configuração é próxima a existente no Código Florestal, mas com uma menor quantidade de *regras de payoff* e o aumento do número das *regras de autoridade*.

A grande mudança qualitativa (e não quantitativa) ocorre com o conjunto de *regras de informação*. Se no Código Florestal os atores tinham poucas responsabilidades quanto à

produção de informação sobre suas ações, o mesmo não pode ser dito do Regulamento dos Parques Estaduais. A administração do Parque tem diversas obrigações de revelar informações ambientais em decorrência de atividades que possam interferir com o ecossistema.

Para a própria criação de um Parque são necessários estudos científicos que justifiquem a existência do mesmo. Nesse sentido, os artigos 18, 19 e 20 impõem importantes deveres de *disclosure* à administração do Parque. Ações que tragam modificações significativas no ambiente são permitidas apenas com autorização fornecida pela Direção do Instituto Florestal, com a anuência do Conselho Estadual do Meio Ambiente, após a análise de projeto embasado cientificamente. Assim, obras de infraestrutura, controle de pragas, reintrodução de espécies ou outras iniciativas que resultem na alteração da dinâmica ecológica, ensejam obrigações de *disclosure* para a administração do Parque.

Portanto, a estrutura de governança “Parque” ganha, com o Regulamento dos Parques Estaduais, um complemento ao conjunto de *regras de informação*. No entanto deve ser feita a ressalva de que no Regulamento não estão previstas as formas de execução e, principalmente, o financiamento de toda essa produção científica requisitada pelo legislador.

Uma possível lacuna na estrutura informacional reside nos atores que formam a outra ponta da “transação”, ou seja, que não fazem parte da administração dos Parques. A governança ambiental, em termos gerais, deveria tratar o tripé: Estado, estrutura de governança local e agentes econômicos. Contudo, estes últimos são ignorados no Regulamento dos Parques Estaduais Paulistas em termos do *disclosure* de informações, de forma que a maioria dos atores envolvidos não está sujeita a tais obrigações.

Em certo sentido, a situação não poderia ser outra, até mesmo porque se é completamente proibida a exploração dos recursos naturais do Parque, seria contraditório dotar esta estrutura de governança com mecanismos para produzir informações sobre o impacto das atividades dos atores nos recursos e serviços ambientais do Parque.

Dessa forma, a estrutura de governança, definida legalmente, ficaria mal ajustada apenas em uma situação contrária a sua concepção. Em outras palavras, ao se quebrar a premissa de inalienabilidade dos recursos, a administração do Parque, dentro do conjunto

de instituições formais, tem um leque restrito de instrumentos para influenciar o comportamento dos agentes.

Nesse sentido, o desenvolvimento de um arranjo institucional visando uma definição rigorosa sobre os direitos de propriedade, com a exclusão total da extração dos seus recursos, pode ter um lado positivo de simplificar o *enforcement*, mas, em compensação, tem o aspecto negativo de ser inflexível.

O próximo item tratará da Lei nº 6.902, de 27 de abril de 1981, que, entre outras, definiu uma estrutura de governança ambiental mais flexível, a APA (Área de Proteção Ambiental). A discussão será aprofundada e procurar-se-ão subsídios, no aspecto legal, para hipótese de complementaridade entre estruturas de governança.

3.2.5 Lei nº 6.902, de 27 de abril de 1981.

O primeiro artigo da lei a tratar das Áreas de Proteção Ambiental (APAs) é o artigo 8º, que define o objetivo principal das APAs:

“Art. 8º - O Poder Executivo, quando houver relevante interesse público, poderá declarar determinadas áreas do Território Nacional como de interesse para a proteção ambiental, a fim de assegurar o bem-estar das populações humanas e conservar ou melhorar as condições ecológicas locais”.

O ponto fundamental e inovador reside na união entre o bem-estar das populações e a conservação das condições ecológicas. Para atingir esse ambicioso objetivo, no artigo seguinte, determina-se que o Poder Executivo, dentro dos princípios constitucionais, estabelecerá normas restringindo o exercício do direito de propriedade.

O **Art. 9º** determina que serão limitadas ou proibidas:

“a) a implantação e o funcionamento de indústrias potencialmente poluidoras, capazes de afetar mananciais de água; b) a realização de obras de terraplenagem e a abertura de canais,

quando essas iniciativas importarem em sensível alteração das condições ecológicas locais; c) o exercício de atividades capazes de provocar uma acelerada erosão das terras e/ou um acentuado assoreamento das coleções hídricas; d) o exercício de atividades que ameacem extinguir na área protegida as espécies raras da biota regional”.

Os itens (a), (b), (c) e (d), **Art. 9º**, são *regras de autoridade* que visam impedir modificações radicais na condição ecológica. O item (a) procura proteger um dos recursos mais fundamentais, que são os mananciais de água; os itens (b) e (c) procuram evitar alterações importantes na situação hidrológica, como as erosões e assoreamentos; e o item (d) protege as espécies raras da biota regional.

No parágrafo primeiro deste artigo tem-se uma *regra de posição*, que trata, de forma um tanto quanto genérica, do(s) órgão(s) de fiscalização das APAs:

“§ 1º - A Secretaria Especial do Meio Ambiente, ou órgão equivalente no âmbito estadual, em conjunto ou isoladamente, ou mediante convênio com outras entidades, fiscalizará e supervisionará as Áreas de Proteção Ambiental”.

As *regras de payoff* referentes às APAs são estabelecidas no parágrafo segundo, determinando que o não cumprimento das normas sujeitará os infratores ao embargo das atividades, à medida cautelar de apreensão do material e das máquinas usadas nessas atividades, à obrigação de reposição e reconstituição, tanto quanto possível, da situação anterior e a imposição de multas graduadas. Esses tipos de medidas são basilares para o *enforcement* das regras, encontrando-se artigos similares no Código Florestal, assim como no Regulamento dos Parques Estaduais Paulistas.

Os parágrafos terceiro e quarto determinam *regras de controle*, definindo que as penalidades previstas devem ser aplicadas por iniciativa da Secretaria Estadual do Meio Ambiente (SEMA) ou do órgão estadual correspondente, com as multas constituindo, respectivamente, receita da União ou do Estado. A aplicação de multas se sujeita às normas da legislação tributária e do processo administrativo fiscal disciplinando a imposição e a cobrança de penalidades fiscais. E assim se encerram as regras referentes às APAs.

Quantitativamente tem-se:

Tabela 3 - Regras da Lei nº 6.902

<i>Tipologia</i>	<i>Regras de fronteira</i>	<i>Regras de posição</i>	<i>Regras de autoridade</i>	<i>Regras de controle</i>	<i>Regras de informação</i>	<i>Regras de payoff</i>
Quantidade Observada	0	1	4	2	0	4

Fonte: Elaboração própria

Trata-se de uma lei lacônica, em especial ao tratar das APAs, contendo apenas dois artigos que lhe fazem referência, em comparação com 7 artigos que tratam das Estações Ecológicas. Tanto que não há uma única *regra de fronteira* e, principalmente, nenhuma *regra de informação*. O que inviabiliza maiores ilações, mas, de qualquer forma, pode-se dizer que a tendência para a superioridade numérica das *regras de autoridade* e *payoff* se manteve.

No próximo item analisaremos a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, que dispõem sobre a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), para em seguida tratarmos do Decreto nº 88.351, de 01 de junho de 1983, o qual regulamenta a PNMA e as APAs.

3.2.6 A Política Nacional do Meio Ambiente

Como discutido no capítulo 1, a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), inaugura uma nova fase das políticas ambientais brasileiras, caminhando na busca do paradigma de desenvolvimento sustentável.

A definição da PNMA deixa claro esse ponto de vista ao aliar preservação e desenvolvimento econômico:

“Art. 2º - A Política Nacional do Meio Ambiente tem por objetivo a preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental propícia à vida, visando assegurar, no País, condições ao desenvolvimento sócio-econômico, aos interesses da segurança nacional e à proteção da dignidade da vida humana [...]”.

Dentre os objetivos da PNMA, **Art. 4º**, podemos ressaltar (i) a “*compatibilização do desenvolvimento econômico-social com a preservação da qualidade do meio ambiente e do equilíbrio ecológico*”; (ii) o “*estabelecimento de critérios e padrões de qualidade ambiental e de normas relativas ao uso e manejo de recursos ambientais*”; (iii) o “*desenvolvimento de pesquisas e de tecnologias nacionais orientadas para o uso racional de recursos ambientais*”; (iv) a “*imposição, ao poluidor e ao predador, da obrigação de recuperar e/ou indenizar os danos causados e, ao usuário, da contribuição pela utilização de recursos ambientais com fins econômicos*”; e (v) a “*difusão de tecnologias de manejo do meio ambiente, à divulgação de dados e informações ambientais e à formação de uma consciência pública sobre a necessidade de preservação da qualidade ambiental e do equilíbrio ecológico*”.

É mais do que evidente a preocupação do legislador com o *disclosure* ambiental. A ênfase na produção de conhecimento que permita estabelecer critérios, padrões e normas para o uso de recursos ambientais, associada à divulgação de dados e informações ambientais e à formação de consciência pública, acertam em cheio a discussão do *disclosure* na governança ambiental. Devem ser produzidas regras, embasadas cientificamente, para as atividades econômicas; devem ser desenvolvidas formas de divulgação das informações e devem ser criados mecanismos para fomentar transparência na governança e *accountability*, ou seja, tornar os agentes relevantes responsáveis perante o público.

Para atingir tais objetivos constituiu-se o Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA) englobando os órgãos e entidades responsáveis pela proteção e melhoria da qualidade ambiental existentes na União, Estados e Municípios. Como órgão superior do SISNAMA foi definido o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) com a função de assistir o Presidente da República na formulação de diretrizes da Política Nacional do Meio Ambiente; e como órgão central foi definido a Secretaria Especial do Meio Ambiente (SEMA) do Ministério do Interior, com a obrigação de promover, disciplinar e avaliar a implantação da Política Nacional do Meio Ambiente.

Uma das principais atribuições do CONAMA, definidas no **Art. 8º**, é “*determinar, quando julgar necessário, a realização de estudos das alternativas e das possíveis conseqüências ambientais de projetos públicos ou privados, requisitando aos órgãos*

federais, estaduais e municipais, bem como a entidades privadas, as informações indispensáveis ao exame da matéria”; além de “*decidir, como última instância administrativa em grau de recurso, mediante depósito prévio, sobre as multas e outras penalidades impostas pela SEMA*”; e determinar, mediante representação da SEMA, a perda ou restrição de benefícios fiscais e/ou financeiros concedidos pelo Poder Público.

Dentre as competência da SEMA podem-se destacar: propor ao CONAMA normas e padrões para implantação, acompanhamento e fiscalização do processo de licenciamento; fiscalizar e controlar a aplicação de critérios, normas e padrões de qualidade ambiental, em caráter supletivo da atuação do órgão estadual e municipal competentes; analisar projetos de entidades, públicas ou privadas, objetivando a preservação ou a recuperação de recursos ambientais, afetados por processos de exploração predatórios ou poluidores.

Um ponto que nos chama atenção na estrutura do SISNAMA, já discutido no capítulo 1, é a sobreposição de esferas administrativas no ordenamento legal das questões do meio ambiente, isso antes mesmo da Constituição de 1988. O parágrafo 1º, **Art. 6º**, determina que “*Os Estados, na esfera de suas competências e nas áreas de sua jurisdição, elaborarão normas supletivas e complementares e padrões relacionados com o meio ambiente, observados os que forem estabelecidos pelo CONAMA*”; e o parágrafo 2º: “*Os Municípios, observadas as normas e os padrões federais e estaduais, também poderão elaborar as normas mencionadas no parágrafo anterior*”. Desse modo se possibilitou a criação de um emaranhado de leis, decretos e resoluções dentro da legislação ambiental brasileira, o que, como citado anteriormente, pode propiciar um campo fértil ao estudo de complementaridade institucional.

No tocante ao desenho institucional do SISNAMA deve-se, ainda, salientar a constituição do CONAMA. Este, que é a instância decisória máxima do sistema, deveria conter, além de diversos membros do governo federal, também representantes: (i) dos governos estaduais; (ii) das Confederações Nacionais da Indústria, da Agricultura e do Comércio, bem como das Confederações Nacionais dos Trabalhadores na Indústria, na Agricultura e no Comércio; (iii) da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e da Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza; (iv) representantes de Associações legalmente constituídas para a defesa dos recursos naturais e de combate à poluição, a

serem nomeados pelo Presidente da República; entre outros. Portanto, para o bem ou para o mal, o CONAMA constitui um colegiado extremamente amplo e diversificado.

Com relação ao *disclosure*, o **Art. 6º**, parágrafo 3º, estabelece que os órgãos relativos ao meio ambiente deverão fornecer os resultados das análises efetuadas e sua fundamentação, ao serem solicitados por pessoa legitimamente interessada. O parágrafo 4º autoriza o Poder Executivo a criar uma Fundação de apoio técnico e científico para auxiliar a execução da Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA). Dessa forma, pode-se reconhecer a existência de duas regras relativas à *informação*, uma referente à transparência das agências governamentais (*regra de informação pura*) e outra referente à capacitação técnica na produção de informações ambientais (*regra de autoridade inserida na estrutura informacional*).

O único artigo que remete as APAs é o **Art. 9º**:

“**Art. 9º** - São instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente:

I - o estabelecimento de padrões de qualidade ambiental;

II - o zoneamento ambiental;

III - a avaliação de impactos ambientais;

IV - o licenciamento e a revisão de atividades efetiva ou potencialmente poluidoras;

V - os incentivos à produção e instalação de equipamentos e a criação ou absorção de tecnologia, voltados para a melhoria da qualidade ambiental;

*VI - a criação de reservas e estações ecológicas, **áreas de proteção ambiental** e as de relevante interesse ecológico, pelo Poder Público Federal, Estadual e Municipal;*

VII - o sistema nacional de informações sobre o meio ambiente;

VIII - o Cadastro Técnico Federal de Atividades e Instrumentos de Defesa Ambiental;

IX - as penalidades disciplinares ou compensatórias ao não cumprimento das medidas necessárias à preservação ou correção da degradação ambiental” (grifos nossos).

Neste artigo, as Áreas de Proteção Ambiental, entre outras UCs, são caracterizadas como instrumentos da PNMA. Considerando os instrumentos no todo, pode-se constatar a preocupação do legislador com a produção de conhecimento sobre o impacto das atividades antrópicas no ambiente. O estabelecimento de padrões para as atividades econômicas, o zoneamento, a avaliação antecipada de possíveis efeitos adversos, a necessidade de licenças

para atividades potencialmente poluidoras, o incentivo ao desenvolvimento tecnológico, a criação de um sistema de informações nacional e de um cadastro das atividades e instrumentos de defesa ambiental, todos estes instrumentos contribuem para o *disclosure* na governança ambiental.

Em outras palavras, com: (i) a busca pela construção de conhecimento científico que possa regular as atividades, (ii) a divulgação das restrições gerais que incidem sobre as iniciativas dos atores, (iii) a avaliação dos impactos ambientais de projetos específicos, (iv) o estabelecimento de autorização para os atores se engajarem em atividades potencialmente danosas e (v) com a centralização de dados e informações relevantes; pode-se dizer que a PNMA atende, na letra da lei, a boa parte dos requisitos informacionais da boa governança ambiental, conforme discutido na seção 3.1.

O artigo 10º localiza no “órgão estadual competente” a *posição* de emissor das licenças para as atividades utilizadoras de recursos ambientais, efetivas ou potencialmente poluidoras. Percebe-se que o parágrafo 1º, ao determinar que “*Os pedidos de licenciamento, sua renovação e a respectiva concessão serão publicados no jornal oficial do Estado, bem como em um periódico regional ou local de grande circulação*”, constitui importante *regra de informação* para ampliar o conjunto de informação dos atores. O parágrafo 2º, por sua vez, ao estabelecer que “*Nos casos e prazos previstos em resolução do CONAMA, o licenciamento de que trata este artigo dependerá de homologação da SEMA*”, determina uma forma de *controle* sobre o órgão definido como emissor das licenças.

No parágrafo 3 define que o órgão estadual do meio ambiente e a SEMA, esta em caráter supletivo, poderão sem prejuízo das penalidades pecuniárias cabíveis, determinar a redução das atividades geradoras de poluição, para manter as emissões gasosas, os efluentes líquidos e os resíduos sólidos dentro das condições e limites estipulados no licenciamento concedido, o que aumenta a *autoridade* das agências responsáveis.

E no parágrafo 4º, do mesmo artigo, tem-se mais uma *regra de controle*, estabelecendo que cabe exclusivamente ao Poder Executivo Federal, ouvidos os Governos Estadual e Municipal, o licenciamento quando relativo a pólos petroquímicos e cloroquímicos, bem como a instalações nucleares e outras definidas em lei.

O artigo 14 contém as *regras de payoff* da PNMA, que se resumem a penalidades pelo “*não cumprimento das medidas necessárias à preservação ou correção dos*

inconvenientes e danos causados pela degradação da qualidade ambiental”. Os transgressores estão sujeitos à multa (agravada em caso de reincidência), à perda ou restrição de incentivos e benefícios fiscais concedidos pelo Poder Público; à perda ou suspensão de participação em linhas de financiamento em estabelecimentos oficiais de crédito e, até mesmo, à suspensão de sua atividade.

O parágrafo 1º do **Art. 14**, além de *regra de autoridade* também tem um aspecto de *regra de controle* ao colocar em cena o Ministério Público:

“§ 1º - Sem obstar a aplicação das penalidades previstas neste artigo, é o poluidor obrigado, independentemente da existência de culpa, a indenizar ou reparar os danos causados ao meio ambiente e a terceiros, afetados por sua atividade. O Ministério Público da União e dos Estados terá legitimidade para propor ação de responsabilidade civil e criminal, por danos causados ao meio ambiente””.

O último artigo da lei enfatiza que as *regras de payoff* acima, também são válidas para as Unidades de Conservação. No parágrafo único, artigo 18, lê-se: *“As pessoas físicas ou jurídicas que, de qualquer modo, degradarem reservas ou estações ecológicas, bem como outras áreas declaradas como de relevante interesse ecológico, estão sujeitas às penalidades previstas no art. 14 desta Lei”*”.

Dessa breve análise da PNMA podem-se fazer alguns apontamentos. Existe uma ênfase no *disclosure* de informações ambientais, o que, possivelmente, supriria algumas das lacunas deixadas pela legislação dos Parques. Mas no tocante as Unidades de Conservação não houve avanços, principalmente, com relação às Áreas de Proteção Ambiental. A própria lei que criou a estrutura APA, Lei nº 6.902, tratada no item anterior, o fez de forma pouco elaborada. Essa situação se altera, em parte, com o Decreto nº 88.351, de 01 de junho de 1983, que regulamenta a Lei da PNMA e, também, com a Resolução CONAMA nº 10, a qual será tratada posteriormente.

3.2.7 O Decreto nº 88.351, de 01 de junho de 1983

Para os propósitos deste trabalho, a primeira novidade do Decreto consta do **Art. 7º** no qual se estabelece uma *regra de posição* referente à instância administrativa responsável pela definição das normas das Áreas de Proteção Ambiental. Na letra da lei:

“Art. 7º Compete ao CONAMA: [...] X - estabelecer normas gerais relativas às Estações Ecológicas, Áreas de Proteção Ambiental, Reservas Ecológicas e Áreas de Relevante Interesse Ecológico”

Dessa forma, o responsável direto pela definição da estrutura de governança APA ficou sendo o CONAMA – um órgão constituído por um plenário de, mais ou menos, 30 membros – que representa entre outros, os governos estaduais, os ministérios e diversas secretarias. Nesse sentido, a própria estrutura das APAs emergiria por um processo completamente diferente do que ocorreu com os Parques. Estes últimos tiveram feições talhadas por decreto e, não, por decisão de maioria entre um amplo colegiado.

Com relação ao *disclosure* das informações ambientais, o **Art. 12**, se referindo ao órgão central do SISNAMA, estabelece que:

“Art. 12. Para atender ao suporte técnico e administrativo do CONAMA, a SEMA, no exercício de sua Secretaria Executiva, deverá:

[...] III - coordenar, através do Sistema Nacional de Informações sobre o Meio Ambiente (SINIMA), o intercâmbio de informações entre os órgãos integrantes do SISNAMA;

IV - promover a publicação e divulgação dos atos do CONAMA”.

Como as normas relativas às APAs devem ser construídas pelo CONAMA, o item IV do artigo 12 pode ser entendido como uma forma de *disclosure* que, indiretamente, se refere às APAs, já que o artigo determina a publicação e divulgação de todos os arranjos institucionais desenvolvidos pelo CONAMA, os quais incluem a estrutura de governança ambiental APA.

Nesse sentido pode-se destacar o parágrafo 9º, do **Art. 6º**, que também promove o *disclosure* das decisões do CONAMA, ao determinar que “*as reuniões do CONAMA serão públicas, salvo decisão contrária, em cada caso, de 2/3 (dois terços) do Plenário*”.

