



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E CONTABILIDADE - FACE
DEPARTAMENTO DE ECONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECONOMIA

MESTRADO EM GESTÃO ECONÔMICA DO MEIO AMBIENTE

SOBRE CUSTOS DE TRANSAÇÃO E CONSERVAÇÃO: UMA ANÁLISE
COMPARATIVA ENTRE O CÓDIGO FLORESTAL BRASILEIRO E O
CONSERVATION EASEMENTS AMERICANO

GUSTAVO ROCHA E OLIVEIRA

BRASÍLIA – DF
2017



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E CONTABILIDADE - FACE
DEPARTAMENTO DE ECONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECONOMIA

MESTRADO EM GESTÃO ECONÔMICA DO MEIO AMBIENTE

SOBRE CUSTOS DE TRANSAÇÃO E CONSERVAÇÃO: UMA ANÁLISE
COMPARATIVA ENTRE O CÓDIGO FLORESTAL E O *CONSERVATION
EASEMENTS* AMERICANO

GUSTAVO ROCHA E OLIVEIRA

Dissertação apresentada com requisito para a
obtenção de título de mestre em Gestão
Econômica do Meio Ambiente do Programa de
Pós-Graduação em Economia do Departamento
de Economia da Universidade de Brasília.

Orientadora: Profa. Denise Imbroisi.

BRASÍLIA-DF

2017

SOBRE CUSTOS DE TRANSAÇÃO E CONSERVAÇÃO: UMA ANÁLISE
COMPARATIVA ENTRE O CÓDIGO FLORESTAL E O *CONSERVATION
EASEMENTS* AMERICANO

GUSTAVO ROCHA E OLIVEIRA

Dissertação aprovada como requisito para a obtenção do título de Mestre em
Gestão Econômica do Meio Ambiente do Programa de Pós-Graduação em
Economia na Universidade de Brasília, por intermédio do Centro de Estudos
em Economia, Meio Ambiente e Agricultura – CEEMA. Comissão examinadora
formada pelos professores:

Profa. Dra. Denise Imbroisi
Departamento de Economia da Universidade de Brasília

Prof. Dr. Jorge Madeira Nogueira
Departamento de Economia da Universidade de Brasília

Prof. Dr. Bernardo Mueller
Departamento de Economia da Universidade de Brasília

Brasília, 27 de janeiro de 2017.

À minha filha, Luísa, e à Milene, minha mulher.

AGRADECIMENTOS

Chegado esse momento de reta final, olhando para trás vejo que sem o apoio e as palavras encorajadoras de algumas pessoas esta dissertação não seria possível de ser realizada. Em primeiro lugar gostaria de agradecer à minha orientadora, Denise Imbroisi, por acreditar no meu projeto de pesquisa quando ele era ainda um embrião, pela paciência em ouvir minhas ideias e transformar tais pensamentos cinzentos em hipóteses passíveis de serem testadas por pares e finalmente em organizar tais ideias em um trabalho científico. Sem a sua paciência e sua cuidadosa revisão seguida por recomendações cruciais, este trabalho possivelmente não teria saído e não seria nem de longe o mesmo. Gostaria de agradecer ao prof. Jorge Madeira por acreditar no meu potencial quando eu não fazia a mais pávida ideia de conceitos econômicos que tanto foram explorados nesta dissertação. Sua atenção e incentivo durante o período do mestrado e até mesmo antes de ingressar no CEEMA foram essenciais para que eu optasse pelo estudo das ciências econômicas e hoje entregar essa dissertação. Agradeço ao prof. Pedro Zuchi pelo apoio e palavras de incentivo seguramente na hora mais difícil durante minha trajetória no CEEMA.

Agradeço aos membros da banca pela disponibilidade e pelo tempo destinado à avaliação dessa dissertação. A todo corpo docente do CEEMA gostaria de registrar meu débito com vocês, por tornarem possível a execução desta dissertação e fazer de mim um estudante e profissional mais capacitado. Gostaria de agradecer à equipe de apoio administrativo do curso, mais precisamente à Waneska, ao Rafael e ao Marcos por todo o atendimento cortês e competente que prestaram a mim e a toda minha turma do mestrado.

Finalmente, gostaria de agradecer aos meus colegas de mestrado por dividirem comigo os momentos difíceis de dedicação intensa, muito esforço e entrega pessoal durante o curso, e na hora de escrever a dissertação. Posso dizer que o exemplo de muitos de vocês me fez tornar uma pessoa melhor em todos os sentidos.

“Leis são como salsichas. É melhor não ver com elas são feitas”.

Otto Von Bismarck

SOBRE CUSTOS DE TRANSAÇÃO E CONSERVAÇÃO: UMA ANÁLISE COMPARATIVA ENTRE O CÓDIGO FLORESTAL BRASILEIRO E O CONSERVATION EASEMENTS AMERICANO

RESUMO

Apesar dos grandes esforços em estudar as razões da ineficácia do Código Florestal brasileiro, muito pouco se sabe ainda a respeito dos custos de transação que este instrumento de gestão ambiental possui. Tomando como contraponto o *Conservation Easements*, outro instrumento voltado para gestão de recursos ambientais em propriedades rurais privadas, nos Estados Unidos, principalmente, faz-se uma comparação dos custos de transação de ambos os instrumentos com o intuito de testar se os custos de transação explicam a ineficácia do Código Florestal brasileiro apontada previamente pela literatura científica. Analisa-se qualitativamente os custos de transação de ambos os instrumentos ao longo do seu ciclo (elaboração, implementação, monitoramento e cumprimento) com o intuito de validar a hipótese de que os custos de transação explicam a baixa eficácia que o Código Florestal apresenta ao longo de décadas, desde quando se tem registro de seus dados. Ao montar uma matriz analítica dos custos de transação, capaz de medir de forma qualitativa esses custos de ambos os instrumentos, observa-se que os custos de transação do Código Florestal brasileiro são significativamente superiores aos do *Conservation Easements*, o que valida a hipótese traçada no problema de pesquisa. O uso dessa ferramenta dispõe de limitações empíricas, especialmente as intrínsecas ao uso de variáveis qualitativas e da ausência de métodos quantitativos para análise dos dados disponíveis. Não obstante, diante dos resultados obtidos por meio dessa técnica recomenda-se seu uso como substituição ou complemento ao que se tem utilizado no Brasil, que na prática tem negligenciado a análise de seus instrumentos de gestão ambiental antes implementá-los.

Palavras-chave: custos de transação, direitos de propriedade; instrumentos de gestão ambiental; Código Florestal; *easements*.

ON TRANSACTION COSTS AND CONSERVATION: A COMPARATIVE ANALYSIS OF THE BRAZILIAN FOREST CODE AND THE U.S.A`S CONSERVATION EASEMENTS

ABSTRACT

Despite great efforts to study the reasons for the inefficiency of the Brazilian Forest Code, very little is known about the transaction costs that this environmental policy implies. Taking as a counterpoint Conservation Easements, another instrument aimed at managing environmental resources in private rural properties, in the United States, mainly, a comparison is made of the transaction costs of both instruments in order to test if the transaction costs explain the inefficiency of the Brazilian Forest Code previously mentioned in the scientific literature. The transaction costs of both instruments are analyzed qualitatively during their cycle (elaboration, implementation, monitoring and compliance) in order to validate the hypothesis that transaction costs explain the low effectiveness that the Forest Code faces over of decades, since when you have recorded your data. By assembling an analytical matrix of transaction costs capable of qualitatively measuring these costs of both instruments, it is observed that the transaction costs of the Brazilian Forest Code are significantly higher than those of Conservation Easements, which validates the hypothesis drawn in the research problem. The use of this tool has empirical limitations, especially those intrinsic to the use of qualitative variables and the absence of quantitative methods to analyze the available data. Nevertheless, the results obtained using this technique are recommended as a substitution or complement to what has been used in Brazil, which in practice has neglected the analysis of its environmental management instruments before implementing them.

Keywords: transaction costs; property rights; environmental policy; Brazilian Forest Code; conservation easements.

Lista de figuras

Figura 1 Papel dos agentes econômicos segundo o Código Florestal brasileiro.	55
Figura 2 Funcionamento do Conservation Easements esquematizado.	63

Lista de Quadros

Quadro 1. Componentes dos custos de transação de um instrumento de gestão ambiental.	22
Quadro 2. Fatores físicos/biológicos e institucionais que afetam os custos de transação.	25
Quadro 3. Regras de alocação de direitos de propriedade	28
Quadro 4. Instrumentos de conservação ambiental em propriedades rurais e seus aspectos econômicos.	42
Quadro 5. Funcionamento do Conservation Easements esquematizado.	63
Quadro 6. Matriz analítica dos custos de transação de um instrumento de política ambiental.	67
Quadro 7 Custos de transação do Código Florestal em comparação com o Conservation Easements.	80
Quadro 8 Comparativo dos custos de transação entre o Conservation Easements, Código Florestal (versão anterior) e novo Código Florestal (de 2012).	84

Lista de gráficos

Gráfico 1 Estabelecimentos rurais que obtêm algum tipo de financiamento rural para suas atividades.	52
--	----

Lista de tabelas

Tabela 1 Total de imóveis com RL e APP declaradas e total da área destinada do imóvel para a APP e RL, por estado e a média no Brasil.....	47
--	----

LISTA DE ABREVIATURAS

ACB: Análise custo-benefício
APP: Área de Preservação Permanente
BAT: Best Available Technologies
CAR: Cadastro Ambiental Rural
CE: Conservation Easements
CF: Código Florestal
DAC: Disposição a ser compensado
DAP: Disposição a pagar
ESA: Endangered Species Act
HCP: Habitat Conservation Plan
IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICC: Instrumentos de comando e controle
IE: Instrumentos econômicos
INCRA: Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária
INPE: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
ITP: Incidental Taking Permit
MACT: Matriz Analítica dos Custos de Transação
MAPA: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
MP: Medida Provisória
OEMA: Órgãos Estaduais de Meio Ambiente
ONG: Organização Não Governamental
RL: Reserva Legal
SFB: Serviço Florestal Brasileiro

Sumário

Introdução	13
1. Custos de transação, direitos de propriedade e políticas ambientais	17
1.1 Introdução.....	17
1.2 O papel dos custos de transação no desenho de políticas ambientais	19
1.3 Direitos de propriedade e instrumentos de gestão ambiental	26
2. Aspectos relevantes de instrumentos de conservação da vegetação nativa em imóveis rurais.....	33
2.1 Introdução.....	33
2.2 Estados Unidos	34
2.3 Europa.....	39
2.4 Brasil	41
2.5 Síntese dos instrumentos de gestão ambiental	41
3. Código Florestal brasileiro x Conservation Easements: uma descrição dos instrumentos.....	43
3.1 Introdução.....	43
3.2 O Código Florestal brasileiro.....	44
3.3 O Conservation Easements.....	56
4. Custos de transação do CF brasileiro e do CE norte-americano	64
4.1 Introdução.....	64
4.2 Matriz Analítica de Custos de Transação	64
4.3 O CF e CE submetidos à Matriz Analítica dos Custos de Transação	72
4.3.1 Implementação.....	72
4.3.2 Administração e suporte	75
4.3.3 Monitoramento	76
4.3.4 Cumprimento (<i>enforcement</i>)	78
4.4 Novo CF x CF versão anterior: o que mudou na prática?	82
5. Discussão.....	86
Considerações Finais.....	96

Introdução

A partir da década de 80, quando a preocupação com o meio ambiente ganha notoriedade de forma generalizada na sociedade, a escolha do tipo de política ambiental ideal tem sido abordada pela literatura econômica. O debate ficou mais concentrado, inicialmente nos instrumentos de comando e controle e nos instrumentos econômicos. Já no final dessa mesma década, chega-se a um consenso de que os instrumentos econômicos são uma evolução de seus pares de comando e controle e que aqueles podem alcançar os mesmos resultados a um menor custo que estes.

O uso de instrumentos econômicos, a partir desse momento, passa a ser demandado por acadêmicos e demais formuladores de política pública como complementos dos instrumentos de comando e controle, ou até mesmo substitutos, dos instrumentos de comando e controle para gestão de recursos ambientais, mais notoriamente a qualidade do ar atmosférico, recursos hídricos, recursos naturais não-renováveis (pesca, madeira, minérios, etc) e a biodiversidade nos países desenvolvidos.

Os países em desenvolvimento, posteriormente, começam a enfrentar pressão seja por parte dos países desenvolvidos, ou por meio das conquistas alcançadas pelas suas sociedades, fruto do crescimento e desenvolvimento econômico, o que fez com que tais instrumentos de gestão ambiental comecem a ser neles implementados.

Não obstante, essa adaptação dos instrumentos de gestão ambiental à realidade dos países em desenvolvimento tem gerado distorções tanto no funcionamento dos mercados quanto na concepção e características desses instrumentos, sendo que em muitos casos as experiências bem-sucedidas dos instrumentos econômicos nesses países ainda seja uma ambição, e não uma realidade, em pleno século XXI.

No que diz respeito à conservação da vegetação nativa em imóveis privados, esse hiato entre países desenvolvidos e seus pares em desenvolvimento tem sido acentuado da década de 80 aos dias atuais. O ponto

de maior conflito tem sido em torno do interesse social pela conservação da biodiversidade e a necessidade de se preservar livre iniciativa dos produtores rurais na propriedade privada. Esse conflito de interesses tem moldado a concepção dos instrumentos de gestão ambiental de diferentes formas, com resultados e consequências distintos.

Enquanto a experiência norte-americana tem sido claramente favorável à defesa da propriedade privada e da livre iniciativa, estabelecendo prioridade aos interesses dos produtores rurais de explorarem economicamente seus imóveis, exigindo da sociedade uma compensação a esses pelo bem-estar social proporcionado pelas áreas conservadas em seus imóveis, a experiência brasileira tem atribuído grande autoridade ao Poder Público de usufruir da propriedade privada para geração de bem-estar social, por meio do Código Florestal. Nos Estados Unidos, é possível notar uma evolução dos instrumentos de gestão ambiental, passando inicialmente por instrumentos de comando e controle até a implementação de instrumentos econômicos, como complemento dos primeiros, a fim de viabilizar a sua aplicação e atingir uma alocação mais eficiente dos recursos ambientais.

O estágio inicial dessa evolução se dá na aprovação do *Endangered Species Act*, uma lei que proíbe a supressão da vegetação nativa em áreas que abrigam espécies da fauna e da flora ameaçadas de extinção e logo que implementada, implicou diversos processos no âmbito judiciário contra o Estado sob a alegação de violação do direito constitucional à propriedade privada.

A partir dessa disputa de interesses privados e públicos, e em meio ao debate em torno da preservação das espécies ameaçadas de extinção é que se dá a evolução dos instrumentos de gestão ambiental naquele país, passando por um mecanismo de zoneamento e definição de prioridades quanto as áreas consideradas mais sensíveis do ponto de vista ambiental, posteriormente pelo licenciamento e por último na compensação, via aquisição de direitos futuros de exploração do solo, contemplados pelo *Conservation Easements*.

Se a experiência norte-americana é rica em tentativas exitosas e esforços significativos para assegurar a conservação de espécies ameaçadas de extinção

sem comprometer os direitos à propriedade privada, o mesmo não se pode dizer do Brasil. O Código Florestal brasileiro, estabelecido em 1934, reformulado em 1965, e novamente repaginado em 2012, durante todo esse período nunca obteve êxito em manter a vegetação nativa de pé.

Durante todo esse período o instrumento tem sido negligenciado por parte dos produtores rurais, que conhecendo as limitações do poder público e as arbitrariedades contempladas no texto da lei, simplesmente não cumprem a determinação legal. Embora o Código Florestal até possua alguns instrumentos de mercado, como a concessão de crédito mediante a inexistência de passivos ambientais ou um esquema de negociação de cotas de vegetação nativa entre os produtores rurais, tais mecanismos ainda estão longe de conter o desmatamento de novas áreas, e ainda mais de possibilitar a recomposição das áreas desmatadas previamente, em desconformidade com a legislação vigente.

Na prática, o Código Florestal brasileiro se resume à verba das receitas fiscais destinada aos órgãos ambientais (federais, estaduais e municipais) para a conservação, por meio da fiscalização dos imóveis rurais privados, verba essa claramente insuficiente para garantir a fiscalização de todos os imóveis rurais do país.

Diversos instrumentos de gestão ambiental implicam alterações dos direitos de propriedade, que por sua vez possuem custos de transação para serem alocados entre os agentes econômicos (mercados, governo e sociedade). Embora ainda existam limitações quanto a mensuração desses custos, principalmente quantitativamente, sua incorporação no instrumental analítico dos instrumentos de gestão ambiental tende a trazer ganhos significativos para a tomada de decisão. Segundo a literatura acadêmica, espera-se com este tipo de análise aproximar as propostas de políticas ambientais da realidade das instituições responsáveis por sua elaboração, implantação e monitoramento, tornando tais instrumentos mais críveis com a realidade de seus países e conseqüentemente, mais eficazes.

Esta dissertação analisa dois instrumentos de gestão ambiental: o Código Florestal brasileiro e o *Conservation Easements* norte-americano. Utiliza-se

nesse trabalho o instrumental analítico dos custos de transação de instrumentos ambientais para avaliar o desempenho do Código Florestal e do *Conservation Easements*, com ênfase na sua magnitude e distribuição. São hipóteses desse trabalho:

- i. Os elevados custos de transação explicam a ineficácia do Código Florestal brasileiro;
- ii. O *Conservation Easements* possui custos de transação significativamente inferiores ao Código Florestal.

Com base nessas duas hipóteses são tecidas recomendações em termos de política pública para que seja possível alcançar resultados mais satisfatórios em termos da gestão de recursos ambientais em propriedades rurais privadas no Brasil.

O capítulo 1 dessa dissertação traz a moldura conceitual de direitos de propriedade e custos de transação aplicados aos instrumentos de gestão ambiental; o capítulo 2 trata do estado-das-artes da conservação da vegetação em propriedades rurais privadas; o capítulo 3 faz uma descrição dos instrumentos analisados nessa dissertação, o Código Florestal brasileiro e o *Conservation Easements* americano, o capítulo 4 explica a metodologia usada nesta dissertação e analisa os instrumentos mencionados anteriormente, pela ótica dos custos de transação; o capítulo 5 traz a discussão dos resultados obtidos, com outros estudos e por fim as considerações finais encerram essa dissertação.

1. Custos de transação, direitos de propriedade e políticas ambientais

1.1 Introdução

Os instrumentos econômicos voltados para a gestão do meio ambiente passaram a ser demandados como complementos dos instrumentos de comando e controle na regulação dos impactos ambientais de atividades econômicas. O argumento mais usado para sustentar a implementação dos instrumentos econômicos para gestão dos recursos ambientais é o de que seus predecessores (instrumentos de comando e controle) possuem elevado custo (privado e social) e que resultados mais eficientes podem ser alcançados caso mecanismos via sistema de preços fossem adotados (STERNER e CORIA, 2012).

Um desses mecanismos encontra fundamentação teórica nas ideias do economista Arthur Cecil Pigou, que desde a década de 20 do século passado imaginou uma taxa que pudesse mudar o comportamento dos agentes econômicos induzindo-os a reduzir o nível de produção (e poluição, conseqüentemente) para um nível socialmente ótimo ($BMg = CMg$), levando em consideração os custos externos (externalidades) de suas atividades. Na concepção de Pigou os recursos arrecadados com essa taxa deveriam ser reinvestidos no mercado em que foram coletadas, de forma a induzir os agentes anteriormente penalizados a adotarem melhores práticas ambientais na sua função de produção.

Este mecanismo, o *imposto pigouviano* ou *taxa pigouviana*, concebido há um tempo razoável encontra fundamentação teórica robusta e é almejado por diversas autoridades ambientais como alternativa para coibir níveis elevados de poluição em seus países (PERMAN, 2003).

Embora o raciocínio de Pigou esteja correto para um elevado número de situações, esta concepção assume pressupostos que nem sempre podem ser confirmados empiricamente. Ronald Coase (1960) aponta as limitações da teoria das externalidades de Pigou e questiona a necessidade de intervenção governamental por meio do seu artigo seminal *The Problem of Social Cost*, onde argumenta que antes de se propor algum tipo de intervenção nos mercados,

deve-se observar os custos de transação envolvidos nesse tipo de intervenção e a forma com que estão definidos os direitos de propriedade (COASE, 1960).

Para Coase os custos de transação variam em função da forma com que estão definidos os direitos de propriedade e como frequentemente, no mundo real, os direitos de propriedade nem sempre estão definidos claramente, esses custos tendem a ser significativos. Nas palavras do próprio Ronald Coase (1960, p.15):

“(...)se os custos de transação forem nulos ou insignificantes, não importa de que forma estão alocados os direitos de propriedade, pois as partes poderão encontrar uma solução eficiente por meio da barganha”.

A moldura analítica proposta por Coase (1960), baseada na avaliação dos custos de transação, embora seja de grande relevância para desenhar a atuação do Estado na regulação da atividade econômica, tem sido negligenciada por economistas e demais formuladores de política pública que insistem em considerar nulos os custos de transação ou simplesmente não se envolvem em tentar estimá-los de forma robusta (ZERBE Jr e Mc CURDI, 1999). Ao negligenciarem os custos de transação, formuladores de política pública incorrem no erro de recomendar instrumentos baseados na sua reconhecida sustentação teórica, mas com resultados empíricos insatisfatórios.

Este capítulo aborda uma moldura conceitual alternativa à visão neoclássica, centrada nos argumentos de Coase (1960) em torno dos direitos de propriedade e custos de transação e os efeitos que esses fatores possuem sobre o funcionamento dos mercados, mais precisamente no que diz respeito a alocação de bens e serviços ambientais. Diante disso, o presente capítulo revisa a literatura científica sobre custos de transação e direitos de propriedade e sua aplicação no arcabouço teórico dos instrumentos de gestão ambiental, seja como forma de justificar experiências malsucedidas de implementação desses instrumentos, ou para propor ferramentas de mensuração desses fatores no processo de tomada de decisão.

1.2 O papel dos custos de transação no desenho de políticas ambientais

É bem verdade que a solução de diversos problemas ambientais requer a participação do governo na regulação dos mercados, especialmente no que diz respeito a recursos ambientais de elevados custos de exclusão, como o ar puro, por exemplo. Neste caso, é possível argumentar que os governos levem vantagem principalmente pelos custos reduzidos em exercer seu “poder de polícia” ao definir e fazer cumprir as regras de uso de certo recurso ambiental.

A necessidade de uma intervenção nos mercados para corrigir uma distorção requer, no entanto, um nível de escala que justifique o custo desta intervenção, além da disponibilidade de recurso orçamentário dos órgãos fiscalizadores. Caso tais condições não sejam satisfeitas, a eficácia dos governos em induzir a uma alocação eficiente dos mercados tende a ser limitada, e melhores resultados podem ser alcançados via mecanismos de mercado sem interferência governamental (ZERBE Jr e Mc CURDY, 1999).

Não se pode negar que muitas experiências bem-sucedidas de aplicação de instrumentos ambientais se deveram ao rigor teórico e empírico na aplicação de conceitos derivados da economia ambiental neoclássica, especialmente relativos às falhas de mercado. Tais experiências se deram principalmente em países desenvolvidos. Neles é possível notar uma disponibilidade maior de informações por parte dos órgãos fiscalizadores e condições mais confortáveis em termos orçamentários. Não obstante, para os seus pares em países em desenvolvimento, ao analisar os mesmos instrumentos, não se observam resultados semelhantes, sendo que na grande maioria das vezes os resultados desses instrumentos de gestão ambiental são insatisfatórios¹ (STERNER e CORIA, 2012).

