FUNDAÇÃO GETÚLIO VARGAS

ESCOLA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECONOMIA – EPGE

VISÃO ECONÔMICA SOBRE O DESMATAMENTO NA AMAZÔNIA

O PAPEL DA ILEGALIDADE E OS MECANISMOS PÚBLICOS PARA A PRESERVAÇÃO DA FLORESTA

LUIS ALBERTO DA CUNHA SAPORTA

Rio de Janeiro

2008

Livros Grátis

http://www.livrosgratis.com.br

Milhares de livros grátis para download.

FUNDAÇÃO GETÚLIO VARGAS

ESCOLA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECONOMIA – EPGE

VISÃO ECONÔMICA SOBRE O DESMATAMENTO NA AMAZÔNIA

O PAPEL DA ILEGALIDADE E OS MECANISMOS PÚBLICOS PARA A PRESERVAÇÃO DA FLORESTA

Dissertação submetida à Escola de Pós-Graduação em Economia
da Fundação Getulio Vargas como requisito para a obtenção do título de Mestre em Economia

Banca Examinadora:

Carlos E. Ellery da Costa (EPGE-FGV)

Afonso A. de Mello Franco Neto (EPGE-FGV)

Carlos Eduardo F. Young (IE-UFRJ)

LUIS ALBERTO DA CUNHA SAPORTA

Rio de Janeiro

2008

Agradecimentos

Agradeço ao professor Carlos Eugênio por se dispor a enfrentar o desafio de juntar economia e meio ambiente comigo. Agradeço também ao professor Carlos Young pelas correções que me possibilitou melhorar a qualidade desse trabalho. Agradeço a Flavia pela companhia e pela força, importantes para a conclusão desse mestrado, e Toni, Ana, Mário e Salete pelo apoio de sempre.

RESUMO

Nesse trabalho, estudamos o papel que a percepção de impunidade tem sobre os agentes que escolhem invadir áreas públicas na Amazônia para explorar de forma predatória os recursos florestais e ocupar a terra. Para isso, foi desenvolvido um modelo microeconômico de escolha sob incerteza, em que os fazendeiros comparam os *payoffs* provenientes da invasão ou de seguir a lei. O payoff da invasão foi calculado do ganho/perda resultante de ser pego ou não no ato ilegal, pesando as probabilidades de cada um desses eventos ocorrer (que é função dos gastos do governo com fiscalização na região). Em seguida, foi calculado a quantidade ótima de gastos do governo em fiscalização, levando em conta um governo interessado em maximizar a produção agropecuária regional, já que, por um lado, o desmatamento resulta em maior disponibilidade de terra para o setor agropecuário, porém, por outro, diminui a produtividade dado seu impacto sobre a qualidade ambiental. Depois, fazemos uma analise sobre desenho de mecanismo e desmatamento, desenvolvendo o melhor mecanismo direto de um Equilíbrio de Nash no jogo de informação perfeita, para em seguida descrever as opções de mecanismos possíveis para o governo brasileiro lidar com o desmatamento na Amazônia.

Palavras-Chave: economia ambiental; Floresta Amazônica; desenho de mecanismo.

ABSTRACT

In this work, we study the role that the perception of law enforcement has in agents' decisions to invade public areas and explore in a predatory way the forest within. We developed a microeconomic model of choice under uncertainties, in which farmers compare their payoff of invasion with their payoff of following the rules. The payoff of invasion is calculated from the gain/loss resulted of being caught or not in this process, weighed by the probability of each event, which is a function of the government spending in law enforcement institutions. Following this, we calculate the ideal amount of government spending in order to achieve the maximum yield in the agricultural sector, as deforestation results in more land, but also decreases the productivity of the sector. Then, we make an analysis of mechanism design and deforestation, deriving the best direct mechanism from a Nash Equilibrium in a complete information game. Finally, we describe the real mechanisms that the Brazilian government has to reduce deforestation, and propose the ways these mechanisms can be used in different regions of the Amazon.

Keywords: enviromental economics; Amazon Forest; mechanism design.

Sumário

1 – Introdução.....6

2 – Revisão Bibliográfica.....9

2.1 – Modelos Locais.....10

2.2 – Modelos Regionais.....11

2.3 – Modelos Nacionais.....14

2.4 – Últimas Considerações.....22

3 – Modelo Teórico sobre o Desmatamento.....23

3.1 – Panorama Histórico.....23

3.2 – O Modelo.....25

3.3 – Estática Comparativa.....31

3.4 – Jogo entre Governo e Fazendeiros.....35

3.5 – Ajuda Internacional.....37

4 – Desenho de Mecanismos.....39

4.1 – Modelo de Desenho de Mecanismo contra o Desmatamento.....40

4.2 – Mecanismos Possíveis para a Preservação da Floresta.....46

5 – Conclusão.....54

6 – Bibliografia.....58

1. Introdução

A partir de meados da primeira década do século XXI, a taxa de desmatamento da Floresta Amazônica apresentou uma diminuição, que parecia indicar que o processo histórico de expansão da fronteira agrícola, associada à exploração ilegal de madeira, estava reduzindo sua intensidade. Porém, dados preliminares do INPE para o ano de 2008 indicam que a taxa novamente voltou a crescer nesse último período de medição.

Notícias da região sobre violência no campo aliada ao crescimento da pressão por novas terras agricultáveis, devido ao crescimento da demanda por alimentos e a expansão da utilização dos biocombustíveis como estratégia para lidar com o Aquecimento Global e com o aumento do preço do petróleo, parece indicar que o que ocorreu nos últimos anos foi simplesmente uma acomodação do processo, que agora pode voltar com a mesma intensidade de quatro anos atrás.

A disputa entre alguns governadores da região e o Ministério do Meio Ambiente para a definição de uma política pública para a preservação da floresta nos mostra que a dinâmica de expansão da fronteira agrícola ainda está mobilizando as forças políticas locais, o que é uma indicação de vigor.

Do ponto de vista puramente econômico, por que devemos preservar a Floresta Amazônica de uma destruição total que ampliaria bastante a dotação de terra para o setor agropecuário brasileiro? Que valor tem a floresta em pé para a sociedade brasileira?

Apesar da falta de mercado, as florestas prestam serviços ambientais que definitivamente têm valor para a sociedade brasileira. Como regulador do clima, como estoque de carbono fixado fora da atmosfera, ao participar da regularização dos cursos de água e como proteção do solo contra a erosão, a floresta contribui para a produtividade de vários setores da economia, além do bem-estar dos indivíduos. A falta de valoração desses serviços, que impossibilita o desenvolvimento dos mercados, acaba produzindo um nível de devastação florestal acima do que seria o ótimo social.

Nesse estudo faremos a simplificação de incluir somente a externalidade que a destruição florestal produz sobre a produtividade do setor agropecuário da região onde o processo se realiza. O desenvolvimento de mercados para esses serviços ambientais não será alvo das análises desse trabalho, mas uma pesquisa desse escopo seria complementar e de extrema importância, pois ajudaria na criação de uma nova indústria capaz de desenvolver a região da floresta sem os impactos negativos associados ao atual paradigma de crescimento econômico.

Nesse processo de expansão da fronteira agrícola sobre áreas florestais, o papel das instituições de governo é fundamental. Em nossa análise, a percepção da impunidade com os crimes ligados ao desmatamento é uma variável fundamental para explicar a escolha dos agentes em invadir terras publicas e desmatá-las. No Brasil, já existe uma legislação que protege a floresta contra essa devastação, porém, na maioria dos casos, faltam fiscalização e punição exemplar.

Levando em conta a situação brasileira, qual seria então a melhor maneira de proteger a floresta? Que tipos de incentivos o governo tem que criar para conseguir preservar a quantidade social ótima de floresta? Na economia, a teoria de desenho de mecanismos lida exatamente com esses tipos de questões. Assim, utilizaremos esse instrumental para avaliar as possibilidades que o governo tem a sua disposição.

Esse trabalho está dividido em três partes. Na primeira faremos uma revisão da literatura existente sobre modelos econômicos que expliquem o desmatamento de florestas tropicais. Com essa revisão, pretendemos primeiramente organizar o que foi feito até o presente nessa classe de modelos e, em segundo lugar, coletar informações necessárias para elaborarmos o modelo próprio, principalmente quanto às variáveis econômicas importantes para explicar a rentabilidade do setor agropecuário.

Na segunda seção, vamos desenvolver um modelo que pretende explicar a racionalidade por trás das escolhas dos agentes de invadir terras públicas e desmatar a floresta, sabendo do risco de serem pegos na ilegalidade e sofrerem sanções. Dessa forma, o gasto público em fiscalização é uma variável fundamental para a decisão dos agentes, já que ela define a probabilidade em que os *payoffs* podem ocorrer. Na expansão desse modelo, veremos qual é o gasto ótimo em fiscalização visto que o desmatamento provoca uma externalidade negativa sobre a produção agropecuária agregada, que pretende ser maximizada pelo governo. Também analisaremos a transferência internacional necessária (supondo que é de interesse da comunidade internacional) para que o governo estabeleça uma meta de desmatamento menor que o ótimo nacional.

Na última seção, discorreremos brevemente sobre a metodologia de desenho de mecanismo e apresentaremos um pequeno modelo, baseado em um trabalho de Baliga e Maskin (2002), para um mecanismo que gere incentivos capazes de conter o desmatamento

em nível ótimo, num ambiente de informação completa. Finalmente, identificaremos os mecanismos à disposição do governo brasileiro, no momento, para alcançar a política desejada para o desmatamento da Amazônia, descrevendo os incentivos criados por cada uma e sugerindo seus usos.

Mais importante que os resultados, esse trabalho tem como objetivo ajudar na inserção das questões ambientais na ciência econômica brasileira, país onde esses conhecimentos têm tantas interseções. A economia, enquanto ciência da escassez, tem muito a ajudar na solução dos grandes problemas ligadas ao uso e degradação dos recursos naturais. Nossos instrumentais podem contribuir no balizamento de políticas públicas que nos permitam ter um desenvolvimento econômico no presente, mas que não abra mão do futuro.

2. Revisão Bibliográfica

Nas últimas décadas, a crescente preocupação com os problemas ligados ao meio ambiente fez com que a demanda por políticas bem fundamentadas na área aumentasse. Seja por pressão de grupos sociais influentes ou por conscientização de homens públicos, a quantidade de modelos econômicos que pudessem balizar as políticas do setor ambiental cresceu a ponto de constituir novos ramos dentro da ciência econômica, denominados economia dos recursos naturais e economia ambiental.

A partir da década de 1970, com a primeira conferência realizada pelas Nações Unidas para tratar exclusivamente da questão ambiental (Estocolmo, 1972), as questões relacionadas ao meio ambiente não saíram mais da agenda política internacional. Desde então, a preocupação com o tema cresceu, aumentando o número de agentes diretamente relacionados com o desenvolvimento de soluções para a incompatibilidade entre crescimento econômico e preservação ambiental. Governos, ONGs e corporações se envolveram na questão ambiental para criar saídas para o dilema.

Dentro do enorme espectro de sub-ramos existentes na economia ambiental, esse trabalho focará na questão do desmatamento de florestas tropicais. Qual é a motivação para esse processo? Que agentes estão envolvidos e que relação existe entre eles?

Dois sumários sobre modelos desse escopo foram publicados nos últimos anos, com o intuito de reunir todos os estudos e colocar uma luz sobre as principais conclusões. O primeiro artigo, e mais importante, foi publicado por Angelsen e Kaimowitz (1998). O segundo, mais recente, foi publicado por Geist e Lambin (2001). O decorrer dessa seção é uma seleção dos principais resultados descritos nesses dois trabalhos.

Seguindo a definição de Angelsen e Kaimowitz (1998), o termo desmatamento será utilizado para descrever situações de remoção completa de cobertura vegetal no longo prazo. Nesse caso, não haverá distinção entre área de vegetação primária ou secundária.

Os primeiros modelos que tratam do assunto foram realizados nos anos de 1980. Porém, a maioria dos modelos criados para estudar o desmatamento em áreas tropicais foi produzida durante os anos 90 do século XX. Alguns exemplos dos primeiros trabalhos dessa literatura são Tucker e Richards (1983), Allen e Barnes (1985), Walker (1987), Williams (1990,1994), Brown e Pearce (1994), Bilsborrow (1994), Lambin (1994, 1997), Bawa e Dayanandan (1997,1998), Kaimowitz e Angelsen (1998) e Wunder (2000). Todos eles tinham como objetivo principal explicar as causas do desmatamento passado através da escolha de variáveis significativas, apesar de que modelos de previsão espacial (isto é, onde aconteceriam novos desmatamentos no futuro) e modelos que tentassem prever como

políticas públicas poderiam afetar o desmatamento futuro também foram desenvolvidos. Segundo Lambin (1997), esses objetivos muitas vezes se sobrepõem, porém modelos distintos e escolhas de variáveis em particular são mais efetivos para alcançar cada tipo de objetivo.

Angelsen e Kaimowitz (1998) dividem as variáveis dos diferentes modelos em cinco categorias:

a) Magnitude e localização do desmatamento: entra como variável dependente em modelos espaciais de desmatamento;

b) Agentes do desmatamento: referente aos indivíduos e instituições envolvidas na mudança do uso da terra. Como exemplo, temos população, preferências, dotações iniciais, conhecimentos e atributos culturais.

c) Variáveis de escolha: por definição são endógenas. Alocações de terra, trabalho e capital, migração e decisões tecnológicas e de consumo afetam na quantidade de floresta derrubada.

d) Parâmetros de decisão do agente: essas variáveis afetam diretamente a escolha dos agentes de derrubar ou não a floresta, mas são externas ao indivíduo que decide. Por isso, na maioria dos modelos, essas variáveis são exógenas. A exceção são modelos de equilíbrio geral. Como exemplo, podemos listar o preço dos produtos extraídos da floresta ou produzidos na terra (custo de oportunidade da floresta), custo da mão-de-obra, acessibilidade da terra, juros, restrições legais e risco.

e) Variáveis macro ou de política: Essas variáveis afetam as variáveis de escolha do agente, alterando a decisão do agente de derrubar a floresta indiretamente. Demografia, políticas públicas, preços internacionais, tendências macroeconômicas e tecnologia são alguns exemplos desse tipo de variável.

Os modelos podem ser diferenciados também pela escala dos dados utilizados, além do tipo de variável empregada. Seguindo com a divisão proposta por Angelsen e Kaimowitz (1998), temos três níveis de análise para o desmatamento: modelos locais, regionais e nacionais.

2.1 – Modelos Locais

A primeira categoria é constituída de modelos que utilizam dados locais sobre cada fazenda individualmente, tentado relatar o processo decisório dos agentes (chamado por Angelson e Kaimowitz de *Household and Firm-level Models*). A metodologia mais utilizada é a de maximização com restrição (Lagrangeano ou Kuhn-Tucker) sobre o retorno da decisão

de desmatar ou não. A maioria desses modelos prioriza a utilização de variáveis geofísicas como clima, topografia, qualidade do solo, vegetação natural, acesso a estradas e mercados, direito de propriedade e população. Vários desses modelos tratam população e acesso a estradas e mercados como variáveis endógenas e buscam controlar para isso. Modelos de regressão espacial (*spatial regression models*) são os mais comuns nessa escala, porém modelos de programação linear e simulações também já foram usados. Temos como exemplos os modelos de Angelson (1996), Bluffstone (1995), Maestad (1995), Mendelsohn (1994) e Mateo (1997).

Como principal resultado desses modelos podemos citar o impacto positivo na quantidade de desmatamento do aumento do preço das commodities, da redução do custo de transporte (proximidade de estradas), do aumento da produtividade na agricultura e do acesso aberto à terra (desmatamento garantindo propriedade). Como impacto negativo na quantidade de desmatamento, temos o aumento no preço dos fatores de produção (terra, capital, trabalho e insumos) e maiores taxas de desconto (Angelsen e Kaimowitz [1998]).