O **Art. 15** mostra, como também o faz a Lei da Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), uma evidente preocupação com a formação da consciência pública sobre as questões ambientais:

“Art. 15. A atuação do SISNAMA efetivar-se-á mediante a articulação coordenada dos órgãos e entidades que o constituem, observado o seguinte:

I - o acesso da opinião pública às informações relativas às agressões ao meio ambiente e às ações de proteção ambiental, na forma estabelecida pelo CONAMA”

Logo à frente, o artigo 17 reitera o *disclosure* já contido na PNMA, referente à publicidade dos atos dos órgãos públicos. As organizações que compõem o SISNAMA deverão fornecer a “*pessoa física ou jurídica, que comprove legítimo interesse, os resultados das análises técnicas de que disponham, mediante o pagamento dos respectivos emolumentos*”. No entanto é feita a ressalva de que “[*os*] *órgãos integrantes do SISNAMA, quando solicitarem ou prestarem informações, deverão preservar o sigilo industrial e evitar a concorrência desleal, correndo o processo, quando for o caso, sob sigilo administrativo, pelo qual será responsável a autoridade dele encarregada*”.

O **Art. 17**, dessa forma, se insere, diretamente, na discussão de Wagner (2004), pois a criação de salvaguardas para os agentes privados, no tocante ao *disclosure* de informações, poderia, em tese, ser utilizada como um expediente para ocultar danos ambientais, por meio de alegações de sigilo industrial.

No artigo seguinte, artigo 18, se regulamenta o processo de licenciamento definido na PNMA. As atividades utilizadoras de recursos ambientais, consideradas efetiva ou potencialmente poluidoras dependem de licença prévia do órgão estadual competente, mas a determinação dos critérios para o licenciamento escapa da competência estadual, sendo uma atribuição do CONAMA. Cria-se, desse modo, uma forma de controle em um artigo voltado, majoritariamente, para a questão informacional. Na letra da lei:

“§ 1º Caberá ao CONAMA fixar os critérios básicos, segundo os quais serão exigidos estudos de impacto ambiental para fins de licenciamento, contendo, entre outras, os seguintes itens:

- a) - diagnóstico ambiental da área;
- b) - descrição da ação proposta e suas alternativas;
- c) - identificação, análise e previsão dos impactos significativos, positivos e negativos.

§ 2º O estudo de impacto ambiental será realizado por técnicos habilitados, e constituirá Relatório de Impacto Ambiental (RIMA), correndo as despesas por conta do proponente do projeto.

§ 3º Respeitada a matéria de sigilo industrial, assim expressamente caracterizada a pedido do interessado, o RIMA, devidamente fundamentado, será acessível ao público.

§ 4º Resguardado o sigilo industrial, os pedidos de licenciamento, em qualquer das suas modalidades, sua renovação e a respectiva concessão da licença, serão objeto de publicação resumida, paga pelo interessado, no jornal oficial do Estado e em um periódico de grande circulação, regional ou local, conforme modelo aprovado pela SEMA”.

Não se pode negar a ênfase na produção de informações ambientais. Antes da efetivação de um projeto que possa trazer danos ambientais são requeridos: diagnóstico da área, descrição do projeto e o estudo dos possíveis impactos ambientais. Esta produção de informação é responsabilidade do proponente do projeto, deve ser feita por técnicos habilitados e aberta ao público. Assim, estariam cobertos os principais requisitos de *disclosure* na governança ambiental, apesar da existência, como discutido acima, de uma possível “brecha” na questão do sigilo industrial.

Outro ponto importante, também relacionado ao *disclosure*, é a capacidade de fiscalização dos agentes responsáveis pelo monitoramento. O parágrafo 3º do **Art. 23** é taxativo: “O proprietário de estabelecimento, ou o seu preposto responsável, permitirá, sob as penas da lei, o ingresso da fiscalização no local das atividades potencialmente poluidoras para a inspeção de todas as suas áreas”. E ainda, o parágrafo 4º determina que: “As autoridades policiais, quando necessário, deverão prestar auxílio aos agentes fiscalizadores, no exercício de suas atribuições”.

Dessa forma, levando em conta o conjunto dos mecanismos de monitoramento e punição a disposição dos agentes de fiscalização, pode-se dizer que estes, pelo menos de acordo com a legislação, deteriam grande capacidade de *enforcement*.

Áreas de Proteção Ambiental são tratadas, especificamente, no Capítulo II, do Título II (Das Estações Ecológicas e das Áreas de Proteção Ambiental).

No primeiro artigo deste capítulo, **Art. 31**, se estabelece uma *regra de controle* para a criação de APAs federais. “*No âmbito federal, compete ao Ministro de Estado do Interior, com base em parecer da SEMA, propor ao Presidente da República a criação de Áreas de Proteção Ambiental*”. Uma APA federal para ser criada depende, portanto, de decreto presidencial sobre proposta do Ministro do Interior, com base em parecer da SEMA, o que diminui sensivelmente a discricionariedade para a criação das APAs.

Logo em seguida, artigo 32, determina-se mais uma *regra de controle*:

“*Art. 32. O decreto que declarar a Área de Proteção Ambiental mencionará a sua denominação, limites geográficos, principais objetivos e as proibições e restrições de uso dos recursos ambientais nela contidas*”.

Desse modo, a principal *regra de autoridade* dentro das APAs – que é o conjunto de proibições e restrições sobre o uso dos recursos ambientais definido pelo zoneamento – deve ser definida no decreto de criação, o que reduz sensivelmente a discricionariedade da administração da APA. Ou seja, a estrutura de governança ambiental APA, em sua gênese legal, não permitiria arbitrariedade do gestor na determinação das restrições ao uso de recursos naturais.

O **Art. 33** estabelece uma *regra de autoridade* para a administração da APA. “*A entidade supervisora e fiscalizadora da Área de Proteção Ambiental, deverá orientar e assistir aos proprietários, a fim de que os objetivos da legislação pertinente sejam atingidos*”. E o artigo 35 repete uma *regra de payoff* recorrente na legislação das UCs, referente aos incentivos financeiros: “*As instituições federais de crédito e financiamento darão prioridade aos pedidos encaminhados com apoio da SEMA, destinados à melhoria do uso racional do solo e das condições sanitárias e, habitacionais das propriedades situadas nas Áreas de Proteção Ambiental*”.

Assim, tratando especificamente das APAs, temos:

Tabela 4 - Regras do Decreto nº 88.351

<i>Tipologia</i>	<i>Regras de fronteira</i>	<i>Regras de posição</i>	<i>Regras de autoridade</i>	<i>Regras de controle</i>	<i>Regras de informação</i>	<i>Regras de payoff</i>
Quantidade Observada	0	1	1	2	0	1

Fonte: Elaboração própria

Percebe-se que, novamente, a legislação é lacônica ao tratar das Áreas de Proteção Ambiental. Assim como na Lei nº 6.902, não há nenhuma *regra de informação* visando, **especificamente**, as APAs. E mesmo somando ambas as normas, atinge-se um total de 15 regras, menos de um terço das 53 regras constantes do Regulamento dos Parques Estaduais Paulistas.

O resto do Decreto nº 88.351 se refere às penalidades resultantes de infrações, i.e., “*toda ação ou omissão que importe na inobservância de preceitos nele estabelecidos ou na desobediência às determinações de caráter normativo dos órgãos ou das autoridades administrativas competentes*”.

Com relação às APAs não é acrescentada nenhuma regra nova, mas se enfatizam aspectos da degradação ambiental, com o **Art. 37** impondo multas a quem:

“[...] VII - *ferir, matar ou capturar, por quaisquer meios, em Áreas de Proteção Ambiental, Reservas Ecológicas, Estações Ecológicas e Áreas de Relevante Interesse Ecológico, exemplares de espécies consideradas raras da biota regional;*

VIII - *causar degradação ambiental mediante assoreamento de coleções d'água ou erosão acelerada, em Áreas de Proteção Ambiental, Reservas Ecológicas, Estações Ecológicas e Áreas de Relevante Interesse Ecológico*”.

E também o artigo 38 sujeita à multa, quem:

“I- *realizar em Área de Proteção Ambiental, sem licença do respectivo órgão de controle ambiental, abertura de canais ou obras de terraplanagem, com movimentação de areia, terra ou material rochoso, em volume superior a 100 m³, que possam causar degradação ambiental*”

Nestas *regras de payoff*, uma importante consta do **Art. 45**, pois estabelece que as multas poderão ser suspensas em caso de acordo entre o órgão ambiental e o infrator. “As multas poderão ter a sua exigibilidade suspensa quando o infrator, por termo de compromisso aprovado pela autoridade ambiental que aplicou a penalidade, se obrigar à adoção de medidas específicas para cessar a degradação ambiental”, e no parágrafo único determina-se que cumpridas “as obrigações assumidas pelo infrator, a multa terá uma redução de 90% (noventa por cento) do seu valor original”.

Logo, de acordo com a discussão anterior sobre o *disclosure*, o **Art. 45** poderia ser considerado como uma forma de combater os incentivos à ocultação de informações ambientais, ou seja, um meio de evitar que punições excessivamente rigorosas induzam os agentes a deixar de produzir, voluntariamente, as informações necessárias ao controle dos danos ambientais. Isto porque, ao diminuir o ônus de cada agente individual em revelar as conseqüências danosas de sua atividade, seria possível aumentar o conjunto de informação de todos os atores. No entanto, pode-se argumentar, também, que a possibilidade de o órgão ambiental fazer acordos que reduzam o valor das multas, enfraqueceria a lei, diminuindo o seu poder de *enforcement*.

Por fim, o artigo 47 reitera a possibilidade de a SEMA descentralizar parte de suas atividades:

“Art. 47. A SEMA poderá celebrar convênios com entidades oficiais dos Estados, delegando-lhes, em casos determinados, o exercício das atividades de fiscalização e controle que este Regulamento lhe atribui”

À primeira vista, avaliando a situação das APAs enquanto estrutura de governança, nota-se a menor substância destas em comparação aos Parques Estaduais. Pode-se destacar a ausência de regras que tratem dos gestores das Áreas de Proteção Ambiental, ao contrário do que ocorre com os Parques. Nestes últimos são claras as obrigações das administrações dos Parques e do Instituto Florestal (IF).

O primeiro instrumento jurídico a tratar unicamente das Áreas de Proteção Ambiental, e, nesse sentido, preencher a lacuna institucional relativa às APAs, foi a

Resolução CONAMA nº 10, de 14 de dezembro de 1988, objeto de análise do próximo item.

3.2.8 Resolução CONAMA nº 10, de 14 de dezembro de 1988.

Esta resolução é resultado das atribuições definidas para o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) pela Lei nº 6.938 e pelo Decreto nº 88.351.

Em harmonia com a evolução da legislação ambiental, na direção do paradigma de desenvolvimento sustentável, temos logo no Artigo 1º:

“Artigo 1º - As áreas de proteção ambiental - APAs são unidades de conservação destinadas a proteger e conservar a qualidade ambiental e os sistemas naturais ali existentes, visando à melhoria da qualidade de vida da população local e também objetivando a proteção dos ecossistemas regionais.”

O principal instrumento para atingir tais objetivos é o chamado zoneamento ecológico-econômico, que, conforme o artigo 2º, contém as *“normas de uso, de acordo com as condições locais bióticas, geológicas, urbanísticas, agropastoris, extrativistas, culturais e outras”*. Analogamente ao plano de manejo dos Parques Estaduais, o zoneamento ecológico-econômico constitui a grande *regra de autoridade* para guiar o comportamento dos agentes dentro do perímetro das APAs.

De forma completamente oposta à legislação dos Parques, o 3º artigo da Resolução estabelece que *“Qualquer que seja a situação dominial de uma área, a mesma poderá fazer parte de uma APA”*, ou seja, independentemente do regime de propriedade vigente (privado, estatal, *common-pool* ou livre acesso) pode se constituir uma APA.

Desse modo, nas APAs é possível maior diversificação no conjunto de regras em uso porque estarão misturados mecanismos institucionais públicos e privados. Assim, este artigo, deliberadamente, abre a possibilidade de sobreposição de regras, o que, na

linguagem de governança ambiental, pode ser entendido como a sobreposição de estruturas de governança. Confirmando essa percepção, os parágrafos do artigo determinam:

“§ 1º Se houver na área decretada outra unidade de conservação, de manejo, ou outras situações especiais de proteção ambiental, administradas efetivamente pelo Poder Público, as mesmas serão consideradas como zonas de usos especiais.

§ 2º - Em relação às atividades antrópicas realizadas nas zonas especiais, a administração da APA terá sempre ação supletiva, para assegurar que os objetivos previstos na Lei nº 6.902, de 27 de abril de 1981, sejam mantidos.”

Portanto, o legislador não apenas prevê a possibilidade de sobreposição entre as estruturas, como já define o *status* de “zona de uso especial”, determinando que a ação da administração da APA, em relação à gestão da mesma, deverá ter um caráter supletivo. Dessa forma, o parágrafo 2º cria a primeira *regra de controle* da Resolução, pois visa condicionar o campo de atuação da administração da APA.

O princípio básico do zoneamento é definir um gradiente para a proteção ambiental restringindo gradualmente a exploração econômica permitida aos agentes. No artigo 4º, estabelece-se que nas UCs de proteção integral englobadas pela APAs são proibidas alterações da biota, sendo que em todas as APAs deverá existir “zona de preservação de vida silvestre” nas quais será proibido ou regulado o uso dos sistemas naturais. As áreas em que poderá ser admitido o uso moderado e auto-sustentado da biota, regulado de modo a assegurar a manutenção dos ecossistemas naturais, serão chamadas “zonas de conservação de vida silvestre”.

Dando seqüência as classes de uso econômico dentro da APA, o artigo 5º determina que *“onde existam ou possam existir atividades agrícolas ou pecuárias, haverá Zona de Uso Agropecuário, nas quais serão proibidos ou regulados os usos ou práticas capazes de causar sensível degradação ao meio ambiente”*.

Para complementar a regra acima, o parágrafo 1º do artigo 5º, proíbi o uso de *“agrotóxicos e outros biocodas que ofereçam riscos sérios na sua utilização, inclusive ao que se refere ao seu poder residual”*. E no final do parágrafo define-se *regra de autoridade*

para a SEMA, que passa a ter o dever de relacionar as classes de agrotóxicos de uso permitido nas APAs.

No parágrafo 2º do mesmo artigo, estabelece-se que o cultivo da terra deverá seguir padrões definidos pelos órgãos oficiais de extensão agrícola, e, no parágrafo 3º, proibi-se o pastoreio excessivo que possa acelerar os processo de erosão, configurando mais 2 *regras de autoridade*.

Analisando o **Art. 5º** do ponto de vista do *disclosure*, percebe-se que o artigo incorre no problema de transferir todo o ônus da prova para o Estado. A Secretaria Especial do Meio Ambiente (SEMA) é a parte responsável pela produção do conhecimento necessário a averiguação de quais agrotóxicos oferecem riscos. E, mais, o “pastoreio excessivo” é proibido, mas sua definição permanece vaga, já que não se define o que seja “acelerar sensivelmente os processos de erosão”.

Ao contrário do artigo 5º, no parágrafo único do **Art. 6º**, determina-se a produção de informações ambientais por parte do agente econômico:

“Artigo 6º - Não serão permitidas nas APAs as atividades de terraplenagem, mineração, dragagem e escavação que venham a causar danos ou degradação do meio ambiente e/ou perigo para pessoas ou para a biota.

Parágrafo Único - As atividades acima referidas, num raio mínimo de 1.000 (mil) metros no entorno de cavernas, corredeiras, cachoeiras, monumentos naturais, testemunhos geológicos e outras situações semelhantes, dependerão de prévia aprovação de estudos de impacto ambiental e de licenciamento especial pela entidade administradora da APA.”

Dessa forma, o parágrafo único estabelece uma *regra de informação* – a necessidade de realização do estudo de impacto ambiental – que suplementa a *regra de autoridade* do caput do artigo. Esta *regra de informação* é bem mais completa do que, por exemplo, o parágrafo 3 do **Art. 5º**, pois defini-se claramente o objeto do licenciamento, indicando a forma em que devem ser apresentadas as informações ambientais e determina-se a entidade específica responsável por licenciar o agente econômico. Deve-se salientar a referência a “entidade administradora da APA”, de forma que a Resolução é, de fato, o primeiro instrumento jurídico da legislação ambiental a tratar, efetivamente, da administração das APAs.

Nessa linha, o artigo 7º determina que: “Qualquer atividade industrial potencialmente capaz de causar poluição, além da licença ambiental prevista na Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, deverá também ter uma licença especial emitida pela entidade administradora da APA”. Percebe-se, novamente, o papel suplementar designado para a administração da APA, que, no caso, deve corroborar o licenciamento já previsto pela PNMA (Política Nacional do Meio Ambiente).

O **Art. 8º**, assim como o artigo 7º, estabelece uma regra que promoverá a produção de informações, apesar da maior parte de seu conteúdo ser *regra de autoridade*, o artigo 8º pode ser considerado, também, como *regra de informação*:

“[...] nenhum projeto de urbanização poderá ser implantado numa APA, sem prévia **autorização de sua entidade administradora**, que exigirá:

- a) adequação com o zoneamento ecológico-econômico da área;
- b) implantação de sistema de coleta e tratamento de esgoto;
- c) sistema de vias públicas sempre que possível e curvas de nível e rampas suaves de águas pluviais;
- d) lotes de tamanho mínimo suficiente para o plantio de árvores em pelo menos 20% (vinte por cento) da área do terreno;
- e) programação de plantio de áreas verdes com uso de espécies nativas;
- f) traçado de ruas e lotes comercializáveis com respeito à topografia com inclinação inferior a 10% (dez por cento)” (grifos nossos).

Neste momento, pode-se argumentar que o legislador, efetivamente, interfere na gestão da APA, estabelecendo, até mesmo, um parâmetro de ordem essencialmente técnica, como o grau de inclinação do traçado de ruas e lotes. Desse modo, o artigo também tem um aspecto de *regra de controle*, pois diminui a discricção da administração da APA na aprovação dos projetos.

O caput do artigo seguinte, **Art. 9º**, por sua vez, pode ser classificado, predominantemente, como uma *regra de controle*, ao determinar que: “Nos loteamentos rurais, os mesmos deverão ser previamente aprovados pelo INCRA e pela entidade administradora das APAs”. O arbítrio dos agentes para a definição dos lotes fica, dessa forma, condicionado a mais de uma instância administrativa.

Já o parágrafo único do artigo, pode ser entendido como uma *regra de autoridade*, pois aumenta o conjunto de ações disponíveis para a administração da APA, ao estabelecer que “A entidade administradora da APA poderá exigir que a área que seria destinada, em cada lote, à reserva legal para defesa da floresta nativa e áreas naturais, fiquem concentradas num só lugar, sob a forma de condomínio formado pelos proprietários dos lotes”.

Uma *regra de autoridade* importante para o *enforcement* nas APAs é determinada pelo **Art. 10**:

“Artigo 10 - A vigilância da APA poderá ser efetuada mediante termo de acordo entre a entidade administradora do Poder Público e organizações não governamentais aptas a colaborar e de reconhecida idoneidade técnica e financeira.”

Portanto, a Resolução permite que a administração da APA compartilhe o monitoramento de suas regras com ONGs. O objetivo de distribuir os custos do *enforcement* é evidente, mas, mais do que isso, com este artigo é criado um canal institucional formal para o engajamento da população local na promoção e observância das regras vigentes na APA.

Contabilizando o total das regras temos:

Tabela 5 - Regras da Resolução CONAMA nº 10

<i>Tipologia</i>	<i>Regras de fronteira</i>	<i>Regras de posição</i>	<i>Regras de autoridade</i>	<i>Regras de controle</i>	<i>Regras de informação</i>	<i>Regras de payoff</i>
Quantidade Observada	0	0	9	3	5	0

Fonte: Elaboração própria

Pode-se dizer que a Resolução CONAMA nº 10 tem um claro desequilíbrio. Mais do que a superioridade numérica das *regras de autoridade*, o que chama atenção é a ausência de *regras de payoff*. Esta é a única norma jurídica que não contém nenhuma menção aos custos e benefícios da observância das regras.

Nesse sentido, a Resolução atribui uma série de deveres para os agentes econômicos e para a administração da APA, mas não estabelece as consequências no caso de desobediência, diferentemente do que ocorre com a legislação dos Parques. Nesta última o Regulamento dos Parques reitera as punições definidas previamente pelo Código Florestal.

No entanto, a constituição de uma APA cria uma situação *sui generis*, pela sobreposição de regimes de propriedade públicos e privados, de forma que as diretrizes definidas para a punição de infratores tendem a serem mais complexas do que no caso dos Parques. Como citado anteriormente, para os Parques o *enforcement* das regras é menos sofisticado, pois ao, praticamente, proibir qualquer uso dos recursos fica mais fácil enquadrar os transgressores. Enquanto nas APAs, o gradiente de restrições ao comportamento dos agentes é maior, de forma que o *enforcement* será, também, de natureza mais complexa.