Diversos autores argumentam que a abordagem em torno das falhas de mercado, possui limitações importantes em termos de proposições de política

¹ O Código Florestal é um exemplo típico de resultado insatisfatório. Desde 1965, quando a legislação prevê a destinação de espaços especialmente protegidos em imóveis rurais privados, nos moldes de um padrão, para o período em que há dados disponíveis para consulta com um mínimo de precisão, sempre o percentual destinado a estas áreas é significativamente inferior ao que estabelece a legislação.

pública, tendo como principal justificativa a existência de custos de transação que podem vir a inviabilizar, ou tornar extremamente onerosa esse tipo de intervenção (KNEESE, 1971; BROMLEY, 1978; DAHLMAN, 1979). Para os críticos da abordagem neoclássica, uma intervenção governamental nos mercados só se justifica caso esta venha a ser a solução de menor custo. Ou seja, **os governos só deveriam intervir nos mercados, se tal intervenção fosse a alternativa mais custo-efetiva para solucionar o problema.**

Além disso, ao se considerar nulos os custos de transação ou simplesmente ignorá-los, é possível que o resultado esperado de uma política pública seja insatisfatório, causando um hiato entre a sua concepção teórica e a implementação prática. Kneese (1971) faz tal observação de forma pioneira, alertando para a necessidade de se mensurar tais custos ao avaliar um instrumento de gestão do meio ambiente. Stavins (1995) nota que muitas experiências exitosas de instrumentos de gestão ambiental em países desenvolvidos sofrem sérias limitações de implementação prática em países em desenvolvimento, mesmo contando com o apoio de agências de fomento internacional como o Banco Mundial ou as Nações Unidas, ou ainda com a parceria de países desenvolvidos em termos de cooperação entre os órgãos ambientais de ambos países. A justificativa levantada pelo autor se dá na existência de falhas de governo e nos elevados custos de transação.

Esses autores encontram fundamentação teórica principalmente nos argumentos levantados por Coase (1960), que chama atenção para a existência de custos de transação envolvidos na alocação de direitos de propriedade. Como a atuação dos governos na preservação do meio ambiente frequentemente modifica os direitos de propriedade sobre os bens (e serviços) ambientais, qualquer política pública que não considere os custos de transação nesta alocação, pode trazer resultados insatisfatórios em termos de eficácia e eficiência.

Diante da importância atribuída aos custos de transação no desenho de políticas públicas, torna-se necessário definir e detalhar o que representam realmente tais custos. Coase (1960, p. 15) o pioneiro em tratar do assunto, considera-os como: “*o custo necessário para se levar a cabo uma transação de*

mercado". Nesse contexto compõem os custos de transação: os custos com a obtenção de informações, desenho de contratos e posteriormente com o monitoramento e fiscalização dessas transações.

Bromley (1978) e Dahlman (1979) complementam esta definição com o argumento de que custos de transação são custos decorrentes de informações assimétricas. Nesse sentido, tendem a diminuir à medida que o nível de informação entre as partes se equipara. Para os autores, se ambas as partes possuem informações completas sobre a outra, os custos de uma barganha se tornam insignificantes. Já Allen (1991, p. 3) define os custos de transação como "*os recursos necessários para se definir e/ou alterar direitos de propriedade*", enquanto McCann *et al.* (2005, p.) utiliza uma definição mais abrangente como os recursos necessários para se "*definir, estabelecer, manter e transferir direitos de propriedade*".

Apesar dessas diferenças conceituais entre um trabalho e outro, é consensual entre todos os autores citados anteriormente que os custos de transação tendem a ser significativos quando direitos de propriedade não estão claramente definidos, o que ocorre frequentemente com os bens e serviços ambientais. Para o escopo deste trabalho as duas últimas definições (Allen, 1991; e McCann *et al.*, 2005) parecem mais adequadas, uma vez que um dos objetivos desse estudo é investigar se os custos de transação influenciam na ineficácia do Código Florestal enquanto instrumento de gestão ambiental, mais precisamente de recursos florestais.

Stavins (1995) afirma que, no que diz respeito a políticas ambientais, os custos de transação por vezes podem ser confundidos com custos administrativos o que pode causar alguma confusão quando são comparadas diferentes alternativas de regulação dos mercados, em especial instrumentos econômicos com instrumentos de comando e controle, por exemplo. Por esta razão, Mc Cann *et al.* (2005, p. 533) sugerem que os custos de transação devem conter, mas não se bastar, os custos administrativos. Os autores propõem uma especificação dos componentes do custo de transação que inclui os seguintes custos associados: (1) pesquisa e obtenção de informação; (2) criação da lei, como lobby e participação popular; (3) desenho e implantação, especialmente o

tempo que esses procedimentos levam; (4) custos administrativos; (5) elaboração de contratos, o que inclui negociação entre as partes e custos com tomada de decisão; (6) monitoramento, que inclui a avaliação dos indicadores ambientais e as tecnologias disponíveis; e (7) e cumprimento da lei e punição de infratores, o que inclui custos com a resolução de conflitos e os custos associados ao funcionamento do poder judiciário. O Quadro 1 mostra de forma esquematizada os componentes dos custos de transação.

Quadro 1. Componentes dos custos de transação de um instrumento de gestão ambiental.

1) Custos associados à pesquisa e obtenção de informação

2) Criação da lei (lobby e participação popular)

3) Implementação da lei

4) Custos administrativos

5) Elaboração de contratos (barganha entre as partes e custos associados a uma tomada de decisão);

6) Monitoramento

7) Cumprimento da lei e punição de infratores (*enforcement*)

Fonte: elaboração própria adaptado de Mc Cann *et al.*, 2005, p. 533.

Tendo em mente que os custos de transação estão associados à alocação de direitos de propriedade, deve-se destacar que a alocação desses impacta diretamente na magnitude dos custos de uma política ambiental e na distribuição desses custos entre os agentes econômicos (COGGAN, 2010). Nesse sentido, a escolha da alternativa eficiente em termos de regulação do meio ambiente deve considerar o nível de tecnologia, o ambiente institucional e o nível de governança disponível para se gerir determinado recurso ambiental. Quando os custos de transação incidem de forma significativa sobre os governos, a questão

orçamentária ganha um peso enorme na escolha de um instrumento de gestão ambiental, o que pode inviabilizar a aplicação de um instrumento eficiente (por falta de orçamento) ou também viabilizar a escolha de um instrumento ineficiente, sendo esta última hipótese mais rara de acontecer (McCANN, 2013).

Um dos obstáculos para a incorporação dos custos de transação no processo de escolha de instrumentos de gestão ambiental ocorre em decorrência da lacuna de procedimentos metodológicos que os permitam ser estimados com um mínimo de precisão. Complementarmente, a ausência de um levantamento sistemático desses custos, de forma quantitativa ou qualitativa, também dificulta sua inserção no processo de tomada de decisão (McCann *et al.*, 2005).

Embora muitos trabalhos reconheçam a importância desses custos, sua estimativa ainda carece de um rigor no tratamento empírico das informações associadas aos seus componentes. A contabilização desses custos, ou ao menos sua estimativa de forma qualitativa, tende a trazer benefícios significativos na escolha de políticas ambientais, entre os quais:

- (i) comparações primárias entre alternativas de instrumentos ambientais;
- (ii) reduzir o hiato entre a sua concepção teórica e a implementação prática; além de
- (iii) permitir uma avaliação *ex post* dos resultados de um instrumento em vigor.

Diante da dificuldade encontrada por economistas e formuladores de política pública de mensurar tais custos quantitativamente, deve-se buscar alternativas que os contemplem de maneira qualitativa, enriquecendo assim o processo de tomada de decisão e reduzindo os riscos de o instrumento ambiental falhar em seu propósito. Um mecanismo potencial de inclusão dos custos de transação no processo de tomada de decisão se dá por meio da análise custo-benefício (ACB)². Alguns autores defendem que este é o melhor caminho de se

² Nesse sentido, não se deve alterar o objetivo de uma ACB para a escolha do instrumento de menor custo de transação. O que se almeja é incluir os custos de transação no montante dos

considerar tais custos ao se conceber um instrumento de gestão ambiental, uma vez que tal instrumento é bem aceito de maneira geral entre técnicos e pesquisadores e uma avaliação *ex ante* de tais custos tende a evitar que equívocos sejam cometidos ao se escolher um instrumento ambiental (MCCANN *et al.*, 2005).

McCann (2013) lista uma série de fatores (físicos e/ou biológicos e institucionais) que influenciam na magnitude e distribuição dos custos de transação entre os agentes econômicos, e que ao serem considerados na concepção de um instrumento de gestão ambiental podem trazer resultados mais realistas na sua implantação. O Quadro 2 mostra de forma resumida esses fatores.

demais custos (privados e sociais) a serem contemplados neste tipo de análise (MCCANN *et al.*, 2005).

Quadro 2. Fatores físicos/biológicos e institucionais que afetam os custos de transação.

Fatores físicos e/ou biológicos
<ul style="list-style-type: none">i. Abrangência (local ou global)ii. Magnitudeiii. Desvios temporais (Ex: poluição de estoque)iv. Tecnologiav. Distribuição dos custos (privados e sociais)vi. Possibilidade de exclusãovii. Capacidade de mensuração e observaçãoviii. Heterogeneidade
Fatores institucionais
<ul style="list-style-type: none">i. Ambiente institucional (forma de governo; efetividade do sistema legal);ii. Distorções entre esferas administrativas e unidades gestoras (Ex: município e bacia hidrográfica)iii. Lobbyiv. Alocação de direitos de propriedadev. Estrutura de mercado (Monopólio, oligopólio, monopsônio, etc)vi. Viabilidade políticavii. Presença de intermediários (Ex: bolsa de valores; corretoras; etc)

Fonte: McCann (2013).

É possível notar a dificuldade operacional de se trabalhar com tantos atributos, entretanto conforme a autora acima destaca, em diversos casos algum dos fatores listados pode ser crucial para a gestão de um recurso ambiental. A sugestão da autora é então trabalhar de forma qualitativa com os custos de transação, mas sem deixar de considerar esses fatores durante a análise do instrumento em questão (McCANN, 2013).

1.3 Direitos de propriedade e instrumentos de gestão ambiental

O ponto de partida da análise dos direitos de propriedade no funcionamento dos mercados é o trabalho de Coase (1960) ao analisar a maneira com que os direitos de propriedade podem influenciar na alocação de recursos pelos mercados. O autor argumenta que os direitos de propriedade devem ser alocados de maneira que os custos de transação sejam minimizados, e dessa forma, os agentes econômicos possam buscar entre si, por meio de uma barganha, uma solução eficiente. Coase reconhece ainda que nem sempre é possível uma barganha entre os agentes econômicos, diante dos interesses envolvidos entre cada parte no mercado, porém os governantes e demais representantes do Poder Público, devem necessariamente levar em consideração os custos de transação ao decidirem por uma alocação dos direitos de propriedade em detrimento de outra.

Após a seminal contribuição de Coase (1960) acerca dos direitos de propriedade na análise econômica, outros autores buscaram elucidar o que esses direitos de fato representam. Demsetz (1967) define os direitos de propriedade como “*os instrumentos que a sociedade dispõe que auxiliam os indivíduos a formar expectativas a respeito de sua conduta ao lidar com outros indivíduos dessa mesma sociedade*”, fazendo parte desses, as leis, os costumes, maneiras e normas tradicionalmente seguidas por uma sociedade (DEMSETZ, 1967, p. 347).

Segundo a definição de Demsetz (1967), os direitos de propriedade estariam diretamente relacionados com as externalidades, sendo então uma função primária desses instrumentos promover incentivos à internalização de efeitos externos, promovendo uma alocação eficiente em termos de maximização do bem-estar social, seguindo o raciocínio original de Coase (1960). Em uma sociedade que atribui grande importância à eficiência, ou em outras palavras à maximização do bem-estar social, os direitos de propriedade surgem então com o intuito de modificar o comportamento dos indivíduos no sentido de minimizar os efeitos das externalidades associados às mudanças tecnológicas e ao surgimento de novos mercados (DEMSETZ, 1967, p. 350).

Devido a essa relação com as externalidades, a alocação de direitos de propriedade está diretamente relacionada aos custos de transação. À medida que os direitos de propriedade se tornam mais completos e abrangentes, os custos de transação tendem a ser cada vez menos relevantes. Da mesma forma, à medida que os custos de transação se reduzem, os direitos de propriedade se tornam mais simples de serem alocados ou transferidos. (ZERBE Jr e Mc CURDY, 1999, p 562.). Essa inter-relação está associada a fatores como incrementos tecnológicos e evoluções do sistema legal, como novas técnicas de monitoramento ou o surgimento de novas regras no funcionamento dos mercados, por exemplo, que podem contribuir de forma significativa para a redução desses custos de transação.

É possível notar que na maior parte das sociedades ocidentais, especialmente nos regimes democráticos como no caso brasileiro, o Estado possui a vantagem, bem como a responsabilidade em maior grau, de decidir em última instância pela alocação dos direitos de propriedade entre os agentes econômicos. Por meio de suas instituições, o Poder Público possui a capacidade de atribuir direitos de propriedade (por meio de suas leis, por exemplo), fiscalizar a alocação desses direitos entre os agentes econômicos (por meio de seu poder de polícia) e ainda ser o julgador em última instância, caso haja alguma disputa acerca da alocação desses direitos, por meio do seu poder judiciário (BROMLEY, 1978).

Não obstante, tal condição não inviabiliza que agentes privados possam exercer a função de regulamentar o funcionamento de um mercado em específico a um menor custo que o Poder Público, sendo então a decisão acerca da definição de direitos de propriedade baseada necessariamente, ao menos em tese, na minimização dos custos de transação. O governo por meio de suas instituições deve, portanto, fortalecer os direitos de propriedade dos agentes econômicos, reduzindo dessa forma os custos de transação inerentes ao funcionamento dos mercados e assim fornecer incentivos para os agentes econômicos alocarem de forma eficiente seus recursos. Caso alguma instituição privada seja capaz de regulamentar os mercados e proteger os direitos de propriedade dos indivíduos a um menor custo, cabe aos governos atribuir

poderes que habilitem tais instituições a desempenharem tal tarefa (ZERBE Jr e Mc CURDY, 1999, p. 571).

No que diz respeito especificamente às políticas ambientais, os direitos de propriedade começam a ser tratados de forma explícita em seu arcabouço teórico a partir do trabalho de Bromley (1978) em que o autor aplica a valiosa contribuição de Calabresi e Melamed (1972) no âmbito jurídico, acerca de uma taxonomia para os diferentes tipos de regras envolvidas na alocação de direitos de propriedade e os aplica ao campo de análise da economia, mais precisamente na problemática do meio ambiente.

O Quadro 1Quadro 3 mostra de forma resumida a classificação dos direitos de propriedade feita por Bromley (1978).

Quadro 3. Regras de alocação de direitos de propriedade

Regra I Regras de propriedade (<i>Property rules</i>)	A não pode interferir no direito de B sem o seu consentimento; B é protegido por um direito de propriedade.
Regra II Regras de responsabilização (<i>Liability rules</i>)	A pode interferir no direito de B, mas deve compensá-lo em um valor estabelecido pelo governo; B é protegido por uma regra de responsabilidade.
Regra III Regras inalienáveis (<i>Inalienability rules</i>)	A não pode interferir no direito de B em nenhuma circunstância e B é proibido de transferir esse direito para A; B é protegido por um direito inalienável.

Fonte: Bromley (1978).

A partir desse trabalho de Bromley (1978), a análise econômica começa a abordar os direitos de propriedade como instrumentos de gestão ambiental. Para essa dissertação deseja-se compreender como a alocação dos direitos de propriedade acerca de um bem ou serviço ambiental pode influenciar no resultado em termos de eficácia e/ou eficiência, e se tais resultados podem ser

justificados pelos custos de transação dessa alocação nos direitos de propriedade. O trabalho de Bromley (1978), ainda que seja antigo, fornece subsídios satisfatórios para a avaliação dos dois instrumentos de gestão ambiental contemplados nesta dissertação: o Código Florestal brasileiro, como um tipo de regra de propriedade e o *Conservation Easements* americano, como uma regra inalienável, conforme se verá adiante nessa dissertação.

Após a publicação do trabalho de Bromley (1978) outros autores seguiram a tendência de buscar classificar os direitos de propriedade, contudo com o enfoque voltado mais para as estruturas de mercado (livre concorrência; monopólio; bens públicos) do que para uma taxonomia dos direitos de propriedade puramente.

Nesse sentido, o trabalho de Elinor Ostrom (1990) "*Governing the Commons*" sem dúvida é uma referência, especialmente por revolucionar o pensamento econômico a respeito da gestão dos recursos de propriedade comum ("*commons*"). A autora conclui que é possível alcançar alocações eficientes no uso de recursos de propriedade comum (cuja exclusão do consumo de um indivíduo seja inviável, ou de elevadíssimo custo) por meio de estruturas de mercado do tipo comunitárias, mais precisamente, por um grupo de usuários deste recurso.

Tal conclusão desmistifica a concepção original de que a única forma de se alcançar a alocação eficiente de recursos, evitando uma super-exploração do recurso no presente, é por meio de sua privatização, ou seja, estabelecendo-se um único dono para o recurso, nos moldes do que ficou conhecido como a "Tragédia dos Comuns", defendido por Garret Hardin (HARDIN, 1968).

A partir da nova moldura conceitual contemplada em Ostrom (1990) outros trabalhos buscaram aplicar tal referencial teórico para avaliar empiricamente o comportamento de determinados recursos ambientais, conforme se verifica em Larson e Bromley (1990) ao analisar o nível de degradação ambiental; recursos pesqueiros em Schlager e Ostrom (1992) e novamente recursos pesqueiros em Grainger e Costello (2013).

Mueller (1997) e posteriormente Mueller, Alston e Libecap (2000) avaliam como que alocações mal definidas de direitos de propriedade, ou mais

precisamente, indefinições quanto a esses direitos tendem a impactar nas decisões de produtores rurais quanto ao uso do solo. Ambos os trabalhos chegam a conclusão de que quando os direitos de propriedade não estão claramente definidos, o resultado dos mercados em termos de alocação dos recursos favorece a um nível de desmatamento superior ao ótimo social. Em Mueller, Alston e Libecap (2000) os autores fornecem evidências empíricas robustas que fortalecem essa conclusão.

Finalmente, Pannel (2008) avalia como a definição de direitos de propriedade está relacionada com aspectos distributivos de custos e benefícios ambientais. O autor argumenta que políticas ambientais que possuem benefícios sociais significativos e implicam custos privados expressivos, possivelmente deveriam levar em consideração mecanismos de compensação a esses agentes privados, ou então arcar com custos significativos de monitoramento e fiscalização, assim como taxas e/ou padrões devem ser sugeridos quando os direitos de propriedade implicam em um uso excessivo de recursos naturais (com elevados custos sociais, conseqüentemente). Portanto, políticas ambientais devem levar em consideração a distribuição dos seus custos e benefícios entre diferentes grupos, e de que maneira os direitos de propriedade interferem na distribuição desses custos e benefícios.

Outra contribuição de destaque sobre a relação dos direitos de propriedade na distribuição dos custos e benefícios entre os agentes econômicos é vista em Coggan *et al.* (2010). Segundo os autores, as regras, responsabilidades e direitos associados permitem prever em que nível esses bens serão ofertados e em qual abrangência. No caso de boa parte dos benefícios associados à vegetação mantida conservada ou preservada, é inviável a possibilidade de excluir os indivíduos de desfrutá-los (da biodiversidade, por exemplo) e a possibilidade de transacionar esses bens em mercados é reduzida.

Fica claro, portanto, que a alocação dos direitos de propriedade deve ser estabelecida visando ao máximo benefício social, o que se traduz frequentemente na alternativa em que os custos de transação são menores, já que as alternativas de alocação desses direitos visam o mesmo resultado

(conservação de recursos ambientais). Essa premissa define que tipo de arranjo, atribuindo direitos em maior ou menor grau aos governos ou agentes privados, e qual o desenho ideal (ou pelo menos desejável) de um instrumento de gestão ambiental (COGGAN et al., 2010).

Mueller (2016) traz uma noção dos direitos de propriedade como um “conjunto de galhos” (“*bundle of sticks*”) sendo que cada “galho” representa um direito específico sobre o bem e esses direitos são mantidos por diferentes agentes econômicos, mais precisamente o proprietário do bem (imóvel rural), o Estado e terceiros. Cada um desses agentes possui um direito ou um conjunto de direitos, como por exemplo, o proprietário possui o direito de usar, vender, deixar como herança, excluir, cercar a sua propriedade rural; enquanto a sociedade (por meio do Estado) possui o direito de tributar a propriedade rural; enquanto terceiros possuem o direito de observar a paisagem daquela propriedade, por exemplo. Essa noção de conjunto de direitos, conforme o autor destaca, implica em diferentes incentivos e empecilhos, que conseqüentemente levam a diferentes níveis de utilização dos fatores de produção.

Mueller (2016) argumenta ainda que, no caso de um instrumento de gestão ambiental como o Código Florestal brasileiro, almeja-se encontrar um conjunto de direitos que ao mesmo tempo alcance um padrão de conservação ambiental, o uso produtivo do solo e incentivos para o seu cumprimento. Esses direitos são distribuídos entre os agentes econômicos (produtor, Estado e terceiros) e de acordo com a maneira que essa distribuição de direitos é feita, em muitos casos pelas leis, surgem os custos de transação de se especificar e fazer valer esses direitos de propriedade. Quando esses direitos contemplados pela lei *de juri* implicam custos de transação elevados, o cumprimento desses direitos não é possível de ser alcançado plenamente, criando um hiato entre a situação real *de facto* e a situação prevista na lei *de juri*. Segundo o autor, a existência deste hiato gera incertezas aos agentes econômicos, que por sua vez ocasionam ineficiências na alocação de recursos e conseqüentemente, perdas econômicas.

Mueller (2016) aborda ainda a questão da evolução dos direitos de propriedade e sua interface com os instrumentos de gestão ambiental e a

existência de “dependência do caminho” (*path dependence*) quanto ao surgimento desses direitos. Segundo o autor, os direitos de propriedade tendem a se modificar a medida que o bem em questão se torne escasso, e a situação anteriormente vigente não seja capaz de assegurar o consumo desse bem em níveis sustentáveis. Porém, essas mudanças nos direitos de propriedade dependem também dos interesses dos agentes econômicos responsáveis por modificarem tais direitos, o que torna o processo de modificação desses direitos de propriedade menos propício a mudanças, ou “dependente do caminho”³.

Essa questão é particularmente relevante para o caso brasileiro, que possui uma das maiores concentrações de terras no mundo, e que durante décadas manteve os direitos de propriedade de forma a proteger os detentores de grandes propriedades rurais. Somente a partir de uma mudança de percepção da sociedade, com conseqüente maior atribuição de influência aos grupos ambientalistas, é que foi possível reivindicar o cumprimento da legislação ambiental (MUELLER, 2016).

³ Mueller (2016) considera a “dependência do caminho” como uma tendência de os direitos de propriedade persistirem com o mesmo formato durante longos períodos. Essa situação ocorre mesmo quando uma mudança desses direitos traria claros ganhos econômicos, mas simplesmente não surge porque os agentes econômicos que possuem o poder de modificar tais direitos, enfrentam resistências daqueles agentes econômicos que se beneficiam pela manutenção do *status quo*.

2. Aspectos relevantes de instrumentos de conservação da vegetação nativa em imóveis rurais

2.1 Introdução

O objetivo deste capítulo é trazer o estado-das-artes a respeito da conservação de recursos ambientais em imóveis rurais privados. Nesse sentido, são revisados trabalhos que abordam o assunto em diferentes regiões do mundo (Brasil, Estados Unidos e Europa) com o intuito de investigar a teoria econômica utilizada para a formulação de políticas públicas voltadas para a gestão dessas áreas. Os instrumentos ambientais destinados à conservação dessas áreas são analisados nesta seção, assim como as experiências de avaliação *ex ante* e *ex post* contempladas pela literatura econômica.

Nota-se que a gestão dos recursos ambientais em propriedades rurais possui um histórico político marcante nas casas legislativas tanto dos Estados Unidos quanto do Brasil. Os primeiros aprovam o *Endangered Species Act* no início da década de 70⁴, que é o marco legal da gestão de recursos ambientais em imóveis rurais (LANGPAP e KERVLIT, 2012). Enquanto nós brasileiros aprovamos em 1965 a segunda versão do Código Florestal, reformulada recentemente em 2012, mas que já naquela época trazia os espaços especialmente protegidos em imóveis rurais, representado pelas Áreas de Preservação Permanente (APP) e pela Reserva Legal (RL). Não bastasse o embate ideológico presente no Congresso de ambos os países entre ambientalistas e representantes da atividade agropecuária, o maior desafio encontrado pelos gestores públicos tem sido garantir a implementação dessas leis. Nesse momento surgem os instrumentos de gestão ambiental, com o intuito de flexibilizar e garantir o cumprimento dessa demanda da sociedade em termos de bem-estar social.