Na parte empírica, trabalhos de Foster *et al*. (1997), Godoy *et al*. (1996,1997), Holden (1991, 1993,1997), Monela (1995), entre outros para países tão diversos quanto Índia, Brasil, Zâmbia, Indonésia e Honduras, parecem comprovar os resultados dos modelos descritos acima. Variáveis ligadas ao preço de fatores, como salários, preço de insumos e crédito afetam o desmatamento da maneira esperada. Variáveis ligadas à produtividade, como qualidade do solo e preço de fertilizantes, também afetam o desmatamento de forma prevista. O mesmo acontece para custo de transporte e crescimento da população. A única variável com resultado ambíguo é preço das commodities que dependendo das hipóteses assumidas tem resultados contraditórios.

Esses modelos apresentam a melhor estrutura teórica entre todas as classes, pois tentam revelar a dinâmica do desmatamento através das decisões dos agentes. Definitivamente, a destruição florestal na Amazônia é fruto da ação de agentes individuais sem coordenação que no agregado provocam um grande dano para o meio ambiente. Apesar dos agentes serem influenciados por uma série de variáveis macro, sua escolha pessoal é o motor do desmatamento.

2.2 – Modelos Regionais

A segunda classe de modelos na divisão por escala de dados é a de modelos regionais (*Regional-level Models*). Dividida em três subcategorias (*Spatial Simulation Models, Spatial Regression Models, Non-Spatial Regression Models*), esses modelos buscam capturar

dinâmicas que atinjam os agentes de uma região inteira, ressaltando as variáveis comuns que afetam as decisões do desmatamento de cada pessoa.

Nos modelos tipo *Spatial Simulation*, como os de Bosquet et al. (1997) e Chomitz e Grifiths (1997), seus autores supõe que melhor acesso aos mercados e melhor qualidade do solo aumentam a probabilidade de desmatamento numa região para uso na agricultura. Além disso, o tamanho da população aumenta a magnitude do desmatamento (podendo ser ampliado ou reduzido devido a direitos de propriedade e tecnologia aplicada). Assim, eles simulam cenários alternativos para as variáveis, prevendo magnitudes e locais para o desmatamento. A principal vantagem desse tipo de modelo é que ele consegue não só prever a quantidade de terra desmatada como também sua distribuição geográfica.

Modelos do tipo *Spatial Regression* foram desenvolvidos por autores como Rosero-Bixby e Palloni (1996) para a Costa Rica e Mertens e Lambin (1997) para Camarões. Eles usaram modelos econométricos LOGIT e PROBIT, pois geralmente os modelos têm variáveis dependentes binárias como floresta/não-floresta. A maioria dos modelos relaciona as variáveis dependentes com a probabilidade de desmatamento de uma área entre o primeiro e o segundo período de observação. Os principais resultados se parecem com aqueles encontrados em modelos de *Household and Firm-level.* Áreas mais próximas às estradas têm maior probabilidade de serem desmatadas. Fragmentos de florestas têm risco maior de desaparecer que florestas em grandes áreas compactas, assim como áreas com boa qualidade do solo e clima mais seco têm maiores chances de serem derrubadas. Pobreza e desmatamento estão correlacionados, segundo o estudo de Deininger e Minten (1997) para o México.

Mertens e Lambin (1997) chegaram a probabilidades diferentes de desmatamento dependendo do processo associado. Nos subúrbios das cidades, o desmatamento tem um padrão circular e a distância das estradas e da cidade afeta fortemente a probabilidade de desmatamento das áreas analisadas. O padrão Corredor, associado à exploração ao longo de uma estrada, aponta para a relação entre a probabilidade de desmatamento e a fragmentação florestal, além da proximidade da estrada em questão. Porém, está pouco relacionada à distância da cidade mais próxima. Por último, o padrão de *desmatamento disperso*, associado ao pequeno desmatamento para agricultura de populações locais, mostra a forte correlação entre a probabilidade de desmatamento e a fragmentação florestal, enquanto que a distancia para cidades e estradas parecem influenciar fracamente.

Esses modelos apresentam dois problemas importantes (Angelsen e Kaimowitz [1998]). Primeiro, existe autocorrelação entre os dados, uma vez que áreas próximas a regiões desmatadas têm maior probabilidade de ser desmatada que áreas em regiões mais preservadas.

Isso afeta a estimação dos coeficientes e atrapalha a análise do impacto de cada variável no desmatamento. O segundo problema é o fato de que nesses modelos é difícil definir a direção da causalidade. Estradas podem ter contribuído para o desmatamento, mas também podem ter surgido por causa do desmatamento, assim como a densidade populacional.

Os modelos de regressão sem análise espacial (*Non-Spatial Regression Models*) não tem como objetivo entender a dinâmica geográfica do desmatamento, como padrões ou previsões de localidades mais susceptíveis. A análise está focada nas variáveis que explicam a quantidade de desmatamento de uma região. Existe uma boa quantidade de estudos feitos e podemos citar como exemplos Harrison (1991), Kummer (1992), Osgood (1994), Lombardini (1994), Katila (1995), Krutilla et al. (1995), Andersen (1996,1997), Pfaff (1997), Cropper et al. (1997) e van Soest (1998).

O resultado dos modelos tende a reforçar o conhecimento comum sobre o desmatamento (Angelsen e Kaimowitz [1998]). Em geral, eles concluíram que a indústria madeireira tem um impacto maior no sudeste asiático que no Brasil e que o avanço dos pastos é mais importante na explicação do desmatamento na América Latina. Também chegam a resultados parecidos com os modelos analíticos. De modo geral, maior população, maior preço das commodities, menores salários regionais, acesso a mercados, melhor qualidade do solo e terras mais planas afetam positivamente a quantidade do desmatamento. Porém, as conclusões para população e renda são diferentes dependendo das outras variáveis do modelo, como qualidade do solo, quantidade de estradas e demanda por alimentos. Essas variáveis tendem a zerar ou diminuir bastante o efeito da densidade demográfica no desmatamento. Quanto à renda, Deininger e Minten (1996) encontraram menor desmatamento em regiões mais ricas do México que em regiões pobres, mas essas regiões tinham características particulares, como grande proporção de pastagens e pouca área florestal remanescente. Os resultados para preço das commodities, acesso a mercados e qualidade da terra são mais robustos e mostra consistência entre os diferentes estudos.

Para aumento da produtividade na agricultura, temos conclusões ambíguas. Enquanto o uso de fertilizantes aumenta o desmatamento segundo estudos para Tanzânia (Angelsen et al., 1996), Deininger e Minten (1996) afirmam que assistência técnica reduziria o desmatamento no México. Num caso mais extremo dessa contradição, Katila (1995) associou aumento da produtividade da agricultura com aumento do desmatamento, porém, Panayotou e Sungsuwan (1994) chegaram ao resultado contrário, ambos em estudos realizados na Tailândia.

Para o Brasil e México, subsídios fiscais e crédito para o setor pecuário estimularam o

desmatamento. Especulação fundiária parece ser um fator importante para o Brasil, segundo o estudo de Andersen (1997). Esse resultado é importante, pois está de acordo com o modelo que será apresentado na próxima seção desse trabalho.

As análises que esses modelos regionais propiciam permitem a identificação de variáveis importantes nas decisões dos agentes. Isso é uma contribuição determinante na investigação dos motivos que levam indivíduos a desmatar a floresta. O foco regional dos modelos é de grande valia nas políticas que visam controlar o desmatamento. Dificilmente a dinâmica da destruição florestal segue o mesmo processo em todo o país. Por isso, modelos que limitam suas fronteiras de análise consideram uma quantidade limitada de variáveis que podem ser alvo das políticas, tornando-as mais eficazes.

2.3 – Modelos Nacionais

A última classe de modelos sobre desmatamento utiliza o nível nacional como principal unidade de análise. Chamados de *National and Macro-level Models* por Angelsen e Kaimowitz (1998), esses modelos tratam de políticas e decisões que afetam todo um país e contribuem no aumento (ou diminuição) do desmatamento.

Por sua vez, essa classe de modelos foi dividida em quatro subclasses:

a) Modelos econômicos analíticos para regiões e países não-especificados;
b) Modelos de equilíbrio geral computáveis (CGE);
c) Modelos de comércio e commodities;
d) Modelos de regressão em painel com diferentes países.

Principalmente as duas primeiras subclasses de modelos adicionam novos instrumentais para a análise do desmatamento, com relação às primeiras (*House-Hold and Firms* e *Regional*). Primeiro, acrescentam preços como variáveis endógenas do problema, aumento a complexidade e o realismo. Isso permite melhor captar as ligações entre as variáveis macro e as políticas públicas. Em segundo lugar, esses modelos incluem as interações entre diferentes setores da economia, como a agricultura, o setor florestal e industrial.

Modelos analíticos, de uma forma geral, utilizam não-linearidade para realçar os mecanismos que ligam os setores envolvidos com o desmatamento com a economia geral, através de mudanças em preços, renda, impostos e subsídios. Levando em conta governo, produtores e consumidores, esses modelos utilizam de dois a três setores (exceção para Jones e O'Neill [1992a, 1993] que supôs só o setor agrícola). Jones e O'Neill (1992b) dividiram a economia nos setores tradicional e moderno. Brander e Taylor (1994) e Deacon (1995)

preferiram a separação entre setor industrial e agrário, onde terra é o único input da agricultura e a oferta de terra vem da derrubada de florestas. No estudo de van Soest, três setores da economia são considerados, setor florestal, agrário e industrial. Nesse modelo, madeireiras desmatam uma pequena parte da terra, mas abrem o caminho para a agricultura que desmata grandes áreas. No setor agrário estão somente atividades que desmatam. Todas as outras formas de agricultura foram colocadas no setor industrial.

Tipicamente, terra e trabalho são os únicos fatores de produção. Os agentes, então, escolhem como alocar trabalho nos diferentes setores. Para isso, maximizam funções utilidades (e lucro, no caso dos produtores). A grande maioria dos modelos é estática.

Como principais resultados desses modelos, temos que quando os preços agrícolas são exógenos, a taxação de atividades envolvidas no desmatamento provoca diminuição desse processo, enquanto subsídios a essas atividades têm efeito contrário (Jones e O'Neill [1994], Deacon [1995], Andersen [1997]). Os efeitos serão maiores quanto mais elástica for a oferta do setor agrícola, segundo Deacon (1995). De modo geral, os modelos concluem que impostos *ad valorem* e sobre exportação, tarifas e subsídios que favoreçam o setor urbano/industrial em relação ao setor que desmata afetam positivamente a quantidade de cobertura florestal do país. Uma vez que afetam o lucro do setor agrícola negativamente, levando os agentes a alocar mais mão-de-obra relativamente no setor industrial, essas políticas reduzem a taxa de desmatamento. De modo inverso, subsidiando a atividade agrícola ou madereira, através de construção de estradas em áreas de floresta, protecionismo, permissividade para extração de madeira em terras públicas e preços mínimos para os produtos da agricultura, as políticas ajudam a aumentar a taxa de desmatamento.

Caso os preços da agricultura sejam endógenos ao modelo, políticas em favor dos setores urbano/industrial acabam aumentando a demanda por comida nas cidades, pressionando os preços agrícolas para cima, e gerando um efeito indeterminado sobre a lucratividade relativa da agricultura e, logo, sobre o desmatamento (Jones e O'Neill [1995]).

A construção de estradas e o aumento da produtividade na agricultura aumentam o desmatamento caso os preços agrícolas sejam exógenos ou a demanda por eles inelástica (von Amsberg, 1994). Caso contrário, o efeito também é indeterminado, dependendo de como o aumento na oferta desses produtos afetam seus preços.

O crescimento da população rural aumenta o desmatamento, pois deprimem o salário real, quando os outros preços são exógenos, aumentando a lucratividade do setor.

Se o preço da madeira é exógeno, o aumento na produtividade da indústria madeireira ou na demanda por madeira pode levar ao esgotamento do recurso com o desmatamento total

da floresta (Brander e Taylor, 1994). O mesmo pode ocorrer se uma abertura comercial levar ao aumento de preços dos produtos agrícolas ou madeireiros (Findlay e Lundahl, 1994).

No modelo de Deacon (1995), impostos sobre a exportação de madeira (ou moratória) reduzem o preço no mercado interno, o que resulta em menor exploração e menor desmatamento.

Como principal vantagem, os modelos analíticos nacionais permitem uma compreensão maior dos impactos indiretos de políticas sobre diferentes setores da economia, permitindo uma melhor visão dos *feedbacks* de diferentes políticas sobre preços e demandas. Dessa vantagem, porém, surge uma grande desvantagem, já que quanto maior a complexidade dos modelos, mais inconclusivos são seus resultados, criando a necessidade de hipóteses fortes sobre elasticidade de oferta e demanda de produtos e trabalho (Angelsen e Kaimowitz [1998]).

Também, esses modelos, por serem genéricos, não captam dinâmicas próprias dos diferentes países com relação ao desmatamento.

A segunda subcategoria de modelos nacionais é denominada modelos de equilíbrio geral computáveis (em inglês, *Computable General Equilibrium Models* - CGE). Nesses modelos, diferentes setores com função de produção homogênea ofertam bens e serviços para consumidores, governos, outras firmas e exportações. O desmatamento, nesses casos, é conseqüência da demanda pelo fator de produção *terra*, podendo alcançar diferentes níveis de equilíbrio dependendo das hipóteses relacionadas aos direitos de propriedade da terra (produtividade marginal igual a zero, benefício marginal igualando o custo marginal ou benefício médio igualando custo médio).

Distintos autores como, Mwanawina e Sankhayan (1996), Wielbelt (1994), Thiele (1995), Coxhead e Jayasuriya (1994), Aune et al. (1996), Persson e Munasinghe (1995), entre outros, criaram uma multiplicidade de arcabouços, definindo diferentes quantidades de setores envolvidos, formas funcionais e funcionamento dos mercados. Alguns modelos são estáticos, enquanto outros possibilitam acumulação de capital, avanço tecnológico e crescimento populacional.

De forma geral, modelos CGE sugerem que uma desvalorização cambial nos países envolvidos leva a um aumento no desmatamento já que a demanda externa por produtos associados a destruição florestal (madeira, grãos e gado) aumenta em quantidade suficiente para compensar uma possível redução da demanda interna por esses mesmos produtos (Wielbelt [1994] e Aune et al. [1996]) . Vale frisar que essa conclusão só é válida caso a produção desses bens tenha acesso aos mercados externos. Isso depende exclusivamente da

realidade dos países analisados.

Reduções no imposto sobre exportação de produtos têm o mesmo efeito sobre o desmatamento que a desvalorização cambial, seguindo a mesma lógica (López [1993]).

Liberalização do comércio, na maioria dos estudos, aponta para um incremento na taxa de desmatamento, seja pelo aumento da demanda externa, seja pela redução dos empregos industriais em países tropicais, pressionando para baixo os salários no campo. A exceção a essa conclusão é o estudo de Thiele e Wiebelt (1994) para o Camarões, onde a suposição de ganho de produtividade da indústria local gera um decréscimo no desmatamento.

Subsídios ao setor industrial reduzem o desmatamento, pois aumentam a lucratividade do setor, aumentando a demanda por mão-de-obra que, por sua vez, aumentam o salário real do campo, afetando o setor que desmata (Persson e Munasinghe [1995]).

Redução dos gastos públicos tem efeitos distintos, dependendo do estudo. Para alguns autores (exemplo, Aune et al. [1996]), o efeito é redução do desmatamento, pois menor gasto público indica menor crescimento economico, que consequentemente reduz a destruição florestal. Porém, para outros (López [1993], Mäler e Munasinghe [1996]), a redução do dispêndio do governo provoca um aumento no desmatamento provocado pela redução econômica do setor industrial (mais voltado para a demanda doméstica) e crescimento da exportação de produtos primários, que absorveria a mão-de-obra desempregada.

Impostos que afetam a produtividade da agricultura (como sobre fertilizantes e máquinas agrícolas) também geraram resultados opostos dependendo do estudo. A perda de lucratividade da agricultura pode levar a uma diminuição da área plantada ou a um aumento da demanda pelo *input terra*. Pelo caráter endógeno dos preços nos modelos CGE, uma mudança na produtividade do setor agrícola (caso voltado para o mercado interno) pode afetar negativamente os preços desses bens, reduzindo a lucratividade em vez de aumentá-la. Isso provocaria uma redução no desmatamento, diferentemente da conclusão dos modelos anteriores onde o preço era exógeno. No caso onde os produtos da agricultura são em grande parte exportados e o país não tem escala para alterar os preços internacionais, as conclusões voltam a se alinhar com os resultados dos modelos com preços fixos (o que ocorre de fato).