A ausência de regras, explicitamente, de posição e fronteira, por sua vez, não constitui um fato notável, pois tanto a Lei nº 6.902, quanto o Decreto nº 88.351, não contêm referências claras a estes tipos de regras. Já com relação as *regras de informação* e *regras de controle*, pode-se perceber a influência da Lei nº 6.938 (PNMA), dada a menção aos estudos de impacto ambiental e ao processo de licenciamento.

Avaliando o conjunto da legislação das APAs, já é possível afirmar que a estrutura de governança ambiental APA foi construída com menor densidade do que a estrutura Parque. No sentido de que o conjunto de regras tem um aspecto genérico, em contraposição a especificidade, minúcia e redundância presentes na legislação dos Parques. Essa diferença não pode ser atribuída a uma falta de interesse no seu desenvolvimento da estrutura APA, até porque as mais importantes leis e decretos têm alguma menção as Áreas de Proteção Ambiental. As APAs seriam, proposadamente, estruturas mais leves, destinadas a situações diversas das de implantação de um Parque.

O quanto as diferenças entre as APAs e os Parques podem contribuir para o desempenho da governança ambiental constitui, no fundo, a questão central deste trabalho. Ou seja, a possibilidade que tais estruturas interajam de forma sinérgica, enseja uma discussão de complementaridade institucional. Na próxima seção, consolida-se a análise da legislação e são feitas proposições relativas a complementaridade entre APAs e Parques.

3.3 As Estruturas Legais e a Complementaridade.

O objetivo desta seção é condensar as diferenças existentes entre APAs e Parques, para permitir algumas inferências sobre como estas estruturas podem se complementar. As estruturas de governança APA e Parque foram construídas por normas jurídicas de diversas esferas do Estado, em distintos momentos do tempo, associadas a diferentes visões de mundo.

Como a revisão bibliográfica do Capítulo 2 logrou mostrar, a idéia de grandes áreas intocáveis, com a natureza livre para se desenvolver, foi muito forte durante as décadas de 1960 e 70. Já nos anos 80, no mundo e no Brasil, cresce a visão de desenvolvimento sustentável e as instituições que são desenvolvidas passam a levar este conceito em consideração.

Podemos exemplificar estas distinções de ideologia com trechos da própria legislação ambiental. Por um lado, no Código Florestal (1965) existe uma grande preocupação com a produtividade do uso de recursos; o **Art. 4º**, por exemplo, determina explicitamente que é do interesse público “*a difusão e a adoção de métodos tecnológicos que visem a aumentar economicamente a vida útil da madeira*”. Por outro lado, na Resolução CONAMA nº 10 (1986) tem-se como objetivo expresso das APAs a melhoria da qualidade de vida da população local.

Com relação às diferenças temporais, pode-se notar um espaço de tempo considerável entre a criação jurídica de uma estrutura de governança e o início de sua implementação. A lei que cria a estrutura APA é de 1981, mas a sua regulamentação só se completa com a Resolução CONAMA nº 10 de 1988. No caso dos Parques Estaduais Paulistas, a diferença é ainda maior, pois o Código Florestal estabelece sua criação desde 1965, mas a regulamentação que trata dos Parques Nacionais ocorre somente em 1979, sendo que a promulgação do Decreto Estadual nº 25.341, o qual aprova o Regulamento dos Parques Estaduais Paulistas, ocorre apenas em 1986.

Atentando apenas para a legislação básica, encontramos: lei e decreto federal, decreto estadual, além de resolução federal, de forma que o desenvolvimento jurídico de ambas as estruturas de governança ambiental resultou de esforços combinados de diversas instâncias decisórias do Estado, tanto legislativas quanto executivas.

O processo de implementação dessas UCs, como mostrado no Capítulo 1, também decorreu da atuação de forças distintas. Grande parte das APAs foram criadas pela SEMA, em um momento em que esta agência federal seguia uma agenda própria para o estabelecimentos de Unidades de Conservação. Por outro lado, os Parques Estaduais Paulistas foram criados, basicamente, por decretos de governadores.

Considerando a grande diversidade de fatores que atuaram para a criação, desenvolvimento e consolidação das estruturas de governança ambiental, percebe-se que estas constituem um campo fértil para o estudo de complementaridade institucional. O objetivo não é ponderar se as inter-relações entre as estruturas são intencionais, ou seja, se o desenho das regras buscou, deliberadamente, a complementaridade. Pretende-se, em primeiro, reconhecer quais são os pontos de interação entre as estruturas.

Para tanto, é essencial entender qual foi o produto final, em termos de governança, da legislação analisada ao longo deste capítulo. Faz-se necessária a consolidação das regras referentes à legislação dos Parques, de um lado, e das APAS, de outro. Nesta análise, será dada ênfase para a questão informacional, pois, como argumentado anteriormente, os problemas relacionados aos temas de *common-pool resources* e livre-acesso pressupõem problemas de coordenação, entre os quais se destacam os derivados de informação incompleta.

1. Legislação dos Parques

Agregando a legislação relativa aos Parques, de acordo com a tipologia estipulada na seção 3.2:

Tabela 6 - Regras da Legislação dos Parques

Tipologia		Regras de fronteira	Regras de posição	Regras de autoridade	Regras de controle	Regras de informação	Regras de payoff
Quantidade Observada	Código Florestal	2	6	6	3	7	12
	Regulamento dos Parques	8	6	18	8	7	7
Total		10	12	24	11	14	19

Fonte: Elaboração própria

A análise do total das regras de cada tipologia mostra maior equilíbrio entre os tipos de regras. Percebe-se a superioridade do conjunto de *regras de autoridade*, seguido pelas *regras de payoff* e depois pelas *regras de informação* e, por fim, todas as outras três tipologias. É interessante notar a alteração da disposição quantitativa das regras entre o Código Florestal e o Regulamento nos Parques. No primeiro, percebem-se três ordens ou níveis de grandeza, sendo que no segundo têm-se apenas dois, com o conjunto de *regras de autoridade* muito acima dos demais.

Outro ponto a destacar é a menor participação das *regras de payoff* e o aumento do uso das *regras de fronteira* e das *regras de controle* no Regulamento dos Parques, em comparação com o Código Florestal. Mas a maior diferença, em termos absolutos, ocorreu com as *regras de autoridade*, que saltaram de um total de 6 para um patamar de 18 regras.

Contudo, além das diferenças quantitativas entre as duas normas jurídicas, deve-se atentar, principalmente, para as modificações de natureza qualitativa e seu impacto no produto final das legislações. Ou seja, o ponto fundamental do estudo é salientar as características qualitativas da estrutura de governança Parque a serem contrapostas às das APAs. A análise abaixo concentra a avaliação dos atributos de ambas em torno de três características principais: (i) centralização, (ii) densidade e (iii) *disclosure*

(i) Centralização

O conceito de centralização aqui empregado é amplo. Refere-se, por um lado, a concentração das competências relacionadas à gestão ambiental, em determinadas instâncias administrativas do Estado; e, por outro, ao acúmulo de atribuições de governança no Estado *vis-à-vis* as atribuições concedidas às comunidades locais.

Com relação ao último – as atribuições do governo em comparação ao papel das comunidades – pode-se imaginar que a questão da centralização enseja um *trade-off*. Dado que o Estado é o detentor do monopólio do poder de polícia, abrem-se à sua disposição os chamados instrumentos de “comando e controle”, i. e., as prerrogativas para requisitar ou proibir determinados comportamentos e tecnologias, com punições para os desvios

variando desde multas, interdições e embargos, até a reclusão dos infratores em regime fechado.

Não se pode negar a eficiência potencial de tais mecanismos em moldar o comportamento dos agentes. Contudo, conforme a revisão do Capítulo 2, o custo de *enforcement* nas questões ambientais é muito alto. Logo, o pleno funcionamento dos instrumentos de “comando e controle” teria um custo proibitivo, sendo que na maioria dos casos tais investimentos ficam aquém do mínimo necessário.

Além disso, há situações nas quais os danos ambientais são extremamente difíceis de detectar ou, mesmo, situações nas quais é necessário inovar nos comportamentos e tecnologias, ao invés de simplesmente induzir o uso do que já existente. Nessas situações a abordagem baseada em “comando e controle” será menos efetiva (Dietz et al. 2003).

A opção por menor centralização, de imediato, reduz o custo administrativo das estruturas de governança. À medida que atribuições de *enforcement* recaiam sobre os ombros dos atores locais, menores serão os gastos correntes das instâncias estatais responsáveis pela vigilância das regras. Isto é possível porque as populações locais, potencialmente, podem desenvolver instituições de *self-governance* que, em algum grau, substituiriam o poder de polícia estatal. Dietz et al. (2003) deixam este ponto bem claro:

“[...] *communities maintain frequent face-to-face communication and dense social networks—sometimes called social capital — that increase the potential for trust, allow people to express and see emotional reactions to distrust, and lower the cost of monitoring behavior and inducing rule compliance. Global and national environmental policy frequently ignores community-based governance and traditional tools, such as informal communication and sanctioning, but these tools can have significant impact*” (Dietz et al. 2003, p. 1908)

No caso da centralização dentro do próprio Estado há mais de um ponto a considerar. Existe uma centralização no tocante às relações entre distintas esferas de governo e outra relacionada à centralização no interior de uma única esfera. Em outras palavras, nota-se (i) a centralização de diversas competências estatais no governo federal e (ii) dentro do âmbito estadual, a centralização de aspectos da gestão dos Parques Paulistas na Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo.

A princípio, o Código Florestal atribuiu, equanimente, às três esferas de governo (nacional, estadual e municipal) a prerrogativa para estabelecer Parques. Contudo é fácil encontrar elementos que exponham a ascendência do governo nacional sobre as outras esferas. Por exemplo: no **Art. 3º** estabelece-se, explicitamente, que a supressão parcial das florestas de preservação depende de autorização do Poder Executivo Federal; ou no artigo 22 em que a maior responsabilidade de fiscalização das normas do Código recai para o governo federal.

No tocante à centralização dentro do âmbito da esfera estadual, podem-se destacar diversas *regras de controle* que visam minimizar a discricionariedade dos agentes responsáveis pela administração local dos Parques: (i) os Parques Estaduais devem ser administrados por Diretores designados pelo Instituto Florestal, (ii) o Regulamento dos Parques Estaduais Paulistas determina que o grande guia para a gestão dos Parques, o Plano de Manejo, deve ser elaborado pelo Instituto Florestal (IF) e aprovado pelo Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA), (iii) o prazo para aprovação e execução do Plano de Manejo, o qual deve ser revisto a cada 5 anos, deverá constar do Decreto de criação dos Parques e (iv) ações que resultem em alteração da dinâmica ecológica – como o controle de pragas e doenças, obras de infra-estrutura e etc – devem ser autorizadas pela Direção do IF, ouvido o CONSEMA.

(ii) Densidade

A legislação dos Parques define uma estrutura de governança densa, no sentido de que as restrições ao comportamento dos agentes formam um conjunto descritivo, minucioso e rígido.

Como no caso da centralização, pode-se considerar que a densidade encerra um *trade-off*. Se, por um lado, um conjunto de regras pormenorizado e inflexível pode gerar maior credibilidade junto aos agentes, por outro, um conjunto de regras mais gerais e flexíveis confere maior capacidade de adaptação.

Autores como Dietz et al. (2003), defendem a necessidade de alta capacidade de adaptação para que as estruturas de governança possam responder às mudanças no estado da natureza:

“Institutions must be designed to allow for adaptation because some current understanding is likely to be wrong, the required scale of organization can shift, and biophysical and social systems change. Fixed rules are likely to fail because they place too much confidence in the current state of knowledge, whereas systems that guard against the low probability, high consequence possibilities and allow for change may be suboptimal in the short run but prove wiser in the long run. This is a principal lesson of adaptive management research” (Dietz et al. 2003, p. 1909).

É evidente que o efeito de qualquer conjunto de regras sobre as expectativas dos agentes será menor caso possam se esperar mudanças no curto prazo. Ou seja, com uma estrutura de governança que possua regras rígidas e pouco mutáveis, as expectativas dos agentes, para médio ou longo prazo, e correspondentes decisões sobre a alocação de recursos, serão mais intensamente afetadas do que no caso de uma estrutura em que as regras possam ser alteradas com facilidade.

Assim, se a estrutura de governança for alicerçada em normas jurídicas de alta hierarquia, como leis federais, constituindo uma estrutura de incentivos rígida, haverá maior impacto nas expectativas dos agentes em relação ao cumprimento da norma. Ao contrário, se a governança se basear em normas jurídicas mais fáceis de mudar – como decretos ou, mesmo, resoluções administrativas – é fácil argumentar que o efeito sobre a estrutura de incentivos dos agentes será menor.

Contudo, uma estrutura de governança extremamente rígida, que, eventualmente, se encontre mal adaptada a um estado da natureza, pode vir a constituir “o pior dos mundos”. Nesse sentido é que Dietz et al. (2003), na passagem acima, defendem a necessidade de haver uma capacidade de adaptação mínima, suficiente para que existam salvaguardas em relação às grandes mudanças, mesmo que estas tenham pequena probabilidade de ocorrer.

Analisando a densidade da legislação ambiental brasileira podem-se perceber diferenças significativas na capacidade de adaptação de Parques e APAs. As *regras de autoridade* do Código Florestal, em diversos momentos, são altamente pormenorizadas.

Como por exemplo, ao se proibir, em graus, o corte de árvores em áreas inclinadas (entre 25° e 45°), o porte de balões ou, até mesmo, “*soltar animais ou não tomar precauções necessárias para que o animal de sua propriedade não penetre em florestas sujeitas a regime especial*”.

O Regulamento dos Parques Estaduais é, igualmente, minucioso em relação às *regras de autoridade*. A proibição de obras de engenharia dentro dos Parques é o maior exemplo dessa característica da legislação. O **Art. 8º** veda obras de aterros, escavações, contenção de encostas ou atividades de correções, adubações ou recuperação dos solos; o que é reiterado pelo artigo 9º que proíbe obras de barragens, hidrelétricas, de controle de enchentes, de retificação de leitos, de alteração de margens e outras atividades que possam alterar suas condições hídricas naturais; o que é reiterado, novamente, pelo **Art. 24** que veda a execução de obras de construção de teleféricos, ferrovias, rodovias, barragens, aquedutos, oleodutos, linhas de transmissão ou outras, que não sejam de interesse do Parque Estadual; e, por fim, com artigo 28, segundo o qual só será permitida a construção de campos de pouso na área dos Parques Estaduais, quando se revelar impraticável sua localização fora de seus limites ou quando indicada no Plano de Manejo, excluído o uso indiscriminado pelo público.

(iii) Disclosure

Retomando a discussão sobre o *disclosure* na governança ambiental, o ponto fundamental, discutido na seção 3.1, reside na ausência de mecanismos institucionais que induzam os atores a mensurar e revelar os danos ambientais causados por seus próprios produtos e atividades. A estrutura de incentivos criada pela legislação ambiental desestimula a produção de informações sobre o meio ambiente, pois os atores geradores do dano, os quais, por isso mesmo, estão em boas condições para desenvolver o conhecimento sobre estes males, não tem nenhum incentivo para fazê-lo. Pelo contrário, a produção de tais informações trará sobre o agente uma longa série de penalidades. Nas palavras de Wagner (2004):

“Environmental regulatory programs have failed to come to terms with the fact that much of the information needed to support regulation will not be produced voluntarily or emerge spontaneously over time. On the contrary, parties whose activities and products create environmental harm have strong incentives to remain ignorant about the nature and extent of these harms” (Wagner, 2004, p. 1745).

Uma solução para esta estrutura de incentivos perversa poderia envolver o “princípio da precaução”. Sob uma abordagem precaucional, até que o ator possa mostrar que seus produtos e atividades não geram efeitos adversos no meio ambiente, o produto ou atividade é regulado como sendo potencialmente danoso. O intuito dessa abordagem é transferir o ônus da prova para o agente regulado, já que este é o responsável pela existência da necessidade de informações ambientais. Ou seja, em vez de a sociedade como um todo, por meio de agências governamentais, arcar com os custos da produção informacional; os atores privados também despenderiam recursos visando o *disclosure* dos males causados por suas atividades e produtos.

Na legislação ambiental brasileira, as regras associadas à produção de conhecimento sobre os comportamentos e as tecnologias dos agentes econômicos, privados ou estatais, estão, notadamente, em segundo plano. O Código Florestal, embora denso no todo, no tocante ao conjunto de *regras de informação* apresenta um tratamento superficial. Nos processos relativos ao licenciamento não se qualificam os tipos das licenças, não é exigida a descrição da atividade de seus portadores, a zona de origem dos produtos, o processo de extração utilizado, a forma de concessão e, principalmente, não é tratada a natureza dos órgãos responsáveis pelo licenciamento. Iniciativas deste Código como a simples ampliação do registro de pessoas físicas ou jurídicas, dedicadas à extração de produtos florestais, pouco podem fazer para aumentar o *disclosure* de informações ambientais.

Podemos citar, a título de exceção, duas *regras de informação* desenhadas para serem implementadas de imediato. A primeira, no artigo 37, impede o registro em cartório de transações que envolvam imóveis rurais se não houver a apresentação de certidão negativa de ônus decorrente de obrigações do Código Florestal. A segunda, o **Art. 42**, promove a educação florestal nos livros escolares e nos meios de comunicação, além de obrigar a divulgação da localização dos Parques nos mapas e cartas oficiais.

O Decreto do Regulamento dos Parques Estaduais Paulistas, por sua vez, tem uma postura diferente. A coleta de espécimes para pesquisas científicas, por exemplo, só pode ocorrer mediante solicitação direta à administração do Parque, definindo-se explicitamente, dessa forma, o órgão público responsável pela permissão, o que qualifica o processo de licenciamento.

No caso de ser preciso intervir na dinâmica ecológica – por causa da existência de espécies estranhas ou outro motivo – a necessidade de tal intervenção deverá ser comprovada por pesquisa científica. Ocorrerá mediante autorização fornecida pela própria Direção do Instituto Florestal (IF), ouvido o Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA), após apreciação de projeto minucioso, baseado em conhecimento técnico, cientificamente aceito e sob direta supervisão dos respectivos Diretores.

A reintrodução de espécies nativas poderá ocorrer, somente, quando estudos técnico-científicos aconselharem essa prática e mediante autorização da administração do Parque. Lembrando que a própria proposta de criação de um Parque deve ser precedida de estudos técnico-científicos e sócio-econômicos que justifiquem a implantação do mesmo.

Portanto, indubitavelmente, o Regulamento dos Parques dá um passo importante na construção de uma estrutura de governança ambiental que promova o *disclosure* de informações ambientais. Contudo, devem ser feitas duas ressalvas. Primeiro, os requisitos para promover a exposição, revelação, divulgação de informações ambientais atentam, principalmente, para os responsáveis diretos pela administração dos Parques. Com exceção das regras dirigidas a pesquisadores, nada se constrói sobre o *disclosure* de agentes privados, ou mesmo, de outras instâncias de governo.

Segundo, e mais importante, o processo de *disclosure* tem lacunas. Considerando as 5 perguntas básicas de qualquer procedimento operacional: “o que?”, “quem?”, “onde?”, “como?” e “quando?”. Pode-se afirmar que as três primeiras são tratadas pelos requisitos para a produção de informações ambientais constantes do Regulamento dos Parques Estaduais. No entanto, muito pouco se desenvolve para tratar a quarta questão e, absolutamente, nada é feito com relação à quinta. Em outras palavras, a legislação estabelece demandas importantes para aperfeiçoar e aumentar o conjunto informacional da governança ambiental, porém restam dúvidas sobre os mecanismos que permitiriam atender a tais demandas.

O fato é que não se especificam os atores responsáveis pela realização das citadas pesquisas científicas (órgãos públicos ou empresas privadas), ou mesmo a metodologia para criar esse conhecimento (quais os padrões a serem utilizados e quem decide se eles foram atingidos), além de que nada se diz sobre o financiamento dessa produção informacional.

2. Legislação das APAs

Antes da análise consolidada da legislação das APAs é necessário fazer uma ressalva. Nosso objeto de estudo, neste tópico, é a estrutura de governança APA por si mesma. Em outras palavras, a metodologia aqui empregada busca tratar dos mecanismos institucionais **específicos** das APAs.

Como ocorre com qualquer estrutura de governança, existem camadas de instituições que se acumulam sobre o espaço das APAs, mas não devem ser incorporadas à análise, visto que o propósito é destacar as possíveis inter-relações entre os mecanismos próprios das APAs e os mecanismos próprios dos Parques.

Nesse sentido, o sistema de *disclosure* ambiental, desenvolvido pela Lei da Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA) e pelo Decreto nº 88.351, não pode ser considerado como parte integrante da estrutura de governança ambiental APA, já que os mecanismos são de aplicação genérica, sem menção específica às mesmas.