Ao analisar os instrumentos contemplados para a conservação da vegetação nativa em propriedades rurais, é possível observar que algumas questões ganham maior destaque na literatura econômica. A questão central que envolve esse tipo de instrumento em países desenvolvidos no ocidente, está

⁴ Mais precisamente, em 1973.

ligada à escolha entre a concessão de incentivos ou a regulação por meio de um padrão (POLASKY e DOREMUS, 1998; LANGPAP, 2006; BANERJEE e SHOGREN, 2012). Ou seja, procura-se responder que tipo de instrumento possui o melhor potencial para ser implementado: o uso de incentivos de mercado (compensação, subsídios, etc) para compensar o custo de oportunidade dos produtores rurais e incentivar práticas conservacionista em suas propriedades; ou o uso de instrumentos compulsórios, como um padrão ou licenciamento, que proíbe determinados tipos de uso do solo com impactos significativos a conservação da vegetação?

A partir dessa problemática (incentivos x regulação), a literatura econômica abriga uma série de fatores que devem ser considerados ao montar um esquema de gestão dessas áreas, com destaque para: a presença de informações assimétricas (POLASKY e DOREMUS, 1998; BANERJEE e SHOGREN, 2012) e aspectos distributivos quanto aos custos e benefícios da conservação (BROWN JR e SHOGREN, 1998). Outro esforço que tem sido realizado em torno dessa questão se dá na tentativa de mensurar a efetividade em termos de indicadores de biodiversidade desses instrumentos após sua implementação, por meio de modelos econométricos (LANGPAP e KERVLIT, 2012; e LANGPAP, 2006) ou ferramentas de geoprocessamento e sensoriamento remoto (LAWLEY e YANG, 2015). O enfoque do capítulo se dá na análise dos instrumentos diante da presença de falhas de mercado (assimetria de informação), o potencial de implementação desses instrumentos e seus resultados empíricos, mensurados em outros trabalhos.

2.2 Estados Unidos

Antes de tratar especificamente dessas questões, torna-se pertinente uma descrição resumida dos instrumentos abordados nessa dissertação, de forma preliminar, a fim de elucidar o seu funcionamento. No início da década de 70 do século passado, o Congresso dos Estados Unidos aprova o *Endangered Species Act* (ESA), uma lei criada com o intuito de proteger espécies da fauna e flora ameaçadas de extinção. Em um de seus artigos, a lei proíbe o uso privado de uma espécie ameaçada de extinção (vegetal ou animal) mesmo que esta esteja localizada em uma propriedade privada (LANGPAP e KERKVLIT, 2012).

A implementação do ESA trouxe à tona um conflito de interesses entre a conservação da vida selvagem e o uso do solo para fins produtivos, sendo o conflito mais acirrado no setor agropecuário, um dos mais extensivos em termos de uso do solo. Polasky e Doremus (1998) argumentam que a legislação americana tradicionalmente busca proteger a propriedade privada e a livre iniciativa dos indivíduos, uma vez que a própria Constituição norte-americana proíbe a apropriação pelo Poder Público da propriedade privada para utilidade pública sem o devido pagamento de compensação.

A reação de certos grupos defensores desses direitos privados resultou em um número significativo de ações judiciais e pressões políticas no Congresso americano. Com o intuito de flexibilizar a implementação da lei, diante desse embate, na década de 80, foi feita uma emenda ao ESA, contemplando a possibilidade dos órgãos ambientais ligados à pesca e a conservação da fauna e flora nativa concederem um tipo de permissão para o uso do solo para fins distintos da conservação (*Incidental Taking Permit – ITP*), condicionada a apresentação de um Plano de Conservação dos Habitats (*Habitat Conservation Plan - HCP*) dessas espécies ameaçadas (LANGPAP e KERKVLIT, 2012).

Mesmo com a permissão para determinados tipos de uso das espécies listadas como ameaçadas, o número de licenças (ITP) para exploração dessas espécies só aumentou de maneira significativa após outra emenda feita pelo Congresso americano, em 1994, que assegura aos produtores rurais que as obrigações contidas nos Planos de Conservação de Habitat em suas propriedades não seriam alteradas ainda que circunstância futuras fossem adversas. Tal emenda assegurou garantias aos produtores rurais de não terem áreas de suas propriedades simplesmente tomadas pelo Poder Público fazendo com que produtores rurais se sentissem mais propensos a fornecer informações aos órgãos ambientais a respeito dos parâmetros biológicos de suas propriedades e, por conseguinte, o número de planos submetidos anualmente às autoridades ambientais mais do que dobrou (LANGPAP e KERKVLIT, 2012).

Langpap e Kerkvliet (2012) utilizam técnicas de econometria para avaliar a eficácia dos planos de conservação de habitat submetidos pelos produtores rurais às autoridades ambientais nos Estados Unidos. Com base em dados ecológicos, os resultados demonstram que o instrumento tende a ser eficaz na

recuperação e preservação de espécies ameaçadas. Os autores argumentam ainda que a destinação de áreas maiores ao plano de conservação de habitat tende a trazer resultados mais eficazes que em áreas menores e planos que preveem a conservação de mais de uma espécie não demonstram ser mais eficazes que planos específicos para uma única espécie e que ainda existem poucas tentativas de mensuração da eficácia desse instrumento, o que limita as possibilidades de gestores e formuladores de política pública de tomarem decisões quanto a conservação de recursos naturais em áreas privadas.

Langpap (2006) ao utilizar ferramentas de econometria, juntamente com questionários respondidos por produtores rurais dos Estados Unidos para obtenção dos dados primários, conclui em seu experimento que o oferecimento de compensação e garantias futuras quanto a manutenção da área dos imóveis, tende a encorajar produtores rurais a destinarem uma parcela maior de seus imóveis para fins conservacionistas. Por outro lado, instrumentos como assistência técnica ou então auxílio de custo (*cost-sharing*) para a aquisição de insumos voltados para a conservação dessas áreas são vistos com resistência por esses produtores, em virtude da maior “intromissão” pelo governo na gestão dessas áreas. Tal experimento conclui ainda compensação e garantias futuras tendem a trazer resultados mais eficazes que instrumentos de comando e controle, pois para a região em questão, os produtores rurais não veem como reais as chances desses instrumentos de comando e controle causarem restrições, *de facto*, em seus imóveis.

Uma das principais dificuldades em garantir o provimento de um bem público quando agentes privados possuem acesso privilegiado a esses recursos, é a assimetria de informação. Quando os agentes privados dispõem de um nível de informação privilegiado em relação à sociedade, mais precisamente dos órgãos reguladores, podem surgir problemas associados às decisões de investimento desses agentes privados (risco moral) (POLASKY e DOREMUS, 1998). Outro problema associado a informações assimétricas ocorre quando indivíduos possuem terras pobres em termos ecológicos mas gozam dos benefícios privados da reputação de provedores de determinado recurso ambiental (seleção adversa) mesmo que ofertem tal bem a um nível inferior ao que a sociedade espera (BANERJEE e SHOGREN, 2012).

Polasky e Doremus (1998) abordam a questão do risco moral quanto ao provimento de recursos ambientais (públicos) em propriedades rurais (privadas) e os impactos que os instrumentos de gestão ambiental podem ter em termos de desmatamento das propriedades. Os autores utilizam um modelo teórico com base no comportamento dos agentes econômicos (produtores rurais) diante de diferentes instrumentos de gestão ambiental (compensação x licenças). Tais instrumentos apesar de serem proposições teóricas, consideram cenários realistas e contemplam diferentes alocações dos direitos de propriedade para os recursos ambientais em questão. As proposições que os autores chegam são as seguintes:

- i. O oferecimento de compensação com base no valor de mercado das propriedades tende a incentivar os produtores rurais a desmatarem além do nível ótimo social, pois quanto mais benfeitorias seus imóveis tiverem, maior seu valor de mercado;
- ii. A compensação deve ser feita, portanto, com base no valor biológico das propriedades rurais;
- iii. Caso os produtores rurais tenham que pagar por uma licença de desmatamento, o preço deve ser inversamente proporcional ao valor biológico dessas áreas, ou seja, o custo de obtenção da licença deve ser menor para aqueles indivíduos cujas áreas possuem um maior potencial biológico. Nesse sentido caberia aos órgãos ambientais negociar o tipo de uso do solo para cada parcela da propriedade com o intuito de assegurar que práticas conservacionistas fossem adotadas;
- iv. Tais instrumentos têm como principal objetivo fornecer informações razoáveis para a gestão dos recursos ambientais em propriedades privadas de forma eficiente. Caso haja assimetria de informação, não é possível se atingir uma alocação eficiente por meio de nenhum dos instrumentos (compensação ou permissões).

Outro problema associado à assimetria de informação nesse tipo de contrato entre produtores rurais e reguladores se dá na seleção adversa. Ao desenharem um esquema teórico de compensação para os produtores que destinarem uma área de seus imóveis para fins conservacionistas, Banerjee e Shogren (2012) notam que produtores rurais com terras mais pobres (de pouco

potencial ecológico ou aptidão agrícola) tendem a destinar uma parcela maior de suas propriedades como forma de “comprar” reputação perante a sociedade.

Considerando o objetivo dos órgãos ambientais de garantir a conservação a um menor custo, esse tipo de efeito tende a elevar os custos de implementação desse instrumento (compensação), pois tende a inflar o mercado com indivíduos detentores de terras de baixa qualidade. Produtores rurais que possuem terras boas, ricas em termos de biodiversidade, por exemplo, ou com aptidão agrícola, simplesmente destinariam uma parcela menor de seus imóveis para fins conservacionistas, somente aquelas áreas em que o benefício marginal da conservação excedesse o seu custo marginal. A consequência dessa situação é a oferta de um nível insuficiente de áreas conservadas pelos produtores à sociedade.

Existe ainda o problema das falhas de governo que podem influenciar as decisões dos agentes reguladores do mercado, ocasionando distorções quanto aos objetivos dos órgãos ambientais (ilusão fiscal), caso estes órgãos não se responsabilizem por uma parcela significativa dos custos da conservação, especialmente pelo custo de oportunidade dessas áreas (POLASKY e DOREMUS, 1998). Segundo esses autores, caso os órgãos ambientais não arquem com uma parcela significativa dos custos de manutenção dessas áreas conservadas, mais precisamente, com o custo de oportunidade dos produtores rurais, tais órgãos fiscalizadores poderão simplesmente ser encorajados a aplicarem multas de forma arbitrária. Tal situação é trazida à discussão quando os autores analisam algumas sentenças judiciais favoráveis a produtores rurais em que órgãos ambientais simplesmente devolvem as áreas conservadas aos produtores rurais, quando a sentença determina o pagamento de uma indenização (POLASKY e DOREMUS, 1998).

Além do *mix* de instrumentos que consiste a concessão de direitos para o desmatamento e do pagamento de compensação aos produtores rurais, os Estados Unidos contam ainda com outro instrumento para a gestão de recursos ambientais em imóveis rurais. Trata-se do “*Conservation Easements*” que surge no início dos anos 80 e possui o mérito de revelar as preferências dos indivíduos tanto quanto a pagar pela conservação, quanto dos produtores rurais de receberem compensação. Por ser um instrumento voluntário, voltado para a

negociação entre agentes econômicos demandantes (associações conservacionistas, governos e sociedade) e ofertantes (produtores rurais) de serviços ambientais, os problemas associados a falhas de governo e assimetria de informação tendem a ser minimizados no “*Conservation Easements*” (CE) (BYERS e PONTE, 2005).

O funcionamento do CE consiste basicamente na elaboração de contratos em que produtores rurais alienam uma parcela dos direitos que possuem sob suas propriedades rurais (privadas) a uma outra parte (uma associação ou um fundo de aquisição de terras, por exemplo), que por força de contrato passa a ser detentora desse direito negociado, podendo inclusive acionar as autoridades competentes caso o produtor rural descumpra alguma cláusula. Exemplificando, caso um produtor rural possua uma área de vegetação cuja beleza cênica seja apreciada por outros moradores ou turistas da região, esses poderão negociar com o produtor rural por meio de um contrato para adquirirem o direito de visitação desta área por um determinado valor de mercado. O produtor rural pode aceitar o acordo, se julgar a oferta atraente, e assumirá o compromisso de abrir mão de qualquer uso do solo que prejudique a paisagem da área em questão (como construir um prédio ou ampliar a sua pastagem) assumindo os custos de manutenção dessas áreas. Fora isso, o produtor rural continua dono da propriedade e nas outras áreas poderá exercer seu usufruto sem qualquer limitação do seu direito de propriedade (BYERS e PONTE, 2005).

2.3 Europa

A Europa tem buscado tradicionalmente o mesmo caminho dos Estados Unidos de compensar seus produtores rurais pelo provimento de serviços ambientais em seus imóveis, embora seus programas de transferência de renda a esses produtores tenham objetivos e critérios diferentes. Enquanto os Estados Unidos adotam uma abordagem voltada para a mensuração de indicadores de qualidade ambiental, os países da União Europeia tendem a recompensar seus produtores rurais com base nas tecnologias e insumos utilizados em suas propriedades. Embora operacionalmente sejam programas diferentes, com objetivos específicos distintos, na prática o objetivo geral converge para a conservação de recursos ambientais, em especial a biodiversidade ou a

preservação de áreas de vegetação nativa. Instrumentos compulsórios são utilizados somente em caso da existência de recursos ambientais de elevado valor ecológico, e mesmo nesses casos, produtores rurais são compensados pelo custo de oportunidade de manter tais áreas conservadas (BAYLIS *et al.*, 2008).

Outro objetivo perseguido pela União Europeia na gestão dos recursos ambientais da atividade agropecuária tem sido tornar a atividade menos intensiva em capital, por meio de pagamentos pela redução do uso de defensivos e corretivos do solo e pelo subsídio a agricultura orgânica (*Chemical Reduction Programs – CPR*). O instrumento que predomina nesses esquemas agroambientais é o subsídio, por meio de transferência de renda aos produtores rurais que reduzirem o uso de insumos agrícolas, como corretivos de solos e defensivos agrícolas, por exemplo. A não utilização desses insumos agrícolas já habilita os produtores rurais a receberem tais recursos, diferentemente do caso dos Estados Unidos, que tende a adotar índices de qualidade ambiental para mensurar os benefícios a serem transferidos aos seus produtores rurais (BAYLIS *et al.*, 2008).

Uma iniciativa que merece destaque é o programa de conservação de florestas da Finlândia, por meio da aquisição de terras por parte do governo finlandês em áreas privadas com cobertura florestal. O programa (*Trading in Natural Values – TNV*) consiste na criação de mercado para a biodiversidade. O governo inicialmente identifica os sítios de maior valor biológico e então compra essas terras dos produtores rurais, por um preço previamente acertado entre as partes. Caso o produtor rural não esteja disposto a vender tais áreas e estas serem de importância significativa em termos de valor ecológico, o governo pode tentar legalmente uma desapropriação (JUUTINEN *et al.*, 2009).

Tal modelo se assemelha aos *easements* dos Estados Unidos, porém focados somente na compra (via sistema de preços) das áreas privadas de elevado valor ecológico. O uso de contratos voluntários para conservação da biodiversidade possui uma série de vantagens como: a possibilidade de revelar o custo de oportunidade dos produtores rurais e conseqüentemente, reduzir as informações assimétricas entre produtores e órgãos de conservação ambiental. Outro ponto importante é a possibilidade desses contratos funcionarem como

instrumentos *quasi-mercado* para se atribuir um preço para bens e serviços ambientais que não são transacionados em mercados (JUUTINEN.*et al.*, 2009).

2.4 Brasil

O Código Florestal brasileiro não prevê a compensação das áreas destinadas a conservação em propriedades rurais. Permite, porém, que produtores rurais compensem seus passivos ambientais pela aquisição de áreas conservadas em outras propriedades. Esse tipo de mecanismo, compensação por área, tem trazido incentivos perversos ao desmatamento devido a distorções nos preços dos imóveis. Lourival et al. (2008) argumentam que o instrumento da compensação em área (*payment in kind*) **estimula produtores rurais a compensarem seus passivos ambientais onde o preço da terra é menor, desconsiderando em suas decisões qualquer critério de importância ecológica, uma vez que os preços de imóveis rurais dentro da mesma bacia podem variar drasticamente**⁵.

Ao desenvolverem um modelo hedônico avaliando o preço da terra na Bacia Hidrográfica do Pantanal, Lourival *et al.* (2008) observam que em algumas áreas da bacia hidrográfica uma área significativa da vegetação nativa foi desmatada, embora existissem recomendações para sua conservação como a presença de espécies ameaçadas de extinção, tanto da fauna quanto da flora. Segundo o modelo utilizado pelos autores, não é possível verificar uma relação significativa entre o preço dos imóveis e seu valor ecológico, sendo a sugestão desses a substituição desse mecanismo pelo pagamento em espécie (*payment in money*).

2.5 Síntese dos instrumentos de gestão ambiental

O Quadro 4 mostra de forma sintética as questões envolvendo a destinação de áreas de vegetação nativa por produtores rurais, tanto de forma compulsória, quanto incentivada.

⁵ Conforme Lourival *et al.* (2008) *observam* 1 hectare de terra em uma região de aptidão agrícola pode comprar até 14 hectares de terra em uma região de menor potencial (agrícola).

Quadro 4. Instrumentos de conservação ambiental em propriedades rurais e seus aspectos econômicos.

Instrumento Ambiental	Impactos no funcionamento dos mercados	Falha de mercado ou falha de governo
1. Permissão para o desmatamento (ITP e HCP)	<ul style="list-style-type: none"> • Influência das decisões de investimento dos produtores rurais ($D > D_{efic.}$) (POLASKY e DOREMUS, 1998). • Eficácia (LANGPAP e KERKVLIT, 2012). 	<ul style="list-style-type: none"> • Assimetria de informação (risco moral).
2. Compensação por meio de fundos governamentais	<ul style="list-style-type: none"> • Influência das decisões de investimento dos produtores rurais ($D > D_{efic.}$) (POLASKY e DOREMUS, 1998) • “Comprar reputação” (BANERJEE e SHOGREN, 2012). 	<ul style="list-style-type: none"> • Assimetria de informação (risco moral e seleção adversa);
3. Instrumentos voluntários (CE)	<ul style="list-style-type: none"> • Revelação das preferências dos indivíduos (DAP e DAC) 	<ul style="list-style-type: none"> • Nível ineficiente de áreas destinadas à conservação (LANGPAP e WU, 2004)
4. Instrumento compulsório (Código Florestal)	<ul style="list-style-type: none"> • Ineficácia (LOURIVAL <i>et al.</i>, 2008); • Dependência fiscal (POLASKY e DOREMUS, 1998); • Distribuição não equânime de custos (POLASKY e DOREMUS, 1998). 	<ul style="list-style-type: none"> • Externalidades positivas;

Fonte: elaboração própria.

3. Código Florestal brasileiro x *Conservation Easements*: uma descrição dos instrumentos

3.1 Introdução

O Código Florestal brasileiro e o *Conservation Easements* amplamente utilizado nos Estados Unidos têm em comum o seu escopo, pois ambos são instrumentos voltados para a conservação da vegetação nativa em propriedades privadas. No entanto, conforme será visto neste capítulo, eles apresentam diferenças fundamentais quanto ao seu funcionamento, mais precisamente quanto à alocação dos direitos de propriedade relativamente ao uso do solo.

Este capítulo faz uma comparação desses instrumentos quanto a sua trajetória e os resultados que eles têm alcançado ao longo do tempo, em termos de eficácia. Complementarmente, é feita uma análise dos custos de transação envolvidos na implementação desses instrumentos, para se levantar justificativas de seus resultados, e se alcançar meios de aprimorar o processo de escolha de políticas públicas para gestão da vegetação nativa em imóveis privados.

Nesse sentido, o presente capítulo aborda a parte analítica desta dissertação, trazendo uma descrição de cada instrumento, além do instrumental analítico utilizado para análise dos resultados obtidos empiricamente, nas estatísticas oficiais e em outros trabalhos acadêmicos. O capítulo está organizado da seguinte maneira: inicialmente é realizada uma descrição dos instrumentos, de maneira a contextualizar o seu funcionamento bem como suas virtudes e limitações. Após a descrição dos instrumentos, apresenta-se a ferramenta utilizada para avaliação (qualitativa) dos custos de transação. Em seguida, cada instrumento é submetido à análise dos seus custos de transação e tais estimativas são discutidas com base na moldura conceitual tratada no capítulo 2 dessa dissertação, sobre custos de transação e direitos de propriedade.

3.2 O Código Florestal brasileiro

O Código Florestal brasileiro (CF), em vigor atualmente sob o texto da lei 12.651/2012, contempla os principais instrumentos de conservação da vegetação nativa em propriedades rurais privadas no Brasil. O CF surgiu ainda na década de 30 do século XX, com objetivos distintos dos atuais, embora o seu princípio seja muito próximo do que se vê hoje: a manutenção de áreas de vegetação nativa em imóveis rurais privados.

Em 1934, o objetivo do CF era fornecer estoques de um recurso energético finito e estratégico na matriz energética vigente na época, a lenha. Naquele momento, o legislador estabelecia, por meio do decreto nº 23.793/1934, que 25% da área total do imóvel rural deveriam ser mantidos com florestas de forma compulsória, não havendo menção para o tipo de floresta (nativa ou plantada) nem o bioma em que a propriedade estava inserida. Criou-se então a reserva legal florestal, um instrumento compulsório de gestão de recursos naturais (florestas) cuja autorização para exploração deveria ser concedida por um órgão ambiental competente (OLIVEIRA e BACHA, 2003).

Em 1965, aproximadamente 30 anos após a sua primeira versão, o Código Florestal passa por uma reformulação. Nesta segunda versão, aprovada pelo Congresso Nacional sob o texto da lei nº 4.771/1965, havia uma definição de limites distintos para a reserva legal florestal de acordo com o bioma, além da distinção da reserva legal (RL) das áreas de preservação permanente (APP), sendo essas últimas a parcela do imóvel que abrigava as então conhecidas florestas protetoras e matas ciliares. Com o segundo Código Florestal, a propriedade rural passou a ser dividida em três partes: (i) as áreas de preservação permanente (APP) que poderiam ou não existir em um imóvel; (ii) a reserva legal, que possuía o tamanho mínimo de 20% da área total do imóvel nas regiões sudeste, sul e na parte sul da região centro-oeste, e de 50% na região norte e no norte da região centro-oeste, não havendo alguma delimitação explícita para a região nordeste do país; (iii) o que sobrasse dessas áreas poderia ser explorado livremente com finalidade econômica (OLIVEIRA e BACHA, 2003).

No final da década de 80, são introduzidas diversas modificações no texto da lei a fim de modificar a abrangência e a dimensão da reserva legal (RL). A lei 7.803/1989 estabelece a obrigatoriedade da averbação da RL em cartório à margem da inscrição de matrícula do imóvel, com o intuito de coibir o corte raso dessas áreas no momento da transmissão ou desmembramento dessas áreas. Tal lei instituiu ainda a reserva legal de 20% nas áreas de cerrado, ampliando a cobertura da reserva legal para além das áreas de floresta. Em 1996, sob a influência do avanço do desmatamento na Amazônia Legal, o Governo Federal editou a Medida Provisória 1.511/96, alterando o limite da RL na região norte e em parte da região centro-oeste de 50% para 80% do imóvel, em um esforço para conter o desmatamento e atribuir uma vocação ao manejo florestal sustentável (OLIVEIRA e BACHA, 2003).

Alston e Mueller (2007) argumentam a existência de um maior apelo da sociedade para a questão ambiental a partir da década de 80⁶, influenciada pela experiência em nações desenvolvidas de aplicação de instrumentos de gestão ambiental para preservação de florestas. A partir desse período, o número de vezes que o CF é modificado aumenta de maneira significativa, chamando a atenção da comunidade científica para o tema.

Oliveira e Bacha (2003) abordam a trajetória de modificações da lei nesse período de forma precisa, especialmente na década de 90 quando a questão da reforma agrária e o desmatamento na Amazônia Legal ganham destaque nos veículos de imprensa e da opinião pública. Hirakuri (2003) observa nesse período, o número de vezes que a legislação é modificada chega a média de 3,1 alterações/ano. A maior parte estabelece mecanismos para viabilizar a prática de manejo florestal sustentável em detrimento do corte-raso, no bioma amazônico, atribuindo um forte viés conservacionista à lei, e impondo praticamente de forma compulsória esse tipo de atividade na Amazônia Legal, o

⁶ Além da experiência bem-sucedida de instrumentos econômicos para gestão dos recursos ambientais nos países desenvolvidos, fatores domésticos também foram significativos para o maior apelo para a questão ambiental da sociedade brasileira, entre eles: o elevado índice de desmatamento na Amazônia, decorrente da política de incentivo à ocupação da região com atividade agropecuária extensiva, o programa Polonoroeste e a morte de Chico Mendes são alguns exemplos.

que segundo Siqueira (2003) representaria uma forma de “ambientalismo desumano”.