Impostos sobre a terra reduziram substancialmente o desmatamento nos modelos de Wiebelt (1994) para o Brasil e Persson e Munasinghe (1995) para a Costa Rica. Porém, Angelsen e Kaimowitz (1998), alertam que muitas vezes esses impostos são impossíveis de serem cobrados por motivos políticos ou administrativos.

As vantagens desses modelos estão na maior compreensão de como os múltiplos setores e agentes na economia tem papel no desmatamento das florestas. A endogeneidade de

variáveis como preços e oferta de fatores, característica de modelos de equilíbrio geral, permite uma melhor análise dos efeitos da produtividade. Outro ponto positivo é que esses modelos são os únicos a permitir o estudo do impacto de variáveis como desvalorização cambial, liberalização comercial e aumento de impostos gerais no desmatamento (Angelsen e Kaimowitz [1998]).

As principais desvantagens desse modelo dizem respeito à necessidade de uma grande variedade de dados, muitas vezes não disponíveis nos países em desenvolvimento que detêm áreas tropicais. Também, o foco da análise nos países vai contra a evidência de que o desmatamento está concentrado em determinadas regiões, seguindo lógicas locais. Por último, os modelos CGE tendem a colocar os setores agrícola e madeireiro como competidores, ambos disputando o *input terra* e *trabalho*. Na realidade, as evidências apontam para uma relação mais cooperativa, onde os madeireiros derrubam as árvores com valor comercial e depois os fazendeiros destroem o que sobrou para implementar suas plantações ou pastos (muitas vezes podem ser também a mesma pessoa).

A terceira subcategoria de modelos nacionais é chamada de modelos de Comércio e Commodities, pois utilizam modelos de equilíbrio parcial de comércio com produtos agrícolas e florestais para analisar a questão do desmatamento. Para esses autores, como Bromley e Elnagheeb (1994), Barbier et al. (1995), Gockowski (1997) e Cannock e Cuandra (s.d.), a produção desses produtos utilizam fatores que estimulam o desmatamento. Utilizando diferentes variáveis, sempre relacionando desmatamento ao aumento da demanda por commodities que de alguma forma estão ligadas a essa dinâmica, fizeram regressões para países como Indonésia, Peru e Sudão. As variáveis mais populares desse tipo de modelo estão ligadas a preço (preço das commodities e da terra, salários, juros, câmbio), população e renda.

Os modelos, apesar de usar dados de diferentes anos para a regressão, todos são estáticos. Alguns determinam de forma endógena tanto o nível de produção quanto os preços de equilíbrio (Barbier *et al*. [1995] e Cannock e Cuandra [s.d.]. Tais autores utilizam equações simultâneas ou OLS em dois estágios para estimar os coeficientes. Outros têm preços fixos e utilizam estimação de máxima verossemelhança (MLE), como Bromley e Enagheeb (1994) e Gockowski (1997).

Como resultado (esperado dada a construção deles), esses modelos propõem que aumentos nos preços das commodities agrícolas e florestais ligadas ao desmatamento aumentam tal processo. Da mesma maneira, impostos sobre exportação e aumento nos custos da produção diminuem a destruição. Desvalorização cambial, crédito mais barato e políticas para agricultura que aumentem a rentabilidade desses setores tem como efeito aumentar o

desmatamento. Essas são conclusões de todos os artigos mencionados.

Gockowski (1997) demonstrou, porém, que dependendo da commodity analisada, a queda nos preços internacionais pode levar a um aumento do desmatamento. Isso ocorreria quando produtos são substituídos por outros mais intensivos em terra (caso da substituição de cacau por outros grãos).

Esses modelos podem ser apropriados para casos onde o aumento de certos tipos de lavouras é uma boa *proxy* para o desmatamento. Porém, nem sempre essa ligação é justa. A indústria madeireira muitas vezes faz cortes seletivos das espécies com maior valor comercial. Também, a agricultura pode avançar sobre áreas com diferentes usos, como pastos e lavouras menos rentáveis. Outra aparente vantagem desses modelos está no fato de estruturar-se para utilizar dados bem desenvolvidos na literatura, como preço de commodities e área plantada. Para o setor agrícola parece ser verdade. A maioria dos dados tem boa qualidade. Mas para o setor florestal, é preciso lembrar que uma boa parte da produção, em muitos países como o Brasil, tem origem irregular e, por isso, os dados estão imprecisos (Angelsen e Kaimowitz [1998]).

Na última subcategoria de modelo, sem dúvida a mais popular, estão os modelos de regressão nacional utilizando dados de múltiplos países (*Multi-country Regression Models*). Eles tentam encontrar variáveis gerais ligadas ao processo de desmatamento de forma ampla. Graças ao bom número de dados disponíveis, esses modelos conseguiram gerar uma grande quantidade de conclusões quantitativas sobre a relação entre economia e desmatamento. Apesar disso, sua maior fraqueza também está no fato de que modelos empíricos dependem exclusivamente da qualidade dos dados e nem sempre as informações utilizadas têm tal atributo (Angelsen e Kaimowitz [1998]).

Pode-se listar uma quantidade realmente enorme de autores que usaram dados em nível nacional de vários países para estudo econométrico da devastação florestal. Desde a década de 1980, com Lugo *et al.* (1981), Allen e Barnes (1985), Palo *et al.* (1987) e Rudel (1989), até o final da década de 1990 quando os modelos sobre desmatamento parecem ter diminuído consideravelmente, com Enroth (1996), Kant e Redantz (1997), Bawa e Dayanandan (1997) e Rudel e Roper (1996). Além desses, podemos citar o modelo de Deacon (1994) com uma amostra de 129 países, Letho e Palo (1996) fazendo uma regressão com 29 países asiáticos, Palo *et al.* (1996) para a América Latina usando dados de 33 países e, por último, o estudo de Shafik (1994) com uma incrível amostra de 149 países dos anuários da FAO (1961-1986).

Os autores utilizaram variáveis dependentes diferentes conforme as suas preferências.

Enquanto a grande maioria dos autores preferiu utilizar taxa de declínio da área florestal (taxa de desmatamento), tiveram alguns outros que usaram cobertura florestal ou área dedicada à agricultura como variável dependente.

O método de regressão mais popular nesses artigos é o *OLS* com multivariáveis, embora modelos *PROBIT* fossem utilizados quando a variável dependente era discreta, como alto/baixo desmatamento. Por falta de dados para análises de série temporal, a maioria de modelos foi feita como *cross-section* e alguns outros como painéis.

Para a maioria dos estudos, a expansão da agricultura (pecuária ou grãos) está ligada à destruição florestal. Porém, existe certa controvérsia do papel da indústria madeireira, que por selecionar as árvores de maior valor comercial, não desmataria toda a floresta (Burgess [1993]). Na bibliografia estudada, somente Mainardi (1996) estudou o setor minerador como fonte de desmatamento e, apesar de achar correlação positiva, considerou seu impacto desprezível.

Muitos estudos apontam também que o melhor acesso a áreas florestais (isto é, maior quantidade de rodovias) aumentam a taxa de desmatamento de um país (Enroth [1996], Mainardi [1996] e Roper e Rudel [1996]). Por sua vez, países com clima mais seco têm taxas de destruição florestal maiores que aqueles com clima mais úmido (Lehto e Palo [1996]).

Nesses modelos, muitas variáveis ligadas à população foram utilizadas, população total, urbana e rural, densidade e crescimento populacional, além da razão entre população rural e áreas próprias para agricultura. Cada uma delas apresentou um resultado diferente. População total e urbana parece influenciar positivamente o desmatamento via demanda por produtos florestais e alimentos. População rural e a razão entre ela e área agricultável também tem impacto positivo no desmatamento, mas através da pressão que essas populações fazem sobre a floresta para a subsistência (madeira para construção e energia, terra para lavouras de subsistência). As variáveis ligadas à população podem ter efeitos indiretos sobre o desmatamento (particularmente em modelos nacionais) e, por isso, os coeficientes estimados pelas regressões estudadas podem não ser confiáveis. Como exemplo, podemos citar o efeito da população sobre tecnologia, mercado de trabalho, direitos de propriedade, instituições, políticas públicas, entre outras (Angelsen e Kaimowitz [1998]).

Nessa literatura, é incerto o impacto da renda nacional e do crescimento econômico sobre o desmatamento, pois diferentes modelos apontam sinais opostos para os coeficientes associados a essas variáveis, e o impacto total é indefinido. Maior renda promove um aumento no consumo de produtos agrícolas e florestais, o que pressiona o desmatamento (Capistrano, 1990). Mas também, ele proporciona uma mudança tecnológica que favorece o

uso de técnicas mais intensivas em capital na agricultura (e menos intensivas em terra), além de criar melhores oportunidades de trabalho fora da fronteira agrícola (Lehto e Palo, 1996). Capistrano (1990) também lembrou que países com maior renda tendem a ter uma maior demanda por conservação ambiental. Alguns autores acreditam na hipótese de existir uma curva de Kuznet para o meio ambiente, onde países pouco desenvolvidos aumentam a taxa de desmatamento com o crescimento de renda, mas a partir de um nível novos aumentos de renda diminuem a destruição florestal por uma maior demanda por conservação (Stern *et al.*, 1996).

Alguns estudos relacionam alto endividamento externo com o desmatamento, uma vez que países nessa situação podem favorecer políticas econômicas orientadas para a exportação (grãos, carne ou madeira) que aumentam a quantidade da destruição florestal (Capistrano e Kiker, 1995) ou porque incentivem decisões de curto-prazo que levem a uma má administração dos recursos naturais (Kahn e McDonald, 1994). Outros autores, porém, não encontraram qualquer relação entre dívida externa e desmatamento (Guillison e Losos [1993], Shafik [1994]).

Com relação às variáveis políticas, os trabalhos chegam a conclusões opostas. Deacon (1994) diz que países politicamente instáveis têm menores taxas de desmatamento, resultado exatamente contrário ao estudo de Mainardi (1996). Também, enquanto Didia (1997) afirma que democracia leva ao desmatamento baixo, Shafik (1994) chega à conclusão que ditaduras têm menores taxas de destruição florestal.

O ponto fraco dessa metodologia está justamente na qualidade dos dados utilizados nas regressões, além dos problemas relativos ao processo de regressão como multicolinearidade, heterocedasticidades, especificação incorreta da relação de causa e efeito, e variáveis omitidas. Dessa forma, os coeficientes resultados dessas regressões, que norteiam as conclusões feitas por seus autores, podem apresentar erros comprometedores. Além disso, modelos nacionais tendem a desconsiderar os efeitos regionais sobre o desmatamento, o que parece uma simplificação dessa dinâmica.

Apesar de classe com o maior número de modelos enquadrados, os modelos nacionais apresentam fraquezas maiores que as outras classes, constituindo na sua maioria, trabalhos mais antigos e menos sofisticados. Aqueles voltados à explicação teórica do fenômeno nos parece obter mais sucesso que os modelos quantitativos.

Modelos de Equilíbrio Geral com vários setores, particularmente, são eficientes em evidenciar a inter-relação entre setores ligados diretamente ao desmatamento ou não, e como ambos podem contribuir para o aumento das taxas de devastação florestal.

2.4 – Últimas considerações

A revisão da bibliografia de modelos econômicos sobre o desmatamento permitiu uma melhor definição da estrutura para o modelo que será proposta a seguir, voltado para a realidade brasileira. A grande diferença proposta em relação à literatura existente é o foco na questão da ilegalidade. A grande maioria dos modelos visitados nessa revisão procura explorar os múltiplos vetores clássicos da análise econômica, como renda, tecnologia, custos e, no caso de fronteiras agrícolas, população e acesso.

Poucos autores fizeram análises mais profundas sobre o papel das instituições e dos direitos de propriedade da terra. Mesmo entre esses trabalhos, essas variáveis estavam inseridas de forma secundária na composição dos modelos.

Contudo, essa grande análise sobre as causas econômicas clássicas para o desmatamento será útil na estruturação do modelo teórico, pois a decisão dos fazendeiros estará totalmente relacionada com a rentabilidade do uso da terra (porém, sujeito às incertezas quanto à fiscalização do governo).

3. Modelo Teórico sobre o Desmatamento

3.1 – Panorama histórico

A ocupação recente da Amazônia brasileira pode ser descrita por dois movimentos diferentes, tanto em suas dinâmicas quanto nos agentes envolvidos.

Nos anos 60 do século XX, o governo militar brasileiro, preocupado com os riscos para segurança nacional que uma grande extensão territorial com baixa densidade demográfica poderia acarretar, decidiu incentivar a migração para áreas de Floresta Amazônica. A grande parte desses migrantes era oriunda da região nordeste, onde a seca e a falta de recursos expulsava a população mais pobre, que por muitos anos tinham o sudeste do país como destino.

O governo concedeu terras e abriu estradas (por exemplo, a Transamazônica) e, dessa forma, incentivou milhares de pessoas a viver na região da floresta. A maior parte das atividades não tinha práticas de sustentabilidade, baseado somente na exploração das madeiras com valor comercial e na queimada da floresta para conversão em pastos e lavouras. Em muitos casos, derrubar a floresta era o único meio de se conseguir a posse definitiva da terra. Essa primeira fase da ocupação recente da Amazônia (e do desmatamento) foi promovida pelo governo e não existiria sem os incentivos dados pela política pública para a região.

Com a crise do endividamento e a perda da capacidade de investimento do governo federal, esse projeto de desenvolvimento para a Amazônia foi abandonado, assim como a população antes incentivada a migrar. Por muitos anos, a única forma de exploração econômica de grande porte da Floresta Amazônica foi a indústria madeireira e da borracha. A criação de gado e a lavoura de subsistência tinham pequeno impacto sobre o desmatamento. Em 1991, chegou-se a menor taxa de desmatamento em anos - também devido a revogação, em 1990, do sistema que premiava a derrubada da floresta com a posse da terra (Escobar, 2005), além da crise macroeconomica provocada pelo Plano Collor que levou a economia brasileira para uma recessão.

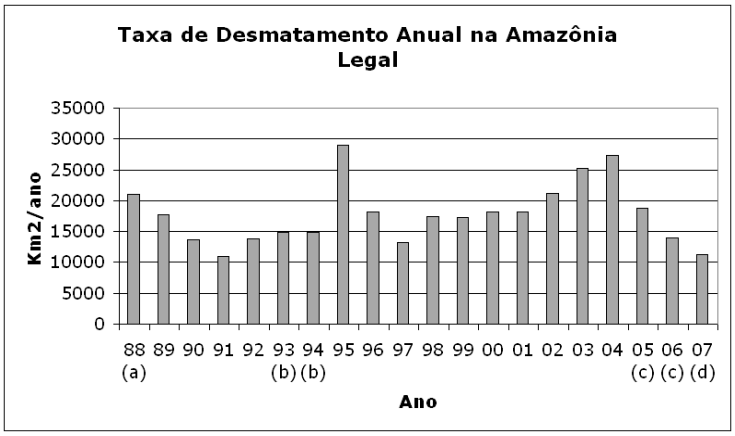
A partir de 1992, no entanto, foi possível observar um novo aumento na taxa de desmatamento. Esses aumentos estão relacionados com o segundo movimento de ocupação da Floresta Amazônica. Essa nova dinâmica ocorreu, diferentemente da anterior, devido à ausência de governo na região e não por políticas públicas de desenvolvimento não-sustentável.

Com a introdução de novas tecnologias de plantio, áreas antes impróprias para agricultura, notadamente no centro-oeste brasileiro, tornaram-se celeiros com grandes

produções de soja, milho e algodão. Isso teve grande impacto sobre as áreas de cerrado no primeiro momento. Porém, foi necessário pouco tempo para que o mesmo ocorresse com áreas da Floresta Amazônica. Pode-se apontar dois principais motivos para o aumento da demanda por terra na Amazônia. Primeiramente, a atividade pecuária extensiva praticada na região Centro-Oeste foi transferida para a Amazônia, ampliando a área de plantio de grãos. O segundo impacto foi a corrida por novas áreas antecipando inovações tecnológicas que permitiriam o plantio de espécies rentáveis na região de floresta.