Quando o artigo 6º da PNMA estabelece que todos os órgãos públicos relacionados à proteção do meio ambiente “*deverão fornecer os resultados das análises efetuadas e sua fundamentação, quando solicitados por pessoa legitimamente interessada*”, cria-se um mecanismo de *disclosure* genérico que se aplica tanto aos Parques, quanto as APAs.

O mesmo se pode dizer do **Art. 8º**, desta lei, ao atribuir para o CONAMA à competência para “*a realização de estudos das alternativas e das possíveis conseqüências ambientais de projetos públicos ou privados*”. Neste caso, está se produzindo uma forma de *disclosure* que se aplica tanto aos Parques, quanto as APAs.

Logo, o sistema de licenciamento ambiental, criado pela Lei da Política Nacional do Meio Ambiente e regulamentado pelo Decreto nº 88.351, não pode ser considerado como exclusivo à estrutura de governança APA. É muito provável que o impacto de tal sistema

seja maior numa Unidade de Conservação em que são permitidas atividades econômicas reguladas, pois, naturalmente, esta será objeto de maior quantidade de projetos (tanto públicos, quanto privados). Apesar disto, como argumentado acima, só serão considerados pertencentes às APAs os mecanismos que fizerem menção explícita a elas. Com isto dito, segue a análise da legislação das APAs em termos quantitativos:

Tabela 7 - Legislação das APAs

Tipologia		Regras de fronteira	Regras de posição	Regras de autoridade	Regras de controle	Regras de informação	Regras de payoff
Quantidade Observada	Lei nº 9.902	0	1	4	2	0	4
	Decreto nº 88.351	0	1	1	2	0	1
	Resolução nº 10	0	0	9	3	5	0
Total		0	2	14	7	5	5

Fonte: Elaboração própria

Ao contrário da legislação dos Parques, a legislação das APAs é francamente desequilibrada. É possível reconhecer três níveis na quantidade de regras entre as diferentes tipologias. Um primeiro nível, extremamente baixo, com poucas *regras de posição* e *fronteira* (0 e 2, respectivamente), ainda mais se comparado com a legislação dos Parques (neste, apenas as *regras de controle* já somam 11 regras).

Um segundo nível, intermediário, com *regras de controle*, *regras de payoff* e *regras de informação*, em torno de 6 regras cada. E o nível mais alto, conjunto de *regras de autoridade*, com 14 regras, bem acima das demais, o dobro que o segundo conjunto de regras com maior frequência e, quase, o triplo do terceiro.

Tanto a legislação dos Parques quanto a legislação das APAs mostram a predominância das *regras de autoridade*. No entanto as semelhanças quantitativas param por aí; na legislação dos Parques as *regras de payoff* têm grande destaque, o mesmo não ocorre com a legislação das APAs. As *regras de controle*, que são o segundo grupo com maior frequência na legislação das APAs, é o último conjunto de regras na legislação dos Parques.

A análise quantitativa, por si só, tem pouco a responder sobre complementaridade institucional, mas, evidentemente, as diferenças apresentadas mostram que as duas

legislações têm perfis bem distintos, no que toca ao espaço dedicado ao tratamento de cada tipologia.

Considerando a legislação das APAs, isoladamente, percebe-se que tanto a lei que criou esta estrutura (Lei nº 9.902), quanto o decreto que a regulamenta (Decreto nº 88.351), em realidade, pouco tem a dizer sobre as Áreas de Proteção Ambiental. No fundo, foi a Resolução CONAMA nº 10, a norma jurídica que visou dar mais corpo a esta Unidade de Conservação.

Analisando as características qualitativas da legislação das APAs, segundo o corte adotado acima, tem-se:

i) Centralização

É fácil observar a menor centralização da estrutura de governança ambiental APA, em comparação com a estrutura Parque, quando se atenta para a atribuição dos direitos de *enforcement*. As *regras de controle* na gestão das APAs permitem que a fiscalização das Áreas de Proteção Ambiental ocorra de forma descentralizada dentre os órgãos estatais e, também, com menor participação do Estado *vis-à-vis* a participação da sociedade civil. Essa diferença fica clara contrapondo-se o artigo 22 do Código Florestal, com o artigo 9º da Lei nº 6.902:

(Código Florestal) “A União fiscalizará diretamente, pelo órgão executivo específico do Ministério da Agricultura, ou em convênio com os Estados e Municípios, a aplicação das normas deste Código, podendo, para tanto, criar os serviços indispensáveis”.

(Lei nº 6.902) “A Secretaria Especial do Meio Ambiente, ou órgão equivalente no âmbito estadual, em conjunto ou isoladamente, ou mediante convênio com outras entidades, fiscalizará e supervisionará as Áreas de Proteção Ambiental”.

Na Lei nº 6.902, cria-se a possibilidade de delegar para o governo estadual a responsabilidade pela fiscalização das regras e de se criarem convênios com “outras entidades” para o auxílio na supervisão das APAs.

O Decreto 88.351 reitera esta possibilidade em seu artigo 47, que diz: “A SEMA poderá celebrar convênios com entidades oficiais dos Estados, delegando-lhes, em casos determinados, o exercício das atividades de fiscalização e controle que este Regulamento lhe atribui”.

Mas é a Resolução CONAMA nº 10 que dá um passo mais firme nessa direção. De acordo com o **Art. 10**:

“A vigilância da APA poderá ser efetuada mediante termo de acordo entre a entidade administradora do Poder Público e organizações não governamentais aptas a colaborar e de reconhecida idoneidade técnica e financeira”.

Assim, no tocante ao conceito de centralização que vislumbra a divisão de competências entre Estado e sociedade, a possibilidade de delegar, para ONGs, atribuições de *enforcement* mostra o quanto a APA é uma estrutura mais descentralizada que o Parque.

No que concerne à idéia de centralização, enquanto concentração das atribuições entre distintas instâncias decisórias estatais, também, se percebe uma mudança de postura. Tais responsabilidades estão relativamente desagregadas nas APAs em comparação aos Parques. Em outras palavras, diferentemente do caso dos Parques em que diversas competências cabem diretamente a Secretaria do Meio Ambiente, no caso das APAs as atribuições, em geral, se encontram melhor compartilhadas.

Além do que já foi mostrado acima, um bom exemplo para destacar a maior descentralização da estrutura APA é o artigo 9º da Resolução CONAMA nº 10, ao estabelecer que “[nos] loteamentos rurais, os mesmos deverão ser previamente aprovados pelo INCRA e pela entidade administradora das APAs”.

Dessa forma, uma responsabilidade importante, a aprovação de loteamentos rurais, é **compartilhada** entre o Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária e a entidade administradora das APAs, ao invés de estar concentrada unicamente na última.

ii) Densidade

No tocante à densidade, a diferença entre as duas legislações é notável. Em termos quantitativos, tal diferença é evidente, pois enquanto na legislação dos Parques tem-se um total de 90 regras, na legislação das APAs foram construídas apenas 33.

Com relação ao conteúdo das regras, percebe-se que a lei de criação da estrutura APA apresenta diferenças marcantes, em comparação com a lei que define a estrutura Parque. O conjunto de *regras de autoridade* do Código Florestal é amplo e minucioso (incluindo a distância, em metros, a ser preservada ao redor da margem dos rios; incluindo a inclinação do terreno, em graus, na qual é proibido o corte de árvores). Pelo contrário, a Lei nº 6.902 tem apenas um artigo referente a *regras de autoridade* e estas, de forma genérica, se concentram em questões hidrológicas gerais (proteção de mananciais, erosão e assoreamento de cursos d'água).

O Decreto 88.351, por sua vez, também tem uma única *regra de autoridade*, artigo 33, que não poderia ser mais sucinta e genérica: “*A entidade supervisora e fiscalizadora da Área de Proteção Ambiental, deverá orientar e assistir aos proprietários, a fim de que os objetivos da legislação pertinente sejam atingidos*”.

A diferença no grau de densidade das duas legislações fica, ainda mais, evidente ao se analisar o zoneamento ecológico-econômico das APAs em contraposição ao zoneamento do Plano de Manejo dos Parques. De um lado o zoneamento ecológico-econômico, definido pela Resolução CONAMA nº 10, estabelece três tipos de Zonas (Zona de Preservação de Vida Silvestre, Zona de Conservação de Vida Silvestre e Zona de Uso Agropecuário), representando a proteção integral, um pequeno uso regulado e um grande uso regulado, respectivamente.

Em contraste, o Regulamento dos Parques estabelece sete tipos de Zonas: Zona Intangível, Zona Primitiva, Zona de Uso Extensivo, Zona Histórico-Cultural, Zona de Recuperação e Zona de Uso Especial. Ao tratar cada uma percebe-se a minúcia com que o Plano de Manejo, a princípio, deveria ser construído.

As duas primeiras são parecidas, não toleram qualquer alteração antrópica nos ecossistemas; já as Zonas de Uso Extensivo e Intensivo variam ligeiramente em relação à oferta de facilidades aos visitantes. A peculiaridade da Zona Histórico-Cultural é a presença

de sítios arqueológicos, mas esta presença, na prática, não implica em nada além do que já está previsto em outras zonas; a Zona de Recuperação seria um título provisório para uma área degradada e, por último, a Zona de Uso Especial seria uma forma de definir a localização dos prédios e construções relacionadas à infra-estrutura dos Parques.

De forma um tanto quanto contra-intuitiva, a legislação relativa aos Parques (onde a exploração econômica é completamente proibida) está extremamente pormenorizada com relação ao zoneamento das atividades (7 zonas definindo detalhadamente as restrições). Ao contrário, a legislação das APAs (onde se permite uma exploração econômica regulada) é sucinta e genérica, não especificando com a mesma riqueza de detalhes os condicionantes e restrições que deveriam pairar sobre as atividades econômicas.

Em outras palavras, na Unidade de Conservação em que a estrutura de incentivos definida pela governança ambiental deveria ser a mais complexa (APA), para induzir os agentes a caminhar na tênue linha da exploração econômica sustentável, a legislação é a mais simples. Em sentido contrário, na UC em que a estrutura de incentivos é a mais simples (Parque), pois o objetivo é explicitamente proibir qualquer exploração econômica, a legislação é a mais sofisticada.

É possível que uma efetiva regulação da APA seja tão complexa que transcrevê-la para as normas permanentes não seja interessante. Assim, o espaço para discricionariedade estaria sendo gerado deliberadamente. Mas se APA é menos densa e reserva maior arbítrio para seus gestores, provavelmente, será necessário maior *disclosure* para que a estrutura de governança funcione adequadamente.

iii) Disclosure

Na legislação das APAs, o *disclosure* ambiental é tratado apenas com a Resolução CONAMA nº 10 e de forma ainda mais sucinta do que na legislação dos Parques. Apenas três artigos estão relacionados à questão informacional, definindo um conjunto que no total contém somente 5 *regras de informação*.

Retomando a discussão anterior sobre *disclosure* ambiental, o Código Florestal adotou uma postura assimétrica, se for comparado o tratamento dado para o conjunto de

regras de autoridade, com o tratamento dado ao conjunto de *regras de informação*. No primeiro, a norma chega a tocar em questões de ordem técnica e/ou operacional. E no segundo, delegam-se todas as responsabilidades pelo processo de licenciamento para a chamada “autoridade competente”.

No Regulamento dos Parques Estaduais Paulistas houve uma mudança nesta postura. Algum nível de mudança entre as duas normas seria de se esperar, até porque são instrumentos jurídicos de natureza distinta. Um é lei (Código Florestal) onde se pode esperar uma maior preocupação com princípios jurídicos, enquanto o outro é decreto (Regulamento dos Parques) onde se espera constar a aplicação de tais princípios na prática administrativa. No entanto, além disso, se percebe uma visão mais moderna no Regulamento dos Parques, principalmente com relação à necessidade da produção de informações ambientais.

Com o Regulamento dos Parques criaram-se obrigações de *disclosure*. Desde a concepção de um Parque até sua efetiva gestão, foram estabelecidos requisitos para a produção informacional, desenvolvendo laços institucionais entre a administração do Parque, o Instituto Florestal e o Conselho Estadual do Meio Ambiente. No entanto, como notado acima, a estrutura de *disclosure* dada pela legislação dos Parques trata, majoritariamente, dos atores “oficiais”, sem se dedicar adequadamente a outros possíveis atores como: população local, indústrias intensivas em recursos ambientais e ONGs.

Ao considerarmos os requisitos de *disclosure* constantes da Resolução CONAMA nº 10 em comparação aos requisitos da legislação dos Parques, percebe-se uma janela de oportunidade para vislumbrar a complementaridade institucional entre APAs e Parques. Na medida em que há Áreas de Proteção Ambiental associadas a Parques Estaduais, é possível que o processo de *disclosure* de uma estrutura de governança complemente o da outra.

Veja-se o tratamento das atividades agropecuárias dado pelo **Art. 5º**, Resolução CONAMA nº 10, estipulando que a SEMA deverá relacionar as classes de agrotóxicos de uso permitido nas APAs. De certo que, dado o potencial de propagação dos agrotóxicos, a restrição no uso de substâncias químicas em APAs trará benefícios para os Parques localizados próximos as mesmas. Isto também vale para o uso da terra, pois na medida em que a fauna, a flora, fogo e outras intempéries não reconhecem as fronteiras institucionais dos Parques, a degradação ambiental nas cercanias dos mesmos pode facilmente ter

consequências para as áreas protegidas dentro deles. O que reforça a importância da produção de informações ambientais sobre agrotóxicos e práticas de conservação do solo, tratadas no artigo 5º.

O **Art. 6º** da Resolução, assim como diversos artigos do Regulamento dos Parques, visa proibir obras de engenharia que possam causar degradação ambiental. A diferença de tratamento em comparação à legislação dos Parques é óbvia, pois as atividades de terraplanagem, escavação ou dragagem nas APAs não estão, intrinsecamente, proibidas. Mas a Resolução CONAMA nº 10 avança, em termos de *disclosure*, de forma considerável, **Art. 6º**, com destaque para o parágrafo único:

“Parágrafo Único - As atividades acima referidas, num raio mínimo de 1.000 (mil) metros no entorno de cavernas, corredeiras, cachoeiras, monumentos naturais, testemunhos geológicos e outras situações semelhantes, dependerão de prévia aprovação de estudos de impacto ambiental e de licenciamento especial pela entidade administradora da APA”.

Dessa forma, foi estabelecida uma *regra de informação* condizente com o *disclosure* necessário a boa governança ambiental, pois a norma visa divulgar: (i) “o que” está sendo restringido, (ii) “onde”, especificamente, será válida a restrição, (iii) “como” as informações devem ser reveladas e (iv) “quem” será o responsável por gerir tais restrições.

A referência ao “estudo de impacto ambiental”, o qual a Lei nº 6.938 definiu como instrumento da PNMA, poderia ser um possível ponto de intersecção entre a Resolução CONAMA nº 10 e a Lei da Política Nacional do Meio Ambiente. Porém, o artigo seguinte, **Art. 7º**, mostra, em realidade, a possibilidade de dissociação entre as duas normas. Reforça-se a premissa, discutida no início do item sobre a legislação das APAs, de que os mecanismos da PNMA não constituem peças específicas da estrutura de governança ambiental APA. Na letra da lei:

“Artigo 7º - Qualquer atividade industrial potencialmente capaz de causar poluição, além da licença ambiental prevista na Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, deverá também ter uma licença especial emitida pela entidade administradora da APA”

Nesse sentido, o artigo 7º, mais do que reforçar o sistema de *disclosure* definido pela PNMA, afastaria o processo de licenciamento dentro da APA, do processo em seu exterior, já que a entidade administradora da APA pode vetar o licenciamento concedido externamente.

Em outras palavras, a partir do momento em que se atribui a uma instância decisória (entidade administradora da APA) a capacidade de restringir o licenciamento das atividades industriais, estabelecendo a independência sobre os critérios e regras para que se efetive tal restrição (licenciamento especial), a instância decisória termina por adquirir um efetivo poder de veto. E esta discricionariedade pode mais afastar do que aproximar os mecanismos desenvolvidos pelas duas legislações.

Logo, a Resolução CONAMA nº 10 enseja um sucinto, porém independente, conjunto de regras para o *disclosure* ambiental, o qual pode complementar a estrutura de governança Parque.

Acima foi apontado que as *regras de informação* da estrutura Parque geram demandas informacionais consistentes, mas recaem, majoritariamente, sobre a própria administração da UC, com a produção de conhecimento se concentrando nos atributos do ecossistema. O conjunto de *regras de informação* das APAs, apesar das ressalvas acima, induz a produção de conhecimento sobre os atores econômicos. Portanto, a princípio, seria possível o compartilhamento das informações geradas por ambas as estruturas, constituindo, dessa forma, um conhecimento conjunto mais completo.

A administração dos Parques poderia utilizar as informações sobre os agentes econômicos a sua volta, para inferir os locais e modos com os quais possam estar ocorrendo infrações. Ou seja, à medida que, de um modo ou de outro, a APA crie conhecimento sobre os atores locais, os Parques poderiam, em tese, utilizar esse conhecimento para o planejamento de suas atividades. Na outra ponta, as APAs poderiam se aproveitar das informações ambientais construídas pelos Parques para avaliar criticamente os pedidos de licenciamento.

No fundo, a seção 3.3, como um todo, mostra que as estruturas de governança APA e Parque, em essência, diferem no seu modo de inserção dentro do Estado brasileiro. Os Parques estão cravados na estrutura hierárquica do Estado, ou seja, os diretores dos Parques Estaduais têm laços institucionais fortes com outras instâncias da administração direta do

governo estadual, enquanto as APAs, ao contrário, não têm este tipo de vínculo previsto em lei.

No tocante à produção de informações ambientais, percebe-se na legislação dos Parques uma predisposição natural para o fomento de trabalhos educacionais e de pesquisas científicas. O desenho desta estrutura, conforme descrito no item 3.2, teve uma preocupação em regular tais atividades e estabelecer um relacionamento com as instituições de pesquisa. A revisão bibliográfica do presente trabalho, como um todo, atesta para o grande número de estudos voltados ao exame dos atributos ecológicos protegidos pelos Parques Estaduais. As APAs, por sua vez, não têm definida em lei uma interação concreta com a produção científica, a não ser no que se refere aos estudos de impacto ambiental, o que, justamente, como argumentado acima, poderia ensejar a complementaridade informacional entre APAs e Parques.

No tocante ao *enforcement*, o maior engajamento dos Parques no aparato estatal relacionado à proteção do meio ambiente pode, a princípio, servir como uma ponte institucional entre os organismos de *enforcement* da administração direta e as entidades administradoras das APAs. Do próprio fato dos funcionários de fiscalização florestal deterem poder de polícia, já se poderia inferir que uma Área de Proteção Ambiental nos arredores de um Parque estará, em alguma medida, sob a influência do *enforcement* executado neste, até porque as fronteiras geográficas das Unidades de Conservação são, notadamente, mal definidas, o que pode ser facilmente comprovado pelas notáveis diferenças nas estimativas das áreas das UCs.

Do ponto de vista dos Parques, a possibilidade de participação da população local no monitoramento pode, potencialmente, ser extremamente frutífera, haja vista que a identificação dos locais, modos e atores responsáveis pela degradação ambiental constitui um dos grandes desafios dos Parques.

No tocante ao custo de oportunidade, a divisão entre APA e Parque altera a percepção de *payoff* dos agentes. A APA, ao permitir a atividade econômica, aumenta o custo comparado da exploração clandestina no Parque. Em outras palavras, mesmo considerando as falhas de *enforcement*, o custo de oportunidade – i.e., o custo de abrir mão dos possíveis benefícios advindos de uma alocação alternativa dos recursos disponíveis –

ao atuar ilegalmente no Parque aumenta, se próximo a ele se localiza uma APA que permite atuar de forma lícita.

Logo, se houver uma expectativa maior que zero de um custo (seja uma multa, seja um suborno) ao se extrair recursos da área protegida por um Parque, os agentes tenderão a direcionar tais atividades para as áreas das APAs, nas quais as restrições de uso dos recursos são menores. Dessa forma, o Estado pode resguardar áreas de maior importância ambiental (biodiversidade mais intensa, por exemplo) deslocando o dano ambiental para áreas menos relevantes.

Neste caso, a complementaridade institucional deriva do fato de que o valor ambiental de uma área não diminui, linearmente, em resposta a ação do homem. Ou seja, existe uma sinergia entre uma área muito conservada e outra pouco conservada, que não existe entre duas áreas com conservação média. Isto ocorre porque a área muito conservada serve de matriz de repovoamento da área pouco conservada, fazendo com que a taxa de recuperação da área pouco conservada seja mais alta [Zuidema e Sayer (2003), Peres e Zimmerman (2001)]

A possibilidade dessa complementaridade de cunho biológico encontra-se difundida na legislação. No Regulamento dos Parques Estaduais ela aparece, explicitamente, no artigo 7º:

“Art. 7º. O Plano de Manejo indicará detalhadamente o zoneamento de áreas total do Parque Estadual que poderá, conforme o caso, conter no todo, ou em parte, as seguintes zonas características:

I. Zona Intangível: é aquela onde a primitividade da natureza permanece intacta, não se tolerando quaisquer alterações humanas, representando o mais alto grau de preservação. Funciona como matriz de repovoamento de outras zonas onde já são permitidas atividades humanas regulamentadas” (grifos nossos).