Não obstante, a literatura científica e as evidências empíricas têm demonstrado que a lei não tem sido eficaz desde a sua criação, levantando como justificativas a falta de incentivos aos produtores rurais, os elevados custos de monitoramento e o elevado nível de interferência do Estado nos mercados, e conseqüentemente, na propriedade privada (CUNHA, 2010; IGARI e PIVELLO, 2011; OLIVEIRA e BACHA, 2003). As estatísticas do Censo Agropecuário do IBGE de 2006 (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2009, p.542 - 544), apontam para o elevado índice de descumprimento da legislação o que obrigou as autoridades políticas a elaborarem uma nova versão da legislação, que pudesse enfim ter alguma eficácia na sua implantação. Esses dados⁷, quando comparados com a versão anterior, permitem ter uma noção da eficácia da legislação no período (Tabela 1).

A Tabela 1 mostra que no período de 1996 a 2006 o percentual da vegetação nativa dos imóveis rurais (inclusive a área destinada ao cumprimento das APP e RL) reduziu-se de 30,4% em 1996, para 27,65% em 2006 da área total dos imóveis rurais no Brasil. O Censo Agropecuário de 2006 utilizou uma metodologia diferente da de 1996, desagregando os dados relativos a APP e RL da área de vegetação nativa total, e o percentual observado foi de 14,03% destinado as áreas de APP e RL, número significativamente inferior ao que estabelece compulsoriamente a legislação.

⁷ Existem algumas limitações empíricas e metodológicas ao comparar os dados do Censo Agropecuário de 2006 com os do Censo Agropecuário de 1996, uma vez que na versão da década de 90, não se separava as áreas de mata nativa ou plantada e ainda se computava nesse mesmo indicador as áreas APP e RL. Portanto a medida de eficácia do cumprimento da lei apresenta algumas distorções, apesar de se manter em consonância com os resultados obtidos em outros trabalhos (OLIVEIRA e BACHA, 2003 e ALSTON e MUELLER, 2007). Nesse sentido, a comparação mais realista deve ser feita do percentual de vegetação (nativa + plantada + APP e RL) de 2006 e 1996. Complementarmente, a versão de 2006 do Censo traz o percentual destinado as áreas de APP e RL, que deve ser considerado isoladamente, como medida da eficácia do CF.

Tabela 1 Total de imóveis com RL e APP declaradas e total da área destinada do imóvel para a APP e RL, por estado e a média no Brasil.

Unidade da federação	Região	% de imóveis com RL e APP declarada (IBGE - 2006)	% da área destinado a vegetação nativa ou plantada incluindo APP e RL (IBGE - 1996)	% da área destinado a vegetação nativa ou plantada incluindo APP e RL (IBGE - 2006)	% da área total dos imóveis destinado a APP e RL (IBGE - 2006)
Acre	Norte	45,47%	72,0%	61,04%	33,48%
Amapá	Norte	35,36%	53,0%	55,07%	27,88%
Amazonas	Norte	17,09%	57,1%	48,93%	19,59%
Pará	Norte	23,57%	51,9%	37,52%	18,57%
Rondônia	Norte	41,40%	53,5%	34,09%	22,62%
Roraima	Norte	60,33%	45,6%	44,79%	26,91%
Tocantins	Norte	48,75%	21,6%	32,24%	20,08%
Alagoas	Nordeste	2,84%	10,4%	9,62%	5,04%
Bahia	Nordeste	8,23%	24,0%	30,34%	10,33%
Ceará	Nordeste	3,17%	34,3%	26,27%	4,97%
Maranhão	Nordeste	9,61%	23,0%	25,20%	10,25%
Paraíba	Nordeste	4,20%	20,6%	23,66%	4,35%
Pernambuco	Nordeste	4,70%	19,0%	21,06%	5,83%
Piauí	Nordeste	7,23%	38,7%	19,39%	10,69%
Rio Grande do Norte	Nordeste	6,20%	30,0%	24,83%	5,78%
Sergipe	Nordeste	3,18%	9,8%	9,22%	3,51%
Espírito Santo	Sudeste	29,19%	19,0%	20,64%	9,37%
Minas Gerais	Sudeste	33,88%	20,0%	22,05%	12,68%
Rio de Janeiro	Sudeste	15,21%	23,1%	14,35%	8,68%
São Paulo	Sudeste	28,02%	17,1%	12,82%	8,05%
Paraná	Sul	45,46%	17,2%	21,24%	13,00%
Santa Catarina	Sul	35,07%	35,4%	34,77%	13,31%
Rio Grande do Sul	Sul	23,32%	23,0%	14,03%	4,35%
Distrito Federal	Centro-Oeste	52,74%	26,8%	24,23%	18,58%
Goiás	Centro-Oeste	60,90%	16,1%	20,88%	17,01%
Mato Grosso	Centro-Oeste	53,07%	39,7%	38,58%	28,15%
Mato Grosso do Sul	Centro-Oeste	42,57%	18,9%	19,70%	15,69%
Brasil	Média	27,44%	30,4%	27,65%	14,03%
	Área (ha)				46,8mi

Fonte: Colunas 3,4 e 6: Censo Agropecuário do IBGE de 2006.
Coluna 5: Alston e Mueller (2007).

As limitações da versão do Código Florestal criada pela lei 4.771 de 1965, que esteve vigente até maio de 2012, são apontadas por alguns autores, como por exemplo a sua elevada ineficácia (ALSTON e MUELLER, 2007; IGARI e PIVELLO, 2011; OLIVEIRA e BACHA, 2003) e as distorções na distribuição dos custos e benefícios privados e sociais abordados em Siqueira (2004), Rigonatto (2006) e Cunha (2010). Snowarevski (2003) e Siqueira (2004) argumentam ainda para a ineficiência dos instrumentos de comando e controle, em virtude dos seus elevados custos, quando comparados com as alternativas via mecanismos de mercado.

Além dessas limitações, é possível argumentar que o CF apresenta elevados custos de monitoramento. Isso se torna ainda mais preocupante quando a fonte desses recursos for exclusiva do orçamento dos órgãos ambientais, cujos recursos são dependentes da arrecadação dos entes públicos (União, estados e municípios). Cabe ressaltar ainda que o CF não é capaz de delimitar de forma segura os direitos de propriedade sobre o uso do solo nas áreas de RL e APP, traduzindo-se em uma alternativa ineficaz de conservação da vegetação nativa. Os elevados custos de transação, além do elevado custo de oportunidade que impõe aos produtores rurais, explicam essa ineficácia, conforme será detalhado na seção de discussão dos resultados.

Estudos anteriores estimaram custos de produtores rurais devido à RL. Uma simulação do custo de oportunidade da RL, com dados primários de questionários de 91 produtores rurais com informações a respeito de suas propriedades, aponta que o cumprimento do CF implicaria uma renda sacrificada dos produtores de **R\$62,17/ha ao ano a até R\$840,00/ha a.a**, para a atividade pecuária e cultivo de feijão, respectivamente, no sudoeste do Goiás, em uma região de fronteira agrícola, a preços do ano de 2006 (RIGONATTO, 2006). Outra estimativa, dessa vez feita em nível de propriedade rural no sudeste do estado do Pará, estima o custo de oportunidade da RL entre **R\$197,56 e 216,68/ha a.a**, considerando uma taxa de desconto de 8 a 10% a.a e um horizonte temporal do projeto de 20 anos, considerando a substituição da atividade de pecuária para manutenção da RL (LUCHIEZI Jr, 2006).

Além do custo de oportunidade (custo privado) da RL, a redução da quantidade ofertada de bens agropecuários pode implicar impactos econômicos no nível de preços desses bens, dada sua maior escassez em função do padrão ambiental restritivo. Nesse sentido, devido à menor oferta, espera-se um aumento nos preços, o que ocasiona conseqüentemente uma perda pelo lado dos demandantes desses bens, com redução do excedente do consumidor. Outro impacto negativo dá-se na receita fiscal, já que com a menor produção dos bens agropecuários, o montante de tributos recolhidos em função da comercialização desses bens também é reduzido. Devido às dificuldades operacionais em se estimar quantitativamente esses efeitos, ainda não foram encontradas na literatura estimativas em termos monetários, porém, dada sua importância, deve-se mencionar a existência desses efeitos no mercado

Uma das principais vantagens do CF é a possibilidade da conservação da vegetação nativa sem a necessidade da desapropriação de terras. Diversos autores apontam para os elevados custos da desapropriação para a aquisição de áreas para a criação de parques e reservas naturais. Outro ponto que merece destaque é o fato de o CF mostrar a importância da conservação da vegetação nativa, principalmente as áreas mais sensíveis do ponto de vista ecológico. O Código, nesse sentido, pode ser considerado como uma conquista do importante clamor popular e de toda a comoção da sociedade durante a trajetória da lei, especialmente a partir da década de 80, mesmo com seus resultados insatisfatórios em termos de eficácia.

A terceira versão do CF foi instituída em maio de 2012, pela lei 12.651 de 2012, mais de 40 anos após a sua versão anterior. As mudanças na lei, apesar de não criarem novos espaços especialmente protegidos na propriedade rural, trazem diversas inovações aos espaços vigentes, da RL e APP, com o intuito de flexibilizar o cumprimento da legislação e “legalizar” a situação de uma parcela considerável dos produtores rurais do país. Durante o período de discussão da lei no Congresso Nacional, diversas manifestações, tanto de grupos ambientalistas quanto ruralistas foram notórias, o que levou inclusive a Sociedade Brasileira de Progresso da Ciência (SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESSO DA CIÊNCIA, 2012) a elaborar um estudo com um grupo

de especialistas da área ambiental, contemplando os riscos da nova lei para o meio ambiente.

Tal apelo foi inócuo e a nova versão do CF tem em sua essência a flexibilização dos instrumentos de gestão ambiental contemplados nas versões anteriores (RL e APP) em relação à atividade agropecuária no país. As principais modificações do Novo Código Florestal **são a possibilidade de se computar a RL com as áreas de APP, a possibilidade de compensação de passivos ambientais no mesmo bioma ao invés de serem na mesma bacia hidrográfica, a anistia de desmatamentos ocorridos antes de julho de 2008, além da possibilidade de utilização de espécies exóticas na recomposição da RL (IPEA, 2011)**. Além desses pontos, **outra importante modificação se dá na implantação do Cadastro Ambiental Rural, em nível estadual, para os órgãos ambientais estaduais (OEMA) gerirem as informações a respeito dos imóveis rurais em termos ambientais, permitindo o acompanhamento e monitoramento das áreas de vegetação das propriedades rurais de cada estado.**

Além dos instrumentos de comando e controle, o novo CF prevê ainda instrumentos econômicos para gestão dessas áreas, como uma variação das licenças (permissões) negociáveis e o crédito subsidiado, como um tipo de incentivo à adoção de melhores práticas disponíveis (*Best Available Technologies*). Os instrumentos de mercado contemplados (licenças negociáveis e subsídios) são uma forma de se viabilizar o cumprimento da lei, mas que conforme se verá adiante neste capítulo, ainda são insuficientes, diante do elevado custo de oportunidade que o CF, principalmente por meio da RL, impõe aos produtores rurais.

As licenças negociáveis funcionam como um mecanismo em que produtores podem negociar entre si espaços de vegetação nativa. Um produtor rural que possui uma área de RL inferior ao que estabelece a legislação (comprador) poderá compensar esse passivo ambiental adquirindo a área de outro produtor rural (vendedor), desde que ambas as propriedades estejam inseridas no mesmo bioma e o produtor vendedor possua área de vegetação além do que estabelece a legislação (SNOWAREVSKI, 2003). A inovação

trazida pelo novo Código Florestal desse instrumento que anteriormente já vinha sido utilizado na versão anterior do CF é que a abrangência desse instrumento passa a valer para o mesmo bioma, substituindo a regra anterior que limitava a compensação para imóveis pertencentes a mesma microbacia.

O novo CF altera o mecanismo de licenças negociáveis anterior, permitindo, por meio das Cotas de Reserva Ambiental – CRA, que os produtores rurais compensem os passivos ambientais decorrentes de desmatamento anteriores à data de 22 de julho de 2008⁸ por meio de aquisição de áreas de vegetação nativa em outras propriedades rurais pertencentes ao mesmo bioma. Além disso, são criadas condicionantes que tendem a simplificar e padronizar o registro dessas áreas pelos órgãos ambientais, por meio do sistema único de controle, que contempla informações em níveis federal, estadual e municipal.

Esta flexibilização no mecanismo de licenças negociáveis, embora tenha sofrido grande resistência por parte de grupos ambientalistas, tende a reduzir os custos de transação em se cumprir o CF brasileiro. Com as novas regras, busca-se formar um mercado em que produtores rurais com passivos ambientais possam compensar tais passivos a um menor custo do que abrindo mão do uso produtivo em seus imóveis rurais. O funcionamento desse mercado ainda necessita de credibilidade da capacidade do Poder Público de fazer cumprir a lei. A partir do momento que os produtores rurais considerarem o risco de serem multados superior ao custo de compensar seus passivos ambientais, esse mercado passará a ter demanda pela aquisição de CRA.

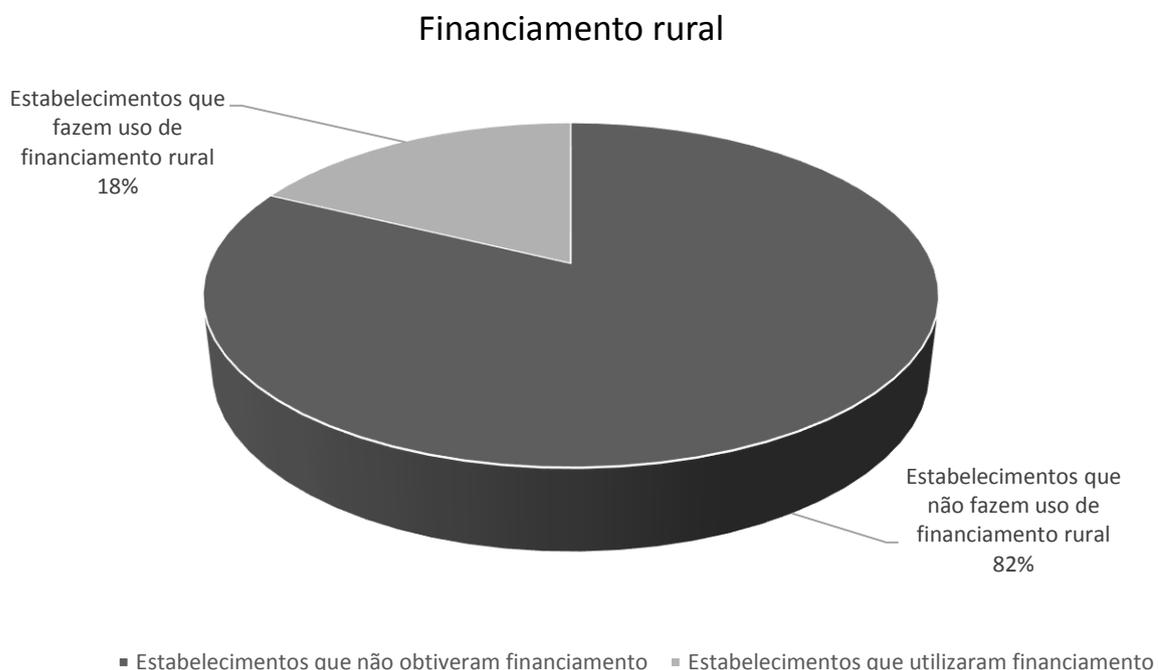
De acordo com o texto do novo CF, as CRA são representadas pelas áreas com vegetação nativa, existentes ou em processo de recuperação, que excederem as áreas de RL e de APP exigidas compulsoriamente pelo próprio CF. O proprietário interessado na emissão de CRA deve apresentar proposta ao órgão ambiental competente, acompanhada da documentação comprobatória do imóvel nos registros civis em que está contemplado, além de certidão negativa

⁸ A data de 22 de julho de 2008 representa a data em que entrou em vigor o decreto nº 6.514/2008 que regulamenta a Lei de Crimes Ambientais, aprovada em 2000 pelo Congresso.

de débitos tributários e memorial descritivo do imóvel, com a indicação da área a ser vinculada ao título.

Outro instrumento econômico pelo CF brasileiro é o subsídio voltado para os produtores rurais que estiverem em conformidade com a legislação ambiental. O novo CF, contempla linhas de crédito com taxas de juros menores e limites e prazos maiores aos praticados pelo mercado, para produtores rurais que estejam devidamente cadastrados no CAR. Entretanto, de acordo com os últimos dados do Censo do IBGE de 2006 (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2009, p. 264), apenas 1/5 dos estabelecimentos rurais fazem jus aos financiamentos rurais, o que limita de forma drástica o alcance do instrumento. Os outros 4/5 dos produtores rurais, portanto, não desfrutam do incentivo ao cumprimento da legislação, permanecendo em condição propícia para o descumprimento da legislação ambiental (Gráfico 1).

Gráfico 1 Estabelecimentos rurais que obtêm algum tipo de financiamento rural para suas atividades.



Fonte: Censo Agropecuário do IBGE de 2006.

O novo CF prevê ainda a possibilidade de o Poder Executivo federal instituir programa de incentivo à conservação do meio ambiente, bem como

adoção de boas práticas agropecuárias que conciliem a produtividade agropecuária e florestal, com redução de impactos ambientais. Entre as possibilidades de ações com este propósito destaca-se o pagamento pelos serviços ambientais. Estão incluídos nessa categoria entre outros serviços o sequestro e manutenção de estoques de carbono atmosférico; conservação de recursos hídricos (quantitativamente e qualitativamente); conservação da biodiversidade; conservação de atributos químicos e físicos do solo e beleza cênica.

É possível argumentar que do ponto de vista teórico, o novo CF não trouxe modificações estruturais aos instrumentos de comando e controle previstos na versão anterior em termos de modificação dos direitos de propriedade. O novo CF ainda considera as APP e RL como parcelas da propriedade rural pertencentes ao domínio público. Apesar disso, nota-se o esforço em tentar flexibilizar a manutenção dessas áreas.

De acordo com o novo CF, considera-se as APP a parcela do imóvel rural de maior relevância do ponto de vista ecológico, cujos serviços ambientais podem ser classificados como mais valiosos do ponto de vista ambiental. Elas são as áreas de vegetação próxima a cursos d'água (perenes ou intermitentes), os topos de morro, encostas, manguezais, entre outros. A supressão ou intervenção em APP só se justifica diante das hipóteses de utilidade pública (obras, segurança nacional, defesa civil) ou interesse social (pesquisa, regularização fundiária, captação de água, além da preservação ambiental) e nos casos em que a vegetação dessas áreas estiver suprimida, a recomposição dessas áreas com espécies nativas é compulsória, seguindo os critérios definidos em lei (BRASIL, 2012).

A RL representa a parcela dos imóveis que deve ser mantida com vegetação nativa, admitindo-se a exploração econômica de forma sustentável, sendo vedado o corte raso dessas áreas. O percentual destinado a RL deve ser:

- a) Na Amazônia Legal: 80%⁹ nas áreas de floresta; 35% nas áreas de cerrado; e 20% nas áreas de campos gerais;
- b) Demais regiões do país: 20% para qualquer tipo de vegetação;

Tais instrumentos (RL e APP) podem ser classificados como instrumentos de comando e controle, pois impõem um padrão a ser mantido pelos imóveis rurais, que varia de acordo com a região e o bioma em que estão inseridos. O texto da lei que institui o novo Código Florestal aborda diretamente a questão da alocação dos direitos de propriedade sobre as florestas e demais formações vegetais localizadas na propriedade privada, impondo restrições quanto ao seu uso, conforme pode se observar no seguinte trecho da lei (BRASIL, 2012):

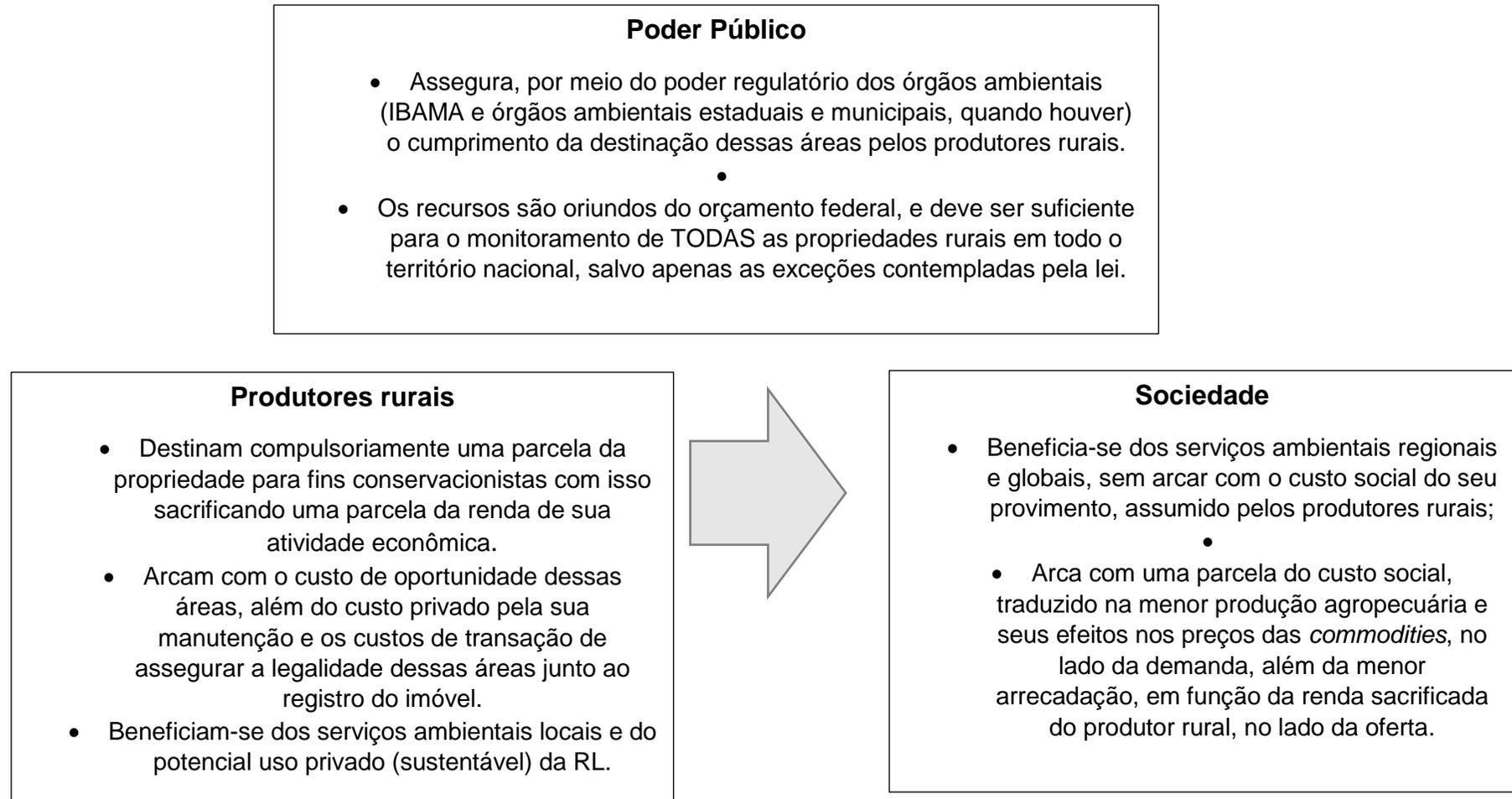
*“Art. 2º As florestas existentes no território nacional e as demais formas de vegetação nativa, reconhecidas de utilidade às terras que revestem, **são bens de interesse comum a todos os habitantes do País, exercendo-se os direitos de propriedade com as limitações que a legislação em geral e especialmente esta Lei estabelecem.**”* (grifo do autor).