Por muito tempo, as fazendas do centro-oeste do país não tinham grande valor de mercado, pois não podiam receber nenhuma atividade de alta rentabilidade. Com o advento de novas técnicas e sementes, essas propriedades conseguiram produzir commodities com maior valor de mercado, aumentando o preço da terra na região. Racionalmente, fazendeiros acreditam que o mesmo pode ocorrer na Amazônia.

GRÁFICO 3.1: Taxa de Desmatamento Anual na Amazônia Legal



fonte: INPE (2008).

A marca da nova ocupação da região amazônica é a ilegalidade. *Grileiros* e posseiros invadem terra pública ou de pequenas comunidades locais com o intuito de adquirir o direito sobre a propriedade. Defrontados com a remota possibilidade de pagarem multas ou serem presas, essas pessoas ampliam a cada dia a fronteira agrícola em direção ao interior da floresta, provocando desmatamento e baixo desenvolvimento econômico e social. Apesar dos esforços recentes do governo federal em organizar a região, "... ainda existem processos inconclusos de revisão de 56 milhões de hectares e mais de 40 milhões de hectares de posses permaneciam irregulares" (IMAZON, 2008a).

Apesar da queda nas taxas de desmatamento observadas a partir de 2005, não é certo que esse é um evento permanente ligado a uma nova política publica com relação aos direitos de propriedade na região ou apenas uma reação a queda do preço das principais commodities produzidas (queda temporária, pois em meados de 2006 os preços já haviam se recuperado).

Ou ainda ao aumento dos custos de produção, associado ao aumento nos preços do petróleo no mundo e do salário no Brasil.

O modelo a seguir, diferente de toda a literatura visitada no capítulo anterior desse trabalho foca a análise na ilegalidade. Qual o processo racional que motiva esses agentes a ocupar terra pública e desmatá-la para adquirir sua propriedade, mesmo sabendo que essa decisão pode custar-lhes uma punição como multas e prisão? Em que medida a fraca fiscalização do governo é uma estratégia pública para a região? Esses pontos serão alguns dos tratados a partir da próxima seção.

3.2 – O Modelo

Suponha que *N* fazendeiros estão dispostos, cada um, a invadir ou comprar uma área de Floresta Amazônica com *H* hectares. Porém, invadir terras públicas acarreta no risco de serem pegos e punidos pela ilegalidade, apesar de não pagarem o custo de aquisição da terra. A probabilidade de serem punidos depende da fiscalização do governo que, por sua vez, é função dos gastos do governo nessa área. Dessa forma, os invasores se confrontam com uma escolha sob incerteza. Comparando os payoffs no caso de invadir e não-invadir (comprar) com a probabilidade de ser punido pela invasão, os fazendeiros escolherão a ação com maior retorno esperado.

FIGURA 3.1: *Payoffs* dos Fazendeiros

	NÃO FISCALIZADO	FISCALIZADO
INVADIR	A	C
NÃO INVADIR	B	B

No primeiro caso, estão contidos em *A* as receitas líquidas oriundas da venda de madeira retirada no desmatamento de 100% da terra e o valor presente dos ganhos líquidos com agropecuária na região (representando os ganhos de ativo com a propriedade da terra), além dos custos associados à invasão.

Os *N* fazendeiros também tem tipos diferentes. Cada um está associado a um tipo, com custos de invasão diferentes. Essa consideração é importante, pois além de trazer heterogeneidade ao resultado, descreve melhor a realidade, já que invadir propriedades

públicas requer uma serie de ações e uma rede de contatos que dependendo da colocação desse agente na rede pode ser mais custoso ou menos. O agente melhor inserido na rede de corrupção pública e privado que permite essa forma de ilegalidade, incorre em menor custo de invasão. Todos os agentes serão neutros ao risco na avaliação dos payoffs.

$\Theta = \{\theta_1, \theta_2, ..., \theta_N\}$ é o conjunto de tipos diferentes dos agentes.

Cada tipo de agente tem um diferente custo de invasão associado. Logo,

$\mathrm{CI}(\theta_i) \in \Re_+$

A função de produção da agricultura nesse modelo pode ser representada por:

$F(L, T, X)$, onde

L é a quantidade do fator trabalho;

T é a quantidade do fator terra;

X é o valor da externalidade provocada pelo desmatamento agregado sobre a produção.

Supondo que F(.) é homogenia de primeiro grau e tenha as primeiras derivadas positivas para terra e trabalho e negativa para a externalidade, temos:

$F(\frac{L}{L}, \frac{T}{L}, \frac{X}{L}) = \frac{1}{L} F(1, \frac{T}{L}, \frac{X}{L}) = f(t, x)$, onde

$\partial f / \partial t > 0$ para todo $t \in \Re_+$ e

$\partial f / \partial x < 0$ para todo $x \in \Re_+$.

Outra hipótese é que a oferta de trabalho na região é totalmente elástica e suficiente, sendo o salário de equilíbrio constante em *w*. A quantidade ótima de trabalho será aquela em que $\frac{\partial F}{\partial L} = w$. O objeto da análise não é o mercado de trabalho e essas hipóteses facilitam os cálculos posteriores, permitindo manter o foco nos aspectos considerados relevantes.

A externalidade é na região é produzida pela quantidade da área desmatada pela soma das decisões de todos os agentes. Isto é conseqüência do impacto que o desmatamento tem sobre a regulação do regime de chuvas de uma região, assim como sobre a erosão do solo e outros aspectos biológicos ligados à produtividade do setor agropecuário. Os fazendeiros não sabem qual o nível de externalidade total, pois desconhecem os tipos dos outros agentes. Dessa maneira, eles assumem que o nível de externalidade será somente aquele do desmatamento próprio.

Pode-se representar essa ligação entre área desmatada e a externalidade pela seguinte

função homogenia de primeiro grau:

$$X_i = g(Ha_i)$$

$$\frac{X_i}{L} = \frac{1}{L} g(Ha_i) = g(\tfrac{Ha_i}{L})$$

$x_i = g(ha_i)$, onde

$ha_i \in \Re_+$ é a quantidade de terra desmatada/trabalho pelo agente i e dedicada à agropecuária.

$$X = g(H_{total}) = g(\sum_{i=1}^{N} Ha_i)$$

A fórmula que representa *A* será:

$$A(\theta) = p_m.M.H - Cm.H + \int_{t=0}^{\infty} [p_a.f(h,x) - Ca.H] e^{-rt} dt - CI(\theta)$$, onde

$p_m \in \Re_+$ é o preço da madeira;

$M \in \Re_+$ é a quantidade de madeira extraída de forma predatória por área;

$H \in \Re_+$ é a área desmatada (no caso igual a área invadida);

$Cm \in \Re_+$ é o custo médio do desmatamento predatório por área;

$p_a \in \Re_+$ é o preço da commodity agropecuária produzida;

$Ca \in \Re_+$ é o custo médio da atividade agropecuária por área;

$r \in \Re_+$ é a taxa de desconto intertemporal (juros);

$CI(\theta) \in \Re_+$ é o custo de invasão do tipo θ.

O *payoff* de *C* representa o caso em que o fazendeiro, após incorrer nos custos de invasão, é pego pela fiscalização e, além de não conseguir a propriedade da terra, é submetido a uma multa. Dessa forma, teremos:

$$C(\theta) = -CI(\theta) - Multa$$

O *payoff* no caso de o fazendeiro decidir não invadir (mas comprar a terra) será a mesma independente da fiscalização do governo, pois o procedimento é legal e não estará sujeito à punição. Em *B*, estará a exploração igual a *A*, desmatamento e produção agropecuária, em somente 20% da terra, como exige o Código Florestal Brasileiro para a região Amazônica. Nos outros 80% da terra, o fazendeiro deverá manter a área florestal, explorando-a através de manejo sustentável. Nessa situação, o fazendeiro não incorrerá nos custos de invasão, mas nos custos de aquisição da terra.

B segue a seguinte forma:

$$B = p_m.M.(0{,}2.H) - Cm.(0{,}2.H) + \int_{t=0}^{\infty} \left[p_a . f\left(\tfrac{0{,}2H}{L}, x\right) - Ca.(0{,}2.H) \right] e^{-rt} dt + ManejoSust - CAq \,,$$

onde

$p_m \in \Re_+$ é o preço da madeira;

$M \in \Re_+$ é a quantidade de madeira extraída de forma predatória por área;

$H \in \Re_+$ é a área adquirida;

$Cm \in \Re_+$ é o custo médio do desmatamento predatório por área;

$p_a \in \Re_+$ é o preço da commodity agropecuária produzida;

$Ca \in \Re_+$ é o custo médio da atividade agropecuária por área;

r é a taxa de desconto intertemporal (juros);

$ManejoSust$ é a receita proveniente do manejo da floresta remanscente;

$CAq \in \Re_+$ é o custo de aquisição legal da terra.

O manejo sustentável de florestas pode ser entendido através do problema descrito na literatura de exploração dos recursos naturais. Chamada de Solução MSY (Maximum Sustained Yield), esse problema maximiza a exploração de madeira sujeita a restrição ambiental de manter a quantidade de floresta a mesma (Neher, 1990).

$$\max_T \; n.\frac{P(T)}{T}$$, onde

$n \in N$ é o número de árvores;

$T \in N$ é a idade de corte da árvore, ou seja, a rotação das áreas de corte;

$P(T) \in \Re_+$ é o valor comercial da árvore num período de rotação T.

Logo, a rotação ótima do ponto de vista ambiental será:

$$\frac{d\left(P(T)/T\right)}{dT} = \frac{TP'(T) - P(T)}{T^2} = \frac{1}{T}\left(P'(T) - \frac{P(T)}{T} \right) = 0$$

$$P'(T^*) = P(T^*)/T^*$$

Ou melhor,

$\frac{P'(T^*)}{P(T^*)} = \frac{1}{T^*}$ que permite encontrar o *T* ótimo para o manejo florestal sustentável.

Assim o valor presente das receitas líquidas decorrentes na exploração sustentável de madeira é:

$$ManejoSust = \int_{t=0}^{\infty} [n.P(T^*) - Csust].(0{,}8.H).e^{-rt} dt \, .$$

Essa solução é diferente daquela em que se considera a floresta como um ativo qualquer e, dessa forma, adiciona o custo de oportunidade do ativo *floresta*, inserindo a taxa de juros ao problema de maximização. Essa forma de exploração, famosa na equação de Faustman (1849) para uma seqüência infinita de plantação e colheita de árvores comerciais, não pode ser colocada em prática no manejo sustentável.

O *payoff* de *B* pode ser reescrito da seguinte maneira:

$$B = p_m.M.(0{,}2.H) - Cm.(0{,}2.H) + \int_{t=0}^{\infty} \left[p_a . f\left(\tfrac{0{,}2H}{L}, x\right) - Ca.(0{,}2.H) \right] e^{-rt} dt +$$

$$+ \int_{t=0}^{\infty} [n.P(T^*) - Csust].(0{,}8.H).e^{-rt} dt - CAq,$$

onde

$p_m \in \Re_+$ é o preço da madeira;

$M \in \Re_+$ é a quantidade de madeira extraída de forma predatória por área;

$H \in \Re_+$ é a área adquirida;

$Cm \in \Re_+$ é o custo médio do desmatamento predatório por área;

$p_a \in \Re_+$ é o preço da commodity agropecuária produzida;

$Ca \in \Re_+$ é o custo médio da atividade agropecuária por área;

r é a taxa de desconto intertemporal (juros);

$n \in N$ é o número de árvores por área;

$P(T) \in \Re_+$ é o valor comercial da árvore num período de rotação *T* por área;

$T^* \in N$ é o período de rotação sustentável ótimo;

$Csust \in \Re_+$ é o custo médio da extração sustentável por área;

$CAq \in \Re_+$ é o custo de aquisição legal da terra.

O problema de cada agente θ segue a seguinte forma:

$$\max_{a \in \{0,1\}} a.[\pi_1.A(\theta) + \pi_2.C(\theta)] + (1-a).[B] \quad \text{, onde}$$

$\pi_1 \in [0,1]$ é a probabilidade de não ser fiscalizado;

$\pi_2 \in [0,1]$ é a probabilidade de não ser fiscalizado.

O agente escolherá a=1 se o payoff esperado de invadir é maior que o de adquirir a terra:

$$\pi_1.A(\theta) + \pi_2.C(\theta) > B$$

O agente escolherá a=0 se o payoff esperado de invadir é menor ou igual que o de adquirir a terra:

$$\pi_1.A(\theta) + \pi_2.C(\theta) \leq B$$

A probabilidade de ser fiscalizado é função dos gastos do governo nessa área. Assim,

$\pi_1 = (1 - \pi_2) = y(G)$, onde

$\frac{\partial y}{\partial G} < 0$ para todo $G \in \Re_+$, ou seja, quanto maior os gastos com fiscalização, menor a probabilidade do agente não ser pego ao invadir terra pública.

Devido às diferenças de tipos entre agentes e, portanto, dos custos de invasão, alguns fazendeiros optarão pela invasão enquanto outros irão preferir a compra de terras e a legalidade. Assim, teremos

$$Ha_{total} = \sum_{i=1}^{N} Ha_i = \beta.N.H + (1-\beta).N.(0,2.H) \quad \text{, onde}$$

$\beta \in [0,1]$ é a fração de fazendeiros que decidem invadir e é função dos parâmetros de escolha dos agentes.

$$\beta = u(r, G, p_a, p_m, CI(\theta), CAq, Cm, Ca, Csust, P(T^*), ...).$$

Logo,

$$Ha_{total} = t(r, G, p_a, p_m, CI(\theta), CAq, Cm, Ca, Csust, P(T^*), ...).$$

A externalidade total será função crescente do desmatamento total na área:

$$X = g(Ha_{total}).$$

Sabemos que o modelo traz dois problemas distintos como um só. Muitas vezes a decisão de destruir a reserva legal não está condicionada ao problema da invasão de terras,

sendo feito por atores diferentes. Porém, queremos lidar aqui com o problema da invasão de terras para o uso na agropecuária, deixando o caráter de especulação fundiária para um segundo plano. Quando um fazendeiro opta por invadir uma terra pública, ele estará respondendo por um crime que tem punições muito maiores que o desrespeito à reserva legal. Mesmo assim, consideramos os casos em que fazendeiros não tem a opção de comprar terras legalmente para depois destruir a reserva legal. Fazemos isso porque estamos levando em conta o fato da legislação proibir o financiamento da produção agropecuária em terras que não respeitem a reserva legal. Dessa forma, o valor da propriedade cai bastante, pois não haverá compradores interessados numa propriedade que não pode ter financiamento. Assim, não seria racional comprar uma terra para, em seguida, reduzir seu valor drasticamente.

Nesse primeiro modelo, o gasto do governo é uma variável exógena. Na seqüência desse trabalho, porém, apresentaremos um jogo entre fazendeiros e governo que maximizando uma função objetivo, definirá o nível ótimo de gastos com fiscalização.

3.3 – Estática Comparativa

Através do uso da derivada de primeira ordem, podemos analisar o impacto que mudanças nas variáveis independentes provocam nos *payoffs* de cada cenário. Como no modelo proposto existe uma externalidade negativa na função de produção da commodity, alguns impactos diretos mais óbvios podem ser anulados pelo *feedback* dessa externalidade.

Sabemos que a análise do impacto dos *payoffs* dos agentes, não é uma análise sobre o equilíbrio do modelo. Para estudarmos impactos no equilíbrio deveríamos olhar para a diferença que a variação dos *input* teria em $Ha_{total} = t(.)$, definindo a quantidade total de área desmatada.

Porém, como o modelo é margem extensivo, isto é, a escolha dos agentes é binária na quantidade de desmatamento (ou desmata tudo ou apenas 20%), ao analisarmos os *payoff* dos agentes estamos observado indiretamente a utilidade esperada dos agentes que, por sua vez, alteram a decisão individual de invadir ou não.

Quando a mudança na variável aumenta o *payoff* A, ela favorece o crescimento da taxa de desmatamento ao permitir que mais fazendeiros achem rentável invadir, mesmo com o risco de serem pegos. Inversamente, mudanças de variáveis que aumentem o payoff B ou C favorecem a redução na taxa de desmatamento.