Na Resolução CONAMA nº 10, por sua vez, pode-se observar uma preocupação latente com a necessidade de uma massa crítica mínima para as florestas se desenvolverem plenamente. No artigo 9º se estabelece que: *“A entidade administradora da APA poderá exigir que a área que seria destinada, em cada lote, à reserva legal para defesa da floresta nativa e áreas naturais, fique concentrada num só lugar, sob a forma de condomínio*

formado pelos proprietários dos lotes”. Uma preocupação similar se encontra no **Art. 9º** do Código Florestal, ao determinar que as áreas particulares que possam ser consideradas como parte integrante de uma floresta específica deveriam também estar subordinadas às disposições que vigorarem nesta última.

A guisa de conclusão, retomando-se os pontos discutidos acima, podem-se ressaltar 3 possibilidades para existência de complementaridade institucional entre as estruturas de governança ambiental APA e Parque: (a) complementaridade de incentivos econômicos, (b) complementaridade no *enforcement* e (c) complementaridade no *disclosure*.

O próximo capítulo, basicamente, compreenderá uma revisão de tais hipóteses de complementaridade, valendo-se, para tanto, de uma bibliografia empírica selecionada. Procurar-se-á observar no mundo concreto indícios que dêem sustentação a discussão teórica realizada até aqui.

4. Leitura das Evidências Empíricas

Este capítulo reúne evidências empíricas que permitem investigar em um caso concreto a proposição de complementaridade entre estruturas de governança ambiental. Para tanto, serão utilizadas, basicamente, uma revisão selecionada da bibliografia empírica e informações da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo (SMA). Deve-se de início ressaltar que o próprio termo “governança ambiental” não é utilizado com frequência. Trabalhos provenientes das mais distintas áreas do conhecimento estudam instituições que regem o comportamento dos agentes e seus impactos sobre os atributos do meio ambiente, sem, no entanto, se definirem como estudos de governança. No presente trabalho, a literatura utilizada se concentra, sob as mais diversas perspectivas, nas instituições de governança ambiental vigentes no Vale do Ribeira, principalmente, a partir da década de 1980.

Parte desta literatura se concentra nas regras formais e questões ligadas a direito ambiental, outra parte enfatiza as normas informais e o aspecto sociológico, outra, ainda, tem o seu foco nos processos biológicos e na ecologia, sendo que uma quantia considerável dos estudos envolve os três aspectos, com diferentes pesos para cada.

Deve-se ressaltar que os trabalhos empíricos selecionados nesta revisão tratam da governança ambiental numa região geográfica específica, a porção paulista do Vale do Ribeira. Como apresentado anteriormente, tal escolha se deveu a diversas razões. Em primeiro lugar e mais importante, a região apresenta um arranjo particular de Unidades de Conservação, no qual se encontram justapostos Áreas de Proteção Ambiental e Parques Estaduais. Tal configuração, com APAs ao redor dos Parques, por si só, poderia levantar uma hipótese de complementaridade entre as duas formas de governança. No entanto, mais do que isso, a redução na área desmatada nesta região, que na década de 1980 foi de 83,8 mil ha e, posteriormente, na década de 1990 caiu para 64,1 mil ha (Alves, 2004), motiva um estudo do arranjo institucional vigente.

Há, também, que se ressaltar a importância ambiental da região, a qual detém 18% dos remanescentes da Mata Atlântica (SMA, 2005) sem esquecer o fato de que se insere num Estado populoso e desenvolvido industrialmente. Logo, o Vale do Ribeira é uma

região apropriada para analisar estruturas de governança ambiental, pois, além de conter uma distribuição particular de UCs, apresenta um patrimônio ambiental extraordinário que se encontra sob a esfera de influência da mais importante metrópole latino-americana.

4.1 Estudos sobre as Unidades de Conservação no Vale do Ribeira (anos 90).

4.1.1 O Vale do Ribeira

A região do Vale do Ribeira foi uma das primeiras a serem colonizadas no Brasil. As aldeias formadas inicialmente no litoral sul, Iguape e Cananéia, constituíram importantes zonas costeiras para a exportação extrativista, com destaque para o porto de Iguape, durante os séculos XVII e XVIII. No entanto, apesar dessa boa inserção inicial no sistema de produção, a região não acompanhou os ciclos econômicos dos séculos seguintes que construíram e desenvolveram o Estado de São Paulo. Uma maior articulação com a economia regional só foi possível com o crescimento da malha viária no século XX, principalmente a partir da construção da BR-116, a rodovia Régis Bittencourt (SMA, 2005).

De acordo com Alves (2004), pode-se dizer que o Vale do Ribeira é uma região de extremos, em que se contrapõem um dos mais ricos patrimônios ambientais e uma das mais pobres regiões do Estado de São Paulo. A região apresenta baixos níveis de renda, escolaridade, condições precárias de infra-estrutura e saneamento básico, além de altos índices de mortalidade infantil.

Ainda segundo o autor, a região, em realidade, é formada por diversas bacias hidrográficas, a principal sendo a bacia do Rio Ribeira de Iguape. Constitui-se, no total, uma área de 28.306 km², aproximadamente 2.830.666 hectares, localizados no leste do Paraná (39,5%) e na região sul do estado de São Paulo (60,5%). O Rio Ribeira de Iguape é

fonte de água doce para 200 km da região do litoral, desde a Estação Ecológica Juréia-Itatins (São Paulo) até o Pontal Sul (Paraná), abrangendo um ecossistema sofisticado de lagunas, braços de mar, baías, estuários, restingas e ilhas, conhecido como Complexo Estuarino-Lagunar de Iguape, Cananéia e Paranaguá.

A porção paulista do Vale do Ribeira pode ser dividida em: zona serrana (9 mil km² de área, aproximadamente $\frac{2}{3}$ do Vale, apresentando escarpas que formam um paredão abrupto entre a região litoral e o planalto do interior paulista), zona pré-serrana (3,5 mil km², área de transição entre a serra e a baixada, com várzeas da calha do Iguape e baixa declividade, favorável a agricultura) e baixada litorânea (2,5 mil km² de área plana de baixa altitude).

Segundo a Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo (SMA):

“A conservação de corredores biológicos em meio a grandes concentrações de ocupação urbana, industrial e agrícola está associada, entre outros fatores, às características geomorfológicas do bioma Mata Atlântica. O quase contínuo desnível paralelo à costa, que pode atingir mais de 1.000m de altitude, com suas morrarias, espigões associados e cristas paralelas e transversas, recebeu as denominações de Serra do Mar e de Paranapiacaba, sendo a Serra do Mar todo o complexo serrano paralelo à costa e a Serra de Paranapiacaba a porção que toma distância do oceano, delineando um grande arco para o interior [...] As acentuadas declividades características de escarpas de falhas, assim surgidas, mostraram-se inadequadas ao estabelecimento de extensas áreas de agricultura. Desta forma, também pela sua conformação geomoforológica, a Serra do Mar manteve-se como o mais extenso e contínuo remanescente de Mata Atlântica do Estado, mesmo estando localizada no maior eixo de desenvolvimento do país” (SMA, 2005, p. 6).

A região do Vale do Ribeira, incluindo a parte paranaense, possui 2,1 milhões de hectares de florestas correspondendo a, aproximadamente, $\frac{1}{5}$ dos remanescentes da Mata Atlântica. O complexo Estuarino-Lagunar de Iguape, Cananéia e Paranaguá tem grande importância ambiental, sendo considerado um dos maiores criadouros de espécies marinhas do Atlântico Sul (Alves, 2004).

Além da diversidade ecológica, o Vale se caracteriza pela grande variabilidade étnica, englobando pequenos agricultores, comunidades indígenas, caiçaras e quilombolas. No entanto, infelizmente, a economia local não apresenta a mesma diversificação.

No Médio Vale predomina a lavoura da banana, adaptada às áreas de várzeas e encostas, além do cultivo do chá, horticultura e floricultura em direção ao baixo curso do Ribeira. Por fim, tem-se a mineração de areia e calcário. A economia regional, basicamente, está concentrada em produtos de baixo valor agregado, agrícolas ou extrativistas (Romão et al., 2005). Parte significativa da população vive da extração de palmito e plantas ornamentais, que, dada a legislação atual e o estabelecimento das Unidades de Conservação, são atividades ilícitas (SMA, 2005).

Como se pode observar pela divisão administrativa da região e pela localização das sedes urbanas dos municípios, as principais cidades se concentram em torno de dois grandes eixos. Um grupo de cidades segue os contornos do Rio Ribeira de Iguape e o outro acompanha a Rodovia BR-116.

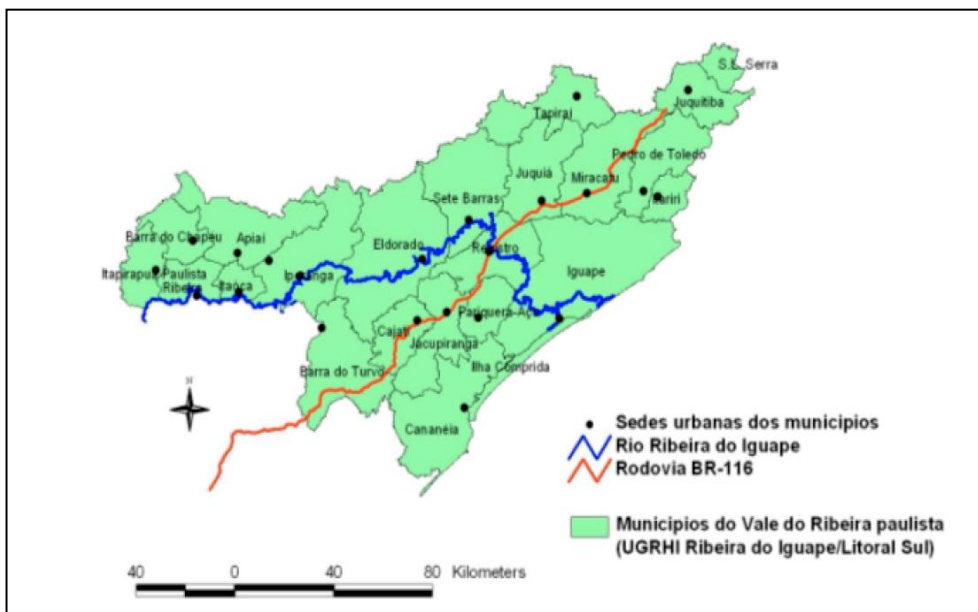


Figura 2 – Mapa Administrativo do Vale do Ribeira

Fonte: Extraído de Alves (2004, p. 48)

O Vale do Ribeira como um todo se diferencia do resto do Estado, tanto por suas condições ambientais (presença de remanescentes florestais), quanto pelos fatores sócio-econômicos (baixa densidade populacional, renda e escolaridade).

Contudo, a região não é homogênea. As sub-regiões da Serra (Barra do Turvo, Iporanga, Eldorado e Sete Barras) e do Planalto (Apiá, Barra do Chapéu, Itaóca, Itapirapuã Paulista e Ribeira) apresentam menores: graus de urbanização, volumes populacionais, taxas de crescimento da população, renda e escolaridade. Por outro, as do Litoral (Cananéia, Iguape e Ilha Comprida) e, notadamente, do Baixo Ribeira (Cajati, Jacupiranga, Registro e Pariquera-Açu) possuem graus de urbanização mais elevados e melhores índices sócio-econômicos, tendo na cidade de Registro seu centro regional (Alves, 2004).

Ordenando a situação sócio-econômica dos municípios, em escala crescente, de 1 a 5, a região pode ser dividida da seguinte forma:

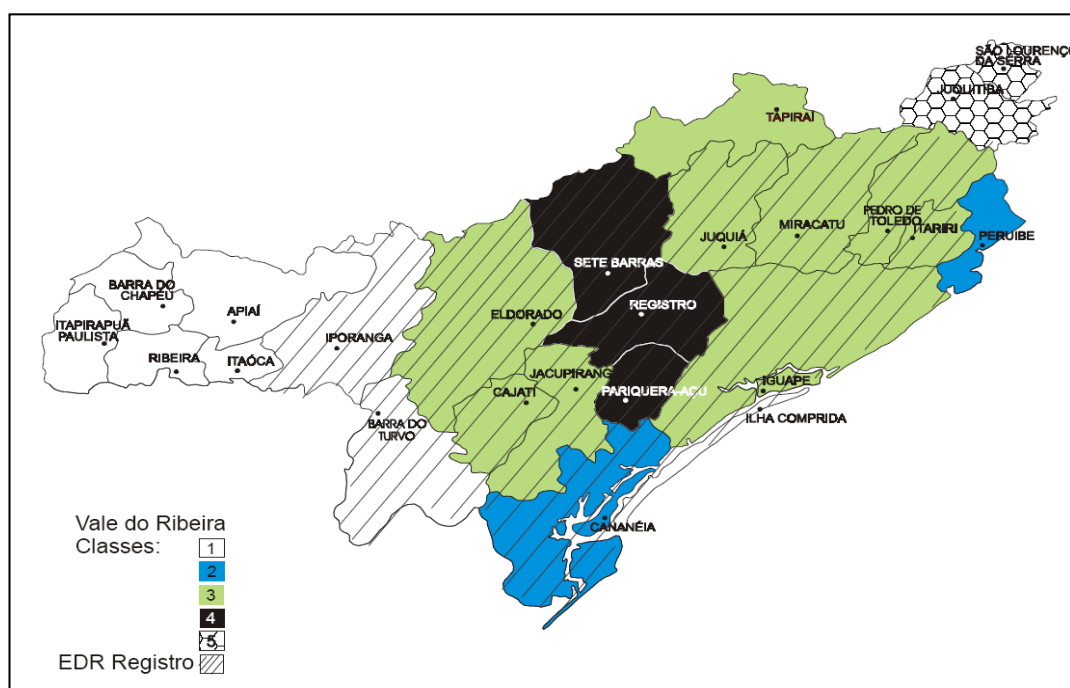


Figura 3 – Divisão Socioeconômica Regional

Fonte: Extraído de Romão et al. (2005, p. 29); *apud* Chabaribery (1999)

Analisando o trabalho de Chabaribery (1999), Romão et al. (2005) constatam que a agricultura familiar de baixa renda encontra-se disseminada por toda a região, apesar de os

municípios da classe 2 e 5 não poderem ser considerados, tipicamente, agrícolas. Os municípios da classe 1 apresentaram as maiores carências, seguidos pelos da classe 2, que têm sua melhor condição derivada do fato de serem cidades litorâneas, com grande quantidade de casas de veraneio. A classe média, em termos comparativos, seria formada pelas classes 3 e 4; e as melhores condições sócio-econômicas foram encontradas na classe 5.

Tomando as sub-regiões da porção central do Vale do Ribeira, Alves (2004) mostra que mais de 80% do território da sub-região da Serra é protegido por unidades de conservação de uso indireto (Parques Estaduais). A topografia dos municípios que a compõem é acidentada, refletindo a declividade das serras de Paranapiacaba e Jacupiranga. A malha viária, por sua vez, é mínima, sendo que na parte norte muitas áreas não possuem nenhum tipo de acesso rodoviário. Nesta sub-região, tem-se quase 60% dos remanescentes florestais da porção central do Vale do Ribeira, implicando em quase 70% do território coberto por Mata Atlântica.

Por outro lado, a sub-região do Baixo Ribeira apresenta características bem diversas das características serranas. Apenas, aproximadamente, 10% do território do Baixo Ribeira se encontra protegido por unidades de conservação, sendo que o município de Registro não possui nenhuma UC. A topografia dos municípios do Baixo Ribeira, ao contrário da sub-região da Serra, é suave, contendo, principalmente, as várzeas e morrotes do baixo curso do rio Ribeira de Iguape e da sub-bacia do rio Jacupiranga, que são as melhores terras para agricultura.

Ainda segundo Alves (2004, p. 49), o Vale do Ribeira é a região menos urbanizada e com menor densidade demográfica do estado de São Paulo, apresentando um “*perfil de mortalidade típico de uma época pré-industrial, com a predominância de doenças infecciosas e contagiosas sobre as crônico-degenerativas*”. Considerando a taxa de mortalidade infantil, tem-se que nos finais da década de 90 a taxa da região como um todo estava em torno de 30 mortos por mil nascidos, mais de 30% acima da média estadual.

A região, historicamente, ficou à margem dos ciclos econômicos, notadamente do café, que desenvolveram e urbanizaram outras partes do estado. Um dos sintomas mais evidentes das dificuldades econômicas é a migração, o saldo migratório da região tem sido negativo nas últimas décadas, o que exemplifica a delicada situação econômica regional.

Diversos fatores físicos teriam contribuído para a não ocupação do Vale, com destaque para a topografia (relevo acidentado), os solos ácidos e de baixa fertilidade, além do regime hídrico, que apresenta alta frequência de cheias. Nesta linha Romão et al. (2005) argumenta que:

“Os condicionantes históricos ao desenvolvimento local têm como origem diferentes tipos de restrições, que estão ligadas, principalmente: à natureza das terras não apropriadas para a agricultura capitalista intensiva; aos problemas fundiários que atingem grande parte do território; aos conflitos ambientais, fruto de políticas autoritárias; à deficiência de infra-estrutura; entre outras [...] Na região do Vale do Ribeira, cerca de 1,5 milhão de hectares (ha) de terra encontram-se juridicamente pendentes em processos de regularização fundiária, o que chega a representar cerca de 40% de seu território” (Romão et al., 2005, 24-25).

A partir da evolução da temática do meio ambiente, o Vale do Ribeira começou a ganhar destaque. Podem-se ressaltar alguns momentos de relevo, como a Constituição de 1988, na qual a Mata Atlântica é declarada Patrimônio Nacional, e o reconhecimento do Vale do Ribeira como parte da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, em 1992, ganhando o status de Patrimônio Natural da Humanidade pela UNESCO.

No próximo item serão descritas as Unidades de Conservação localizadas na porção central do Vale do Ribeira. Além de serem apresentados os principais órgãos públicos ambientais com atuação nesta região.

4.1.2 As Estruturas de Governança Ambiental

Inicialmente, deve-se notar que mais de 60% das áreas rurais da porção central do Vale do Ribeira estão sob a proteção formal de estruturas de governança ambiental, as APAs e os Parques. Em valores absolutos, a abrangência territorial dos dois tipos de UC é similar. Os Parques respondem por 297,9 mil ha, as APAs cobrem 247,2 mil ha e a forma de governança “não-UC” corresponde a 328,7 mil hectares (Alves, 2004).

Os parques estaduais, localizados no Vale Central, são os seguintes: PETAR, Intervales, Carlos Botelho, Jacupiranga, Ilha do Cardoso e Pariquera-Abaixo. As duas APAs relacionadas a eles são: a APA da Serra do Mar e a APA de Cananéia-Iguape-Peruíbe.

Tratando dos órgãos governamentais envolvidos, a SMA define a composição do Sistema Estadual do Meio Ambiente como:

“[...] *Institutos Florestal, Geológico e de Botânica, Fundação Florestal, Fundação Parque Zoológico de São Paulo, CETESB (agência responsável pelo controle da poluição no Estado), Conselho Estadual do Meio Ambiente - CONSEMA, Coordenadoria de Proteção de Recursos Naturais - CPRN, Coordenadoria de Planejamento Ambiental e Educação Ambiental - CPLEA. A Polícia Ambiental, embora vinculada formalmente à Secretaria da Segurança Pública, também está funcionalmente ligada à Secretaria do Meio Ambiente*” (SMA, 2005, p.27)

Com relação às Unidades de Conservação, alguns órgãos merecem destaque. A CPRN é responsável pela emissão das licenças para as intervenções que envolvam supressão de vegetação e deslocamento de terra, entre outras interferências na paisagem, avaliando os possíveis impactos ambientais das atividades a serem desenvolvidas. Nesta mesma linha, a CETESB é responsável pelo licenciamento das atividades de saneamento e todas as outras relacionadas à poluição da água e do ar. Já com relação à gestão dos Parques tem-se a Fundação Florestal, que administra o Parque Estadual Intervales, e o Instituto Florestal, responsável por todos os outros.