As penalidades para o descumprimento da lei ambiental variam de multas, a perda de benefícios fiscais, suspensão de linhas de crédito ou até mesmo o embargo da atividade, até que a situação esteja regularizada. Diante do arcabouço legal contemplado pelo novo Código Florestal, é possível notar a intenção do legislador de caracterizar qualquer ação em desconformidade com o interesse público no que tange às florestas e às demais formações vegetais presentes na propriedade privada como um tipo de poluição, sendo tratada sob o ponto de vista jurídico como tal, sofrendo as mesmas penalidades no âmbito administrativo, civil e penal (BRASIL, 2012).

⁹ No caso do bioma amazônico, esses percentuais podem ser reduzidos para 50% se o Zoneamento Ecológico Econômico (ZEE) do estado permitir tal alteração no tamanho da RL.

A Figura 1 consolida, de forma esquematizada os aspectos do Código Florestal discutidos nesta seção.

Figura 1 Papel dos agentes econômicos segundo o Código Florestal brasileiro.



Fonte: elaboração própria, com base em Cunha (2010).

3.3 O Conservation Easements

É possível encontrar uma descrição concisa do *Conservation Easements* (CE) em Boyd, Caballero e Simpson (1999) e Lippman (2004) e questões mais específicas, além de informações estatísticas, em Byers e Ponte (2005) e National Conservation Easement Database (2016), enquanto trabalhos com tratamentos empíricos em determinados estados dos EUA acerca de sua eficácia em Kiesecker *et al.* (2007) e Rissman *et al.* (2007). De forma sintética, o *Conservation Easements* é um instrumento voluntário de conservação de recursos ambientais em propriedades privadas, que funciona como alternativa para a regulação convencional. De acordo com a última atualização oficial, em outubro de 2015 a área total ocupada pelo CE nos Estados Unidos equivalia a 9,52 milhões de hectares e o número de propriedades com algum contrato do CE era de 113.038 imóveis (NATIONAL CONSERVATION EASEMENT DATABASE, 2016).

O CE baseia-se em um acordo com validade legal entre produtores rurais e organizações conservacionistas (ONG e órgãos governamentais) sobre a cessão de um conjunto específico de direitos sobre o uso do solo no imóvel rural, com o intuito de restringir o uso do solo sobre uma parcela específica da propriedade, assegurando que, sobre essa parcela, os produtores rurais abrem mão de atividades que possam mudar determinadas características originais da propriedade, preservando dessa maneira o valor ecológico da área em questão (BYERS e PONTE, 2005). Tal prática não se limita somente a aspectos ambientais, podendo contemplar outros atributos valiosos de imóveis como o seu valor histórico, além de finalidades educacionais ou de recreação, por exemplo (BOYD, CABALLERO e SIMPSON, 1999). Não obstante, o foco deste trabalho restringe-se à finalidade de conservação de recursos ambientais do CE.

As primeiras experiências com o uso desse instrumento se deram nos Estados Unidos e na Inglaterra ainda no século XIX, com iniciativas de promoção de benefícios a propriedades vizinhas, por meio da preservação de fachadas de prédios comerciais. Atualmente, os *easements* passaram a ser utilizados como instrumentos de gestão ambiental ao permitir a negociação de um conjunto de serviços ambientais providos pelos imóveis privados (o direito de desmatar uma

área de relevante valor ecológico, por exemplo), por um preço previamente acertado entre as partes; mantendo-se, porém, os demais direitos de uso ao proprietário do imóvel (BYERS e PONTE, 2005).

O caráter voluntário desse tipo de contrato faz com que o tamanho da parcela do imóvel e o seu valor sejam negociados diretamente entre as partes, trazendo incentivos para que os agentes econômicos revelem suas preferências acerca do valor ecológico dessas áreas e o seu valor de opção para fins desenvolvimentistas. O CE prevê contratos de natureza definitiva, embora exista uma minoria de contratos que possuem período de validade, a depender da legislação estadual acerca do assunto (LIPPMAN, 2004). Mesmo que o dono da propriedade decida vendê-la, a parcela destinada ao CE permanece para o comprador que a adquiriu, valendo as mesmas restrições ao novo proprietário do imóvel rural (BYERS e PONTE, 2005).

Existem duas formas de se obter áreas para conservação via CE: (i) por meio de doações, nesse caso o proprietário obtém benefícios fiscais (*tax breaks*) pela doação; ou (ii) por meio da compra dos direitos de desenvolvimento dessas áreas por parte de entidades (privadas) conservacionistas (*land trusts*) ou por órgãos ambientais (BOYD, CABALLERO e SIMPSON, 1999).

No caso de doações, quem arca com o custo de oportunidade pela aquisição das áreas é o contribuinte, ou a sociedade de maneira geral, uma vez que é reduzida uma fração da arrecadação fiscal, que é justamente o benefício privado do produtor rural. Este benefício representa um valor aproximado da disposição a receber compensação dos produtores rurais em abrir mão do direito de desenvolver uma parcela de sua propriedade.

Quando os direitos sobre as áreas são comprados por uma entidade ambiental privada, com seus recursos próprios, os indivíduos dispostos a pagar pela conservação dessas áreas arcam com o custo de oportunidade da conservação¹⁰, enquanto no caso em que um órgão público compre tais direitos ele o fará por meio de recursos oriundos da cobrança de impostos junto ao

¹⁰ Como tais entidades são organizações não-governamentais e a sua fonte de renda se dá por meio de doações voluntárias, considera-se que somente pessoas dispostas a pagar pela conservação que contribuem para tais entidades, e dessa forma assumem o custo pela aquisição dos direitos de desenvolvimento sobre aquelas áreas.

contribuinte, que em última instância é quem arca com o custo social dessas áreas.

O monitoramento dessas áreas é responsabilidade da entidade compradora dos direitos, sendo que é especificado em contrato os termos que asseguram o acesso à propriedade rural. É comum a existência de um cronograma de visitação previamente acordado entre as partes (BOYD, CABALLERO e SIMPSON, 1999). Em caso de quebra de contrato ou conduta ilícita pelo produtor rural, este passa a ter o seu benefício fiscal suspenso em caso de aquisição de terras via doação; e em caso de compra, a entidade compradora pode, assim que verificada a quebra de contrato, recorrer ao poder judiciário, que determinará, caso se confirme a violação, a restauração da área ao seu estado original ou o pagamento de uma indenização à parte prejudicada (BYERS e PONTE, 2005).

No que diz respeito a áreas adquiridas por meio de doações em que os produtores obtêm ganhos fiscais com a doação das áreas conservadas, existem delimitações legais quanto ao tamanho dos benefícios fiscais e critérios específicos quanto à magnitude das áreas (em comparação ao valor total da propriedade), a localização das áreas, além de critérios que justifiquem a importância ecológica da área objeto de doação. Tais medidas são definidas em nível estadual e cada unidade da federação possui competência para regulamentar essas características específicas do instrumento, ou então seguirem as determinações contempladas pela lei federal acerca do instrumento. Tais medidas buscam evitar problemas que surgem quando informações assimétricas estão presentes, mais precisamente a seleção adversa (BOYD, CABALLERO e SIMPSON, 1999).

Entre as vantagens do CE observa-se a possibilidade de assegurar a preservação de importantes atributos ecológicos sem mudanças drásticas nos direitos de propriedades, como a compra de propriedades privadas para criação de parques ou reservas ecológicas, além do menor custo envolvido nesse tipo de transação, uma vez que não há desapropriações. Além disso, o CE não implica mudanças bruscas na legislação ambiental do país ou estado em questão e não implica mudanças institucionais significativas quando comparado

a um esquema de taxas e subsídio Pigouviano. Tais vantagens estão associadas ao seu caráter voluntário (BOYD, CABALLERO e SIMPSON, 1999).

O CE, por ser um instrumento voluntário, funciona com o mínimo de intervenção governamental sobre o uso do solo, o que tende a reduzir seus custos de transação. Tal característica tende a ser desejável para a realidade, pois instrumentos com finalidades semelhantes às do CE possuem nos custos de transação uma importante limitação, conforme será visto adiante nesta dissertação. Além disso, permite que os indivíduos revelem suas preferências pela conservação ou pelo desenvolvimento de forma endógena, diante da possibilidade de escolher pelos benefícios da conservação ou pela possibilidade de desenvolverem futuramente suas propriedades rurais. Se os benefícios da conservação (isenções fiscais ou o preço de venda dos direitos de exploração econômica do solo) suplantarem o custo de oportunidade dos produtores rurais, traduzidos no valor de opção de seus imóveis, esses decidem pela conservação (LIPPMAN, 2004).

Uma limitação do CE é o seu caráter perpétuo, que em alguns casos enfrenta restrições do ponto de vista jurídico, pois com base na *common law tradition* juízes podem não reconhecer a validade desse tipo de contrato futuramente, sob o argumento de que não se deve atribuir tanta importância às gerações presentes na hora de definir regras quanto ao uso do solo com impactos potenciais às gerações futuras (LIPPMAN, 2004, 2011). A autora argumenta que esse tipo de contrato implica custos de transação significativos, representando uma parcela significativa do custo total do instrumento, especialmente em virtude de os contratos possuírem caráter *ad eternum*.

Além disso, o monitoramento de propriedades privadas cujo proprietário é outro indivíduo não consiste em uma tarefa simples, pois igualar o nível de informações dos produtores rurais é extremamente oneroso. Não obstante, o seu caráter voluntário tende a facilitar a barganha entre produtores rurais e por meio do contrato é possível definir claramente regras que assegurem devidamente os interesses de ambas as partes (BOYD, CABALLERO e SIMPSON, 1999).

Alguns autores argumentam que o instrumento deveria ser mais rigoroso quanto a usos do solo produtivos ou até mesmo recreativos, especialmente

quando se tratar de *habitats* sensíveis e de espécies ameaçadas de extinção (KIESECKER *et al.*, 2007) e que no geral há uma falta de transparência quanto as informações acerca do estado das áreas conservadas, ficando restritas aos detentores dos direitos e, portanto, à margem da sociedade (RISSMAN *et al.*, 2007).

Lippman (2004) discute uma terceira modalidade do CE, em que o instrumento é proposto como uma forma de mitigação de danos ambientais de projetos de uso do solo com significativo impacto ambiental. Nesse sentido, a autoridade ambiental define, de forma compulsória, a destinação de uma parcela da propriedade à conservação. Esse tipo de prática, segundo a autora, embora não tenha regulamentação específica, pode ser verificada em muitos projetos sujeitos às normas do *Endangered Species Act*, e representa riscos às boas práticas de implementação do instrumento, pois viola a principal característica do CE, que é o seu caráter voluntário e mutuamente benéfico entre as partes.

O uso do CE de forma compulsória para obtenção de uma permissão de desenvolvimento (*ITP*) é uma prática que implica riscos significativos ao CE, enquanto instrumento de gestão ambiental. O caráter voluntário do instrumento e o seu funcionamento com o mínimo de intervenção tendem a minimizar os seus custos de transação, devido a compatibilização dos interesses entre os agentes econômicos e sua vontade de engajarem uma relação de mercado, mutuamente benéfica. Tornar o instrumento compulsório em algumas situações tende a aumentar os custos de transação, especialmente em função dos problemas associados a assimetria de informação. As consequências dessas distorções na aplicação do CE, podem ser significativas e ainda são incertas para a literatura científica (LIPPMAN, 2004).

Os contratos do CE permitem adquirir do produtor rural o direito que ele teria de “desenvolver” sua propriedade a ponto de alterar as características presentes, ou seja, a entidade conservacionista paga ao produtor rural para que ele mantenha sua propriedade da forma como ela se encontra no momento da transação. Dessa forma, considera-se que naquele momento os benefícios ambientais que a propriedade oferece à sociedade são superiores ao seu valor de opção, numa situação de “desenvolvimento” daquela propriedade. Como o instrumento é voluntário, o produtor rural decide se prefere manter o direito de

explorar livremente sua propriedade (sem restrições) ou se prefere alienar o direito de explorá-la em outra atividade econômica que impacte os recursos ambientais, via sistema de preços. Nesse sentido, os contratos são firmados no nível de preços em que os benefícios (isenções fiscais ou venda via sistema de preços) são suficientes para cobrir a disposição a receber compensação dos indivíduos, que possui como preço mínimo o valor de opção da terra.

Nesse sentido, o cálculo do valor do contrato se dá conforme contemplado em BOYD, CABALLERO e SIMPSON, 1999:

Considerando as seguintes variáveis explicativas:

I^A = o fluxo de caixa anual da propriedade, sob o corrente uso do solo;

I^D = o fluxo de caixa sob o uso do solo mais desenvolvido;

r = a taxa de desconto;

t_c = o momento em que a terra é desenvolvida para um uso alternativo do solo;

n = tempo

Considerando V^U como o valor da propriedade SEM a restrição (*unrestricted*), o valor da propriedade é o somatório do rendimento da propriedade sobre o uso corrente até o momento antes do uso mais desenvolvido, somado do rendimento do uso mais desenvolvido em caráter definitivo;

$$V^U = \sum_0^{t_c-1} \frac{I^A}{(1+r)^n} + \sum_{t_c}^{\infty} \frac{I^D}{(1+r)^n} \quad (1)$$

Considerando V^R como o valor da propriedade COM a restrição, o valor da terra é igual ao rendimento corrente pelo uso em caráter permanente;

$$V^R = \sum_0^{\infty} \frac{I^A}{(1+r)^n} \quad \dots\dots(2)$$

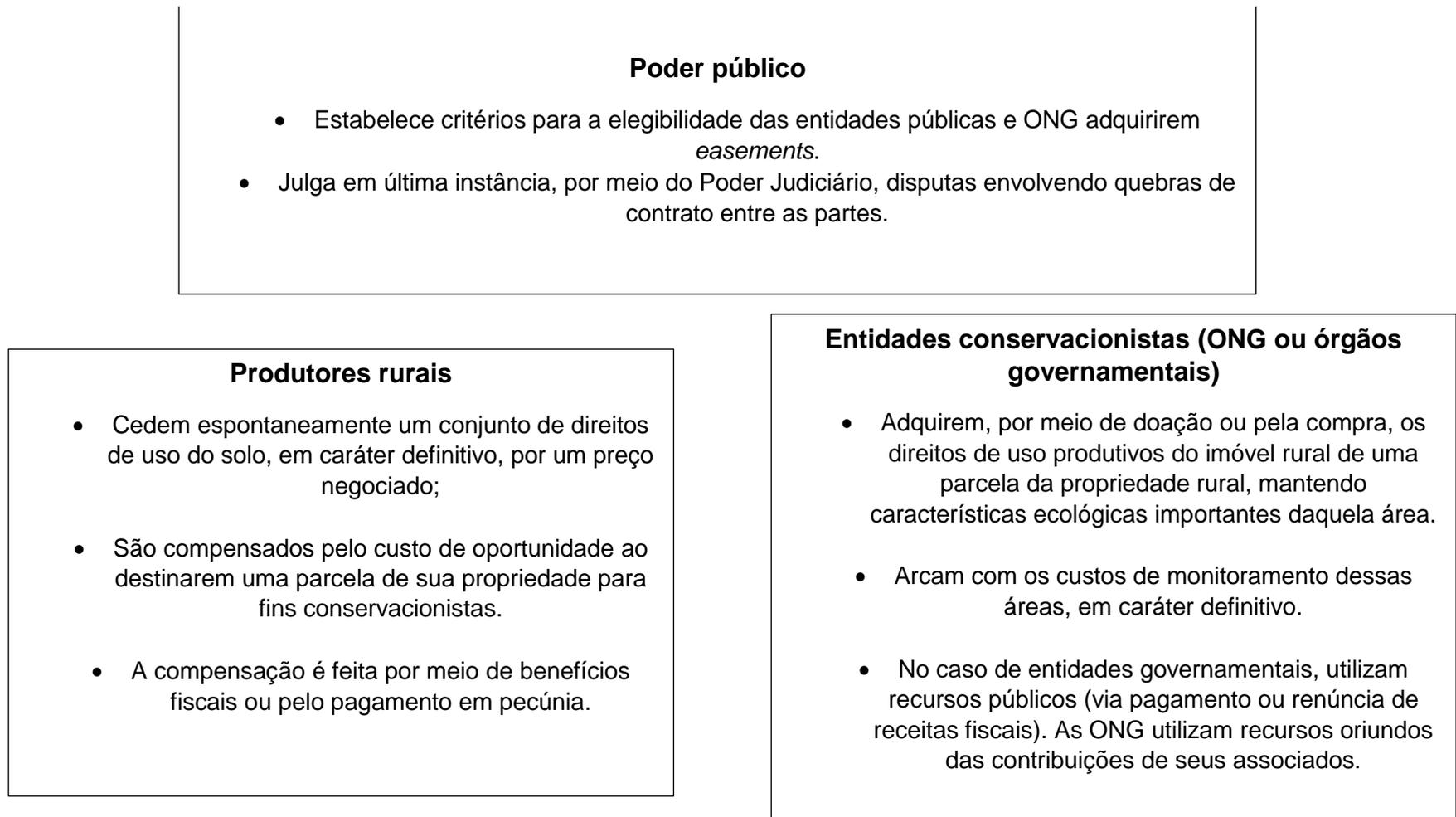
O valor do *easement*, V^E , é obtido pela diferença do valor ANTES e DEPOIS da restrição ao uso do solo (equação 1 subtraindo equação 2):

$$V^E = \sum_{t_c}^{\infty} \frac{I^D - I^A}{(1+r)^n} \cdot \dots(3)$$

Com base no valor do *easement*, produtores rurais e conservacionistas irão negociar o direito sobre o uso do solo de uma parcela do imóvel rural. Nas áreas de maior aptidão para empreendimentos agropecuários, o preço exigido pelos produtores rurais para ceder os direitos de uso do solo tende a ser superior que naquelas áreas de menor aptidão agrícola, onde os *easements* podem ser negociados a um menor preço. A situação que gera os maiores ganhos em termos econômicos e ambientais ocorre quando as áreas de menor aptidão agrícola representam as parcelas de maior valor biológico, trazendo incentivos para a realização do negócio tanto para os produtores quanto para os conservacionistas.

A Figura 2 mostra o funcionamento do CE de maneira esquematizada:

Figura 2 Funcionamento do Conservation Easements esquematizado.



Fonte: elaboração própria, adaptado de Buyers e Ponte (2005).

4. Custos de transação do CF brasileiro e do CE norte-americano

4.1 Introdução

A literatura econômica tem sugerido que a maneira ideal de tratar os custos de transação no processo de escolha de um instrumento de gestão ambiental se dá por meio de sua avaliação (quantitativa ou qualitativa) e posterior inclusão em uma ACB (McCANN *et al.* 2005; KRUTILLA e KRAUSER, 2011). Segundo os autores, esse tipo de procedimento permite avaliações robustas quanto aos efeitos esperados do instrumento em questão, bem como uma comparação realista com outras alternativas voltadas para o mesmo propósito.

Existem, no entanto, limitações operacionais e empíricas que dificultam esse tipo de procedimento quantitativo em um número significativo de casos, sendo necessário trabalhar com opções inferiores (*second best*) do ponto de vista teórico, porém com maior possibilidade de aceitação prática. Nesse sentido, a literatura econômica de custos de transação tem sugerido ferramentas para a sua mensuração qualitativa desses (McCANN *et al.* 2005; COGGAN *et al.* 2013) com o intuito de não incorrer no erro comum de desconsiderar esses custos no processo de tomada de decisão na escolha de um instrumento de gestão ambiental.

4.2 Matriz Analítica de Custos de Transação

O pioneiro a teorizar a respeito de uma classificação das políticas ambientais em função do seu impacto na distribuição dos direitos de propriedade foi Bromley (1978). Segundo o autor, os instrumentos de gestão ambiental poderiam ser divididos em três tipos:

- i. *Regras de propriedade*, em que A possui a propriedade do bem ou serviço ambiental, e B é proibido de usufruir deste bem;
- ii. *Regras de responsabilização*, onde A admite o “consumo” de um bem ou serviço ambiental mediante uma compensação (por um bem similar ou monetariamente);
- iii. *Regras de proibição de alienação*, onde A adquire os direitos de alienação de um bem ou serviço ambiental de B, estabelecendo

determinadas regras quanto a manutenção desses serviços ambientais, mediante um preço negociado entre as partes.

A escolha do instrumento em questão deveria levar em consideração qual regra implicaria nos menores custos de transação e conseqüentemente induziria a alocação eficiente dos recursos, ou em outras palavras, qual regra implicaria na alocação de direitos de propriedade de menor custo de transação.

O exercício realizado nesta dissertação é justamente a avaliação de dois tipos distintos de instrumentos de gestão ambiental, que se encaixam na definição proposta por Bromley (1978) para a gestão de áreas conservadas em propriedades rurais privadas: a *regra de propriedade*, representada pelo CF; ou uma *regra de proibição de alienação*, representada pelo CE.

Para a avaliação dos custos de transação desses instrumentos, ou em outras palavras, da alocação dos direitos de propriedade sobre o uso do solo, será utilizado o instrumental analítico de uma Matriz Analítica de Custos de Transação (MACT), e posteriormente, os argumentos da teoria econômica a fim de enriquecer os resultados obtidos pela matriz. Para avaliação do impacto dos custos de transação serão utilizados como referência teórica os trabalhos de Coggan *et al.* (2010, p. 1779) e McCann *et al.* (2005, p. 533).

Avaliam-se nesta seção, **a atividade geradora do custo de transação** (pesquisa, elaboração e desenho da política, implementação, monitoramento e cumprimento *ex post*), **a fase em que tal atividade gera um custo de transação** (antes da implementação, desenvolvimento, implementação e com o instrumento em prática), além de tipo de custo de transação arcado por cada grupo de agentes de mercado (poder público, produtores rurais e entidades ambientalistas), devido ao instrumento em questão.

O Quadro 6 apresenta a ferramenta analítica a que serão submetidos os dois instrumentos analisados nessa dissertação. Tal matriz foi concebida originalmente para a análise (dos custos de transação) de instrumentos de

gestão ambiental de forma geral, não somente aqueles voltados para a conservação em propriedades privadas¹¹.

¹¹ Nesse sentido, alguns atributos possuem maior impacto nos custos de transação em virtude do tipo de política ambiental e principalmente do tipo de recurso ambiental em questão. Por exemplo, a aquisição de equipamentos de mensuração da qualidade do ar é requisito imprescindível do monitoramento do nível de emissão de poluentes, enquanto para o controle da vegetação nativa requer-se um investimento em imagens de satélite e tecnologias de sensoriamento remoto.

Quadro 6. Matriz analítica dos custos de transação de um instrumento de política ambiental.

Atividade	Fase	Custos de transação incorridos pelos agentes econômicos		
		Poder público	Entidade conservacionista	Produtores rurais
1. Pesquisa, coleta de informações, análise e desenho da política ambiental	Antes de implementar;	Tempo e recursos associados à investigação do problema;	Tempo e recursos destinados para análise da política pública. Coleta de informações para conformidade (<i>compliance</i>) ou para <i>lobby</i> .	Tempo e recursos destinados para análise da política pública. Coleta de informações para conformidade (<i>compliance</i>) ou para <i>lobby</i> .
	Desenvolvimento e implementação;	Tempo e recursos associados com o aprimoramento da política (audiências públicas, treinamento, desenvolvimento de procedimentos, investimento em monitoramento e fiscalização).	Tempo e custo de oportunidade de se envolver em audiências públicas. Recursos destinados para se aprender sobre os instrumentos da política pública.	Tempo e custo de oportunidade de se envolver em audiências públicas. Recursos destinados para se aprender sobre os instrumentos da política pública.
	Funcionamento.	Tempo e recursos investidos em revisão da política pública, coleta de informação para embasamento de processos legais, auditoria, monitoramento e cumprimento da lei.	Tempo e recursos para pesquisa de necessidade contratuais. Auxiliar no monitoramento e dar suporte a processos legais (parecer técnico).	Tempo e recursos para pesquisa de necessidade contratuais. Auxiliar no monitoramento e dar suporte a processos legais (parecer técnico).