Fazendo os cálculos, no caso de o fazendeiro decidir invadir, teremos o seguinte *payoff* esperado:

$$D = \pi_1.A + \pi_2.C$$

$$D = y(G).\left[p_m.M.H - Cm.H + \int_{t=0}^{\infty} \left(p_a.f(H/L, x) - Ca.H \right).e^{-rt} dt - CI(\theta) \right] +$$

$$+ \left(1 - y(G)\right)\left[- CI(\theta) - Multa \right]$$

Para analisarmos os efeitos de cada variável sobre o *payoff* esperado é necessário tirar a primeira derivada.

a) Taxa de desconto

$$\frac{\partial D}{\partial r} = y(G).\left[- \int_{t=0}^{\infty} \left(p_a.f(H/L, x) - Ca.H \right).t.e^{-rt} dt + \int_{t=o}^{\infty} p_a.\frac{\partial f}{\partial x}.\frac{\partial x}{\partial r}.e^{-rt} dt \right]$$

O aumento da taxa de desconto tem o efeito direto de reduzir o valor presente dos ganhos da terra com agropecuária. Dessa forma, os ganhos associados ao desmatamento diminuem reduzindo o incentivo à ilegalidade. Porém, ao diminuir os incentivos para o desmatamento, a externalidade negativa sobre a função produção poderá ser menor, aumentando a produtividade do setor agropecuário. O efeito final não pode ser definido com certeza.

b) Preço da commodity

$$\frac{\partial D}{\partial p_a} = y(G).\left[\int_{t=0}^{\infty} \left(f(H/L, x) + p_a.\frac{\partial f}{\partial x}.\frac{\partial x}{\partial p_a} \right).e^{-rt} dt \right]$$

Ao contrário do caso anterior, o impacto direto de um aumento de preço da commodity é elevar a rentabilidade do setor agropecuário, incentivando a invasão e o desmatamento. Por outro lado, ao incentivar o desmatamento podem aumentar a externalidade negativa sobre a produção agrícola, com impacto contrário ao original.

c) Gastos com fiscalização

$$\partial D / \partial G = y'(G).\left[p_m.M.H - Cm.H + \int_{t=0}^{\infty} \left(p_a.f(H/L, x) - Ca.H \right).e^{-rt} dt - CI(\theta) \right] +$$

$$+ y(G).\left[\int_{t=0}^{\infty} p_a.\frac{\partial f}{\partial x}.\frac{\partial x}{\partial G} \right]\left(1 - y'(G)\right)\left[- CI(\theta) - Multa \right]$$

Ao aumentar os gastos com fiscalização, o *payoff* da invasão diminui pelo impacto direto, pois aumentam a probabilidade de o fazendeiro ser pego na ilegalidade. Porém, com um possível número menor de invasões, a quantidade de terra desmatada diminui e, assim, o

efeito da externalidade negativa sobre a produção agropecuária será menor, aumentando o *payoff* da invasão. É incerto o impacto final sobre o desmatamento.

d) Preço da madeira

$$\frac{\partial D}{\partial p_m} = y(G).\left[M.H + \int_{t=0}^{\infty} p_a . \frac{\partial f}{\partial x} . \frac{\partial x}{\partial p_m} .e^{-rt} dt \right]$$

Quando o preço da madeira não certificada como proveniente de extração sustentável aumenta, o incentivo pelo desmatamento aumenta. O efeito indireto pode acontecer sobre a atividade agropecuária e tem sinal oposto ao direto. Quanto maior o desmatamento, maiores serão as perdas da função produção por causa da externalidade.

e) Custo de invasão

$$\frac{\partial D}{\partial CI} = -1 + y(G)\left[\int_{t=0}^{\infty} p_a . \frac{\partial f}{\partial x} . \frac{\partial x}{\partial CI} .e^{-rt} dt \right]$$

Quanto maior o custo de invasão, menor o incentivo à ilegalidade e ao desmatamento. Porém, o efeito nos ganhos da produção agropecuária por um menor desmatamento pode ter efeito contrário, aumentando o *payoff* de quem decide invadir.

f) *Multa*

$$\frac{\partial D}{\partial Multa} = -(1 - y(G)) + y(G)\left[\int_{t=0}^{\infty} p_a . \frac{\partial f}{\partial x} . \frac{\partial x}{\partial Multa} .e^{-rt} dt \right]$$

Da mesma forma, um aumento da multa implica num impacto direto negativo sobre o *payoff* da invasão, seguido de um possível impacto indireto positivo sobre a produção agropecuária via externalidade.

g) Custo da agricultura

$$\frac{\partial D}{\partial Ca} = y(G)\left[\int_{t=0}^{\infty} \left(-H + p_a . \frac{\partial f}{\partial x} . \frac{\partial x}{\partial Ca} \right) .e^{-rt} dt \right]$$

O efeito negativo sobre a rentabilidade no setor agropecuário pode ser compensado pelo possível efeito positivo sobre a produção via externalidade.

h) Custo da extração de madeira

$$\frac{\partial D}{\partial Cm} = y(G)\left[-H + \int_{t=0}^{\infty} p_a . \frac{\partial f}{\partial x} . \frac{\partial x}{\partial Cm} .e^{-rt} dt \right]$$

A ambigüidade do sinal também aparece por causa da externalidade.

Agora, faremos a mesma análise para o payoff esperado de não invadir.

$$B = \pi_1.B + \pi_2.B$$

$$B = p_m.M.(0,2.H) - Cm.(0,2.H) + \int_{t=0}^{\infty} \left[p_a.f(\tfrac{0,2H}{L}, x) - Ca.(0,2.H) \right] e^{-rt} dt +$$

$$+ \int_{t=0}^{\infty} [n.P(T^*) - Csust].(0,8.H).e^{-rt} dt - CAq$$

a) Taxa de desconto

$$\frac{\partial B}{\partial r} = \left[-\int_{t=0}^{\infty} \left(p_a.f(^{0,2H}/_{L}, x) - Ca.(0,2.H) \right).t.e^{-rt} dt + \int_{t=o}^{\infty} p_a.\frac{\partial f}{\partial x}.\frac{\partial x}{\partial r}.e^{-rt} dt \right] -$$

$$- \left[\int_{t=0}^{\infty} [n.P(T^*) - Csust].(0,8.H).t.e^{-rt} dt \right]$$

O aumento da taxa de desconto afeta diretamente tanto o valor presente da atividade agropecuária quanto da extração sustentável de madeira. Isso reduz o payoff da atividade legal. O impacto dos juros sobre a externalidade é incerto, pois depende se o resultado do aumento dos juros vai aumentar ou diminuir o desmatamento e, logo, a externalidade.

b) Preço da commodity

$$\frac{\partial B}{\partial p_a} = \int_{t=0}^{\infty} \left(f(^{0,2H}/_{L}, x) + p_a.\frac{\partial f}{\partial x}.\frac{\partial x}{\partial p_a} \right).e^{-rt} dt$$

c) Preço da madeira

$$\frac{\partial B}{\partial p_m} = M.(0,2.H) + \int_{t=0}^{\infty} p_a.\frac{\partial f}{\partial x}.\frac{\partial x}{\partial p_m}.e^{-rt} dt$$

d) Custo da agricultura

$$\frac{\partial B}{\partial Ca} = \int_{t=0}^{\infty} \left(-(0,2.H) + p_a.\frac{\partial f}{\partial x}.\frac{\partial x}{\partial Ca} \right).e^{-rt} dt$$

e) Custo da extração de madeira

$$\frac{\partial B}{\partial Cm} = -(0,2.H) + \int_{t=0}^{\infty} p_a.\frac{\partial f}{\partial x}.\frac{\partial x}{\partial Cm}.e^{-rt} dt$$

f) Valor comercial da madeira sustentável

$$\frac{\partial B}{\partial nP(T^*)} = \int_{t=0}^{\infty} \left((0,8.H) + p_a.\frac{\partial f}{\partial x}.\frac{\partial x}{\partial nP(T^*)} \right).e^{-rt} dt$$

g) Custo da extração sustentável

$$\frac{\partial B}{\partial Csust} = \int_{t=0}^{\infty} \left(-(0{,}8.H) + p_a . \frac{\partial f}{\partial x} . \frac{\partial x}{\partial Csust} \right) . e^{-rt} dt$$

h) Custo de aquisição da terra

$$\frac{\partial B}{\partial CAq} = -1 + \left[\int_{t=0}^{\infty} p_a . \frac{\partial f}{\partial x} . \frac{\partial x}{\partial CAq} . e^{-rt} dt \right]$$

Assim como no caso de invasão, o impacto da mudança em qualquer variável não tem efeito claro sobre o *payoff* de não-invasão, pois o efeito da externalidade não é óbvio. Dependendo do tamanho da variação, o efeito da externalidade terá força suficiente para anular ou mesmo inverter o sinal esperado do impacto sobre o *payoff* dos agentes.

Pelo atual ritmo do desmatamento na região amazônica, pode-se supor que ainda não foi atingido o ponto de destruição florestal cujo impacto da externalidade consegue inverter o efeito primário das variações das variáveis sobre a produção. Porém, se mantidas as atuais taxas, a produção brasileira de commodities agrícolas pode sofrer grande revés em algum momento no futuro, quando a política ambiental terá pouco a fazer para reverter o processo.

3.4 – Jogo entre Governo e Fazendeiros

Suponha agora um governo que tem como função objetivo maximizar a produção agrícola agregada. Este objetivo pode ter várias funções econômicas como aumento do PIB do país, controle dos preços dos alimentos e, nos casos de commodities exportadas, equilibrar as transações correntes.

A maioria dos países com florestas tropicais utiliza a expansão da fronteira agrícola como forma de ampliar a produção de commodities voltadas para a exportação, seja os grãos na América Latina ou a madeira do leste asiático. Alguns países africanos que antes tinham o desmatamento associado ao uso de madeira para energia e pequenas propriedades, hoje já começam também a sofrer com o avanço de grandes lavouras voltadas para a exportação (caso do Congo).

Nesse jogo, primeiro o governo define o tamanho dos gastos com fiscalização dada sua função objetivo, as informações de mercado e os tipos dos fazendeiros. A informação é perfeita, assim, o governo sabe exatamente como reage cada um dos agentes. Em seguida, dados os gastos do governo com fiscalização, as variáveis de mercado e seus tipos, os agentes

decidem se invadem a terra e desmatam toda a área ou compram uma propriedade e respeitam o a determinação de desmatar somente 20% da fazenda.

O governo tem a seguinte função objetivo:

$U = u\left(p.\sum_{i=1}^{N} f(\frac{H_{total}}{L_{total}}, x) \right)$, onde u é função estritamente crescente da produção agregada provenientes da região em questão, isto é, $\partial u / \partial \sum f(.) > 0$.

Resolvendo por *backward induction*, temos que:

a) os fazendeiros resolverão o mesmo problema proposto na seção 3.2, onde o resultado final foi:

$$Ha_{total} = \sum_{i=1}^{N} Ha_i = \beta.N.H + (1-\beta).N.(0{,}2.H)$$

$$Ha_{total} = t(r, G, p_a, p_m, CI(\theta), CAq, Cm, Ca, Csust, P(T^*), ...)$$

$$x = g(ha_{total})$$

b) o governo, conhecendo as funções t(.) e g(.), então, definirá o valor de G que maximiza sua função objetivo, dado um orçamento mínimo e máximo para a fiscalização do desmatamento. Essas limitações ao orçamento podem ser tanto de ordem fiscal quanto política, já que muitas vezes os lobbies tanto de agricultores quanto de ambientalistas pressionam o governo a tomar determinadas ações. Assim, teremos:

$$\max_{\substack{G \in [\underline{G}, \overline{G}] \\ G \in \Re_+}} u\left(\sum_{i=1}^{N} f(\frac{Ha_i}{L_i}, x) \right)$$

$$\textbf{s.a.} \quad x = g\left(\sum_{i=1}^{N} Ha_i \Big/ L_{total} \right) = \frac{1}{L_{total}} g\left(\sum_{i=1}^{N} Ha_i \right)$$

$$Ha_{total} = \sum_{i=1}^{N} Ha_i = t(G, CI(\theta), ...)$$

Assim, como u(.) é estritamente crescente na produção agrícola agregada e como $\sum_{i=1}^{N} f(\frac{Ha_i}{L_i}, x) = f(\frac{\sum_i Ha_i}{\sum_i L_i}, x) = f(\frac{Ha_{total}}{L_{total}}, x)$, temos que o problema de maximização será:

$$\max_{\substack{G\in[\underline{G},\overline{G}] \\ G\in\Re_+}} \quad f\left(\frac{t(G,...)}{L_{total}},\frac{g(t(G,...))}{L_{total}}\right)$$

$$\text{CPO: } \frac{\partial f}{\partial t}.\frac{\partial t}{\partial G}.\frac{1}{L_{total}}=0$$

$$\frac{\partial f}{\partial g}.\frac{dg}{dt}.\frac{\partial t}{\partial G}.\frac{1}{L_{total}}=0$$

Logo, supondo solução interior e que todas as condições de segunda ordem sejam satisfeitas, teremos:

$$\frac{\partial f}{\partial t}=\frac{\partial f}{\partial g}.\frac{dg}{dt} \quad => G^*$$

Devido ao papel da externalidade, mesmo que a função objetivo do governo seja maximizar a produção agrícola, sem nenhuma consideração ao meio ambiente ou à biodiversidade, a melhor estratégia inclui algum nível de fiscalização sobre o desmatamento, não permitindo o livre acesso a terras públicas. O desmatamento total das áreas da região levaria a uma perda de produção total (com relação a um desmatamento intermediário), mesmo que privadamente seja a estratégia ótima dos agentes.

3.5 – Ajuda Internacional

Vamos supor que a comunidade internacional tem como objetivo reduzir o desmatamento no mundo. Existem inúmeras razões para que isso ocorra. Pode ser pela preocupação com a emissão de gases de efeito estufa oriunda da destruição da floresta, ou por vontade de preservação de ecossistema com uma grande biodiversidade.

Seja qual for o motivo, os países interessados na preservação florestal podem contribuir com doações para o governo local, contribuindo com o aumento da fiscalização.

Porém, a comunidade internacional deve adicionar em suas transferências a perda de utilidade do governo (caso a produção agrícola diminua em virtude do menor desmatamento) com o novo nível de destruição florestal. Caso contrário, o governo não terá incentivo de aceitar a proposta ou utilizar os fundos de forma correta.

Em termos matemáticos:

Supondo que a o nível de desmatamento ótimo para a comunidade internacional seja H_{total}^{int} associado a um gasto com fiscalização G^{int}.

Agora, supondo também que esse nível de gastos é maior que o ótimo para o governo local e que, por sua vez, permite um nível de produção abaixo do ótimo. Ou seja,

$$G^* < G^{\text{int}};$$

$$H^* > H^{\text{int}};$$

$$f(\frac{H^*}{L}, x^*) > f(\frac{H^{\text{int}}}{L}, x^{\text{int}});$$

Dessa forma, a transferência internacional deve ter as seguintes componentes para que o governo local possa aceita-la e utilizá-la da maneira correta:

$$T^{\text{int}} = (G^{\text{int}} - G^*) + u^{-1}\left[f(\frac{H^*}{L}, x^*) - f(\frac{H^{\text{int}}}{L}, x^{\text{int}}) \right].$$

Não adianta que organismos ou governos internacionais disponibilizem para o governo brasileira a quantidade de dinheiro necessária para fiscalizar a Floresta Amazônica. O Brasil só terá incentivos de implementar um programa para controlar o desmatamento ilegal na Amazônia se os ganhos dessa política igualar àqueles da inação, em relação a função objetivo nacional. Quanto mais interessado for a sociedade brasileira em proteger a floresta, menor será a necessidade de transferências de recursos além do destinado à fiscalização.

4. Desenho de Mecanismos

O problema do desmatamento da Floresta Amazônica brasileira tem uma forte componente na ilegalidade do avanço da fronteira agrícola. Existe uma corrida pelos direitos de propriedade de uma terra que é considerada pública, mas que não tem uso definido (governança). Dessa forma, é fundamental o papel de todas as esferas de governo no controle da devastação em níveis superiores ao ótimo social. A criação de regras claras que criem incentivos corretos para os agentes na região é estratégica para o sucesso das políticas públicas na Amazônia. Para isso, a economia tem muito a contribuir.