Considerando os municípios abrangidos, a data de criação e a extensão territorial de cada uma das Unidades de Conservação da porção central do Vale do Ribeira Paulista:

Tabela 8 - Parques e APAs da Porção Central do Vale do Ribeira

Unidades de Conservação	Municípios Abrangidos	Ano de Criação	Área (em ha)
Parques Estaduais			
Carlos Botelho	São Miguel Arcanjo, Tapiraí, Capão Bonito, Sete Barras	1982	37.644

Ilha do Cardoso	Cananéia	1962	13.600
Intervales	<i>Ribeirão Grande</i> , Eldorado, Iporanga, Sete Barras	1995	46.086
Jacupiranga	<i>Eldorado</i> , Cajati, Iporanga, Barra do Turvo, Cananéia, Jacupiranga	1969	150.000
Pariquera Abaixo	<i>Pariquera-Açu</i>	1994	2.360
Turístico Alto Ribeira	<i>Iporanga</i> , Apiaí	1958	35.884
Áreas de Proteção Ambiental (APAs)			
Cananéia-Iguape-Peruíbe (CIP)	Iguape, Ilha Comprida, Itariri, Miracatu e Peruíbe	1984	234.000
Serra do Mar	Barra do Turvo, Capão Bonito, Eldorado, Ibiúna, Iporanga, Juquiá, Juquitiba, Miracatu, Pedro de Toledo, Pilar do Sul, Sete Barras e Tapiraí	1984	489.000

Fonte: Alves (2004). (1) Municípios que contêm a sede dos Parques estão destacados em *itálico*. (2) As áreas das APAs CIP e Serra do Mar estão disponíveis em <<http://www.ibama.gov.br/apacip>>; <http://www.ambiente.sp.gov.br/apas/serra_mar.htm>, respectivamente; acesso em 10/2007.

Os Parques Estaduais Intervales, Turístico do Alto Ribeira (PETAR) e Carlos Botelho fazem parte do chamado *continuum* ecológico de Paranapiacaba, o qual representa uma das áreas mais importantes de remanescentes florestais do Estado de São Paulo, dado o seu bom estado de conservação e a existências de diversas espécies endêmicas (SMA, 2005).

Considerando o aspecto social dos Parques Estaduais, percebe-se a distância existente entre a estrutura de governança idealizada no universo jurídico e a realidade concreta. O Parque Estadual Turístico do Alto do Ribeira (PETAR) tem cerca de 300 pessoas (84 famílias) residindo no interior da unidade, em sua maioria remanescentes de quilombos. Os bairros do município de Iporanga, próximos ao entorno do Parque, possuem mais ou menos 1.500 habitantes.

O Parque Estadual Intervales, por sua vez, apresenta uma comunidade indígena guarani. A exceção é o Parque Estadual Carlos Botelho, por não ter moradores registrados em seu interior (SMA, 2005).

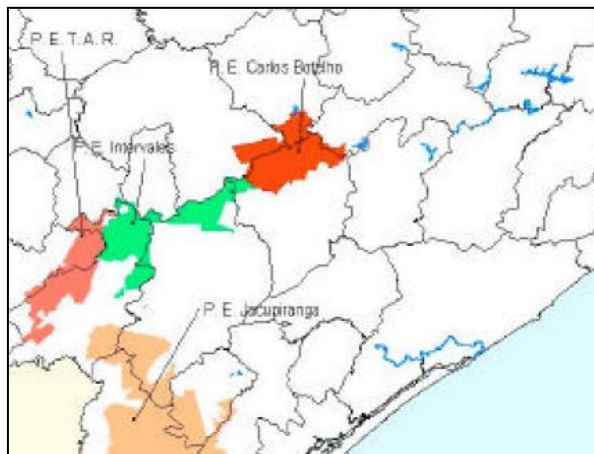


Figura 4 - *Continuum* de Paranapiacaba e Parque Estadual de Jacupiranga

Fonte: Extraído de SMA (2005, p. 12)

O Parque Estadual de Jacupiranga, na Bacia do Rio Ribeira de Iguape, está associado às sub-bacias dos afluentes dos rios Turvo, Batatal e Jacupiranga. O regime de chuvas é intenso, caracterizando a área como um manancial. Este parque apresenta sérios problemas de ocupação irregular, alterações no uso do solo e erradicação da cobertura vegetal, implicando no assoreamento dos rios.

No tocante à população local, há forte influência dos remanescentes de quilombos totalizando 20 bairros com o impressionante número de 5.000 pessoas vivendo dentro da área do Parque, além de 25 bairros com cerca de 10.000 pessoas no entorno imediato do Parque, constituindo 20 pontos de ocupação ao longo da Rodovia BR 116 (SMA, 2005).

Em relação às APAs, a Área de Proteção Ambiental de Cananéia-Iguape-Peruíbe é conhecida como a região dos caiçaras. Esta população litorânea, originada com a miscigenação de descendentes de pequenos produtores agrícolas e escravos, sobrevive da combinação de atividades de pesca, extrativismo e roça. Na região da APA, há várias aldeias formadas por antepassados dos índios guarani, imigrantes do sul do Mato Grosso, do leste paraguaio e do nordeste da Argentina além de alguns remanescentes de quilombolas³¹.

³¹ <http://www.ibama.gov.br/apacip>, acesso em 10/2007

A APA Estadual da Serra do Mar, por sua vez, tem sua importância derivada, principalmente, de seus atributos ambientais:

*“É uma das maiores APAs do Estado, abrangendo um grande número de municípios, cuja posição é estratégica como elo de continuidade entre as áreas protegidas pelo Parque Estadual da Serra do Mar e outras Unidades de Conservação do Vale do Ribeira. Essa característica é seu principal atributo, na medida em que garante a biodiversidade dessa extensa área. Protegida naturalmente pelo seu relevo de difícil acesso, a serra do Mar, nessa porção do Estado, abriga uma das áreas mais preservadas da Mata Atlântica do Estado e da região Centro-Sul brasileira, sendo responsável pela grande diversidade de espécies vegetais e animais ali encontrados, notadamente as que são peculiares somente a essa região e aquelas ameaçadas de extinção, como a onça-pintada e o mono-carvoeiro”*³²

Como pode se perceber, a partir desta breve introdução, as Unidades de Conservação são tão heterogêneas como o próprio Vale do Ribeira. Contudo, uma característica que as une é que nenhuma delas foi completamente implementada. Esse fato é comprovado de forma inequívoca pela ausência dos Planos de Manejo que, de acordo com a discussão do Capítulo 3, constituem o mais importante mecanismo institucional das Unidades de Conservação.

Segundo a Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, os Planos de Manejo dos Parques Estaduais Paulistas, em 2005, ainda se encontravam em “[...] *processo de elaboração, por meio de diversas fontes de Financiamento*” (SMA, 2005, p. 41).

A APA com processo de regulamentação mais avançado, APA Cananéia-Iguape-Peruíbe, uma Unidade de Conservação Federal administrada pelo IBAMA, iniciou a definição do Comitê Gestor nos finais de 1995. No entanto o Zoneamento Ecológico-Econômico, o equivalente ao Plano de Manejo dos Parques, ainda não havia sido concluído em 2006 (< <http://www.ibama.gov.br/apacip>>, acesso em 10/2007).

A Figura 4 mostra a localização conjunta das UCs no Vale do Ribeira. Percebe-se o arranjo espacial, ressaltado acima, em que os Parques se encontram cercados por Áreas de Proteção Ambiental, com a exceção do problemático PE Jacupiranga.

³² http://www.ambiente.sp.gov.br/apas/serra_mar.htm, acesso em 10/2007

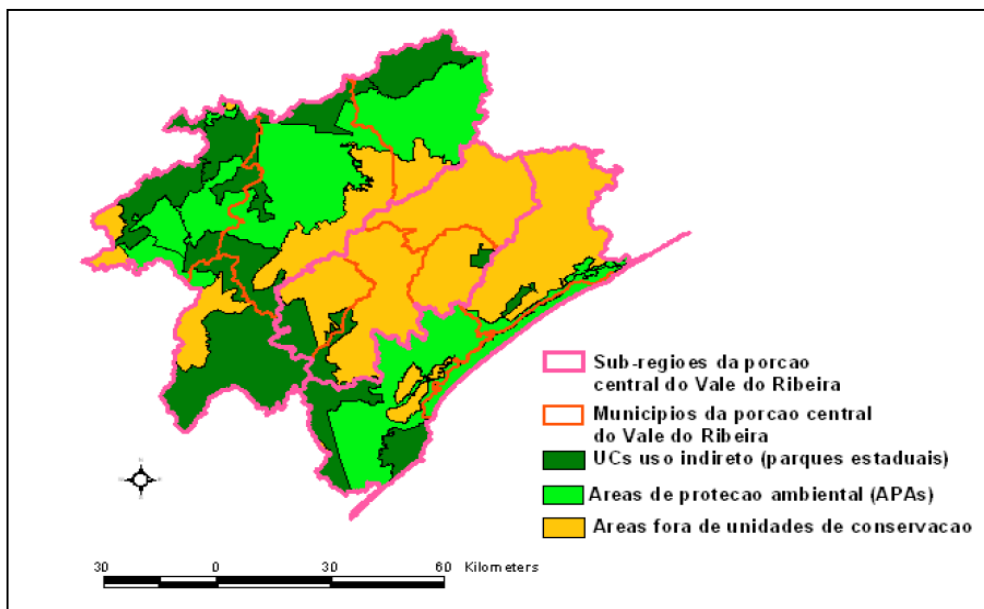


Figura 5 - Localização dos Parques e APAs

Fonte: Extraído de Alves (2004, p. 134)

4.1.3 Governança Ambiental no Vale do Ribeira e a Complementaridade

A caracterização do Vale do Ribeira e de suas estruturas de governança ambiental, realizada nos itens anteriores, sugere uma grande heterogeneidade nas pressões sobre os atributos ambientais entre as diferentes áreas da região. O processo de ocupação e crescimento do Vale do Ribeira teve maior intensidade nas áreas mais favoráveis à agricultura e com melhor infra-estrutura viária, de forma que as mudanças na cobertura da terra ocorreram principalmente na sub-região do Baixo Ribeira.

O baixo curso do rio Ribeira de Iguape e a sub-bacia do rio Jacupiranga se encontram quase completamente fora de Unidades de Conservação, contendo metade das sedes urbanas dos municípios, além de deter a maior parte da malha viária local e concentrar as terras com topografia mais suave e mais propícia para agricultura.

Como discutido na seção 2.5 (Mudanças na Cobertura da Terra e Governança Ambiental) não há consenso na literatura com relação às causas do desmatamento. Existe

uma percepção, entre diversos autores, de que o crescimento populacional excessivo e a pobreza seriam as grandes causas para os danos ambientais observados no Terceiro Mundo. A motivação para este tipo de assertiva reside, em grande parte, na freqüente constatação de graves situações ambientais nos países subdesenvolvidos, com destaque para a questão do desmatamento.

No entanto, não há uma causalidade, explícita e direta, entre renda e danos ao meio ambiente. Ainda não foi constatado que um aumento, puro e simples, na renda ocasiona a melhora das questões ambientais. Considerando que os atores sejam, minimamente, racionais, a decisão sobre qual atividade econômica escolher dependerá do retorno esperado de cada uma. Logo, se houver acréscimo no preço de determinado recurso ambiental, a extração deste será mais lucrativa e um possível aumento de renda, em resposta a maior demanda pelo recurso, estará associado a maiores danos ambientais. Pelo contrário, se forem criadas oportunidades em atividades que tenham menores impactos sobre os bens e serviços ambientais, o aumento de renda estará associado à melhora ambiental.

De acordo com o argumento de Alston e Mueller (2005), discutido no item 2.2, ao aumentarem as pressões de mercado o comportamento dos agentes pode se modificar drasticamente. Em um cenário de direitos de propriedade mal estabelecidos, ocorrem conflitos sobre a posse da terra e um pior uso dos recursos. Investimentos deverão ser realizados para assegurar a posse dos ativos; além de que o consumo dos recursos naturais, devido ao clima de insegurança, tenderá a ser sub-ótimo, ou seja, os agentes terão preferência por atividades que produzam retornos rápidos e seguros, em vez das atividades mais eficientes no longo prazo. Um exemplo é a escolha de cultivos agrícolas temporários, no lugar de culturas perenes que, em geral, têm menor impacto sobre os solos.

Com relação à questão do crescimento populacional, boa parte da literatura considera que a dinâmica demográfica, apesar de importante, não é o fator causal decisivo para o desmatamento, ficando atrás de fatores econômicos, políticos e institucionais (Alves, 2004).

Do ponto de vista institucional, a questão chave é a definição dos direitos de propriedade. Na legislação brasileira, a propriedade da terra se encontra sob um manto de incerteza jurídica. O Código Civil proporciona segurança aos direitos de propriedade, contendo mecanismos para a desocupação de eventuais posseiros. Já a Constituição de

1998, por outro lado, estabeleceu a função social da propriedade, de modo que se o ativo não estiver sendo utilizado de acordo com o interesse social, i.e., para aumentar a produção de bens e serviços, o proprietário pode perder os seus direitos sobre a terra. Contudo, o conceito tradicional de uso produtivo não considera a produção de serviços ambientais e ocorre que a manutenção de remanescentes florestais, por vezes, é encarada como um uso absolutamente improdutivo da terra (Alston e Mueller, 2005).

A possibilidade de desapropriação, em decorrência da “função social da propriedade”, permite aos posseiros reivindicar a legitimação da posse e transforma o desmatamento em uma estratégia de defesa, por parte dos proprietários de terra. Por outro lado, a incerteza jurídica também pode incentivar os posseiros à destruição de recursos ambientais. O aspecto clandestino e a imprevisibilidade, com relação ao futuro, induzem à extração precoce e insustentável dos recursos naturais, pois os agentes não sabem até quando poderão fazer uso dos mesmos (Pedlowski et al., 2005).

De acordo com a seção 2.2 (A Economia dos Direitos de Propriedade), os direitos de propriedade vigentes se originam não apenas das instituições formais (leis, decretos, resoluções administrativas, etc.), mas também das instituições informais (convenções e normas sociais).

A essência do direito de propriedade é a expectativa de que a parte detentora do direito poderá obrigar terceiros a respeitar seus interesses (Cole e Grossman, 2002). Nesse sentido, órgãos estatais de *enforcement* têm o papel crucial de fortalecer os alicerces para que os direitos de propriedade sejam bem definidos.

Com relação à alocação dos direitos, o valor percebido de um direito de propriedade sobre um determinado ativo depende da capacidade esperada de (i) usá-lo diretamente, (ii) gozar de sua posse (aluguel), (iii) alienar o ativo (venda). Logo, nesse sentido, o valor do conjunto de ativos será maximizado se a alocação dos direitos de propriedade desfavorecer possíveis interferências por parte de terceiros, aumentando, dessa forma, a capacidade esperada de cada um realizar os benefícios de seus ativos (Barzel, 1997). Considerando que as populações locais, potencialmente, têm grande capacidade para influenciar o fluxo de benefícios gerados pelos ativos ambientais, ao alocar direitos de propriedade para as mesmas o conjunto dos direitos de propriedade, em tese, seria mais forte do que se tais comunidades fossem alijadas de qualquer participação na propriedade.

Nessa linha, a conclusão da seção 2.5 indicou diferentes qualidades a serem alcançadas pelas estruturas de governança APA e Parque. A primeira deveria buscar (a) versatilidade, para poder ser aplicada nas mais diversas situações, (b) cooperação, para impedir o comportamento de *free-rider* e (c) flexibilidade, para permitir que a estrutura se adapte às mudanças nas condições externas. Os Parques prezariam pela (a) credibilidade, em especial nas ações de *enforcement*, por meio de um funcionamento previsível e estável e (b) clareza, evitando mais de uma interpretação para a mesma regra e minimizando a discricionariedade dos agentes públicos na aplicação da lei.

No entanto, verificar em que medida tais objetivos foram e/ou serão atingidos não é tarefa simples. A análise da legislação do capítulo 3 permitiu mensurar diferenças quantitativas e identificar distinções qualitativas no desenho das regras, porém avaliar se tais diferenças, na prática, se traduzem em disparidades na governança ambiental é outra história. Antes de tudo, devem-se procurar indícios de que a existência de Unidades de Conservação, de fato, modifica o comportamento dos atores e se há alguma diferença no desempenho dos tipos de UC. Apenas após tal constatação seria possível vislumbrar alguma inferência sobre os impactos concretos das diferentes regras sobre a estrutura de incentivos dos agentes.

Para buscar esta constatação preliminar, analisar-se-ão as mudanças na cobertura da terra na porção central do Vale do Ribeira, procurando identificar indícios do papel desempenhado pelas Unidades de Conservação.

As alterações na cobertura da terra significam mudanças nas vegetações (floresta, vegetação herbácea ou terra limpa) que recobrem a superfície, enquanto que as mudanças no uso do solo se referem às motivações humanas para modificar a vegetação (agricultura, pastagens ou assentamentos). Podem ser consideradas como causas diretas de desmatamento, a propagação da agropecuária, a extração madeireira e a expansão da infraestrutura (Soares-Filho et al., 2006)³³. Essas atividades estariam, indiretamente, sob a

³³ As estradas podem ser entendidas como uma causa direta de desmatamento, quando estão sendo construídas, e como uma causa indireta depois de concluídas, por facilitarem o acesso às áreas florestadas.

influência de fatores sócio-econômicos como o crescimento industrial, a evolução demográfica³⁴ e o progresso tecnológico.

Se for admitida a hipótese de que os agentes têm um comportamento racional e auto-interessado, estes estarão propensos a converter floresta para outros usos, onde as condições econômicas (e.g. demanda, acesso a mercados) e, também, as condições ambientais (e. g. topografia, solos) sejam as mais propícias. As estruturas de governança ambiental irão delinear os filtros institucionais pelos quais ocorrerá a interação entre as atividades que provocam diretamente o desmatamento e os fatores sócio-econômicos que as influenciam. A idéia é que os estímulos para os diferentes usos da terra estão contingentes a estrutura de governança em vigor.

Alves (2004) usa uma metodologia baseada na integração de dados censitários com imagens de satélite e outros dados de disposição espacial (rede viária, mapas das UCs e topografia) dentro da estrutura de um sistema de informação geográfica, para captar a evolução na cobertura da terra. Dado que os limites dos setores censitários respeitam os perímetros das Unidades de Conservação, o autor pôde classificar os setores de acordo com a categoria de restrição ao uso da terra (UC de uso indireto, APA ou fora de unidade de conservação). Isto permitiu inferir se a presença de Unidades de Conservação tem ou não efeito sobre as mudanças na cobertura da terra e sobre o desmatamento na escala dos setores censitários.

Segundo o autor:

“Apesar da implementação da política ambiental e da intensificação da fiscalização a partir dos anos de 1980, o Vale do Ribeira tem experimentado taxas de desmatamento relativamente altas nas duas últimas décadas, ainda que se tenha observado uma significativa redução do desmatamento da década de 1980 para a de 1990.

³⁴ As populações urbanas têm o impacto sobre o desmatamento por meio do acréscimo na demanda por produtos agrícolas e florestais. Enquanto o impacto da população rural estaria mais relacionado à busca de terras voltadas para subsistência.

Na porção central do Vale do Ribeira paulista, foram desmatados cerca de 64,1 mil ha entre 1990 e 1999, que correspondem a 6,8% do território da região e a quase 10% da área dos remanescentes florestais existentes em 1990” (Alves, 2004, p. 141).

O desmatamento foi medido utilizando-se as datas de duas imagens do satélite Landsat TM (1990/1999) classificadas, referentes à região do Vale do Ribeira (cena 220/77). No mesmo período, haviam sido realizados os censos demográficos de 1991 e 2000, que serviram de fonte de dados das variáveis sócio-econômicas.

Deve-se ressaltar a importância da variável extensão de área desmatada, em vez da área total coberta com remanescentes. Esta última mostra o estoque de áreas cobertas com vegetação, o qual é resultado de todo o passado de desmatamento na região. Ao contrário, a taxa de desmatamento representa o fluxo de desmatamento entre dois momentos distintos do tempo.

Com relação aos atributos físicos do Vale do Ribeira, deve-se destacar a topografia da região e a infra-estrutura viária. No caso da primeira, considera-se que a influência da variação nas altitudes (declividade) é o fator mais relevante, enquanto a altitude média (elevação média) teria menores implicações sobre mudanças no uso e cobertura da terra.

No caso das medidas relacionadas à malha viária, foi mensurada a área coberta pelas estradas e pelas suas margens em relação ao total do setor censitário, procurando representar, dessa forma, a densidade da malha viária.

Para quantificar a influência das cidades e do mercado urbano sobre o uso e a cobertura da terra foram imaginados círculos ao redor das sedes municipais (8 km ou 10 km de raio) e calculada a porcentagem da área dos setores censitários rurais que se encontrava dentro destes círculos.

Os atributos físicos, topografia e zonas de influência da malha viária, representam a situação vigente nos finais da década de 1990, para as três formas de governança: Parque, APA e “Fora de UC”.

De modo distinto, os atributos biológicos, representados pelos remanescentes florestais, foram calculados para captar a evolução entre as décadas de 1980 e 1990, em cada uma das formas de governança.