<p>2. Delimitação legal</p>	<p>Desenvolvimento e implementação</p>	<p>Tempo e recursos investidos em mudança da legislação.</p>	<p>Tempo e recursos destinados para o <i>lobby</i> contra ou a favor da nova política ambiental; Custo de oportunidade de esperar a nova legislação.</p>	<p>Tempo e recursos destinados para o <i>lobby</i> contra ou a favor da nova política ambiental; Custo de oportunidade de esperar a nova legislação.</p>
<p>3. Estabelecimento e adequação</p>	<p>Desenvolvimento e início de implementação</p>	<p>Tempo e recursos para contratação e/ou treinamento de pessoal. Compra de equipamentos e divulgação pública.</p>	<p>Tempo e recursos para contratação e/ou treinamento de pessoal. Compra de equipamentos e divulgação.</p>	<p>Tempo e recursos para contratação e/ou treinamento de pessoal.</p>
<p>4. Implementação</p>	<p>Implementação e funcionamento</p>	<p>Tempo e recursos investidos na alocação de direitos, verificação de contratos e quebra de contratos.</p>	<p>Tempo e recursos destinados à negociação e finalização de contratos.</p>	<p>Tempo e recursos destinados à negociação e finalização de contratos.</p>
<p>5. Administração e suporte</p>	<p>Funcionamento</p>	<p>Tempo e recursos destinados à avaliação de formulários e cadastros, procedimentos de auditoria, manutenção de estatísticas oficiais.</p>	<p>Tempo e recursos destinados à avaliação de formulários e cadastros, procedimentos de auditoria, manutenção de base de dados.</p>	<p>Tempo e recursos destinados para inscrição. Manutenção de base de dados.</p>

6. Monitoramento	Funcionamento	Tempo e recursos investidos em auditoria do cumprimento (<i>compliance</i>). Divulgação da efetividade da política pública.	Tempo e recursos investidos em auditoria do cumprimento (<i>compliance</i>). Divulgação da efetividade da política pública.	Tempo e recursos associados com atividades para possibilitar o monitoramento (organização de dados e indicadores de <i>compliance</i>).
7. Cumprimento	Funcionamento	Custo de oportunidade de fazer cumprir a lei. Custos associados a julgamentos no âmbito jurídico.	Custo de oportunidade de fazer cumprir a lei. Custo de oportunidade do tempo. Multas* e custos jurídicos.	Custo de oportunidade do tempo. Multas e custos jurídicos.

*Podem ocorrer caso uma entidade ambiental (*land trust*) descumpra com as determinações contratuais ou legais.

Fonte: elaboração própria, baseado em Coggan et al. 2010 e McCann et al. 2005.

Optou-se por separar os agentes econômicos nesta MACT em *poder público, produtores rurais e entidades ambientais* neste trabalho, em vez de manter a classificação adotada por Coggan *et al.* (2010), que separa os agentes econômicos em *poder público e agentes privados*, para dar uma noção mais clara da distribuição dos custos de transação entre os diferentes segmentos da sociedade. Esta distinção é crucial na análise do CE, uma vez que neste instrumento é possível que uma entidade ambiental (agente privado) assuma atribuições de um órgão ambiental (poder público).

A atividade 1 (*Pesquisa, coleta de informações, análise e desenho da política ambiental*) aparece em todas as etapas do instrumento ambiental, pois indica que toda política ambiental deve ser aprimorada constantemente, em todas as suas fases.

A atividade 2 (*Delimitação legal*) está associada à fase legislativa ou normativa, dependendo do caso, do instrumento ambiental. Nesse período os agentes públicos elaboram o marco legal (lei ou instrumento normativo) que estabelecerá as diretrizes para o funcionamento do instrumento de gestão ambiental. O esforço maior por parte dos agentes privados (produtores rurais e entidades ambientais) se dá nesse momento em tentar influenciar os agentes públicos, por meio de *lobby* ou apelo à sociedade, em considerar suas demandas no texto legal da política ambiental. Outro custo associado a esta etapa se dá no custo de oportunidade em esperar a mudança do texto legal, ou sua manutenção. As incertezas associadas a esta etapa implicam, em alguns casos, adiar determinados investimentos e espera na tomada de decisão, que implicam consequências custosas ao negócio.

As atividades 3 e 4 (*Estabelecimento e adequação e Implementação*, respectivamente) podem se confundir em virtude da proximidade que possuem no ciclo da política ambiental, mas existe uma separação tênue que deve ser levada em conta, uma vez que implicam custos distintos entre os agentes econômicos. A atividade 3 (*Estabelecimento e adequação*) ocorre imediatamente antes da implementação e também nos estágios iniciais desta, portanto seus custos se referem ao treinamento de pessoal e divulgação das inovações trazidas no âmbito legal para a atividade econômica. A atividade 4 (*Implementação*) representa o primeiro estágio de funcionamento da política

ambiental no negócio dos agentes privados e na atividade regulatória do poder público. Nesse sentido, os custos dessa etapa estão associados à elaboração dos novos contratos, contemplando as novas exigências e situações trazidas pelas mudanças no marco regulatório.

A atividade 5 (*Administração e suporte*), a atividade 6 (*Monitoramento*) e a atividade 7 (*Cumprimento*) estão presentes exclusivamente no funcionamento da política ambiental e são nelas que as principais diferenças de custos de transação entre os instrumentos ambientais ocorrem. A atividade 5 (*Administração e suporte*) implica as etapas de cadastro e informações oficiais do instrumento, tendo como objetivo nesse momento assegurar a transparência das informações, assim como a agilidade dos processos.

As atividades 6 (*Monitoramento*) e 7 (*Cumprimento*) tendem a abranger os custos de transação mais relevantes de uma política ambiental, juntamente com a atividade 4 (*Implementação*). Identificar os indivíduos que estão em conformidade daqueles que descumprem a lei e principalmente, assegurar que os infratores sejam penalizados implica um ônus significativo ao poder público, ou ao agente privado incumbido dessa função, especialmente quando se trata de instrumentos compulsórios, como no caso do CF.

Ao aplicar a MACT aos instrumentos contemplados neste trabalho observa-se que as etapas iniciais de uma política ambiental (*Atividades 1 e 2*) estão relacionadas ao ambiente institucional do país ou região e a mensuração dos gastos tanto do poder público, quanto dos agentes privados possui limitações operacionais consideráveis, em virtude da dificuldade de se medir o custo (em termos econômicos) de se criar, alterar ou revogar uma lei, e os impactos desta nas decisões de investimento dos agentes privados. Países desenvolvidos dispõem de agências melhor equipadas em termos de equipamentos e de mão de obra que países em desenvolvimento, e é possível afirmar que estão menos sujeitos a falhas de governo, como a influência política nas suas decisões. Porém, diante da dificuldade de se mensurar os impactos econômicos desses fatores, optou-se por considerar que tais etapas possuem custos de transação similares ou equivalentes, independentemente do tipo de recursos ambiental em questão.

A partir das atividades 3 (*Estabelecimento e adequação*) e 4 (*Implementação*) é que os custos de transação tendem a variar de maneira significativa entre os instrumentos. No estágio de funcionamento do instrumento ambiental, esses custos tendem a ser relevantes e podem representar o sucesso ou o fracasso do instrumento dependendo de como estão distribuídos os custos dos agentes econômicos (privados e sociais). Dependendo de como estão alocados os direitos de propriedade, os custos de transação podem ser significativos ao ponto de tornar a implementação de um instrumento ambiental inviável.

4.3 O CF e CE submetidos à Matriz Analítica dos Custos de Transação

4.3.1 Implementação

O Código Florestal brasileiro, por se tratar de um instrumento compulsório, possui um custo significativo já na fase de *implementação* (etapa 4), pois os agentes privados não possuem incentivos para revelar informações sobre suas propriedades. Diante disso, os custos para obtenção dessas informações por meio do poder de polícia tendem a ser significativos em comparação à obtenção voluntária por parte dos produtores rurais.

O novo Código Florestal busca corrigir essa falha ao criar um cadastro com as informações ambientais de todas as propriedades rurais brasileiras, sendo a gestão dessas informações compartilhada entre os órgãos ambientais federais, estaduais e municipais. O Cadastro Ambiental Rural (CAR), instrumento criado pelo novo Código Florestal está sendo utilizado, e segundo estimativas das autoridades ambientais (Serviço Florestal Brasileiro – SFB) aproximadamente 70% dos imóveis rurais já possuem declaração no Cadastro (CHIARETTI, 2016). Quem não fizer a declaração do cadastro estará vedado a contratar financiamentos públicos para a atividade agropecuária, sendo o prazo para realizar a declaração da situação do imóvel no cadastro até 31 de dezembro de 2017, prorrogável por mais 1 (um) ano por ato do Chefe do Poder Executivo (BRASIL, 2016)¹².

¹² Esse prazo tem sido flexibilizado sucessivas desde a aprovação da lei que institui o novo Código Florestal, que inicialmente previa a adesão ao a CAR em 1 (um) ano prorrogável uma única vez em igual período, até a data limite de julho de 2014. Posteriormente, estabeleceu-se o

Não obstante, ainda é cedo para ser otimista quanto ao funcionamento do CAR, pois os mecanismos presentes no CF não podem ser considerados um incentivo significativo, especialmente pelo caráter compulsório e por sua abrangência. O percentual de propriedades que fazem uso de crédito rural é próximo a 25% e, em tese, esses seriam os maiores penalizados por não compartilhar as informações a respeito da situação de sua propriedade com os órgãos regulatórios do meio ambiente.

Nesse sentido, os custos de transação nessa etapa do CF são significativos, a ponto de inviabilizar ou prejudicar drasticamente a sua implementação, embora os custos financeiros dessa etapa não sejam tão expressivos, uma vez que não há a necessidade de compra de terras, por parte do poder público. Porém esse tipo de arranjo nos direitos de propriedade implica custos econômicos (custo de oportunidade dos produtores rurais) não compensados, causando distorções nos mercados e conseqüentemente elevando os custos de transação.

Há implícita no Código Florestal a premissa de que a receita tributária é (e sempre será) grande o suficiente para equipar os órgãos ambientais com corpo técnico e equipamentos suficientes para a realização de visitas técnicas e aplicação das devidas sanções administrativas aos produtores rurais em desconformidade com a legislação em todo o território nacional. Infelizmente, não existem ainda estudos que estimem a magnitude do gasto necessário para se garantir a eficácia do Código Florestal, e durante a época de discussão no Congresso Nacional, o projeto de lei não foi submetido a uma avaliação econômica rigorosa, nem mesmo do seu impacto orçamentário, conforme observa Cunha (2010) em relatório da Câmara dos Deputados.

Nesse sentido, na etapa 4 de *implementação*, envolvendo as atividades de *alocação de direitos, verificação de contratos e quebra de contratos*, o Código Florestal apresenta custos de transação significativos, impondo limitações quanto a sua expectativa de vir a ser um instrumento eficaz.

prazo em julho de 2016, e o novo prazo vigente é 31 de dezembro de 2017, podendo ser prorrogado por mais 1 (um) ano pelo Presidente da República.

A atividade 4 (*Implementação*) no CE envolve a aquisição dos direitos de exploração da terra nas propriedades rurais, o que representa o maior custo do instrumento de maneira geral. Em termos financeiros, o custo dessa etapa no CE seguramente é superior ao Código Florestal brasileiro. Entretanto, pela forma como os direitos de propriedade são definidos no CE, os agentes econômicos alcançam por meio da barganha uma solução quase-eficiente, reduzindo os custos de transação. Por um preço estipulado e negociado entre as partes, a entidade conservacionista ou o órgão ambiental adquirem os direitos de exploração da área, e a partir desse momento o produtor rural deve abrir mão de desmatar aquela área, recebendo um benefício previamente acertado entre as partes, seja por meio de transferência monetária ou isenções fiscais.

Como o CE é um instrumento voluntário e os agentes econômicos dispõem de condições suficientes em termos de nível de informação para negociar uma transação de mercado via sistema de preços, os custos de transação tendem a ser significativamente inferiores à alternativa compulsória do Código Florestal brasileiro, que depende exclusivamente do poder de polícia do estado para funcionar.

O CE prevê que os produtores rurais sejam compensados pelas áreas de vegetação nativa conservada, o que induz os produtores rurais que mantenham tais áreas a revelar a localização dessas, e a abastecer as entidades ambientais (públicas ou privadas) com as informações necessárias (escritura, memorial descritivo, imagens de satélite, coordenadas georreferenciadas etc).

Nessa fase de *implementação* da política, nota-se que o fator determinante do custo de transação é o caráter voluntário ou obrigatório do instrumento, podendo ser decisivo já neste momento para o resultado da política ambiental. Nesse sentido, políticas ambientais que proporcionam incentivos aos agentes econômicos tendem a apresentar custos de transação inferiores àquelas que somente punem os infratores (McCANN *et al.*, 2005; COGGAN *et al.* 2010). Além disso, há ainda os problemas do risco moral e da seleção adversa, ambos associados à assimetria de informações entre o regulador e o agente econômico (POLASKY e DOREMUS, 1998; LANGPAP, 2006; e DORSCHNER e MUSSHOF, 2015). Porém, esses fatores afetam ambos os instrumentos e para simplificação da análise neste trabalho, a avaliação desses

fatores não será levada em consideração, embora admita-se que tais fatores possam vir a ser significativos para os custos de transação de uma política ambiental.

4.3.2 Administração e suporte

No que diz respeito à atividade 5 (*Administração e Suporte*), as estatísticas oficiais do Código Florestal brasileiro são escassas, sendo criticadas em algumas publicações por sua limitação (OLIVEIRA; BACHA, 2003; ALSTON; MUELLER, 2007). O Censo Agropecuário do IBGE é a fonte de dados mais confiável, conforme argumentam Alston e Mueller (2007), porém fornece informações apenas de um único período (um único ano), além de possuir um intervalo considerável entre publicações (10 anos). Há ainda o cadastro oficial do INCRA, porém até os autores que já trabalharam com tais dados reconhecem sua limitação e o esforço experimental necessário para sua utilização (OLIVEIRA e BACHA, 2003). Tais fontes de dados contemplam variáveis de estoque (área de vegetação nativa, ou área de RL ou APP), enquanto a fonte de dados para variável de fluxo (nível de desmatamento/mês) são as taxas de desmatamento medidas mensalmente pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, porém são exclusivas para a Amazônia Legal.

É possível argumentar que em virtude da precariedade do Código Florestal na fase de *implementação*, a etapa seguinte de *administração e suporte* seja prejudicada diante do nível insuficiente de informação disponível que o poder público consegue obter na etapa anterior. O CAR pode vir a ser um instrumento capaz de abastecer os gestores públicos das informações necessárias a *administração e suporte*, porém tais informações ainda não estão disponíveis para a sociedade e o instrumento ainda está em fase de implantação. Enquanto isso, o CF permanece como um instrumento que dispõe de informações limitadas, o que mantém seus custos de transação elevados.

O CE assegura um nível de transparência maior das informações. Afinal as transações de obtenção dos direitos de exploração das áreas negociadas entre os agentes econômicos envolvem uma transação de mercado, seja por meio do pagamento em pecúnia ou por meio de benefícios fiscais. Tais transações são devidamente registradas nos registros de imóveis competentes

e nas informações fiscais, sendo que as entidades ambientais são responsáveis pela legalidade dessas transações, em termos fiscais e financeiros.

O nível de informação que o CE contempla é superior ao Código Florestal, pois aquele disponibiliza o local da propriedade, a área destinada à conservação e quais os tipos de uso do solo que estão restritos naquela propriedade, enquanto este disponibiliza somente a área ocupada com vegetação nativa de APP ou RL em comparação à área rural total dos imóveis rurais, em nível estadual. Em termos de controle e transparência, o CE representa, portanto, informações mais detalhadas que o Código Florestal, o que potencialmente representa um custo de transação inferior.

4.3.3 Monitoramento

A etapa 6 (*Monitoramento*) também representa custos de transação significativos em ambos os instrumentos, em virtude de sua natureza de longo prazo (caráter perpétuo). No CF, as atividades de auditoria do poder público para assegurar o padrão estipulado pelo instrumento ambiental, e conseqüentemente seus direitos de propriedade sobre os recursos ambientais que as áreas de APP e RL representam são uma tarefa de elevado custo aos órgãos ambientais e demais entidades conservacionistas.

O Código Florestal dispõe dos órgãos ambientais federal, estadual e municipal, corpo técnico e equipamentos para fiscalizar a manutenção das áreas de vegetação nativa nos imóveis rurais privados. Tal infraestrutura deveria ser capaz de monitorar todas as propriedades rurais presentes em território nacional. O nível de tecnologia atual permite, por meio de imagens de satélite, acompanhar a situação da vegetação em nível da bacia hidrográfica, assegurando um ganho de eficiência considerável; porém, a ausência de informações complementares a respeito do cadastro dessas propriedades (quem é o titular, qual a situação da propriedade, quais os passivos ambientais etc.) representa um entrave para a utilização do potencial dessas imagens no monitoramento eficaz dessas áreas. Novamente, o CAR pode vir a ser a solução para esse problema, abastecendo os órgãos ambientais com as informações necessárias para o monitoramento dessas áreas, porém este ainda está sendo implementado e dispõe das limitações citadas anteriormente.

No CE, duas situações são contempladas: os órgãos ambientais ou as entidades conservacionistas realizando o monitoramento. Em ambos os casos os custos com essa etapa são significativos, em virtude da natureza de longo prazo desses contratos, especialmente quando há a transmissão do imóvel para outros proprietários (BOYD, CABALLERO e SIMPSON, 1999). Devido a tais dificuldades, o monitoramento da propriedade deve ser contemplado no contrato entre as partes, assegurando o direito do detentor dos direitos sobre o uso do solo de visitar periodicamente (em períodos previamente estabelecidos no contrato) a propriedade rural, e no caso de venda da propriedade a parcela destinada a conservação é mantida sobre as mesmas regras e deve ser obrigatoriamente mencionada na escritura do imóvel.

A atividade de monitoramento se mostra de elevado custo em ambos os instrumentos. Diante disso, o ponto determinante se dá na sua abrangência. O Código Florestal vale para todo o território nacional, e o percentual das áreas de RL é diferenciado na região da Amazônia Legal, onde está presente um nível de biodiversidade maior que nas outras regiões do país. O CE busca a preservação de espécies endêmicas de determinadas regiões dos Estados Unidos e de outros países que o adotaram; porém, tais espécies são catalogadas e monitoradas pelo poder público em determinadas regiões, em nível local. Os órgãos ambientais e as entidades conservacionistas não necessitam monitorar todo o território nacional para aplicar o CE, somente os locais endêmicos de determinadas espécies listadas como ameaçadas de extinção.

O mapeamento de ocorrência dessas espécies foi realizado previamente pelo poder público, assim como sua divulgação, de forma transparente, o que tende a concentrar os esforços em áreas (e conseqüentemente em propriedades) específicas, reduzindo significativamente os custos de monitoramento das áreas contempladas pelo instrumento e conseqüentemente, seus custos de transação. Tal delimitação espacial é contemplada no âmbito legal, por meio da lei ESA (*Endangered Species Act*) dos Estados Unidos e o CE surgiu como um complemento da lei com o intuito de viabilizar o cumprimento dessa demanda da sociedade.

Portanto, no que diz respeito ao *monitoramento*, tanto o CF quanto o CE apresentam custos significativos em razão do longo prazo previstos em seus

“contratos”. Porém no que concerne à abrangência, o CE possui a vantagem de cobrir somente sítios específicos previamente catalogados pelos órgãos ambientais. Além disso, como as etapas anteriores de *implementação e administração e suporte* tendem a abastecer o instrumento de informações relevantes ao seu cumprimento, a etapa de monitoramento é simplificada, reduzindo os seus custos de transação.

Infelizmente, o CF apresenta dificuldades significativas quanto ao monitoramento, uma vez que a lei estabelece que o poder público deverá monitorar todas as áreas de floresta e demais formas de vegetação nativa em território nacional, o que tende a tornar ainda mais elevados os custos com o monitoramento dessas áreas, ao ponto de ser inviável em termos orçamentários. Dessa forma, o monitoramento dessas áreas em nível nacional tende a elevar de forma significativa os custos de transação do CF.

4.3.4 Cumprimento (*enforcement*)

A etapa 7 (*cumprimento*) está associada à fase de se fazer cumprir o instrumento, mais precisamente punindo os infratores (*enforcement*). Conforme apontam os dados do Censo Agropecuário do IBGE 2006 (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2006, p. 223), aproximadamente 80% dos imóveis rurais brasileiros não destinam área alguma de sua propriedade para as áreas de APP e RL. A área destinada a esses espaços nos imóveis rurais brasileiros é um pouco superior a 15%, lembrando que o percentual mínimo é de 20% no Cerrado e demais biomas, exceto Amazônia, e em alguns estados da Amazônia Legal esse percentual deve ser de 80%.

Os custos necessários para fazer cumprir a lei em termos de despesa com pessoal para os órgãos ambientais, despesa com equipamentos e ainda os custos judiciais para punir os infratores (que nesse caso são a maioria), tendem a ser colossais. Não se deve ao acaso que um número tão significativo de imóveis rurais permaneça em situação irregular. Mesmo com a mudança ocorrida no texto da lei em 2012, em favor dos produtores rurais absolvendo-os de passivos ambientais cometidos antes de julho de 2008, os custos

permanecem suficientemente elevados a ponto de se manter reduzidas as expectativas quanto ao cumprimento da lei.

Não obstante, o CE segue recomendações da literatura econômica em termos de oferecer incentivos aos produtores rurais pela manutenção de áreas de vegetação nativa em sua propriedade (LANGPAP, 2006), além de recompensá-los com base no valor ecológico de suas propriedades, ao invés do seu valor de mercado (POLASKY e DOREMUS, 1998) e oferecer o nível de transparência suficiente para que a sociedade possa apresentar suas demandas de forma clara.

Dessa forma, o CE afeta a disposição a pagar tanto dos órgãos ambientais quanto das entidades conservacionistas pelas áreas conservadas, criando mercado para as áreas de vegetação nativa, além de revelar as preferências dessa sociedade, expressando a sua demanda, o que induz a uma alocação de recursos eficiente.

Conforme a MACT demonstra, a alocação dos direitos de propriedade do CE traz resultados mais satisfatórios que a alocação proposta pelo Código Florestal brasileiro. O Quadro 7 explica de maneira resumida os resultados obtidos pela utilização da MACT na avaliação do CE e no CF.

Quadro 7 Custos de transação do Código Florestal em comparação com o Conservation Easements.

Etapa	Conservation Easements	Código Florestal brasileiro
Implementação	<ul style="list-style-type: none"> • Apresenta custos elevados para a aquisição de direitos de exploração da terra, por parte das entidades ambientais e órgãos governamentais; • Os custos de transação tendem a ser reduzidos uma vez que os agentes econômicos realizam uma transação de mercado por meio da barganha. • Pontuação: ++ 	<ul style="list-style-type: none"> • O poder público não compensa os produtores rurais pelo custo de oportunidade das áreas de vegetação nativa. A sociedade desfrutaria • (se o instrumento fosse eficaz) dos benefícios sociais dessas áreas sem ter que arcar com seu ônus (<i>freeriding</i>); • Pelo fato do instrumento ser compulsório, e pela existência de distorções no mercado (comportamento <i>freerider</i>), os custos de transação são extremamente elevados, e o poder público simplesmente não é capaz de assegurar os direitos de propriedade que lhe foram concedidos, por lei. • Pontuação: +++
Administração e suporte	<ul style="list-style-type: none"> • Permite uma maior transparência das informações, além de possibilitar informações mais detalhadas, devido ao fato das transações serem realizadas via mercados ou por meio de isenções fiscais. • Pontuação: + 	<ul style="list-style-type: none"> • As estatísticas oficiais são escassas e em muitos casos (INCRA) são incompletas e pouco confiáveis (OLIVEIRA e BACHA, 2003). • Depende exclusivamente das receitas fiscais para o seu funcionamento. • Pontuação: +++
Monitoramento	<ul style="list-style-type: none"> • Abrangem uma área territorial menor, devido ao mapeamento prévio das áreas prioritárias de conservação; • Possuem um número menor de propriedades para acompanhar, pois somente voluntários participam do programa. • Devido a maior transparência das informações, casos de violação das regras do instrumento são mais fáceis de serem detectados. • Por se tratarem de contratos de longo de prazo, e de certa forma complexos, devido ao leque de direitos envolvidos, seu monitoramento tende a ser complexo. 	<ul style="list-style-type: none"> • Limitação operacional (pessoal e equipamentos) para monitorar todos os imóveis rurais nacionais; • Devido à lacuna de informações quanto a situação dos imóveis rurais, o monitoramento dessas áreas se torna mais oneroso. • Devido ao caráter compulsório e insuficiência de incentivos, os produtores rurais tendem a “mascarar” as informações a respeito de seu imóvel, o que dificulta o monitoramento. • Pontuação: +++

	<ul style="list-style-type: none"> • Pontuação: ++ 	
Cumprimento (enforcement)	<ul style="list-style-type: none"> • Por se tratar de um instrumento voluntário, em que as partes negociam via sistema de preços ou benefícios fiscais, o índice de litígios tende a ser inferior à alternativa compulsória, <i>ceteris paribus</i>. • Pontuação: + 	<ul style="list-style-type: none"> • Devido ao seu caráter compulsório e às distorções na alocação de recursos (<i>freeriding</i>), o índice de litígios tende a ser significativo ao se aplicar a lei; • Como o número de alterações da lei é significativo, a sua aplicação e interpretação se torna ainda mais complexa • Pontuação: +++.