A ciência econômica desenvolveu uma literatura de desenhos de mecanismos que trata exatamente do desenvolvimento de regras que estimulem os agentes racionais a tomar decisões que vão de encontro ao ótimo coletivo (ou qualquer outro fim desejado). O início dessa literatura foi o trabalho de Leonid Hurwicz (1960) que definiu um mecanismo como sendo um sistema de comunicação onde os agentes enviam um para o outro mensagens e onde uma regra preestabelecida gera um resultado (como alocação de bens, impostos, transferências) associado a cada mensagem recebida. Anos depois, Hurwicz (1972) criou a noção de compatibilidade de incentivos que junto como conceito de principio da revelação (Gibbard [1973]) e a *implementation theory* (Maskin [1977] e Myerson [1979, 1982, 1986]) permitiu o desenvolvimento da literatura e sua aplicação nas áreas de regulação, leilões, tributação, entre outras.

Compatibilidade de incentivos se refere às regras que estimulem os agentes envolvidos num jogo a revelar de forma verdadeira suas informações privadas. O princípio da revelação afirma que qualquer resultado obtido por um mecanismo arbitrário pode ser obtido também por um mecanismo direto com compatibilidade de incentivos. Isso permitiu uma simplificação da matemática utilizada nos problemas de desenho de mecanismo, pois os mecanismos diretos pertencem a uma subclasse restrita de todos os mecanismos possíveis. A *implementation theory* resolveu o problema de múltiplos equilíbrios (alguns sub-ótimos) que fazia com que os agentes utilizando um mecanismo que poderia resultar num resultado eficiente acabassem atingindo um equilíbrio não eficiente.

Nas próximas seções desse capitulo trataremos de dois assuntos. Primeiro, será apresentado um modelo de mecanismo ótimo baseado no trabalho de Baliga e Maskin (2002) para redução de emissões de poluição, porém convertido para o problema do desmatamento e seu impacto sobre a produção (*payoff*). Posteriormente, discorreremos sobre os mecanismos utilizados pelo governo brasileiro no presente momento para conter a destruição florestal na

região amazônica, analisando os incentivos que cada um deles gera nas decisões dos agentes envolvidos no processo e sua efetividade.

4.1 – Modelo de Desenho de Mecanismo contra o Desmatamento

Imagine N jogadores indexados por $j \in \{1,2,...,N\}$ com propriedades cobertas por florestas numa mesma região. Existe um conjunto de decisões sociais Y com o elemento genérico *y*. Os agentes têm preferências sobre as decisões sociais que dependem do seu tipo. O agente j tem o tipo $\theta_j \in \Theta_j$ e a função utilidade $U_j(y,\theta_j)$.Uma escolha *y* é (ex-post) Pareto-eficiente para o vetor de tipos $\theta \equiv (\theta_1,\theta_2,...,\theta_N) \in \Theta \equiv \Pi_{i=1}^{N}\Theta_i$ se não existir nenhuma outra decisão y' tal que para todo *i=1,...,N* :

$$U_i(y',\theta_i) \geq U_i(y,\theta_i),$$

com desigualdade estrita para algum *i*.

Uma função de escolha social (*decision rule*) *f* é uma regra que nos dá uma escolha social apropriada para cada vetor de tipos, isto é, $f:\Theta \rightarrow Y$. Dizemos que *f* é eficiente se $f(\theta)$ é Pareto-eficiente em cada vetor de tipos θ.

No modelo, os agentes irão desmatar parte de suas propriedades para uso na atividade agropecuária. A função utilidade desses agentes dependerá dos ganhos oriundos dessa atividade econômica que, por sua vez, é afetada positivamente pela quantidade de área desmatada dentro da propriedade do agente, mas negativamente pela quantidade agregada de área desmatada em toda a região. Nesse modelo, o tipo de cada agente está ligado ao impacto que o desmatamento total tem sobre sua produtividade. Podem-se supor diferenciações no tipo do solo, distancia em relação à fonte de água, inclinação do terreno, entre outros fatores naturais. Para simplificarmos, os tipos estão organizados de forma crescente, isto é, o agente 1 tem o menor impacto na produtividade por conta do desmatamento coletivo, enquanto o agente N sofre o maior impacto. Cada tipo de agente tem um grau de exposição à externalidade, ou seja, não existe $\theta_j = \theta_i$ para qualquer $i \neq j$ e $i, j \in \{1,2,...,N\}$.

O desmatamento provocado pelo agente *j* é d_j e a quantidade agregada de desmatamento da região é $d = \sum_{j=1}^{N} d_j$. A transferência líquida de recursos recebida pelo agente *j* dos outros agentes é t_j. Essas transferências têm por objetivo induzir um agente a desmatar menos. Então, a decisão social *y* terá a seguinte forma:

$$y = (d_1,...,d_N, t_1,...,t_N)$$

e a utilidade dos agentes será dada por:

$$U_j(y,\theta_j) = a.d_j - \theta_j\sqrt{d} + t_j$$

Vamos supor que não existe transferência da sociedade para esses produtores. Assim toda transferência de dinheiro é realizada entre os *N* agentes. Dessa forma, temos que:

$$\sum_{i=1}^{N} t_i = 0$$

O desmatamento Pareto-eficiente desse modelo será dado por $d^*(\theta_1,\theta_2,...,\theta_N)$ que irá maximizar a função social: $\sum_{j=1}^{N} U_j(y,\theta_j) = a.\sum_{j=1}^{N} d_j - \sum_{j=1}^{N} \theta_j.\sqrt{d} + \sum_{j=1}^{N} t_j = a.d - \sum_{j=1}^{N} \theta_j.\sqrt{d}$.

Pela condição de primeira ordem temos o nível ótimo social de desmatamento:

$$d^*(\theta_1,\theta_2,...,\theta_N) = \frac{\left(\sum_{j=1}^{N} \theta_j\right)^2}{4.a^2}$$

Caso o agente resolvesse tomar a decisão de forma privada, ele estaria maximizando a função objetivo $a.d_j - \theta_j\sqrt{d_j + \sum_{i \neq j} d_i}$. Segundo Baliga e Maskin (2002), qualquer tipo de acordo entre dois ou mais agentes desse tipo está sujeito a *free-riders*, pois será sempre melhor para o agente desviar do acordo se todos os outros o respeitam. Logo, o desmatamento gerado, mesmo havendo possibilidades de negociação, será maior que o desmatamento ótimo social.

Isso evidencia a necessidade de intervenção do governo para garantir o máximo de $\sum_{j=1}^{N} U_j$. Se o governo conhecesse os tipos dos agentes duas soluções seriam óbvias. A primeira opção seria o governo determinar um vetor de cotas de desmatamento da seguinte

forma: $q = (q_1, q_2, ..., q_N)$ e $q_j = \frac{\theta_{N+1-j} \cdot \left(\sum_{i=1}^{N} \theta_i\right)}{4.a^2}$. Assim, o governo garantiria o nível ótimo de desmatamento e o máximo da função utilidade agregada.

A segunda intervenção possível com o conhecimento dos tipos é o subsídio a redução do desmatamento através de um vetor de transferências $s = (s_1, s_2, ..., s_N)$.

Nesse modelo, porém, o governo não é capaz de identificar o tipo dos agentes. Somente os agentes entre si conhecem os tipos de cada um (informação completa). Essa suposição é aceitável quando supomos que o jogo em questão é realizado em uma região limitada, onde todos os fazendeiros circulam entre as propriedades, fato comum no campo.

Resta ao governo, então, propor um mecanismo onde para cada informação de estado declarada pelos agentes, será associado um nível de desmatamento permitido. Esse mecanismo deve induzir os agentes a revelar sinceramente seu tipo (*truth-telling incentives*), caso contrário, não será alcançado o nível ótimo de desmatamento.

Um mecanismo é o par (M, g) onde M_i é o espaço de mensagens (*message space*) do agente *i*, $M = \Pi_{i=1}^{N} M_i$ é o produto dos espaços de mensagens individuais com o elemento genérico *m*. A função resultado (*outcome function*) é $g : M \to Y$, e $g(m) \in Y$ é a escolha social (Baliga e Maskin, 2002).

No caso do modelo para o desmatamento temos que cada agente conhece seu tipo θ_j e o governo pede para que cada agente anuncie seu tipo, logo, $M_j = \Theta_j$. Como função do tipo anunciado por todos os agentes θ, o governo decide a quantidade ótima de desmatamento e transferência:

$$g(\theta) = (d_1(\theta), ..., d_N(\theta), t_1(\theta), ..., t_N(\theta))$$

Seja *S* um conceito de equilíbrio tal como Equilíbrio de Nash Perfeito em Subjogos. O termo $O_S(M, g, \theta)$ representa o conjunto de equilíbrios resultantes do mecanismo (M, g) no estado θ.

A função de escolha social *f* pode ser implementada pelo mecanismo (M, g) no conceito de solução *S* se $O_S(M, g, \theta) = f(\theta)$ para todo $\theta \in \Theta$. Nesse caso, dizemos que *f* é implementável em *S*.

Nesse modelo vamos supor que S se refere ao Equilíbrio de Nash. Uma mensagem *m* é Equilíbrio de Nash no vetor de tipos θ se:

$$U_i(y(m),\theta_i) \geq U_i(y(m'_i, m_{-i}),\theta_i)$$

para todo i=1,..., N, e todo $m'_i \in M_i$, onde m_{-i} é o vetor de mensagem excluindo a de i.

De acordo com Baliga e Maskin (2002) é fácil garantir que exista pelo menos um equilíbrio que coincida com a função escolha social se existir pelo menos 3 agentes, ou seja, se $N \geq 3$. O problema são os possíveis múltiplos equilíbrios, incluindo aqueles onde os agentes não revelam seu tipo de forma verdadeira.

Para garantir o resultado que desejamos (uma função escolha social que seja Nash implementável através de um mecanismo) utilizaremos um teorema de Maskin (1999) sobre *implementation theory*.

Teorema (Maskin [1999]) Se uma função escolha social é implementável num Equilíbrio de Nash, então ela é monotônica. Se $N \geq 3$, uma função escolha social que satisfaça monotonicidade e não-poder de veto (*no veto power*) é Nash implementável.

Uma função escolha social f é monotônica se para algum $\theta, \phi \in \Theta$ e $y = f(\theta)$ tal que $y \neq f(\phi)$, existe um agente i e uma escolha y' tal que $U_i(y,\theta_i) \geq U_i(y',\theta_i)$, mas $U_i(y',\phi_i) > U_i(y,\phi_i)$. Isto é, uma função escolha social é monotônica se uma escolha y é ótima no estado θ, mas não é num outro ϕ, existindo um agente i e uma escolha y' tal que o agente i prefere estritamente y' a y no estado ϕ, mas prefere fracamente y a y' no estado θ (*preference reversal*).

A condição de *no veto power* é satisfeita para a função f se algum agente i, estado θ e escolha y são tais que $U_j(y,\theta_j) \geq U_j(y',\theta_j)$ para todo agente $j \neq i$ e todo $y' \in y$, então $y = f(\theta)$. Isso significa que, se num estado θ, N-1 ou mais agentes concordam que a melhor escolha social é y, então y é resultado de f no estado θ. O último agente não tem capacidade de sozinho alterar o resultado se todos os outros agentes do jogo o querem.

Segundo Baliga e Maskin (2002), escolhas em que o agente prefere sempre uma maior transferência monetária, como no caso proposto, a hipótese de *no veto power* é automaticamente satisfeita. Isso porque não existe alternativa em que algum agente pense ser melhor. Nossa preocupação, então, é mostrar que existe uma função escolha social que seja monotônica.

Suponha a seguinte função escolha social $f(\theta) = \left(d_1(\theta),...,d_N(\theta),t_1(\theta),...,t_N(\theta)\right)$ que para cada agente j seja:

$$d_j(\theta) = \frac{\theta_{N+1-j}.(\sum_{i=1}^{N}\theta_i)}{4.a^2}$$

$$t_j(\theta) = 0$$

Agora, escolhemos um θ e θ' onde para algum j $\theta_j < \theta'_j$. Seja $y = \left(d_1(\theta),...,d_N(\theta),t_1(\theta),...,t_N(\theta)\right) = f(\theta)$.

Note que dada a função utilidade descrita anteriormente nessa seção e a proposta de função escolha social acima, temos:

$$U_j(y,\theta_j) = a.\frac{\theta_{N+1-j}.(\sum_{i=1}^{N}\theta_i)}{4.a^2} - \frac{\theta_j(\sum_{i=1}^{N}\theta_i)}{2.a} = \frac{\left(\theta_{N+1-j} - 2.\theta_j\right)\sum_{i=1}^{N}\theta_i}{4.a}$$

Escolhendo um $y' = (d'_1,...,d'_N,t'_1,...,t'_N)$ tal que:

$$\sum_{i=1}^{N} d'_j = \frac{\left(\sum_{i=1}^{N}\theta_i\right)^2}{16.a^2}$$

$$d'_j(\theta) = d_j(\theta) = \frac{\theta_{N+1-j}.(\sum_{i=1}^{N}\theta_i)}{4.a^2}$$

$$t'_j = -\frac{\theta_j.(\sum_{i=1}^{N}\theta_i)}{4.a}$$

Dessa forma, teremos:

$$U_j(y',\theta_j) = a.\frac{\theta_{N+1-j}.(\sum_{i=1}^{N}\theta_i)}{4.a^2} - \frac{\theta_{j.}(\sum_{i=1}^{N}\theta_i)}{4.a} - \frac{\theta_j.(\sum_{i=1}^{N}\theta_i)}{4.a} = \frac{\left(\theta_{N+1-j} - 2.\theta_j\right)\sum_{i=1}^{N}\theta_i}{4.a} = U_j(y,\theta_j)$$

Porém, como $\theta_j < \theta'_j$ (quanto menor o desmatamento melhor para *j*) e $\sum_{i=1}^{N} d'_j < \sum_{i=1}^{N} d_j$ temos que:

$$U_j(y', \theta'_j) > U_j(y, \theta'_j)$$

como requer a monotonicidade.

Assim, a função escolha social $f(\theta)$ é implementável num Equilíbrio de Nash para o jogo proposto com três ou mais participantes.

A solução desse problema teórico nos diz que numa situação onde o governo é incapaz de observar os tipos dos agentes, porém os agentes se conhecem entre si, a melhor solução (ótimo social) é aquele em que o governo propõe um mecanismo permitindo aos fazendeiros que se revelam com maior produtividade (menos afetados pelo desmatamento) desmatar mais. Por outro lado, aqueles que se revelam menos produtivos desmatem menos.

Os fazendeiros menos afetados pelo desmatamento não terão incentivos a mentir dado que serão aqueles que mais poderão desmatar. Os fazendeiros mais afetados pelo desmatamento também não terão incentivos para mentir dado que quanto maior o desmatamento total, mais negativa será sua função utilidade.

Porém, criar regras distintas para cada tipo de propriedade rural é uma tarefa impossível para o governo. A fiscalização de uma lei tão complexa seria extremamente onerosa para os cofres públicos, além de necessitar uma quantidade enorme de fiscais.

O regime de servidão florestal, isto é, arrendar reserva legal em áreas fora da sua propriedade, mas com mesmo ecossistema, pode ser uma solução que permita a implementação da solução encontrada pelo mecanismo direto. Fazendeiros mais produtivos poderiam alugar áreas em fazendas menos produtivas como forma de garantir a reserva legal estipulada pela resolução. Dessa forma, teríamos o mesmo resultado do mecanismo, onde fazendas mais produtivas teriam permissão para desmatar mais, enquanto fazendas menos produtivas teriam permissão para desmatar menos. Porém, não existe ainda uma legislação que regule tal prática, sendo então algo para análises futuras.

Dada a limitação do uso de um mecanismo ótimo para alcançarmos um nível ótimo de desmatamento, quais seriam as opções de mecanismo o governo tem para chegar a seu objetivo? Que incentivos são criados por cada uma dessas opções para os agentes envolvidos no processo de expansão da fronteira agrícola sobre a floresta?