Tabela 9 – Comparação e Evolução dos Atributos Biofísicos presentes nas Estruturas de Governança (1981-1990 e 1990-1999)

	<i>Fora de Unidade de Conservação</i>	<i>Área de Proteção Ambiental</i>	<i>Parques Estaduais</i>
Área coberta com remanescentes florestais em 1999 (ha)	146.783,52	172.313,91	232.500,78
Distribuição do total de remanescentes entre as estruturas de governança (%)	26,61	31,24	42,15
Elevação Média (metros)	155,15	210,14	510,97
Declividade Média (graus)	3,45	6,02	8,00
Distribuição da malha viária entre as estruturas de governança (%)	57,65	25,51	16,84
Percentual de área que está próximo das estradas principais (distância < 1 km)	26,24	15,44	8,46
Percentual de área que está próximo das sedes municipais (distância < 10 km)	61,05	25,99	6,08
Área total desmatada entre 1981-90 (ha)	43.435,26	16.678,71	18.073,08
Área total desmatada entre 1990-99 (ha)	31.759,29	16.712,28	12.226,77
Variação percentual na área desmatada entre (1981-90) e (1990-99)	-26,88	0,20	-32,35
Distribuição do desmatamento (1990-99) entre as estruturas de governança (%)	52,32	27,53	20,14
Distribuição do desmatamento (1981-90) entre as estruturas de governança (%)	55,55	21,33	23,12

Fonte: Adaptado de Alves (2004, p. 179 e p. 181)

Como apontado acima, a variável “área coberta com remanescentes” capta o histórico de desmatamento e regeneração florestal desde a colonização até os dias de hoje. Por isto, a mesma teria pouco a explicar sobre a evolução recente no uso e cobertura da terra. No entanto, as informações sobre o total de remanescentes podem ser compreendidas como uma variável de controle, no sentido de que podem indicar a tendência intrínseca das sub-regiões à conservação ou ao desmatamento. Em outras palavras, considerando que os Parques, com uma extensão territorial 10% menor, contêm um total de remanescentes 60% maior do que a categoria “Fora de UC”, pode-se inferir que tais regiões devem possuir atributos que preveniram o desmatamento ao longo da história, ou seja, antes do desenvolvimento das estruturas de governança ambiental, que ocorreu com maior intensidade a partir da década de 1980.

Um dos maiores freios à atividade econômica, sem dúvida, é a topografia do Vale do Ribeira. Toda a literatura revisada salienta o relevo acidentado como um dos maiores, senão o maior, condicionante do uso da terra nesta região. Alves (2004) transcreve tal percepção em uma medida objetiva, a declividade média, a qual representa a variação na elevação dentro dos setores analisados³⁵.

Enquanto a declividade média do agregado de setores fora de Unidades de Conservação é de 3,5 graus, ela chega a 6 graus nos setores dentro das APAs e a 8 graus nos Parques. Esta variação entre as três categorias reflete as diferenças entre o relevo bastante suave do baixo curso do rio Ribeira de Iguape e sub-bacia do rio Jacupiranga (onde está localizada a grande maioria dos setores fora de unidades de conservação) e o relevo montanhoso das serras (onde estão localizadas as Unidades de Conservação, principalmente os Parques).

O outro grande atributo físico que condiciona as alterações no uso e cobertura da terra no Vale do Ribeira é a infra-estrutura viária. Como documentado pela literatura de conservação ambiental (Nepstad et al., 2006), existe uma correlação positiva entre o desmatamento de áreas de vegetação e a proximidade de estradas. Na região do Vale, observa-se uma notável diferença na distribuição da malha viária entre as estruturas de governança.

É fato que os Parques da região, em alguma medida, são recortados por estradas, como relata a SMA (2005):

“Todos os parques apresentam estradas que variam na importância para a região e na extensão. No PETAR, a SP 165 liga Iporanga a Apiaí, estendendo-se pelo parque cerca de 30 km. O PE Carlos Botelho é atravessado pela SP137, numa extensão de quase 40 km. Apesar de todas as restrições para o tráfego, esta estrada se reveste de grande importância, já que representa uma das poucas alternativas para a coligação planalto-litoral, passando pelo Vale do Ribeira. O PE Jacupiranga abriga grande extensão da BR116, uma das autovias mais importantes e mais trafegadas do país, que coliga a capital paulista ao Sul do Brasil. O PE Intervales, na área

³⁵ “A declividade média do setor é calculada pela soma das declividades de todos os pixels do setor, dividida pelo número de pixels existentes no setor” (Alves, 2004, p. 194).

serrana, é cortado por uma estrada vicinal, que coliga os municípios Guapiara e Ribeirão Grande. (SMA, 2005, p. 35).

Apesar da presença, em geral, de algumas estradas dentro dos Parques Estaduais, a assimetria entre as estruturas de governança em relação à participação na malha viária é notória. As áreas da categoria “Fora de UC” contêm por volta de 60% das estradas da região, as APAs detêm 25%, enquanto os Parques pouco mais que 15%.

Ao contrário da declividade, a malha viária não pode ser considerada como um condicionante intrínseco ao uso e a cobertura da terra no Vale do Ribeira. Nesta região o divisor de águas no desenvolvimento da infra-estrutura viária foi a abertura da rodovia Régis Bittencourt (BR-116), no início dos anos 60. Contudo, à época, já existiam alguns poucos parques (Turístico do Alto Ribeira e Ilha do Cardoso), de forma que não se pode argumentar que o enriquecimento da malha viária ocorreu dissociado do desenvolvimento das estruturas de governança ambiental. Em outras palavras, o crescimento da infra-estrutura, assim como a criação das UCs, ambos fazem parte da evolução das políticas públicas voltadas para o Vale do Ribeira.

Contudo, apesar de o desenvolvimento das estradas ter sido mais vigoroso nas regiões fora de UC do que nos Parques, estes últimos, de acordo com SMA (2005), têm estradas significativas. Desse modo, uma maior conservação nas áreas cobertas pelo guarda-chuva institucional da estrutura de governança Parque constitui, *mutatis mutandis*, um indício da eficácia da governança ambiental.

A criação das Áreas de Proteção Ambiental Cananéia-Iguape-Peruíbe (Decreto Federal 90.347 de 1984) e Serra do Mar (Decreto Estadual 22.717 de 1984), assim como a regulamentação das legislações dos Parques e APAs (Decreto Estadual nº 25.341, de 4 de junho de 1986; Resolução CONAMA nº 10 de 1988, respectivamente), compõem apenas uma das faces da intervenção governamental na região. Ou seja, o aperfeiçoamento das estruturas de governança, por volta de meados da década de 1980 em diante, e os investimentos públicos no transporte rodoviário, ambos são movimentos que fazem parte da evolução do papel do Estado no Vale do Ribeira.

Em outras palavras, pode se dizer que não existe uma causalidade direta explícita entre UCs e estradas, i.e., nem a definição de estruturas de governança ambiental influencia

de forma determinística a evolução da malha viária, nem os investimentos em infraestrutura unicamente definem as áreas de maior consumo dos recursos e, por isso mesmo, as que, potencialmente, seriam menos favoráveis à implantação de UCs. O estabelecimento de Unidades de Conservação, como qualquer política pública, resulta de inúmeras considerações e não pode ser entendida como uma decisão, puramente, técnica.

Além dos fatores biofísicos, o outro grande grupo de variáveis que influenciam a estrutura de incentivos dos agentes, com relação às alterações no uso e cobertura da terra, são os fatores sócio-econômicos. A próxima tabela mostra a evolução, na década de 1990, de diversos índices que representam as condições de vida no Vale do Ribeira, separados de acordo com a estrutura de governança ambiental a qual a população local está sujeita.

Tabela 10 - Comparação Sócio-Econômica entre as Populações presentes nas Estruturas de Governança (1991 – 2000)

	<i>Fora de Unidade de Conservação</i>	<i>Área de Proteção Ambiental</i>	<i>Parques Estaduais</i>
Chefes de domicílio com renda nominal mensal até 1 salário mínimo em 1991 (%)	42,20	39,55	59,01
Chefes de domicílio com renda nominal mensal até 1 salário mínimo em 2000 (%)	46,32	55,00	63,79
Chefes de domicílio com renda nominal mensal superior a 5 salários mínimos em 1991 (%)	4,72	3,09	1,11
Chefes de domicílio com renda nominal mensal superior a 5 salários mínimos em 2000 (%)	6,63	4,16	3,49
Chefes de domicílio com menos de 4 anos de estudo em 1991 (%)	64,68	70,45	76,17
Chefes de domicílio com menos de 4 anos de estudo em 2000 (%)	50,46	58,21	59,74
Domicílios abastecidos por rede geral de água em 1991 (%)	11,66	11,13	1,05
Domicílios abastecidos por rede geral de água em 2000 (%)	19,43	13,41	5,01
Domicílios com acesso a rede geral de esgoto em 1991 (%)	4,7	2,06	0,06
Domicílios com acesso a rede geral de esgoto em 2000 (%)	6,41	2,9	0,31
Domicílios com coleta de lixo em 1991 (%)	5,22	8,27	0,19
Domicílios com coleta de lixo em 2000 (%)	21,4	15,73	6,29
População residente em 1991	44.288	9.013	7.314

População residente em 2000	45.023	9.544	6.579
Distribuição da população residente em 1991 (%)	73,06	14,87	12,07
Distribuição da população residente em 2000 (%)	73,63	15,61	10,76
Densidade demográfica 1991 (hab./ km ²)	13,48	3,65	2,46
Densidade demográfica 2000 (hab./ km ²)	13,70	3,86	2,21
Número de domicílios em 1991	9.781	2.154	1.716
Número de domicílios em 2000	11.063	2.453	1.670
Variação percentual no número de domicílios 1991-2000	13,11	13,88	-2,68

Fonte: Adaptado de Alves (2004, p. 170, p.173 e p.176)

De forma geral, deve-se notar que os indicadores sócio-econômicos (renda, escolaridade, alfabetização e saneamento) nas áreas fora de UC são muito baixos, porém, estão um patamar acima dos níveis encontrados dentro das Unidades de Conservação, em especial dos Parques.

O primeiro dado a chamar atenção, na comparação entre os dados de 1991 e 2000, é o aumento da pobreza. Houve um aumento significativo em todas as estruturas de governança, nas APAs em especial, dos chefes de domicílio com renda inferior a um salário mínimo.

Em contrapartida à queda nos rendimentos da parcela mais baixa da população, nota-se um aumento no percentual dos chefes de domicílio com renda nominal acima de 5 salários mínimos. Logo, houve um aumento da desigualdade na porção central do Vale do Ribeira Paulista. Por outro lado, a escolaridade teve uma pronunciada melhora, com a queda, em torno de, 14 pontos percentuais na proporção dos chefes de domicílio com pouca ou nenhuma instrução, nas áreas “Fora de UC”. O percentual de baixa escolaridade também se reduziu nas APAs, com uma diminuição por volta de 12 pontos percentuais, mas a maior queda, em pontos percentuais, na proporção de chefes de domicílio com pouca ou nenhuma instrução, ocorreu nos Parques (16 pontos percentuais).

Isto mostra a presença do Estado, mesmo em uma região de declarada ilegalidade, ou seja, as populações em ocupações irregulares não foram, por isso, completamente excluídas das políticas sociais que atenderam a região.

No tocante aos investimentos em saneamento básico, o contrário ocorre. A proporção de domicílios com acesso à rede geral de esgoto, entre 1991 e 2000, aumentou 1,71 pontos percentuais nas áreas “Fora de UC”, apenas 0,84 nas APAs e, insignificantes, 0,25 pontos percentuais nos Parques. A assimetria, entre as áreas que se localizam dentro das UCs e as que se localizam fora, também foi verificada na proporção de domicílios com coleta de lixo. Na zona “Fora de UC” houve um aumento de 16,18 pontos percentuais, nas APAs houve um acréscimo de 7,46 e nos Parques, um aumento ligeiramente superior a 6 pontos percentuais.

Completando o panorama do saneamento básico, observa-se, também uma forte melhora no percentual de domicílios com acesso a rede geral de água nas áreas “Fora de UC” (7,77 pontos percentuais) em comparação as áreas dentro de UCs (2,28 nas APAs e 3,96 nos Parques).

Portanto, retomando a discussão feita na análise da malha viária, é fácil perceber que as regiões protegidas receberam menores investimentos em infra-estrutura. O que não poderia ser diferente, em decorrência das regras que regem as estruturas de governança ambiental.

Para o caso dos Parques, como discutido na seção 3.3 (As Estruturas Legais e a Complementaridade), um dos aspectos da centralização dos Parques Estaduais Paulistas é a concentração de atribuições na Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo (SMA). Dentre as quais, destaca-se a prerrogativa de aprovar quaisquer ações que resultem em alteração da dinâmica ecológica – como o controle de pragas, doenças e **obras de infra-estrutura**.

Para que uma obra de engenharia envolva um Parque Estadual, não basta a anuência da administração do Parque. Além de observar, em linhas gerais, o processo de licenciamento normal a que toda atividade com impactos ambientais está sujeita, tais investimentos devem ser sancionados pela Direção do Instituto Florestal (órgão gestor).

Nessa linha, a SMA (2005) entende que:

“Quando atividades potencialmente causadoras de impacto ambiental estão previstas para ocorrer no interior das unidades de conservação, a responsabilidade recai totalmente sobre os órgãos gestores das unidades, que seguem todos os preceitos técnicos e legais vigentes. Quando a atividade exige uma adequação específica, uma autorização é solicitada pelo órgão gestor da unidade de conservação ao órgão correspondente ao tema (seja DEPRN, DAIA ou CETESB), que a expede, de acordo com os argumentos defendidos” (SMA, 2005, p. 54).

Portanto, assumindo o princípio de legalidade nos atos públicos, ou seja, dada a presunção de atuação dos órgãos públicos dentro dos ditames da lei, os investimentos em infra-estrutura envolvendo Unidades de Conservação sofrerão maiores restrições.

Nesse sentido, por mais graves que sejam os problemas para a implantação e funcionamento das estruturas de governança, i.e., mesmo que a realidade esteja distante da governança idealizada no mundo jurídico, não se pode negar que existem efeitos importantes no mundo real. No caso dos investimentos em infra-estrutura, o acréscimo no número de atores com efetivo poder de veto, invariavelmente, ocasiona a redução nas inversões.

Com relação aos efeitos para a conservação das florestas, nas áreas circunscritas pelas estruturas de governança ambiental, os resultados são positivos. Como mostra a Tabela 2, o Vale do Ribeira apresentou diminuição na área desmatada. Contudo, para os propósitos deste estudo, deve-se atentar para o papel desempenhado por cada forma de governança, separadamente.

Nos anos 80, mais de a metade do desmatamento se deu em áreas fora de Unidades de Conservação (55,55%), por volta de 21% nas APAs e 23,12% nos Parques. Esse perfil de desmatamento da década de 1980 constituiu um cenário contra-intuitivo, pois seria de se esperar que nos Parques, dado que extração de recursos é completamente proibida, houvesse menor desmatamento.

No entanto, como argumentado na seção anterior, as Unidades de Conservação se encontravam ainda muito incompletas, o que pode ser um fator a explicar esse resultado contra-intuitivo. Mas para que as estruturas de governança ambiental possam ser consideradas minimamente efetivas, ao se intensificar sua regulamentação e implantação, o cenário deveria mudar. Justamente isto, é o que ocorreu nos anos 1990.

A intensificação das políticas ambientais, incluindo a criação de 2 novos Parques (Intervales e Pariquera-Abaixo), proporcionou uma reorganização na distribuição do desmatamento. Houve uma queda da participação dos Parques de 3 pontos percentuais, enquanto a participação das APAs no desmatamento subiu 6 pontos. Nos anos 90, as áreas fora de UC foram responsáveis por 52,32% do desmatamento, as APAs por 27,53% e os Parques por apenas 20,14%.

A conclusão de Alves (2004) não deixa espaço para a dúvida:

“Concluimos, portanto, que a presença de Unidades de Conservação (APAs e parques estaduais) tem um efeito significativo e importante sobre as taxas de desmatamento dos setores censitários rurais, o que pode ser constatado pelas taxas médias de desmatamento bem mais baixas dos setores localizados em Unidades de Conservação em relação aos setores localizados fora de UC. Além disso, as taxas de desmatamento observadas nos parques estaduais, em geral, são mais baixas do que as observadas nas APAs, o que mostra que, nas Unidades de Conservação mais restritivas, o desmatamento está sendo mais contido do que nas APAs” (Alves, 2004, p. 229).

Retomando a discussão da seção 3.3 (As Estruturas Legais e a Complementaridade), além do aspecto hierárquico tratado acima, o conceito de centralização também se refere à quantidade de direitos e responsabilidades atribuídos às populações locais.

No aspecto hierárquico, a maior inserção dos Parques na estrutura do Estado, por meio da centralização de atribuições de sua gestão na SMA, implicou uma limitação dos investimentos em infra-estrutura. Enquanto, no segundo aspecto, a menor capacidade da comunidade em se fazer ouvir, devido à sua situação de ilegalidade, complementa e reforça a tendência de limitar os investimentos públicos.

Nessa lógica, o arranjo institucional Parque-APA propiciaria uma maior influência sobre a definição dos investimentos públicos. Ou seja, o efeito conjunto da estrutura de governança Parque e da estrutura de governança APA seria maior do que a soma dos efeitos isolados. Isto pois, por um lado, as regras que compõem os Parques restringem as possibilidades do Estado ofertar infra-estrutura e, por outro, as regras das APAs permitem à comunidade local verbalizar mais facilmente suas demandas por infra-estrutura. Desse

modo, nos Parques não há demanda e há grandes restrições para tais investimentos e nas APAs o contrário ocorre.

Seguindo para a questão da densidade, a ilustração empírica proporcionada pelo estudo do Vale do Ribeira pode colaborar na discussão sobre a credibilidade das estruturas de governança. Na seção 3.3, foi argumentado que a minúcia e rigidez da legislação dos Parques possibilitariam a formação de expectativas com base em uma governança ambiental estável. O lado negativo dessa maior densidade dos Parques seria a baixa capacidade de adaptação da estrutura de governança em resposta a alterações nas condições externas.

Em sentido oposto, a flexibilidade da legislação das APAs permitiria que os atores locais contribuíssem para o desenho das regras, as quais estariam contingentes as características de cada situação. A diferença de densidade entre as duas estruturas de governança poderia reforçar a complementaridade nos incentivos econômicos, aumentando o custo esperado de uma atuação ilegal na área protegida pelo Parque em comparação a atuação lícita possibilitada pelas APAs.

O caso em tela, não permite uma avaliação empírica da densidade, propriamente dita, mas permite vislumbrar um raciocínio similar. O Código Florestal é uma lei federal que na década de 1990 já estava em vigor há 25 anos, enquanto a Resolução CONAMA nº 10, ao contrário, havia sido estabelecida há menos de 2 anos. Assim, a estrutura de governança Parque tinha alguns de seus atributos bem estabelecidos previamente, com um regime jurídico estável para as florestas, sem alterações radicais até os dias de hoje. Ao contrário, as regras da estrutura de governança APA ainda se encontravam mal definidas ao longo dos anos 80.

Então, pode-se inferir que a estrutura Parque detinha maior credibilidade que a estrutura APA, o que intensificaria a complementaridade nos incentivos econômicos. A percepção de que a Unidade de Conservação Parque proporciona, mesmo que de forma incompleta, o *enforcement* das suas regras, contraposta à percepção de que a Unidade de Conservação APA ainda não o faria, pode ter reforçado os incentivos para direcionar as atividades consumidoras de recursos naturais para as APAs em vez dos Parques.

Como discutido no final da seção 3.3, a base para a complementaridade nos incentivos econômicos seria a sinergia biológica, proporcionada pela discriminação das

áreas de acordo com o nível de restrição as atividades econômicas. A necessidade de uma massa crítica no ecossistema para que este desenvolva plenamente sua resiliência faz com que uma área muito degradada próxima a outra em conservada tenham melhor desempenho conjunto, do que duas áreas com conservação média. Isto pois, a capacidade de regeneração do ecossistema seria não-linear.

Em outras palavras, o efeito conjunto do estabelecimento de um Parque e de uma APA seria maior que a soma dos efeitos isolados, por que os ecossistemas florestais necessitam de quantidade mínima de biomassa e biodiversidade para que consigam se recompor com rapidez após sofrerem agressões. O direcionamento da extração de recursos para as APAs ao resguardar os Parques permite que estes funcionem como matrizes de recomposição das primeiras.

Logo, a evolução do desmatamento na região do Vale do Ribeira não chega demonstrar, porém corrobora a hipótese de complementaridade nos incentivos econômicos. Na discussão teórica, item 3.3, o efeito de um conjunto de regras rígido e denso se daria diretamente sobre a tomada de decisão. O estudo empírico do caso do Vale do Ribeira apresentou uma situação em que a existência dos Parques reduz os investimentos públicos em infra-estrutura e, portanto, indiretamente, também desestimula os assentamentos e as atividades econômicas baseadas na extração de recursos naturais.