+: Significa que para aquela etapa do instrumento, os custos de transação representam um empecilho BAIXO.

++: Significa que para aquela etapa do instrumento, os custos de transação podem vir a ser um empecilho MÉDIO, o que requer atenção dos formuladores e gestores de política pública;

+++: Significa que para aquela etapa do instrumento, os custos de transação representam um empecilho ELEVADO, podendo ser uma justificativa para a ineficácia do instrumento *ex post*.

Fonte: elaboração própria.

4.4 Novo CF x CF versão anterior: o que mudou na prática?

Outro ponto que mereceu a investigação desta dissertação foi o relacionado com as alterações trazidas pelo novo Código Florestal de 2012 em relação à sua versão anterior, com o intuito de analisar os progressos da lei enquanto instrumento de gestão ambiental, pela ótica dos custos de transação. A nova lei possui no Cadastro Ambiental Rural (CAR) seu principal avanço, pois reconhece a necessidade da obtenção de informações para uma regulação eficaz. Nesse sentido, o reconhecimento de que as estatísticas oficiais eram insuficientes para a fiscalização necessária requerida pelo instrumento foi o pano de fundo para criação deste instrumento, porém o seu potencial ainda deve ser tratado com cautela, diante das limitações operacionais que o CAR possui, principalmente pela falta de incentivos adequados para que produtores rurais declarem as informações de seus imóveis de maneira crível¹³.

A obrigatoriedade de todos os produtores rurais declararem a situação de seus imóveis no CAR, é outro fator limitante do instrumento, o que impõe significativos custos de transação ao instrumento e limita de forma significativa as expectativas quanto à eficácia do instrumento. Os recursos orçamentários necessários para a execução da fiscalização de todas as propriedades rurais brasileiras tendem a ser significativos, o que tende a aumentar a chance de indivíduos infratores se aproveitarem dessa limitação operacional/institucional do Poder Público e declararem informações não confiáveis a respeito de seus imóveis, confiando na baixa probabilidade de serem pegos.

Este problema de seleção adversa tem sido tratado pela literatura econômica na análise de instrumentos de conservação da vegetação nativa (BANERJEE e SHOGREN, 2012; LANGPAP, 2006; e POLASKY e DOREMUS, 1998) e a solução sugerida pela teoria econômica tem sido a utilização de incentivos econômicos na forma de compensação aos produtores rurais revelarem tais informações, algo que o novo Código Florestal ainda parece carecer.

O novo Código Florestal possui o mérito de tentar resolver o problema da falta de estatísticas oficiais confiáveis a respeito da situação das propriedades

¹³ Esse ponto será abordado com maior ênfase na seção de discussão.

rurais, uma vez que não há ainda uma padronização dessas informações. Ora estão averbadas em cartório, ora são computadas nas estatísticas do INCRA, porém disponibilizá-las para os órgãos fiscalizadores e para formuladores de política pública, em geral, é uma tarefa árdua. Nesse sentido, o CAR viria a ser uma alternativa se não fossem os problemas associados à assimetria de informação, tanto a seleção adversa, dada à limitação dos órgãos fiscalizadores para verificar a autenticidade das informações prestadas por todos os produtores rurais do país, quanto o risco moral, após a obtenção de parecer de conformidade pelo CAR.

A nova lei mantém a dependência das receitas fiscais para realização do monitoramento, o que pode ser um problema em períodos de condições macroeconômicas desfavoráveis. Nesse contexto, o caráter compulsório da RL em todo território nacional, o elevado custo de oportunidade dessa áreas, a dependência exclusiva de recursos orçamentários para realização do monitoramento e a insuficiência de incentivos econômicos para compensar os produtores rurais a revelarem informações fidedignas sobre seus imóveis rurais são limitações presentes na versão anterior do Código Florestal, que permanecem na nova versão, que limitam de forma significativa as expectativas quanto ao seu cumprimento. Os avanços trazidos pela nova lei, em termos de reduzir sua ineficácia, ainda se mostram muito modestos e pouco promissores.

O Quadro 8 consolida a avaliação dos custos de transação do CE e dos CF brasileiros (antigo e a versão atual).

Quadro 8 Comparativo dos custos de transação entre o Conservation Easements, Código Florestal (versão anterior) e novo Código Florestal (de 2012).

Etapa	Conservation Easements	Código Florestal brasileiro	Novo Código Florestal (2012)
Implementação	<ul style="list-style-type: none"> • Utiliza de contratos entre ofertantes e demandantes de serviços ambientais; • Definição endógena do nível de vegetação a ser destinado, em função do preço dessas áreas, como medida da importância ecológica. • Pontuação: ++ 	<ul style="list-style-type: none"> • Definição exógena do nível de vegetação a ser destinado à conservação pelo texto da lei, sob responsabilidade do Poder Público; • Devido ao elevado custo de oportunidade das áreas conservadas e ao elevado custo de exercer os direitos de propriedade por parte do Poder Público, conforme estabelece a lei, os custos de transação da implementação são significativos e tendem a comprometer a eficácia dessa etapa. • Pontuação: +++ 	<ul style="list-style-type: none"> • Basicamente, os mecanismos de assegurar os direitos de propriedade não se alteram em relação à versão anterior. Embora seja criada a possibilidade do cômputo de APP como RL, na prática a ideia ainda permanece a mesma: intervenção do Poder Público na propriedade privada, o que implica em elevados custos de transação. • Pontuação: +++
Administração e suporte	<ul style="list-style-type: none"> • Permite uma maior transparência das informações, além de possibilitar informações mais detalhadas, devido ao fato das transações serem realizadas via mercados ou por meio de isenções fiscais. • Pontuação: + 	<ul style="list-style-type: none"> • As estatísticas oficiais são escassas e em muitos casos (INCRA) são incompletas e pouco confiáveis (OLIVEIRA e BACHA, 2003). • Depende exclusivamente das receitas fiscais para o seu funcionamento. • Pontuação: +++ 	<ul style="list-style-type: none"> • O CAR tem o potencial de resolver o problema da falta de padronização das estatísticas oficiais, porém existem limitações quanto sua eficácia na prática, devido aos problemas de seleção adversa, abrangência do instrumento e à disponibilidade de recursos fiscais; • Mantém a dependência do orçamento público. • Pontuação: +++
Monitoramento	<ul style="list-style-type: none"> • Abrangem uma área territorial menor, devido ao mapeamento prévio das áreas prioritárias de conservação; 	<ul style="list-style-type: none"> • Limitação operacional (pessoal e equipamentos) para monitorar todos os imóveis rurais nacionais; 	<ul style="list-style-type: none"> • Se o CAR vier a ser eficaz, o custo do monitoramento tende a se reduzir de forma significativa, uma vez que as informações nos cadastros dos

	<ul style="list-style-type: none"> • Possuem um número menor de propriedades para acompanhar, pois somente voluntários participam do programa. • Devido a maior transparência das informações, casos de violação das regras do instrumento são mais fáceis de serem detectados. • Por se tratarem de contratos de longo de prazo, e de certa forma complexos, devido ao leque de direitos envolvidos, seu monitoramento tende a ser complexo. • Pontuação: ++ 	<ul style="list-style-type: none"> • Devido à lacuna de informações quanto a situação dos imóveis rurais, o monitoramento dessas áreas se torna mais oneroso. • Devido ao caráter compulsório e insuficiência de incentivos, os produtores rurais tendem a “mascarar” as informações a respeito de seu imóvel, o que dificulta o monitoramento. • Pontuação: +++ 	<p>imóveis são críveis e permitem aos gestores públicos tomarem decisões de forma racional;</p> <ul style="list-style-type: none"> • Como o número de imóveis é extremamente elevado (todos as propriedades rurais brasileiras), os incentivos para descumprimento da lei não podem ser ignorados; • Os problemas de assimetria de informação permanecem, e nesse caso podem ser agravados com o risco moral, após a obtenção de conformidade no CAR. • Pontuação: +++
Cumprimento (enforcement)	<ul style="list-style-type: none"> • Por se tratar de um instrumento voluntário, em que as partes negociam via sistema de preços, o índice de litígios tende a ser inferior à alternativa compulsória, <i>ceteris paribus</i>. • Pontuação: + 	<ul style="list-style-type: none"> • Devido ao seu caráter compulsório e às distorções na alocação de recursos (<i>free riding</i>), o índice de litígios tende a ser significativo ao se aplicar a lei; • Como o número de alterações da lei é significativo, a sua aplicação e interpretação se torna ainda mais complexa • Pontuação: +++. 	<ul style="list-style-type: none"> • A nova lei não altera as penas para os infratores, mantendo as mesmas sanções previstas na versão anterior; • Com base nas alterações da nova lei, não há indícios de que o número de disputas no âmbito judicial irá se alterar. • Pontuação: +++

+: Significa que para aquela etapa do instrumento, os custos de transação representam um empecilho BAIXO.

++: Significa que para aquela etapa do instrumento, os custos de transação podem vir a ser um empecilho MÉDIO, o que requer atenção dos formuladores e gestores de política pública;

+++: Significa que para aquela etapa do instrumento, os custos de transação representam um empecilho ELEVADO, podendo ser uma justificativa para a ineficácia do instrumento ex post.

Fonte: elaboração própria.

5. Discussão

Os custos de transação de um instrumento ambiental focado excessivamente no comando e controle tendem a ser significativos. Isso limita as chances de se obter êxito em sua aplicação, tornando a tarefa de implementá-lo praticamente inviável. A consequência de maior efeito nesse tipo de situação são os seus resultados tímidos em termos de mudança de comportamento dos agentes econômicos, alvos desse tipo de regulação.

A análise qualitativa dos custos de transação do CF brasileiro (versão atual e anterior) mostra suas elevadas magnitudes, especialmente nas fases de implementação, administração e suporte e na fase operacional (monitoramento e cumprimento), conforme mostra a MACT (Quadro 5 e Quadro 6), explicando dentro do escopo dessa pesquisa a baixa eficácia da legislação brasileira sobre a conservação da vegetação nativa em propriedades privadas.

As justificativas destes elevados custos de transação do CF brasileiro, de acordo com a MACT, são: (i) o elevado custo de oportunidade que as áreas conservadas impõem ao produtor rural, que quando não são compensadas induzem o mercado a alocar os recursos de forma distorcida, com prejuízos aos produtores rurais; (ii) a abrangência (espacial) do instrumento, que envolve todas as propriedades rurais do país; (iii) a falta de uma base de dados sólida das áreas conservadas nos imóveis rurais; somadas à (iv) dependência exclusiva de recursos orçamentários públicos para realização das atividades de fiscalização e monitoramento, o que enfraquece o poder de polícia do Estado, responsável por controlar todas as propriedades rurais brasileiras.

Nesse cenário de elevada exigência regulatória, falta de incentivos econômicos e limitada capacidade institucional dos órgãos ambientais e do poder público de maneira geral em fazer cumprir a lei e assegurar os direitos de propriedade definidos em seu favor, produtores rurais não possuem os incentivos necessários para cumprir a lei.

A análise dos custos de transação do Código Florestal brasileiro e do *Conservation Easements* mostrou diferenças significativas nas etapas de implementação, administração e suporte, monitoramento e cumprimento.

A etapa de implementação possui custos de transação significativos em ambos os instrumentos, pois implica na alteração dos direitos de propriedade que estavam em vigor antes do instrumento de gestão ambiental entrar em vigor; porém, no *Conservation Easements*, pelo fato do instrumento ser voluntário, tais custos tendem a ser inferiores aos de um instrumento de regulação compulsório, como é o Código Florestal.

A administração e suporte no Código Florestal representa uma limitação, pois as entidades ambientais federais e estaduais ainda não dispõem de uma base de dados robusta a respeito da situação ambiental em nível de propriedade rural. Tal situação tende a melhorar com o funcionamento do CAR, porém sua implementação foi adiada em mais de uma ocasião, apesar de estar em vigor desde maio passado.

Existem problemas de assimetria de informação que dificultam o monitoramento e, em consequência, afetam os custos de transação, e representam, portanto, um risco ao bom funcionamento do CAR. Os resultados obtidos na avaliação das etapas de monitoramento e cumprimento foram em linha com os de outros estudos (Mc Cann, 2005 e Krutilla, 2011); apontando que instrumentos mais flexíveis à realidade dos mercados possuem custos de monitoramento e cumprimento inferiores que aqueles mais rígidos.

Esse tipo de análise qualitativa dos custos de transação tem sido utilizado por outros autores (Mc CANN *et al.*, 2005; COGGAN *et al.*, 2010; e COGGAN *et al.*, 2013) em virtude das limitações operacionais de se mensurar tais custos de forma quantitativa, especialmente os custos incorridos pelos agentes públicos. Embora exista um número razoável de publicações apontando mecanismos e recomendações para se mensurar quantitativamente esses custos (PANNEL *et al.* 2013; GARRICK *et al.* 2013), nenhum caso estima os benefícios da vegetação nativa, somente recursos hídricos, atmosféricos ou do solo.

O *first-best* apontado pela literatura para comparar instrumentos de gestão é trazer para a mesma métrica os custos de transação (privados e públicos) e os custos de abatimento, e compará-los com os benefícios (privados e sociais) de cada instrumento em uma ACB, ou então comparar somente os custos, assumindo-se que os instrumentos implicam no mesmo nível de bem-estar, optando-se pelo critério da efetividade (KRUTILLA e KRAUSE, 2011).

Optou-se nesse trabalho pela opção *second-best* em função da indisponibilidade de dados suficientes para montar uma ACB. **Tal escolha possui suas limitações empíricas e metodológicas, porém ainda permite uma análise robusta dos componentes dos custos de transação, o que facilita a compreensão do que esses custos representam de fato e qual o seu papel no resultado dos instrumentos analisados nessa dissertação.**

Os resultados da aplicação da MACT aos instrumentos CE e CF permitiram aceitar a hipótese de que os custos de transação podem explicar a ineficácia do CF brasileiro, e sua aplicação nessa dissertação pode servir de base para a utilização dessa ferramenta na análise (*ex ante* ou *ex post*) de outros instrumentos de gestão ambiental.

Uma limitação desse trabalho é a ausência da aplicação de questionários como ferramenta para dar suporte à análise dos custos de transação, conforme se observa em Coggan *et al.* (2013). Esse tipo de ferramenta possui a virtude de gerar dados primários, o que em si pode representar uma vantagem, quando há questionários bem formulados e conduzidos, além de possibilitar reduzir o viés pessoal da pesquisa, fortalecendo a discussão com outros grupos de interesse relevantes.

Não se optou nesse trabalho pela utilização desse tipo de técnica devido à baixa adesão a questionários pelos entrevistados observada em outros estudos (MORAIS, 2000; REZENDE, 2014), tendo como foco dessa pesquisa a observação dos dados secundários de fontes críveis (Censo Agropecuário do IBGE e Conservation Easements Database). **Assim, manteve-se o foco da análise na estrutura e no arranjo institucional dos instrumentos analisados**

nesta dissertação e o seu impacto em termos de custos de transação dos instrumentos CE e CF.

Krutilla e Krause (2011) argumentam que a definição dos direitos de propriedades por meio da regulação via comando e controle deve ser analisada com cautela por gestores e formuladores de política pública. A regulação implica definir de maneira exógena a alocação de recursos, nesse caso, as áreas de vegetação nativa, tanto via preços, quanto sua quantidade. Ou seja, define-se unilateralmente o preço das áreas conservadas (aceita-se a hipótese de que o benefício da conservação é superior ao seu custo, em uma parcela da propriedade rural em todo território nacional) e qual a quantidade que o mercado deve alocar dessas áreas, por meio de um padrão (o percentual destinado a RL em cada imóvel rural). Segundo os autores, esse tipo de definição exógena dos direitos de propriedade pode trazer riscos significativos quanto à eficácia desses instrumentos, que é o que se observa na prática com o Código Florestal.

No caso do CE, os agentes ofertantes e demandantes tendem a encontrar um nível de alocação de áreas conservadas compatível com os interesses desses agentes, por um determinado preço para essas áreas, que será especificado em função da escassez desses recursos. Nesse sentido, o “preço” para essas áreas é definido endogenamente e só participariam do mercado aqueles agentes interessados em uma transação mutuamente benéfica. Esse argumento ganha maior relevância ao se avaliar a especificidade de cada área de vegetação conservada, em virtude do tipo de fauna e flora que habitam essas áreas. A MACT mostra que a solução de mercado (via contratos) possui custos de transação inferiores, o que sugere sua aplicação como um possível complemento da alternativa de comando e controle e de outros instrumentos econômicos.

O CE tem sido alvo de críticos quanto a sua eficácia em conservar a vegetação, pois baseia-se essencialmente em um instrumento voluntário. Alguns autores argumentam que o CE não impõe regras duras o bastante para garantir a conservação da natureza, compensando excessivamente o produtor rural por adotar um comportamento um pouco melhor que o “normal” e longe de ser o ótimo em termos ambientais (RISSMAN *et al.*, 2007). Não obstante, o CE está

inserido na categoria de instrumentos voluntários de gestão ambiental, não excluindo a existência de outros e funcionando como um complemento aos instrumentos vigentes (ICC; taxas, subsídios, permissões negociáveis etc). Nesse sentido, sua existência possibilita que os produtores rurais tenham seu custo de oportunidade compensado, além de ser o único instrumento capaz de revelar as preferências dos indivíduos quanto a conservação, devido à definição endógena do preço e da quantidade de área a ser conservada. Diante dos resultados tradicionalmente ineficazes dos instrumentos de comando e controle para gestão de áreas privadas, ignorar o CE não parece ser uma decisão racional do ponto de vista econômico.

Complementarmente, a literatura aponta que o **CE tem sido eficaz em selecionar áreas de importante valor ecológico e mantê-las conservadas**, embora ainda existam limitações quanto a efetividade dessas áreas em preservar a fauna e flora ameaçada de extinção (RISSMAN *et al.*, 2007 e KIESECKER *et al.*, 2007). Tal limitação, segundo os autores, se deve não ao instrumento em si, mas sim na dificuldade operacional de se mensurar quantitativamente e qualitativamente a presença de espécies da fauna e flora ameaçadas nas áreas ocupadas pelo CE. A maioria dos trabalhos utiliza imagens de satélite, quando na verdade seria necessário para esse tipo de experimento visitas *in loco* e obtenção de dados primários.

Esse tipo de experimento, com visitas *in loco*, ainda tem sido pouco utilizado¹⁴ por biólogos e demais pesquisadores. Não obstante, sua importância tem sido reconhecida pela literatura científica. Em particular, os trabalhos mais recentes analisando imagens de satélite têm apontado uma correlação das áreas destinadas ao CE com áreas de importante valor biológico (parques, reservas,

¹⁴ Os trabalhos com visita *in loco* ainda são escassos devido aos elevados custos para realização desse tipo de experimento, especialmente relacionados ao esforço experimental de acompanhar as espécies da fauna e flora por um longo período de tempo, além das limitações operacionais em termos de transporte e acesso às áreas preservadas. Não obstante, o Departamento de Florestas e Vida Silvestre dos EUA (*Forest and Wildlife Service*) faz um importante trabalho de geração de dados primários a respeito dessas espécies ameaçadas. Langpap e Kerkvliet (2012), utilizando em seus modelos a base de dados do FWS, fazem importantes descobertas e conclusões quanto aos resultados dos instrumentos de preservação nos EUA.

etc), o que sugere um viés ambiental das entidades que adquirem o direito sobre essas áreas (RISSMAN *et al.*, 2007 e KIESECKER *et al.*, 2007).

A área coberta pelo CF brasileiro em 2006 (46,8 milhões de hectares) é cerca de 5 vezes superior à do *Conservation Easements* em outubro de 2015 (9,52 milhões de hectares). Entretanto, existem fatores que devem ser levados em consideração antes de se tirar conclusões a respeito da eficácia dos instrumentos, o que requer cautela ao se fazer esse tipo de comparação: (i) o CE é um instrumento voluntário de conservação em propriedades rurais, enquanto o CF é um instrumento compulsório, cujo percentual de cumprimento é significativamente inferior ao que estabelece a legislação; (ii) a área agricultável de ambos os países deve ser levada em consideração, assim como o seu estágio de desenvolvimento; e também (iii) a questão fundiária, uma vez que os Estados Unidos sempre foram uma nação defensora da propriedade privada, enquanto o Brasil enfrentou e ainda enfrenta problemas graves quanto a propriedade da terra, sendo o mais notório a situação da reforma agrária, que nunca foi de fato realizada.

Nesse sentido, a comparação da área ocupada com cada um dos instrumentos não parece ser um indicador adequado para análise de suas eficácias.

Cunha (2010) argumenta que a sociedade brasileira, ao aprovar e defender o CF, deseja que os benefícios ambientais da conservação sejam providos única e exclusivamente às custas dos produtores rurais. Esse desejo da sociedade seria tão somente um desejo, estando longe de ser expresso em uma curva de demanda ou de apresentar um valor de DAP maior do que zero. Segundo o autor, diante da realidade brasileira uma proposta de política pública para gestão ambiental de propriedades privadas seria um esquema de taxas e subsídios, definido de acordo com a preferência dos estados pela conservação ou pelo desenvolvimento, variando de x a $-x$, em que os produtores deveriam pagar x onde a unidade da federação decida por priorizar a produção agropecuária ou receber $-x$ onde fosse mais desejável a conservação. Segundo o autor, seriam necessárias mudanças na legislação tributária do país para que

essa proposta fosse adiante, pois enfrentaria resistências significativas no âmbito político, porém este seria o preço para se atingir a eficácia da conservação da vegetação nativa em propriedades privadas.

O CE possui a vantagem de ser um instrumento voluntário, cuja participação do Estado nas decisões quanto ao uso do solo é mínima. Nesse sentido, quando comparado ao esquema pigouviano proposto por Cunha (2010), o CE tende a revelar as preferências dos indivíduos (DAP) e a atribuir uma alocação dos recursos de forma endógena via sistema de preços. Além disso, os custos de monitoramento do CE recaem em maior parte sobre os agentes privados, o que justifica ao menos uma tentativa de se utilizar o instrumento no Brasil. Nesse caso, o CE serve de complemento aos instrumentos brasileiros, embora sua coexistência com o CF possa ser um tanto controversa. Porém, nada impede que um esquema de taxas e subsídios nos moldes de Cunha (2010) possa ser utilizado de forma harmônica com o CE.

O CF de 2012 possui pontos positivos que merecem ser destacados, em termos de tentar reduzir os custos de transação desse instrumento de gestão ambiental, quando comparado a sua versão anterior. O CAR possui a virtude de induzir os produtores rurais a revelarem informações a respeito da vegetação nativa em suas propriedades. Não obstante, os incentivos oferecidos pelo CAR ainda não parecem ser suficientes para lidar com o problema da assimetria de informação. A impressão é de que o “porrete” é muito maior que a “cenoura”, ou seja, o incentivo de poder ter acesso a linhas de crédito especiais não parece ser suficiente quando comparado ao risco de sofrer alguma sanção pelas áreas desmatadas em desconformidade com a legislação. Apesar do número de imóveis cadastrados ser significativo, principalmente na região norte (SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO, 2016), deve-se moderar as expectativas quanto à veracidade dessas informações.

Outro ponto que merece ser destacado no novo CF é a ampliação da possibilidade de os produtores rurais compensarem seus passivos ambientais no mesmo bioma, algo que ficava restrito à mesma bacia hidrográfica na versão anterior do CF. Por meio do instrumento Cota de Reserva Ambiental – CRA,

viabilizou-se uma demanda dos produtores rurais, a de poderem compensar as áreas desmatadas em seus imóveis em regiões de menor aptidão agrícola e consequentemente a um menor preço. Por meio do registro dessas cotas nos sistemas oficiais de registro de imóveis e por meio da implementação de um registro único contemplando informações dos órgãos ambientais em nível federal, estadual e municipal em um único cadastro (CAR), espera-se fomentar um mercado eficiente para tais cotas.