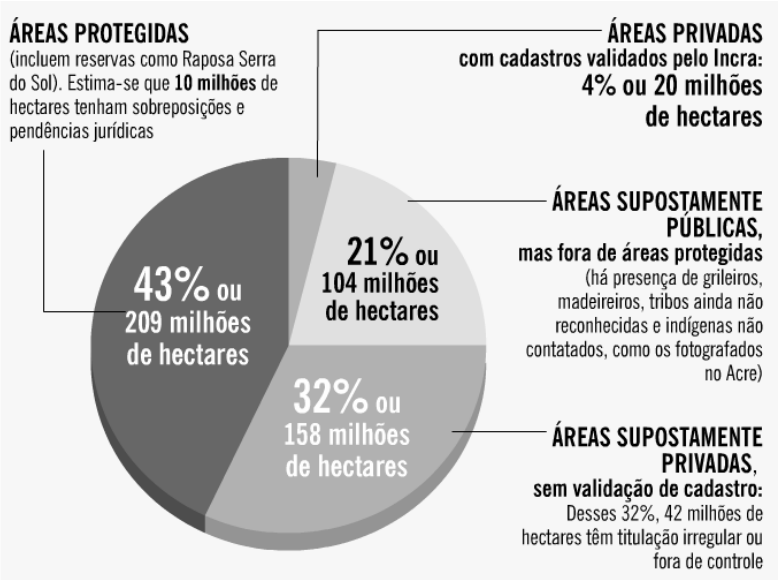
Na última seção desse capítulo, discutiremos as opções de mecanismos plausíveis para o governo brasileiro, investigando os incentivos e conseqüências que cada uma das

principais políticas com relação à conservação florestal tem sobre o desmatamento. De um lado a demarcação e fiscalização de áreas públicas como parques florestais, terras indígenas, terras devolutas onde a floresta deve ser preservada. Do outro, terras privadas com leis que determinam a quantidade mínima de vegetação nativa a ser preservada, variando conforme o bioma onde as terras estão inseridas. No meio, a concessão (aluguel) de terras públicas para agentes privados com a finalidade de extrair madeira de forma sustentável e com responsabilidades sobre a conservação da floresta.

4.2 – Mecanismos possíveis para a preservação da floresta

Segundo dados da ONG IMAZON (2008b), a terra na região amazônica pode ser dividida em quatro tipos principais de ocupação: áreas privadas legalizadas; áreas supostamente privadas mas sem validação de cadastro (posseiros); áreas de conservação de responsabilidade dos governos estaduais e do governo federal; e áreas públicas com ocupação irregular. A principal conclusão é que a ilegalidade é um fator determinante na ocupação fundiária da Floresta Amazônica e, consequentemente, no desmatamento.

GRÁFICO 4.1: Distribuição da terra na Amazônia Brasileira



Fonte: Jornal O Globo, 09 de junho de 2008 com dados do IMAZON (2008a).

TABELA 4.1: Desmatamento por categoria fundiária no período (08/2007 até 04/2008)

Categoria	Agosto de 2007 a abril de 2008	
	km²	%
Assentamento de Reforma Agrária	274,7	7,1
Unidades de Conservação	255,2	6,6
Terras Indígenas	197,3	5,1
Privadas, Posses & Devolutas[2]	3.121,8	81,1
Total (km²)	**3.849**	**100**

Fonte: IMAZON (2008b).

Voltando a nossa análise, as leis que regulam a ocupação do solo são os mecanismos ao alcance do governo para atingir seus objetivos com relação à floresta. Atualmente, os principais mecanismos utilizados pelo governo para conter a devastação da Floresta Amazônica além da quantidade ótima social são a demarcação de áreas de preservação, como parques florestais, reservas biológicas, reservas indígenas e terras devolutas, e o emprego de legislação sobre a conduta em áreas privadas que visam conservar parte da floresta dentro das propriedades.

Para analisar qual mecanismo tem melhores resultados, temos que observar como cada um deles afeta as decisões dos agentes de quanto desmatar e quanto conservar, quais são os custos associados e a efetividade de seus resultados. Primeiramente, mostraremos as características do mecanismo de criação de áreas públicas para, em seguida, discorrermos sobre o mecanismo de exploração (restrita) privada da terra a fim de refletir sobre as possibilidades para reduzir o desmatamento.

A criação de áreas públicas destinadas à conservação tem como resultado imediato a sinalização para os agentes de que o governo está disposto a preservar parte da floresta intocada. Em si, essa sinalização não é capaz de deter o avanço da fronteira agrícola e o desmatamento, porém indica uma vontade do governo de intervir sobre excessos cometidos contra a floresta e pode afastar agentes com maior aversão ao risco ou com o *payoff* mais negativo no caso de perda da terra.

Por outro lado, a conservação total de partes da floresta incentiva a invasão na região, pois essa se torna a única forma de um agente produzir bens agropecuários. Além disso, uma vez que o agente invade uma área destinada à conservação, não há incentivos para que ele não desmate toda a floresta. A razão é que uma vez na ilegalidade, e sem a possibilidade futura de ficar com a propriedade ou vendê-la, resta ao agente explorar suas possibilidade de forma mais agressiva possível com uma alta taxa de desconto intertemporal. Como

conseqüência, esse mecanismo pode levar a uma taxa de desmatamento alta caso as instituições locais sejam incapazes de fazer impedir a invasão das terras. Como citado anteriormente, 53% das terras da Amazônia são áreas públicas ocupadas de forma irregular ou áreas privadas sem titulação (muito provavelmente fruto de invasão de terras públicas no passado). Isso indica que em muitos lugares, os fiscais e a justiça não foram capazes de impor a lei à dinâmica de exploração da floresta.

Assim, podemos dizer que esse mecanismo é vulnerável à corrupção e/ou instituições fracas, pois seu objetivo só é alcançado por um instrumento de comando e controle, onde a capacidade de *enforcement* é fundamental. Conseqüentemente, o risco de desvio do mecanismo de implementação de terras públicas é alto quando as instituições são incapazes de garantir o cumprimento das regras e isso deve ser levado em conta.

Ao mesmo tempo, essa opção por um instrumento de comando e controle tem o lado positivo de ser menos sensível a variações no mercado. Ganhos e perdas nos preços de bens e serviços que impactam de forma positiva ou negativa a rentabilidade de setores ligados à destruição florestal não afetam o resultado desse tipo de mecanismo. Essa característica é muito positiva, em um mundo onde as oscilações do mercado internacional de commodities naturais são cada vez maiores.

Podemos supor que os custos de monitoramento de terras públicas são menores que monitoramento em várias propriedades privadas. Essa suposição leva em consideração a seguinte característica distintas de cada tipo de mecanismo: o processo jurídico envolvido na fiscalização e punição de agentes em suas propriedades privadas é mais longo e custoso que em casos de invasão de terras públicas.

Por último, regiões de preservação ambiental são restritivas a maioria das ações humana que levam ao desenvolvimento econômico. No atual paradigma da economia, onde não existe valor real para a floresta em pé por falta de organização de mercados para os vários serviços ambientais providos por esse bioma, regiões reservadas para a conservação podem ter renda e outros indicadores sociais piores que o resto do país. Essa pode ser uma vulnerabilidade importante numa região que sofre ameaças de trafico de animais e informações genéticas.

Para analisarmos o mecanismo de terras privadas com controle sobre a conservação, precisamos entender quais são esses controles que impediriam a devastação total da cobertura florestal de uma propriedade.

A legislação brasileira estabelece uma reserva legal, onde a vegetação nativa deve ser mantida, variando de acordo com o bioma na qual está inserida a propriedade privada.

"[A reserva legal é uma] área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural, excetuada a de preservação permanente, necessária ao uso sustentável dos recursos naturais, à conservação e reabilitação dos processos ecológicos, à conservação da biodiversidade e ao abrigo e proteção de fauna e flora nativa".

Medida Provisória nº. 1956-50/00 (2000)

No caso do bioma amazônico, a regra é manter como reserva legal 80% da área, podendo desmatar os 20% restantes para destinar a agropecuária. Donos de propriedades que descumpram essas regras estão sujeitas a punição. A mais importante delas é o impedimento dado às instituições financeiras de fornecer crédito para fazendeiros cuja propriedade não tenha certificação comprovando o respeito à reserva legal no bioma amazônico. Essa resolução criada pelo Conselho Monetário Nacional (Resolução 3.545 [2008]) também exige que a propriedade tenha o registro regularizado para a concessão de crédito agrícola.

Dessa maneira, o governo visa impedir a capacidade de produzir bens agropecuários na Amazônia desrespeitando a legislação ambiental e fundiária (algo recorrente na região). Como resultado, a incapacidade de produzir riqueza em terras fora do padrão ecológico decidido pelo governo produz uma depreciação do preço da terra, atingindo o principal ativo dos fazendeiros.

Assim, o mecanismo de terras públicas sujeita às restrições na devastação pode ser descrito da seguinte forma:

a) o governo leiloa propriedades no bioma amazônico para agentes privados;
b) são definidas regras para a exploração da região, impondo aos proprietários um nível mínimo de conservação florestal (que no agregado chega ao nível social ótimo);
c) caso o agente desrespeite as regras, sua punição será a incapacidade de contrair empréstimos rurais para produzir na região (ele ou qualquer outra pessoa interessada em comprar aquela propriedade) e, conseqüentemente, a perda de liquidez desse ativo, reduzindo seu preço a zero.

Tal mecanismo tem a vantagem de reduzir o incentivo a invasões de terra, já que é muito mais difícil invadir propriedades privadas do que públicas, uma vez que o interesse do agente privado em defender sua propriedade é muito mais direto que o interesse público, disperso em órgãos e políticas sem coordenação. O descontrole fundiário em áreas de propriedade privada não é tão comum. Existem casos de invasões de terras de comunidades

tradicionais, onde a força assimétrica entre invasores e proprietários, além da fraqueza institucional (polícia, justiça,...), produz violência e morte. Porém, no caso do mecanismo descrito acima, os agentes capazes de comprar terras do governo estariam em condições mais iguais, afastando, se não completamente, praticamente o risco de invasão de terras entre eles.

A punição quando houver desrespeito das regras de conservação (caso verdadeiramente cumpridas) incentivam os agentes privados a tomar a decisão ótima social para a quantidade de desmatamento. Desse ponto de vista, parece que tal mecanismo tem maiores chances de ser respeitado pelo agente, já que o ato da ilegalidade o faz perder o valor de seu ativo. No caso da invasão de terras públicas, o agente que já está na ilegalidade se importa menos com o risco de perda de liquidez da terra. Sua apropriação ilegal da terra constitui um risco maior que o nível de desmatamento acima do permitido.

Como no caso anterior, esse mecanismo é suscetível à corrupção e às instituições fracas. Fazendeiros podem tentar adquirir falsos certificados de cumprimento da reserva legal para adquirir crédito ou vender a propriedade. Também, os proprietários poderiam utilizar formas ilegais de financiamento, apelando para mercados ilegais de dinheiro, como o oriundo da lavagem de dinheiro de corrupção, tráfico de drogas, armas e animais silvestres ou caixa dois. O preocupante é que todas essas fontes alternativas de dinheiro existem no Brasil e mais especificamente na região amazônica. Essa fraqueza no *enforcement* das regras do jogo pode colocar em risco qualquer incentivo programado pelo mecanismo.

Parece-nos que, no caso de propriedades privadas, os custos de fiscalização do mecanismo, apesar de mais caros, apresentam maior efetividade, uma vez que o agente tem muito mais a perder. A hipótese de custos maiores para esse tipo de fiscalização vem do fato que um número grande de propriedades privadas dispersa por toda a região amazônica podem provocar pequenos desmatamentos, que dificilmente seriam captados via satélite, fazendo-se necessária a fiscalização permanente em solo. Por sua vez, o governo poderia ao leiloar essas terras públicas transferir parte da receita para um fundo destinado a cobrir os custos de fiscalização.

Ao leiloar terras, o governo também estaria incentivando a migração para a região de pessoas honestas, dispostas a produzir seguindo a legislação. Ao contrário do mecanismo de criação de terras públicas, que induz somente pessoas sujeitas a invadir (o que sinaliza uma disposição a ilegalidades de todas as formas), o mecanismo de terras privadas afasta potenciais invasores da região, atraindo empreendedores que tenham o objetivo de desenvolver a agropecuária local.

Existem três principais desvantagens desse tipo de mecanismo (fora o alto custo de

sua fiscalização). Dois deles estão ligados a questões ambientais, enquanto o último tem origem econômica. Ao entregar aos fazendeiros a decisão de onde realizar o desmatamento, dois problemas ambientais podem aparecer. O primeiro é a possível descontinuidade florestal, visto que ao não coordenar o desmatamento, os diferentes agentes podem produzir ilhas de florestas desconectadas umas das outras. Isso provocaria problemas para algumas espécies animais que precisam migrar de uma região para outra dada as condições sazonais e/ou separar e isolar comunidades de plantas ou animais diminuindo sua variabilidade genética, que, por sua vez, aumenta a vulnerabilidade e o risco de extinção.

O segundo problema ambiental é que os fazendeiros, ao maximizar suas produtividades agrícolas, escolhem as áreas mais férteis para desmatar. Porém, do ponto de vista ambiental, essas mesmas áreas podem ser a de maior valor, seja pela existência de uma espécie endêmica seja pela sua utilidade para o sistema biológico da região. Esse descompasso entre valor privado e valor socioambiental das áreas pode levar ao desmatamento de regiões valiosas.

O problema de ordem econômica é que ao atrelar o desmatamento à decisão pessoal dos agentes, a ligação entre rentabilidade do setor agropecuário e destruição florestal fica mais evidente. Variações nos preços de commodities agrícolas terão impacto na decisão dos agentes em desmatar ou conservar a floresta e entre estar ou não na legalidade. Isso pode induzir o governo a conclusões equivocadas quanto a sua efetividade e eficiência. Em anos de baixos preços agrícolas, o governo pode concluir que sua política tem o efeito esperado, reduzindo as atenções para o problema do desmatamento irregular. Quando o preço oscilar para cima, os fazendeiros tenderão a destruir mais florestas e o governo terá pouco tempo para reagir.

Existe uma alternativa de mecanismo já sendo estudada pelo governo brasileiro para a ocupação do solo na Amazônia. Ela consiste em alugar terras públicas para a extração sustentável de madeira por um período de 40 a 60 anos. Para tal, o agente deve desenvolver um planejamento de manejo florestal sustentável que garanta a permanência da biodiversidade e a saúde da floresta.

Esse mecanismo é intermediário entre terras públicas e terras privadas assumindo características de ambas. O manejo sustentável garante que regiões de alto valor ambiental serão preservadas, característica das áreas de conservação pública. Ao mesmo tempo, por estar sob concessão de um agente privado, o risco de invasão dessas terras serão menores (próximo à propriedade privada), pois é de total interesse do arrendatário proteger suas fronteiras de invasores dispostos a competir pelos mesmos recursos.

Fiscalizar essas áreas tem custo intermediário entre o caso de terras públicas e privadas. O mesmo acontece com a receita recebida pelos leilões de concessão que serão maiores que a receita de conservar áreas públicas (zero) e menores que a venda definitiva da propriedade para agentes privados.

Pelo limite de produtos que podem ser extraídos de forma sustentável da floresta, esse mecanismo tem influencia moderada das oscilações de mercado. Porém, mais uma vez, seu funcionamento depende da manutenção das regras de concessão e quaisquer formas de corrupção e de instituições permissivas têm o efeito de reduzir os incentivos corretos programados pelo mecanismo.

Pelas diferentes características dos mecanismos apresentados, é de se supor que a melhor estratégia do governo para atingir o desmatamento ótimo da região amazônica é uma composição desses mecanismos, utilizando cada um deles na região que onde seu funcionamento é mais adequado.

Para as regiões de fronteira agrícola, onde o processo de migração e ocupação já criou dinâmicas de difícil reversão, o mais adequado nos parece o mecanismo de venda de terras públicas para agente privado. Dessa forma, a região afetada pela ilegalidade poderia sofrer um processo de regularização tanto dos títulos de posse quanto na restauração ou preservação da reserva legal de floresta.

Nas áreas de floresta ainda preservadas, mas muito próximas às regiões de fronteira agrícola, seria adequado o uso de concessão florestal para manejo sustentável, pois seu incentivo contra a invasão de terras, ao mesmo tempo em que aproveita a logística de regiões mais desenvolvidas pode funcionar como uma *buffer zone* contra a invasão ajudando na preservação de áreas mais intocadas da floresta.