Considerando as áreas “Fora de UC” como uma variável de controle ou, simplesmente, como um indicador regional, houve uma tendência de crescimento populacional entre os anos 1991 e 2000. Assim poderia se esperar um aumento da densidade demográfica também nas APAs e nos Parques. De fato, nas APAs o número de habitantes por km² passa de 3,65 para 3,86 hab/km², porém, nos Parques a densidade diminui de 2,46 para 2,21 hab/km².

A distribuição da população entre as estruturas de governança reforça o argumento de complementaridade. O percentual vivendo fora das UCs se manteve, praticamente, estável. Em 1991, 73,06% dos habitantes do Vale do Ribeira viviam fora de UCs e, em 2000, eram 73,63%. Já no caso das APAs, as mesmas detinham 14,87% da população, ocorrendo um aumento ligeiramente maior, da ordem de 0,74 pontos percentuais. Contudo, no caso dos Parques, se observa uma queda de 1,31 pontos percentuais. Dessa forma, em 2000, os Parques contêm apenas 10,76% da população regional.

Ao se considerar o número de domicílios, constata-se o mesmo fenômeno. Nas áreas fora de Unidades de Conservação houve, entre 1991 e 2000, um acréscimo de 13,11% no número de domicílios. Nas Áreas de Proteção Ambiental, observou-se, para o mesmo período, um aumento, ligeiramente maior, de 13,88%. Ao contrário, nos Parques, o número de domicílios teve uma queda de 2,68%.

Como previsto pela discussão teórica, o arranjo específico das estruturas de governança ambiental, em que os Parques Estaduais (estruturas centralizadas, densas e restritivas) se encontram envoltos por Áreas de Proteção Ambiental (estruturas descentralizadas, flexíveis e menos restritivas), possibilitou discriminar as áreas em que a atividade econômica é aceita, das áreas em que ela sofre restrições.

A revisão da bibliografia permite, ainda, inferir a existência de alguma complementaridade no *enforcement*. A SMA (2005) relata que a regulação das atividades com possíveis impactos ambientais, no entorno das Unidades de Conservação, deve envolver a administração das mesmas:

“[...] os gestores das respectivas áreas têm de avaliar o processo de licenciamento e emitir parecer concordando, adequando ou indicando a inviabilidade do empreendimento. Ou seja, são os órgãos gestores das unidades de conservação que emitem a palavra final sobre a pertinência ou não de atividades no entorno das unidades” (SMA, 2005, p. 54).

Assim os processos de licenciamento, na vizinhança dos Parques, ensejariam um aumento do escrutínio sobre os projetos em análise nas APAs, pois estes deverão ser sancionados pelos gestores dos primeiros.

Por fim, no tocante à complementaridade no *disclosure*, a presente leitura de evidências empíricas não permite quaisquer inferências. Contudo, se por um lado não há indícios que corroborem esta hipótese, por outro, também, não foi observado nada que indique que a hipótese é falsa. .

5. Conclusão

O presente trabalho procurou avaliar uma das mais importantes estratégias da sociedade contemporânea para a conservação do meio ambiente, as **áreas protegidas**.

A revisão bibliográfica mostrou a diversidade de formas organizacionais contidas sob o rótulo comum “áreas protegidas” e as inúmeras controvérsias envolvidas, em torno da questão óbvia que permeia todos os estudos sobre meio ambiente: é possível o homem viver harmonicamente com os ecossistemas naturais?

Mesmo diante da impossibilidade de uma resposta definitiva, o que o presente trabalho mostrou que o caminho para tratar o tema reside, impreterivelmente, nas instituições. O arcabouço da Nova Economia Institucional, aplicada aos temas de governança, permitiu representar as decisões individuais das estruturas de incentivos construídas pela sociedade.

Nesse sentido, a possibilidade de promover o desenvolvimento sustentável, entendido como o uso abundante e perene dos recursos e serviços ambientais, dependerá do sucesso com que forem desenvolvidas formas de ação coletiva. Ou seja, a capacidade de aperfeiçoar os mecanismos institucionais que induzam os indivíduos a exercer uma racionalidade coletiva, em oposição à racionalidade estritamente individual, é o fator decisivo para afastar as possibilidades de uma tragédia ambiental.

Ao assumir a premissa de que os agentes são, essencialmente, auto-interessados e, minimamente, racionais, não basta atentar para boa índole e para a solidariedade. Devem ser desenhadas estruturas de governança definindo os direitos de propriedade de forma a direcionar os atores relevantes para o comportamento em conformidade com as regras.

As considerações sobre desenho institucional foram significativamente ampliadas ao se analisar as questões referentes à complementaridade entre estruturas de governança. A análise da legislação mostrou as diferenças e semelhanças entre duas formas específicas de gerir os ativos ambientais, as APAs e os Parques, salientando os possíveis pontos de sinergia entre ambas.

Apesar da escassez de trabalhos acadêmicos buscando medir de modo objetivo o desempenho das áreas protegidas, no Brasil denominadas **Unidades de Conservação**, o

presente trabalho logrou condensar evidências empíricas suficientes para atestar a relevância da abordagem adotada. Observou-se que o desenvolvimento de um arranjo institucional no Vale do Ribeira, constituído por um *mix* de estruturas de governança (APAs e Parques), contribuiu para moldar os incentivos dos agentes (públicos e privados) de forma a reduzir o desmatamento nesta região.

Ao tratar os espaços geográficos com os remédios institucionais adequados foi possível amplificar o efeito das instituições sobre a estrutura de incentivos dos agentes. As regiões com as condições (relevo, clima e infra-estrutura) menos propícias às atividades econômicas foram tratadas com uma estrutura de governança centralizada, hierárquica e restritiva, com ênfase no poder de polícia ambiental. Por outro lado, nas regiões mais propensas ao desenvolvimento econômico foram estabelecidas estruturas de governança mais flexíveis e descentralizadas, com menores custos para o Estado.

O raciocínio defendido foi de que a capacidade de direcionar a evolução da extração e consumo dos recursos naturais, por meio do estabelecimento de Unidades de Conservação, de forma a salvaguardar áreas específicas das influências antrópicas, teve um efeito positivo para a conservação do meio ambiente. Todavia, tal raciocínio se baseou no argumento contra-factual de que, durante a década de 1990, caso não houvesse o desenvolvimento do mosaico de estruturas de governança a conservação dos atributos ambientais, *ceteris paribus*, teria sido menor.

6. Bibliografia

ALCORN, J. B., LUQUE, A., VALENZUELA, S. (2003). Global governance and institutional trends affecting protected areas management: challenges and opportunities arising from democratization and globalization. In *Governance of Protected Areas*, ed. J. Johnson and D. Pansky. Ottawa, Canada: Parks Canada.

ALSTON, L. J., MUELLER, B. (2005). Property rights and the state. In *Handbook of New Institutional Economics*, ed. C. Ménard and M Shirley. Dordrecht, The Netherlands: Springer.

ALVES, H. (2004). *Análise dos fatores associados às mudanças na cobertura da terra no Vale do Ribeira através da integração de dados censitários e de sensoriamento remoto*. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, Brasil.

ARGYRES, N. S., LIEBESKIND, J. P. (1999). Contractual commitments, bargaining power and governance inseparability: incorporating history into transaction cost theory. *The Academy of Management Review*, 24(1), 49-63.

BARZEL, Y. (1997). *Economic analysis of property rights* (2^a ed.). Cambridge: Cambridge University Press.

BATISTELLA, M., ROBESON, S., MORAN, E. F. (2003). Settlement design, forest fragmentation, and landscape change in Rondônia, Amazônia. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 69(7), 805-812.

BEDUSCHI, L. E. C. (2003). *Redes sociais em projetos de recuperação de áreas degradadas no estado de São Paulo*. Dissertação de Mestrado, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, Brasil.

BELL, R. G. (2005). Culture and history count: choosing environmental tools to fit available institutions and experience. *Indiana Law Review*, 38, 637–669.

BESSA, P. A. (2006). *Direito ambiental* (9ª ed.). Rio de Janeiro: Lúmen Júris.

BRADACH, J. L., ECCLES R. G. (1989). Price, authority and trust: from ideal types to plural forms. *Annual Review of Sociology*, 15, 97-118.

BRASIL. Decreto nº 73.030, de 30 de outubro de 1973. Cria, no âmbito do Ministério do Interior, a Secretaria Especial do Meio Ambiente - SEMA, e da outras providências. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/cnia/index.php?id_menu=66>. Acesso em: 17 nov. 2007.

BRASIL. Decreto nº 84.017, de 21 de setembro de 1979. Aprova o Regulamento dos Parques Nacionais Brasileiros. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/cnia/index.php?id_menu=66>. Acesso em: 17 nov. 2007.

BRASIL. Decreto nº 88.351, de 01 de junho de 1983. Regulamenta a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, e a Lei nº 6.902, de 27 de abril de 1981, que dispõem, respectivamente, sobre a Política Nacional do Meio Ambiente e sobre a criação de Estações Ecológicas e Áreas de Proteção Ambiental, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/cnia/index.php?id_menu=66>. Acesso em: 17 nov. 2007.

BRASIL. Decreto nº 89.336, de 31 de janeiro de 1984. Dispõe sobre as Reservas Econômicas e Áreas de Relevante Interesse Ecológico, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/cnia/index.php?id_menu=66>. Acesso em: 17 nov. 2007.

BRASIL. Decreto nº 90.347, de 23 de outubro de 1984. Dispõe sobre a implantação de área de proteção ambiental nos Municípios de Cananéia, Iguape, e Peruíbe, no Estado de São Paulo, e dá outras Providências. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/cnia/index.php?id_menu=66>. Acesso em: 17 nov. 2007.

BRASIL. Decreto nº 98.897, de 30 de janeiro de 1990. Dispõe sobre as reservas extrativistas e dá outras providências. Disponível em:

<http://www.ibama.gov.br/cnia/index.php?id_menu=66>. Acesso em: 17 nov. 2007.

BRASIL. Decreto-Lei nº 289, de 28 de fevereiro de 1967. Cria o Instituto Brasileiro do Desenvolvimento Florestal e dá outras providências. Disponível em:

<http://www.ibama.gov.br/cnia/index.php?id_menu=66>. Acesso em: 17 nov. 2007.

BRASIL. Lei nº. 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/cnia/index.php?id_menu=66>. Acesso em: 17 nov. 2007.

BRASIL. Lei nº 6.902, de 27 de abril de 1981. Dispõe sobre a criação de Estações Ecológicas, Áreas de Proteção Ambiental e dá outras providências. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/cnia/index.php?id_menu=66>. Acesso em: 17 nov. 2007.

BRASIL. 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. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/cnia/index.php?id_menu=66>. Acesso em: 17 nov. 2007.

BRASIL. Lei nº 7.735, de 22 de fevereiro de 1989. Dispõe sobre a extinção de órgão e de entidade autárquica, cria o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis e dá outras providências. Disponível em:

<http://www.ibama.gov.br/cnia/index.php?id_menu=66>. Acesso em: 17 nov. 2007.

BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III, e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponível em:

<http://www.ibama.gov.br/cnia/index.php?id_menu=66>. Acesso em: 17 nov. 2007.

BRUNER, A. G., GULLISON, R. E., RICE, R. E., FONSECA, G. A. (2001). Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science*, 291, 125–128.

CHABARIBERY, D. (1999). Inovação e desigualdade no desenvolvimento da agricultura paulista. *Estudos Agrícolas*, 7.

CASTRO, F., SIQUEIRA, A., BRONDÍZIO, E., FERREIRA, L. C. (2006). Use and misuse of the concepts of tradition and property rights in the conservation of natural resources in the Atlantic Forest (Brazil). *Ambiente & Sociedade*, 9 (1), 23-39.

COASE, R. H. (1937). The nature of the firm. *Economica*, 4(16), 386-405.

COASE, R. H. (1960). The Problem of Social Cost. *Journal of Law and Economics*, 3, 1-44.

COLE, D. H., GROSSMAN, P. Z. (2002). *The meaning of property rights: law versus economics? Land Economics*, 78(3), 317-330.

CORDANI, U. G., MARCOVITCH, J., SALATI, E. (1997). Avaliação das ações brasileiras após a Rio-92. *Estudos Avançados*, 11 (29), 399-408.

DEEG, R. (2005). *Complementarity and institutional change: how useful a concept?* Discussion Paper SP II 2005 – 21, Wissenschaftszentrum Berlin.

DIETZ, T., DOLŠAK, N., OSTROM, E., STERN, P. C. (2002). The drama of the commons. In *The Drama of the Commons*, ed. E. Ostrom, T. Dietz, N. Dolšak, P.C. Stern, S. Stovich, and E.U. Weber. Washington, DC: National Academy Press.

DIETZ, T., OSTROM, E., STERN, P. C. (2003). The Struggle to Govern the Commons. *Science*, 302, 1907-1912.

DIXIT, A. K. (2006). *Economic governance*. “Article prepared for The New Palgrave Dictionary of Economics, 2nd edition, ed. Steven Durlauf and Lawrence Blume, London: Palgrave Macmillan”. Disponível em:
<http://www.princeton.edu/~dixitak/home/Dixit_EcGov_1.pdf> Acesso em: 5 ago. 2006.

DRUMMOND, J., BARROS-PLATIAU, A. F. (2006). Brazilian environmental laws and policies, 1934–2002: a critical overview. *Law & Policy*, 28 (1), 83-108.

ERVIN, J. (2003). Protected area assessments in perspective. *BioScience*, 53 (9), 819-822.

FEARNSIDE, P. M. (2005). Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e conseqüências. *Megadiversidade*, 1(1), 113-123.

FERREIRA, L. C. (2004). Dimensões humanas da biodiversidade: mudanças sociais e conflitos em torno de áreas protegidas no Vale do Ribeira, SP, Brasil. *Ambiente & Sociedade*, 7 (1), 47-66.

FERREIRA, L. V., VENTICINQUE, E., ALMEIDA, S. (2005). O desmatamento na Amazônia e a importância das áreas protegidas. *Estudos Avançados*, 19(53), 157-165.

GEIST, H., LAMBIN, E. F. (2001). *What drives tropical deforestation? A meta-analysis of proximate causes and underlying sources of deforestation based on subnational case study evidence*. LUCC Report Series No. 4.

GIBSON, C. C., WILLIAMS, J., OSTROM, E. (2005). Local enforcement and better forests. *World Development*, 33(2), 273–284.

GREIF, A. (2003). *Institutions: theory and history - comparative and historical institutional analysis*. Disponível em:

<http://www-econ.stanford.edu/academics/greif_228/chapter1_2.03-04.pdf> Acesso em: 10 ago. 2006.

GREIF, A. (2006). *Institutions and the path to modern economy: lessons from medieval trade*. New York: Cambridge University Press.

HARDIN, G. (1968). The tragedy of the commons. *Science*, 162, 1243-1248.

HAYES, T. M. (2006). Parks, people, and forest protection: an institutional assessment of the effectiveness of protected areas. *World Development*, 34(12), 2064–2075.

HAYES, T. M., OSTROM, E. (2005). Conserving the world's forests: are protected areas the only way? *Indiana Law Review*, 38, 595–617.

KENGEN, S. (2001). A política florestal brasileira: uma perspectiva histórica. *Série Técnica IPEF*, 34, 18-34. Instituto de Pesquisas Florestais. Disponível em: <<http://www.ipef.br/publicacoes/stecnica/nr34/convidados.pdf>>. Acesso em: 12 jun. 2006.

LIBECAP, G. D. (2005). State regulation of open-access, common-pool resources. In *Handbook of New Institutional Economics*, ed. Claude Ménard and Mary M. Shirley. Dordrecht, The Netherlands: Springer.

MEMMOTT, J., ALONSO, D., BERLOW, E. L., DOBSON, A., DUNNE, J. A., SOLÉ, R., WEITZ, J. (2005). Biodiversity loss and ecological network structure. In *Ecological Networks: Linking Structure to Dynamics in Food Webs*, ed. M. Pascual and J. A. Dunne. Oxford, United Kingdom: Oxford University Press.

MITTERMEIER, R. A., FONSECA, G. A., RYLANDS, A. B., BRANDON, K. (2005). Uma breve história da conservação da biodiversidade no Brasil. *Megadiversidade*, 1(1), 14-21.

NEALE, W. C. (1987). Institutions. *Journal of Economic Issues*, 21(3), 1117-1205.

NEPSTAD, D., SCHWARTZMAN, S., BAMBERGER, B., SANTILLI, M., RAY, D., SCHLESINGER, P., LEFEBVRE, P., ALENCAR, A., PRINZ, E., FISKE, G., ROLLA, A. (2006). Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands. *Conservation Biology*, 20(1), 65–73.

NORTH, D. C. (1993). Institutions and economic performance. In *Rationality, Institutions and Economic Methodology*, ed. U. Maki, B. Gustafsson and C. Knudsen. London, United Kingdom: Routledge.

OSTROM, E. (2005). Doing institutional analysis: digging deeper than markets and hierarchies. In *Handbook of New Institutional Economics*, ed. Claude Ménard and Mary M. Shirley, 819–848. Dordrecht, The Netherlands: Springer.

PEDLOWSKI, M. A., MATRICARDI, E. A. T., SKOLE, D., CAMERON, S. R., CHOMENTOWSKI, W., FERNANDES, C., LISBOA, A. (2005). Conservation units: a new deforestation frontier in the Amazonian state of Rondônia, Brazil. *Environmental Conservation*, 32(2), 1–7.

PERES, C. A., TERBORGH, J. W. (1995). Amazonian nature reserves: an analysis of the defensibility status of existing conservation units and design criteria for the future. *Conservation Biology*, 9(1), 54-46.

PERES, C. A., ZIMMERMAN, B. (2001). Perils in parks or parks in peril? Reconciling conservation in Amazonian reserves with and without use. *Conservation Biology*, 15(3), 793-797.

REDFORD, K. H., SANDERSON, S. E. (2000). Extracting humans from nature. *Conservation Biology*, 14 (5), 1362-1364.

RESENDE, R. U. (2002). As regras do jogo: legislação florestal e desenvolvimento sustentável no Vale do Ribeira. São Paulo: Annablume.

ROMÃO, D. A., CHABARIBERY, D., CARVALHO, M., ROTH, M. (2005). Fortalecimento de comunidades rurais no Brasil: um estudo regional. *Informações Econômicas*, 35(2), 19–33.

SÃO PAULO (Estado). Decreto nº 22.717, de 21 de setembro de 1984. Declara Área de Proteção Ambiental da Serra do Mar. Disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br/licenciamento/legislacao/estadual/decretos/1984_Dec_Est_22_717.pdf. Acesso em: 17 nov. 2007.

SÃO PAULO (Estado). Decreto nº 25.341, de 4 de junho de 1986. Aprova o Regulamento dos Parques Estaduais Paulistas. Disponível em: http://sigam.ambiente.sp.gov.br/Sigam2/legisla%C3%A7%C3%A3o%20ambiental/Decreto%20Estadual%201986_25341.pdf. Acesso em: 17 nov. 2007.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. (2005). *Projeto de desenvolvimento do ecoturismo na região da mata atlântica: informe ambiental*. São Paulo, Brasil: Author.

SCHWARTZMAN S., MOREIRA A., NEPSTAD, D. (2000). Rethinking tropical forest conservation: perils in parks. *Conservation Biology*, 14(5), 1352-1357.

SOARES-FILHO, B. S., NEPSTAD, D. C., CURRAN, L. M., CERQUEIRA, G. C., GARCIA, R. A., RAMOS, C. A., VOLL, E., McDONALD, A., LEFEBVRE, P., SCHLESINGER, P. (2006). Modeling conservation in the Amazon basin. *Nature*, 440(23), 520-523.

STRUHSAKER T. T., STRUHSAKER P. J., SIEX, K. S. (2005). Conserving Africa's rain forests: problems in protected areas and possible solutions. *Biological Conservation*, 123, 45–54.

TERBORGH, J. (2000). The fate of tropical forests: a matter of stewardship. *Conservation Biology*, 14(5), 1358–1361.

WAGNER, W. E. (2004). Commons ignorance: the failure of environmental law to produce needed information on health and the environment. *Duke Law Journal*, 53(6), 1619–1745 .

WILSHUSEN, P. R., NRECHIN, S. R., FORTWANGLER C. L., WEST, P. C. (2002). Reinventing a square wheel: critique of a resurgent "Protection Paradigm" in international biodiversity conservation. *Society and Natural Resources*, 15, 17-40.

WILLIAMSON, O. E. (1991). Comparative economic organization: the analysis of discrete structural alternatives. *Administrative Science Quarterly*, 36(2), 269-296.

VANCLAY, J. K., BRUNER, A. G., GULLISON, R. E., RICE, R. E., FONSECA, G. A. B. (2001). The Effectiveness of Parks. *Science*, 293, 1007a.

ZUIDEMA, P. A., SAYER, J. A. (2003). Tropical forests in multi-functional landscapes: the need for new approaches to conservation and research. In *Tropical Forests in Multi-Functional Landscapes*, ed. P.A. Zuidema. Seminar proceedings. Prince Bernhard Centre, Utrecht University, Utrecht, the Netherlands.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)