Espera-se conseguir padronizar as informações a ponto de viabilizar a negociação desses títulos em sistemas de bolsas de mercadorias de âmbito nacional ou em sistema de registro e de liquidação financeira de ativos. O funcionamento eficiente desse mercado tende a reduzir de forma significativa os custos de transação para a compensação dos passivos ambientais de um número significativo de produtores rurais.

Mueller (2016) considera essenciais para redução do hiato entre a legislação *de facto* e a *de juri* do CF que haja a noção de direitos de propriedade bem definidos. Para o autor, tal objetivo pode ser atingido a partir do momento que o novo CF transmita credibilidade aos agentes econômicos. Mecanismos de mercado como a CRA podem reduzir os custos de transação de se fazer cumprir o CF e tornar crível o instrumento que o autor considera como o maior experimento de distribuição de terras do Brasil (*grand policy experiment*).

O novo CF contempla ainda a possibilidade de o Poder Público criar e incentivar mecanismos de pagamento por serviços ambientais. Nogueira (2016) nota que as experiências de Pagamentos por Serviços Ambientais – PSA brasileiras mostram uma demanda quase insignificante, representada quase exclusivamente pelo setor governamental. O autor analisa mecanismos de PSA envolvendo recursos hídricos, e nota que mesmo para este tipo de recurso ambiental cuja demanda tende a se expressar mais claramente em consequência de os benefícios potenciais serem mais tangíveis, a existência de distorções no mercado possibilita o caráter *free-rider* desses demandantes.

As recomendações para o surgimento de verdadeiros mercados de PSA implicam corrigir as distorções que “obrigam” os ofertantes a ofertarem “de

graça” esses serviços ambientais aos possíveis demandantes desses serviços, que, de acordo com a legislação vigente e falhas institucionais, são mantidos na condição de usuários desses serviços. Outra limitação do mecanismo de PSA no Brasil tem sido o foco no ofertante dos serviços ambientais e não nos serviços ambientais em si (NOGUEIRA, 2016).

Retomando a noção dos direitos de propriedade como um “conjunto de gravetos” (*bundle of sticks*) contemplada em Mueller (2016), o novo CF não altera de forma significativa a distribuição desses direitos entre os agentes econômicos, apesar de tentar reduzir os custos de transação sobre a manutenção desses direitos. Não obstante, ainda permanece sobre a chancela do Poder Público o controle sobre uma fração significativa da área dos imóveis rurais em todo território nacional, representada pelos instrumentos APP e RL.

É possível argumentar que no caso do CF, ao se escolher um instrumento que impõe exigências rígidas aos produtores o custo do seu monitoramento impõe sérias limitações quanto a sua eficácia. Nesse caso, aceita-se a hipótese desse trabalho de que os custos de transação (que entre os seus componentes possui o custo de monitoramento) explicam a baixa eficácia do Código Florestal.

No caso do CF, o *tradeoff* entre o grau de exigência do instrumento *ex ante*, em termos de direitos e obrigações dos produtores rurais, e o custo de monitoramento *ex post* do instrumento é outro ponto crucial mencionado pela literatura econômica (KRUTILLA e KRAUSE, 2011). O dilema do formulador de política pública se passa na escolha de um instrumento mais rígido, que impõe mudanças mais drásticas aos produtores rurais, e conseqüentemente implica maiores custos de monitoramento (um dos componentes dos custos de transação), ou em um instrumento mais flexível e conseqüentemente com menores custos para ser monitorado.

O uso da MACT neste trabalho demonstrou que essa técnica pode trazer resultados positivos quanto a escolha de instrumentos de gestão ambiental com base nos seus custos de transação. Existem limitações significativas quanto ao seu uso, talvez a maior parte delas associadas ao uso de variáveis qualitativas, porém sua utilização deve ser encorajada, caso se almeje encontrar soluções

eficazes para a gestão de recursos ambientais. A pesquisa com base nas recomendações da literatura científica e nas melhores práticas internacionais tende a contribuir para o aprimoramento dessa ferramenta e seu melhor uso por gestores e formuladores de política pública.

Considerações Finais

A literatura econômica tem sugerido complementos aos instrumentos de comando e controle na gestão de recursos ambientais, uma vez que eles tendem a apresentar elevados custos administrativos e desempenhos pouco satisfatórios quanto a sua eficácia, especialmente em países em desenvolvimento, cujos orçamentos das agências reguladoras do meio ambiente são limitados e concorrem com outras demandas da sociedade (saúde, educação, segurança, transporte, etc). Essa situação fica ainda mais desafiadora no que diz respeito à gestão da vegetação nativa em propriedades privadas. Nesses casos, os formuladores de política pública frequentemente enfrentam dilemas desafiadores, como a escolha de um instrumento mais rígido do ponto de vista ambiental, cuja implementação seja mais complexa, ou de um instrumento mais flexível, com maior aceitação por parte dos produtores rurais a serem regulados. Nesse sentido, ao analisar duas alternativas de política pública para gestão desses recursos ambientais, o Código Florestal brasileiro e o *Conservation Easements*, segundo o critério dos custos de transação, que abrange além dos custos administrativos, aspectos institucionais e específicos dos parâmetros ambientais, a alternativa via mecanismos de mercado apresenta vantagens suficientes para se defender sua implantação, ou pelo menos a avaliação de sua implementação em áreas-piloto.

Com base nos aspectos positivos do CE, mais precisamente sua vantagem comparativa em termos de custos de transação em relação ao CF, é possível listar algumas medidas para aprimorar o CF brasileiro, tornando sua implementação mais factível.

1. A primeira recomendação que se deve fazer é a **realização de um inventário da fauna e da flora em nível nacional, para subsidiar uma eventual definição de prioridades quanto a conservação em nível nacional**. Manter a obrigatoriedade da destinação de uma parcela fixa das propriedades rurais em todo o território nacional, conforme se observa na RL, torna os custos de monitoramento inviáveis. As APP, conforme descritas no próprio texto da lei, representam (ainda que na interpretação

dos legisladores) parcelas da propriedade rural que o valor biológico tende a suplantam o valor do uso para fins desenvolvimentistas. Tal pressuposto, embora não tenha sido testado empiricamente, aparentemente não enfrenta objeções sérias por parte dos grupos que representam os produtores rurais. Não obstante, a RL é considerada como uma interpretação por demais elástica dos princípios do uso social e da utilidade pública (CUNHA, 2010).

2. **O monitoramento dessas áreas consideradas prioritárias para a conservação deve ser aprimorado, permitindo que instituições credenciadas possam fazer auditorias dos contratos envolvendo a cessão de direitos de uso do solo**, nos moldes do CE. Se um instrumento nos moldes do CE vier a ser testado no Brasil, este tipo de arranjo institucional deve ser crucial para que o monitoramento não fique refém das limitações associadas às instituições brasileiras (falta de incentivos ao corpo técnico dos órgãos ambientais; falta de recursos orçamentários; utilização da máquina pública com finalidades políticas).
3. **Para que o mercado possa atribuir de maneira endógena um preço para as áreas de vegetação nativa, é necessário flexibilizar a lei**, pois esta afeta de maneira exógena o preço dessas áreas. Nesse sentido, a flexibilização da legislação ambiental induz a formação de um mercado para essas áreas e o nível de conservação a ser alocado vai ser determinado pela DAP da sociedade pela conservação.
4. Deve-se **abrir o mercado dessas áreas também para a demanda externa, capturando o máximo da DAP dos indivíduos pela conservação**. Dentre os benefícios que a vegetação nativa oferece, além dos estoques de carbono na biomassa das árvores, a biodiversidade sem dúvida deve ser considerada um benefício global, possuindo, portanto, agentes que dela desfrutam também no exterior e possivelmente possuem alguma DAP por ela.
5. **Em um primeiro momento, deve-se manter o CE funcionando somente por meio de transação de mercado via sistema de preços, restringindo seus benefícios somente a tais transações**. Devido às peculiaridades do sistema tributário brasileiro, os benefícios fiscais contemplados pelo CE devem ser tratados em um nível de detalhamento

maior antes de serem implementados por aqui. Apesar de representarem um incentivo significativo aos produtores rurais nos EUA, existem situações que devem ser contempladas com cautela para a realidade brasileira, a fim de não comprometer o potencial de utilização do instrumento no Brasil.

Legisladores, gestores e demais formuladores de política pública devem estar atentos quanto a eficácia da lei, pois quando a lei não é cumprida, como no caso do Código Florestal brasileiro (e alguns instrumentos de comando e controle), consequências incertas e irreversíveis podem surgir a partir de mudanças no nível de tecnologia, da opinião pública ou do ambiente institucional de um país. Esses fatores podem alterar o equilíbrio nos mercados de forma a induzir alocações inesperadas dos recursos em caso de lei não cumprida. Como tais consequências geralmente são imprevisíveis, esta lacuna deixada entre o que determina a lei *de juri* e o que é cumprido na prática *de facto* tende a ser problemática. Esse efeito da “dependência do caminho” (*path dependence*), conforme abordado em Alston e Mueller (2007), deve ser levado em conta, especialmente no caso de instrumentos de gestão ambiental que não cumprem o seu papel de mudar o comportamento de agentes econômicos, que é o objetivo central da existência da lei.

A análise dos custos de transação de instrumentos de gestão ambiental tende a ser uma ferramenta promissora no processo de tomada de decisão, tanto no âmbito legislativo, quanto no ambiente regulatório das agências e órgãos ambientais federais e estaduais. Embora seja reconhecida a limitação operacional de se mensurar tais custos, um passo importante nesse momento para se aprimorar o processo de tomada de decisão seria o de incluir os custos administrativos dos órgãos de fiscalização em uma situação *com* e *sem* o instrumento, avaliando o seu peso no orçamento público. Os custos de transação não se limitam nos custos administrativos dos entes públicos, porém a mensuração destes representa um importante passo inicial, podendo evoluir gradativamente até uma análise do tipo *first-best* de incluir os custos de transação em uma ACB, e então escolher o instrumento de gestão com base nesse critério.

A mensuração dos custos de transação ainda possui limitações empíricas e metodológicas, que podem ser solucionadas por meio de pesquisas e estudos complementares. Existe uma literatura científica crescente apontando sugestões para se medir tais custos no processo de tomada de decisão *ex ante* e ainda na avaliação do desempenho de instrumentos de gestão ambiental *ex post*, que serviu de inspiração para a realização dessa dissertação. Sugere-se como motivação para investigação futura, a análise quantitativa dos custos de transação de instrumentos de gestão ambiental voltados para a conservação da vegetação nativa e da biodiversidade, de forma análoga a observada em outros recursos ambientais, notadamente recursos hídricos e qualidade do ar.

A área de pesquisa representada pela interface entre direito e economia, em especial a “teoria dos contratos” tem recebido recentemente importante reconhecimento da comunidade acadêmica, conforme se pode observar na conquista do prêmio Nobel de economia do presente ano para os trabalhos de Oliver Hart e Bengt Holmström que analisam os impactos econômicos de aspectos legais contemplados em contratos no comportamento de indivíduos e corporações. Os autores observam, entre outras situações, problemas na relação agente-principal associados aos contratos de grandes corporações e seus dirigentes, com consequências negativas para o desempenho dessas corporações. É possível levantar como sugestão para novos estudos a investigação da relação agente-principal entre agências governamentais e seu corpo técnico em fazer valer os direitos de propriedade atribuídos pela lei ao Estado, em comparação com organizações privadas em que os direitos de propriedade sobre os recursos ambientais são privados e definidos por meio da negociação via mercados e os agentes são os doadores dessas entidades, interessados na conservação ambiental.

Referências bibliográficas

ALLEN, D. W. What are Transaction Costs? **Research in Law and Economics**, vol. 14, p. 1 – 14, 1991.

ALSTON, L. J.; MUELLER, B., Legal Reserve Requirements in Brazilian Forests: Path Dependent Evolution of *De Facto* Legislation. **Economia**, Brasília (DF), v. 8, n. 4, p. 25 – 53, Dez 2007.

BAYLIS, K.; PELOW, S.; RAUSSER, G. e SIMON, L., Agri-environmental policies in the EU and United States: a comparison. **Ecological Economics**, v. 65, p. 753 – 764, 2008.

BANERJEE, P. e SHOGREN, J. F. Material interests, moral reputation, and crowding out species protection land. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 63, p. 137 – 149, 2012.

BECKER, G. S. Crime and Punishment: An Economic Approach IN **Essays in the Economics of Crime and Punishment**, BECKER, G. S.; LANDES, W. M. NBER, p. 1-54, 1974. Disponível em: <<http://www.nber.org/chapters/c3625>>. Acesso em: 16 mai 2016.

BOYD, J.; CABALLERO, C.; SIMPSON, R. D. **The Law and Economics of Habitat Conservation: Lessons from an Analysis of Easement Acquisitions**. Resources for the Future, Washington, D.C. 45p, 1999.

BRASIL. Constituição (1988). Constituição da República Federativa do Brasil: promulgada em 5 de outubro de 1988. São Paulo: Saraiva, 2009.

_____. Lei n. 12.651 de 25 de maio de 2012. *Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa e dá outras providências*. Brasília – DF. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm> Acesso em: 30 jun 2016.

BROMLEY, D. W. Property rules, liability rules, and environmental economics, **Journal of Economic Issues**, Vol. XII, n. 1, mar 1978.

BROWN JR, G. M. e SHOGREN, J. F. Economics of the Endangered Species Act. **Journal of Economic Perspectives**, v. 12, n° 3, p. 3-20, 1998.

BYERS, E.; PONTE, K. M., **The Conservation Easement Handbook**. 2ª edição. Trust for Public Land, San Francisco, and Land Trust Alliance, Washington, D.C, 2005.

CALABRESI, G.; MELAMED, A. D. Property rules, liability rules and inalienability: one view of the Cathedral. **Harvard Law Review**, Vol. 85, n. 6, abr. 1972.

CHIARETTI, Daniela. O Código Florestal, os prazos e os corvos. **Valor Econômico**, São Paulo, 04 abr. 2016. Disponível em:

<<http://www.valor.com.br/brasil/4509330/o-codigo-florestal-os-prazos-e-os-corvos>>. Acesso em: 04 abr. 2016.

COASE, R. H., The problem of social cost, **Journal of Law and Economics**, Vol. 3, 1960, p. 1-44.

COGGAN, A.; WHITTEN, S. M.; BENNETT, J. Influences of transaction costs in environmental policy. **Ecological Economics**, v. 69, n. 9, p. 1777-1784, 2010.

COGGAN, A. et al. Factors that influence transaction costs in development offsets: Who bears what and why? **Ecological Economics**, v. 88, p. 222 – 231, Apr. 2013.

CUNHA, A. S. **Agricultura e meio ambiente: uma contribuição ao projeto do novo Código Florestal**. Consultoria Legislativa da Área X: Agricultura e Política Rural. *Câmara dos Deputados*, Brasília – DF, 2010, 23 p.

DAHLMAN, C. J. The problem of externality, **Journal of Law and Economics**, Vol. 22, n. 1, abr. 1979, p. 141-162.

DEMSETZ, H. Toward a Theory of Property Rights, **The American Economic Review**, Vol. 57, Nº. 2, 1967, p. 347-359.

DORSCHNER, T.; MUSSHOFF, O. How do incentive-based environmental policies affect environment protection initiatives of farmers? An experimental economic analysis using the example of species richness. **Ecological Economics**, V. 114, p. 90 – 103, jun 2015.

GARRICK, D.; WHITTEN, S. M.; COGGAN, A. Understanding the evolution of water markets and allocation policy: A transaction cost analysis framework. **Ecological Economics**, v. 88, p. 195 – 205, 2013.

GRAINGER, C. A. e COSTELLO, C. J. Capitalizing property rights insecurity in natural resources assets, **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 67, p. 224 – 240, 2014.

HARDIN, Garrett. The Tragedy of the Commons. **Journal of Natural Resources Policy Research**, v. 1, n. 3, p. 243-253, 2009.

HIRAKURI, S. R. **Can law save the forest? Lessons from Finland and Brazil**. Center for International Forestry Research, 2003, 121 p.

IGARI, A. T.; PIVELLO, V. R. Código Florestal Brasileiro: Irmãos como Caim e Abel? **Ambiente & Sociedade**, Campinas, V. XIV, n.1, p. 133 – 150, 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Agropecuário: Brasil, grandes regiões e unidades da federação**. Rio de Janeiro: MPOG, 2009.

IPEA. Código florestal: Implicações do PL 1876/99 nas Áreas de Reserva Legal. **Comunicados do IPEA**, n. 96, junho de 2011. Disponível em <www.ipea.gov.br>. Acesso em 20 de janeiro de 2016.

JUUTINEN, A.; MÖNKKÖNEN, M.; e YLISIRNIÖ, A. Does voluntary conservation program result in a representative protected area network? The case of Finnish privately owned forests. **Ecological Economics**, v. 68, p. 2974-2984, 2009.

KIESECKER, J. M. *et al.* Conservation Easements in Context: a Quantitative Analysis of Their Use by The Nature Conservancy. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 5, n. 3, p. 125 – 130, Abr. 2007.

KNEESE, A. V. Environmental Pollution: Economics and Policy, **The American Economic Review**, Vol. 61, Nº. 2, mai., 1971, p. 153-166.

KRUTILLA, K.; KRAUSE, R. Transaction Costs and Environmental Policy: An Assessment Framework and Literature Review. **International Review of Environmental and Resources Economics**, v. 4, p. 261 – 354, 2011.

LANGPAP, C. Conservation of endangered species: Can incentives work for private lanowners? **Ecological Economics**, v. 57, p. 558 – 572, 2006.

LANGPAP, C. e KERKVLIT, J. Endangered species conservation on private land: Assessing the effectiveness of habitat conservation plans, **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 64, p. 1 – 15, 2012.

LARSON, B. A., & BROMLEY, D. W. Property Rights, Externalities, and Resource Degradation: Locating the Tragedy, **Journal of Development Economics**, Vol. 33 Nº 2, p. :235-62.

LAWLEY, C. e YANG, W. Spatial interactions in habitat conservation: Evidence from prairie pothole easements. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 71, p. 71-89, 2015.

LIPPMAN, J. O. Exacted Conservation Easements: The Hard Case of Endangered Species Protection. **Journal of Environmental Law and Litigation**, V. 19, p. 293 – 355, 2004.

_____. Changing Property in a Changing World: A Call for the End of Perpetual Conservation Easements. **Stanford Environmental Law Journal**, V. 30, p. 121 – 173, 2011.

LOURIVAL, R. et al. Getting fourteen for the price of one! Understanding the factors tha influence land value and how they affect biodiversity conservation in central Brazil, **Ecological Economics**, v. 67, p. 20 – 31, 2008.

LUCHIEZI JR., A. **Pecuária e Desmatamento na Amazônia – O custo de Oportunidade Ambiental da Pecuária no Sudeste Paraense: Estimativas em Nível de Propriedade Rural**. Dissertação (Mestrado em Gestão Econômica do Meio Ambiente), Universidade de Brasília, Brasília – DF, 2006, 106 f.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO (Brasil). Financiamento Rural – Programação e Aplicação de Recursos: Safras 2010/2011 e 2011/2012. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/arg_editor/file/Politica_Agricola/GACR%2020112_012DEZEMBROEUNIAO.pdf>. Acesso em: 29 jun 2016.

Mc CANN, L., Colby, B., EASTER, K., KASTERINE, A., KUPERAN, K., 2005. Transaction cost measurement for evaluating environmental policies. **Ecological Economics**. v. 52, p. 527–542, 2005.

Mc CANN, L. Transaction costs and environmental policy design, **Ecological Economics**, Vol. 88, p. 253-262, 2013.

MORAIS, D. T. B. M. **A eficácia da lei de crimes ambientais: uma avaliação qualitativa**. Dissertação (Mestrado em Gestão Econômica do Meio Ambiente), Universidade de Brasília, Brasília – DF, 2000, 100 f.

MUELLER, B. Key Issues for Property Rights in Brazil: Implications for the Forest Code, **Climate Policy Initiative**, Pontífica Universidade Católica – RJ, Rio de Janeiro, 2016, 48f.

_____. Property Rights and the Evolution of a Frontier, **Land Economics**, Vol. 73, Nº 1, 1997, p. 42-57.

MUELLER, B. P. M.; ALSTON, L.; LIBECAP, G. Property Rights to Land and Land Reform: Legal Inconsistencies and The Sources of Violent Conflict in the Brazilian Amazon. **Journal of Environmental Economics and Management** , v.4, 2000, p. 1-22.

NOGUEIRA, J. M. Mercado ou Governo? O dilema dos esquemas de pagamentos por serviços ambientais no Brasil. Instituto de Estudos e Pesquisas Sociais e do Agronegócio, **Relatório de inteligência**, 2016, 29p.

NATIONAL CONSERVATION EASEMENT DATABASE, **NCED at a Glance**, West Linn, Oregon, US, 2016. Disponível em: <<http://www.conservationeasement.us/>> Acesso em: 28 jun. 2016.

OLIVEIRA, S. M. J.; BACHA, C. J. C. Avaliação do cumprimento da reserva legal no Brasil. **Revista de Economia e Agronegócio**, v.1, n. 2, p.177- 203, 2003.

OSTROM, E. **Governing the commons: The evolution of institutions for collective action**. Cambridge university press, 1990.

PANNELL, D. J., Public Benefits, Private Benefits, and Policy Mechanism Choice for Land-Use Change for Environmental Benefits, **Land Economics**, Vol. 84, Nº 2, 2008, p. 225-240.

PANNEL, D. J. et al. Improving environmental decisions: A transaction-costs story, **Ecological Economics**, v. 88, p. 244 – 252, 2013.

PERMAN, R., **Natural resource and environmental economics**. Pearson Education, 2003.

POLASKY, S. e DOREMUS, H., When the truth hurts: Endangered Species Policy on Private Land with Imperfect Information, **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 35, p. 22 – 47, 1998.

RIGONATTO, C. A. **Quem paga a conta? Subsídios e Reserva Legal: Avaliando o Custo de Oportunidade do Solo**. Dissertação (Mestrado em Gestão Econômica do Meio Ambiente), Universidade de Brasília, Brasília – DF, 2006, 120 f.

RISSMAN, A. R. *et al.* Conservation Easements: Biodiversity Protection and Private Use. **Conservation Biology**. V. 21, n. 3, p. 709 – 718, 2007.

SCHLAGER, E. & OSTROM, E. Property-Rights Regimes and Natural Resources: A Conceptual Analysis, **Land Economics**, Vol. 68, Nº 3, 1992, p. 249-262.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO, **Boletim Informativo CAR – mai. 2016**, Brasília, 2016. Disponível em: <<http://www.florestal.gov.br/cadastro-ambiental-rural/numeros-do-cadastro-ambiental-rural>>. Acesso em: 28 jun. 2016.

SIQUEIRA, C. S. A. **Aspectos Econômicos da Conservação em Florestas em Terras Privadas: O Código Florestal e Reserva Legal na Amazônia**. Dissertação (Mestrado em Gestão Econômica do Meio Ambiente), Universidade de Brasília, Brasília – DF, 2004, 129 f.

SNOWAREVSKI, M. M. **Permissões Negociáveis para Corte Raso em Reserva Legal: Uma Avaliação da Aplicabilidade no Arco do Desflorestamento da Amazônia**. Dissertação (Mestrado em Gestão Econômica do Meio Ambiente), Universidade de Brasília, Brasília – DF, 2014, 94 f.

SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESSO DA CIÊNCIA (Brasil), **O Código Florestal e a Ciência: Contribuições Para o Diálogo**. SBPC, 2ª Ed. São Paulo, 2012, 294 p.

SOUZA, M. R. C. **Conformidade da Política Nacional de Recursos Hídricos: limites impostos ao uso da cobrança pelo lançamento de efluentes**. Dissertação (Mestrado em Gestão Econômica do Meio Ambiente), Universidade de Brasília, Brasília – DF, 2014, 116 f.

STAVINS, R. N., Transaction Costs and Tradable Permits, **Journal of Environmental Economics and Management**, Vol. 29, p. 133-148, 1995.

STERNER, T., CORIA, J. **Policy Instruments for Environmental and Natural Resource Management**. New York, NY: RFF Press, Routledge. 2nd Edition, 2012.

ZERBE Jr., R. O. e McCURDY, H. E. The Failure of Market Failure, **Journal of Policy Analysis and Management**, Vol. 18, N. 4, p. 558–578, 1999.