Em regiões mais remotas, com grande valor ambiental e/ou cultural (área de sociedades indígenas ou ribeirinhas tradicionais) devem permanecer áreas públicas protegidas de qualquer ação do homem moderno. Dessa forma, estaria garantida a manutenção de recursos importantes para as futuras gerações.

O uso de *buffer zones* de concessão de manejo florestal ao redor de áreas de preservação pura pode ser o grande mecanismo para a conservação da Floresta Amazônica no nível social ótimo. Para isso, porém, será necessário destinar áreas da Amazônia para o desenvolvimento econômico (com respeito às legislações ambientais) que permitam ao Brasil explorar de forma eficiente seus recursos e às populações da região seu direito ao desenvolvimento econômico e social. Porém, essa idéia é contrária àquela da maior parte dos

ambientalistas.

Vale lembrar também que existem grandes resistências ao uso privado da região amazônica, seja por venda de terras ou por concessão de áreas para manejo florestal. Muitos alegam o risco de perda de controle sobre o território nacional, que ficaria suscetível a interesses internacionais e a exploração das riquezas biológicas da área. Porém, esse é um problema que passa não pelo desenho de mecanismo, mas sim pela capacidade da sociedade e do governo brasileiro fazerem valer o cumprimento das regras uma vez que essas são estabelecidas. Também, numa época de globalização dos mercados e das instituições, mais importante que garantir a exploração da Amazônia por brasileiros é garantir que toda a sociedade brasileira seja beneficiada por esse processo. Não importa se o explorador é nacional ou estrangeiro se ele irá se apropriar de todos os benefícios gerados pela produção de bens e serviços na região.

Para concluir, é fundamental dizer outra vez que o maior problema relacionado à região da Amazônia brasileira é a dificuldade do estado e suas instituições em manter a ordem e a lei. Sem isso, qualquer mecanismo desenhado, mesmo que tenha os incentivos corretos e vise alcançar o nível ótimo social para a exploração da região, sucumbira ao desrespeito às regras do jogo.

5. Conclusão

O objetivo deste trabalho foi apresentar, sob a luz da ciência econômica, o debate acerca da devastação da Floresta Amazônica. Nesses últimos anos, a política internacional passou a considerar como prioridade a questão do meio ambiente. As pesquisas que apontam para um mudança climática global, o nível de degradação de alguns ecossistemas do planeta e a crescente sensação de escassez dos recursos naturais motivam uma mudança de paradigma para o desenvolvimento econômico e a necessidade de uma nova percepção dos impactos das decisões humanas sobre a sustentabilidade no planeta.

Para o Brasil, esse tópico é ainda mais importante já que o nosso país é lar da maior floresta tropical ainda preservada no mundo. Além disso, a economia brasileira, mesmo após grandes esforços de industrialização ao longo do século XX, tem nos recursos naturais e no setor agropecuário a maior vantagem comparativa com relação aos outros países. Para ilustrar esse argumento, as duas maiores empresas brasileiras são a Petrobrás e a Vale, ambas ligadas ao setor de exploração de recursos naturais finitos. Além disso, o setor agropecuário é de extrema importância para o equilíbrio da Conta Corrente nacional devido a exportação de cereais e carnes.

Também, a nova economia, baseada na informação e no conhecimento, tem o potencial de se beneficiar dos dados genéticos da biodiversidade brasileira, que podem trazer soluções para o desenvolvimento de remédios, cosméticos e biotecnologias.

Por isso, é estratégico para o Brasil resolver da melhor maneira possível o problema do descontrole sobre a fronteira agrícola na região da Floresta Amazônica. Tanto do ponto de vista de garantir que a produtividade do setor agropecuário não seja afetada pela externalidade negativa gerada pelo desmatamento acima do nível ótimo social, quanto pela garantia de preservação de informações genéticas que possam ter grande valor econômico no futuro.

A literatura desenvolvida a partir dos anos 80 e 90 tratou pela primeira vez do desmatamento de florestas tropicais pelo prisma econômico. Vários tipos de modelos foram criados com espectros de análise diferentes, principalmente quanto ao foco (local, regional e nacional). Esses modelos também podem ser divididos em duas grandes categorias, modelos teóricos e modelos empíricos.

Nos modelos empíricos, o interesse na maior parte dos casos era revelar as variáveis econômicas e sociais por trás da dinâmica de desmatamento, ligado a setores da economia. Enquanto isso, os modelos teóricos tentavam explicar desde o funcionamento da escolha racional dos agentes, tentando maximizar suas utilidades, até modelos de equilíbrio geral com

setores diferentes da economia disputando trabalhadores e recursos, implicando numa maior ou menor devastação florestal.

A grande falta em praticamente todos os modelos estudados foi a negligencia aos efeitos que as instituições e a ilegalidade do processo de expansão da fronteira agrícola tem sobre o nível do desmatamento das regiões tropicais. No Brasil em particular, o efeito da percepção de impunidade para invasões de terras públicas na Floresta Amazônica é de extrema importância para entendermos a dinâmica presente nessa região. Porém, a revisão da literatura nos permitiu reunir as informações do que já havia sido feito nos dando *insights* importantes sobre a dinâmica (principalmente dos vetores econômicos clássicos para o desmatamento).

Na segunda parte desse trabalho, apresentamos um modelo que busca captar a escolha dos agentes econômicos que decidem invadir ou não áreas públicas de floresta para produzir bens agropecuários e/ou tomar posse de propriedades rurais para posteriormente vende-las. Ao introduzir a sensação de impunidade dos fazendeiros como variável importante para definir a quantidade de desmatamento que ocorrerá numa região de floresta tropical, o modelo tenta acrescentar uma dimensão importante para chegarmos à compreensão do que realmente acontece nesse processo.

O governo tem papel fundamental no processo em curso na Floresta Amazônica, uma vez que já existem leis garantindo a proteção da maior parte do bioma (80% em áreas privadas e 100% em áreas públicas). Dessa forma, o que falta para o controle nas taxas de devastação é a obediência da legislação vigente (*enforcement*), atrelada ao nível dos gastos do governo com as instituições de fiscalização e punição daqueles que escolhem desviar da norma.

Através do modelo proposto, vimos que mesmo um governo interessado em maximizar a produção nacional de alimentos deve conter o desmatamento desenfreado da floresta, pois existem externalidades negativas desse processo. A floresta tem um papel importante na manutenção do equilíbrio climático nas principais regiões produtoras brasileiras. A destruição da floresta afetaria o nível e distribuição de chuvas, não só na região amazônica, mas também no Centro-Oeste, Sudeste e Sul do país. O nível ótimo de gastos de governo com a fiscalização e punição não será aquele que maximiza a disponibilidade de terras para a produção agropecuária e sim aquele que garante uma preservação florestal que garanta um impacto moderado sobre esse setor da economia.

Pela observação de crescimento da produção agrícola ao mesmo tempo em que aumenta o desmatamento é correto supor que nível ótimo social de desmatamento (do ponto

de vista de maximização da produção agropecuária proposta pela modelo) ainda não foi ultrapassado. Por problemas de defasagem tanto nos impactos da externalidade ambiental quanto nos efeitos de políticas publicas contra o desmatamento, é necessário cautela na conclusão de que ainda temos tempo para lidar com esse problema.

A transferência de recursos do exterior para a preservação florestal é bem vindo desde que compense não só o acréscimo de gastos públicos necessários para alcançar nível de desmatamento desejado, mas também compense a perda de utilidade do governo (sociedade) brasileiro ao abrir mão da produção agropecuária.

A análise do mecanismo ótimo que o governo implementaria para atingir a melhor taxa de desmatamento nos diz que o contrato deveria permitir que fazendeiros que se revelam menos afetados pelo desmatamento poderiam converter uma área maior de suas propriedades, enquanto fazendeiros que se revelam mais atingidos pelo desmatamento poderiam destruir uma menor proporção de suas florestas. Esse mecanismo foi construído para a obtenção de um Equilíbrio de Nash, considerando a compatibilidade de incentivos, a informação completa e a *implemantation theory*.

Sendo esse contrato de difícil implementação na prática (fiscalizar regras individualizadas), o governo brasileiro tem outras possibilidades com relação à ocupação fundiária e à preservação florestal. A definição de terra públicas com proteção integral da cobertura florestal, a divisão das terras da Amazônia em propriedades privadas com uma legislação que regulamenta o desmatamento e a concessão de terras públicas para o manejo sustentável da floresta compõem o conjunto de mecanismos a disposição do governo para implementar o objetivo de manter uma quantidade ótima social de floresta.

O uso combinado dessas políticas nos parece ser a melhor estratégia para a conservação da floresta. A criação de áreas privadas em regiões onde a expansão da fronteira agrícola já torna impossível a reversão da invasão de terras públicas pode ser um indutor de regularização não só da parte fundiária, mas também da reserva legal. Por exemplo, o governo brasileiro anunciou este ano um grande orçamento para reflorestamento dessas reservas legais em áreas da Amazônia.

Nas áreas ainda preservadas, mas contíguas a regiões ocupadas, a concessão de terras para o manejo sustentável pode impedir novas invasões, ao mesmo tempo em que ajuda na preservação de áreas ambientalmente relevantes. Em seguida, a demarcação de áreas públicas exclusivas à conservação protegidas por uma *buffer zone* de concessões de manejo sustentável nos parece ser a melhor política para regiões de extrema importância ambiental (parques florestais e reservas biológicas) e/ou social (reservas indígenas e terras de

populações ribeirinhas).

Vale ressaltar que o abismo entre a rentabilidade do setor agropecuário e a rentabilidade dos “setores verdes” (que geram riqueza com a floresta em pé) é um grande empecilho para o sucesso das políticas de incentivo à preservação na Amazônia. Como dito no inicio desse trabalho, uma pesquisa que consiga capturar o valor dos diferentes serviços ambientais promovidos pela Floresta Amazônica, a fim que se estabeleçam mercados capazes de aumentar a rentabilidade de projetos econômicos sustentáveis é de vital importância.

Por último, é fundamental para o Brasil pensar e planejar a ocupação e exploração da Floresta Amazônica para que não se perca a grande oportunidade que essa região propicia para a contribuição do desenvolvimento econômico e social do país. A ciência econômica como um dos principais indutores das políticas públicas, deve também se debruçar sobre o tema e utilizar todo o seu instrumental para ajudar a sociedade brasileira nessa tarefa ao mesmo tempo desafiadora e gratificante.

6. Bibliografia

Allen, J. e Barnes D. F.. *The causes of deforestation in developing countries*. Annals of the association of American Geographers. Vol. 75, pp. 163-184. 1985.

Andersen, L. E.. *The causes of deforestation in Brazilian Amazon*. Journal of Environment and Development. Vol. 5, pp. 309-28. 1996.

Andersen, L. E.. *Modelling the relationship between government policy, economic growth, and deforestation in the Brazilian Amazon*. Working Paper 1997:2. Department of Economics. University of Aarhus, Denmark. 1997.

Angelsen, A. *Deforestation: population or market driven? Different approaches in modeling of agricultural expansion*. Working Paper. no. 9. Chr. Michelsen Institute. Bergen. 1996.

Angelsen, A. e Kaimowitz, D. *Economic models of tropical deforestation: a review*. Center for International Forestry Research. Bogor, Indonesia. 1998.

Angelsen *et al*.. *Causes of deforestation: an econometric study from Tanzania*. Mimeo. 1996.

Aune et al.. *Structural adjustment and land degradation: a CGE analysis for Tanzania*. – in: *Structural adjustment policies and environmental degradation in Tanzania, Zambia, and Ethiopia*. Preliminary Seminar Report, 9-10 January. Agricultural University of Norway. As. 1996.

Baliga, S. e Maskin, E.. *Mechanism design for the environment*– in: K. G. Mäler & J. R. Vincent. *Handbook of Environmental Economics*. Chapter 07, pp. 305-324. 2003.

Barbier *et al*.. *The linkages between timber trade and tropical deforestation – Indonesia*. The World Economy. Vol. 18, pp. 411-42. 1995.

Bawa, K. S. e Dayanandan, S. *Socio-economic factors and tropical deforestation*. Nature. Vol. 386, pp.562-3. 1997.

Bawa, K. S. e Dayanandan, S. *Causes of tropical deforestation and institucional constraints to conservation*. - in: Bawa et al.. *Tropical Rain Forest. A wider Perspective*. Chapman & Hall. pp. 175-198. London. 1998.

Bilsborrow, R. *Population, development and deforestation. Some recent evidence*. -in: *Population, environment, and development*. Departament of Economic and Social Information and Policy Analysis, pp. 117-134. United Nations. 1994.

Bluffstone, R. A.. *Reliance on forests: household labor supply decisions, agricultural systems, and deforestation in rural Nepal*. Tese de Doutorado. Boston University, Boston. 1995.

Bosquet *et al.*. *Multi-agent models for analyzing dynamics between forest and agroforest on a regional level*. CIRAD. Montpelier. 1997.

Brander, J. A. e Taylor, M.S.. *International trade and open access renewable resources: the small open economy case*. Mimeo. 1994.

BRASIL. *Medida Provisória nº. 1956-50/00*, de 26 de maio de 2000. Estabelece mudanças no Código Florestal. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo. Brasília, 28 mai. 2000. Seção Extra, pp. 2.

BRASIL. *Resolução CMN nº 3.545*, de 21 de janeiro de 2008. Altera o MCR 2-1 para estabelecer a exigência de documentação comprobatória de regularidade ambiental e outras condicionantes, para fins de financiamento agropecuário no Bioma Amazônia. São Paulo, 29 fev. 2008.

Bromley, D. W. e Elnagheeb, A.. *Extensification of agriculture and deforestation: empirical evidence from Sudan*. Agricultural Economics. Vol. 10, pp. 193-200. 1994.

Brown, K. e Pearce, D. *The causes of tropical deforestation, the economic and statistical analysis of factors giving rise to the loss of tropical forests*. University College London Press, pp. 2-26. London. 1994.

Burgess, J.C.. *Timber production, timber trade, and tropical deforestation*. Ambio. Vol. 22, pp. 136-43. 1993.

Cannock, G. e Cuandra, V.. *Politica agrarian y desarrollo rural en la selva: tendencias y proyecciones*. Fonte desconhecida. Sem data.

Capistrano, A.D.. *Macroeconomic influences on tropical Forest depletion, a cross country analysis*. Tese de Doutorado. University of Florida. Gainsville. 1990.

Capistrano, A.D. e Kiker, C.F.. *Macro-scale economic influences on tropical Forest depletion*. Ecological Economics. Vol. 14, pp. 21-29. 1995.

Chomitz, K. e Grifiths, C.. *An economic analysis of woodfuel management in the Sahel, the case of Chad*. Policy Research Working Paper. no. 1788. World Bank. Washington D.C. 1997.

Coxhead, I. e Jayasuriya, S.. *Technical change in agriculture and land degradation in developing countries: a general equilibrium analysis*. Land Economics. Vol. 70, pp. 20-37. 1994.

Cropper *et al.*. *Roads, population pressures, and deforestation in Thailand, 1976-89*. Policy Research Working Paper. no. 1726. World Bank, Washington D. C.. 1997.

Deacon, R.T.. *Deforestation and the rule of law in a cross-section of countries.* Land Economics. Vol. 70, 414-30. 1994.

Deacon, R. T.. *Assessing the relationship between government policy and deforestation*. Journal of Environmental Economics and Management. Vol. 28, pp. 1-18. 1995.

Deininger, K. e Minten, B.. *Poverty, policies, and deforestation: the case of Mexico. Research Project on Social and Environmental Consequences of Growth-oriented Policies*. Working Paper. no. 5. Policy Research Department. World Bank, Washington D. C.. 1996.

Deininger, K. e Minten, B.. *Determinants of forest cover and the economics of protection: an application to Mexico*. World Bank. Washington D. C.. 1997

Didia, D.O.. *Democracy, political instability, and tropical deforestation*. Global Environmental Change. Vol. 7, pp. 140-47. 1997.

Enroth, R.. *Modeling tropical deforestation based on 90 countries*. Mimeo. 1996.

Escobar, H.. *Entrevista de João Paulo Capobianco*. Jornal Estado de São Paulo, 22 de maio de 2005.

Faustmann, M.. *On the determination of the value which forest land and immature stands pose for forestry*. 1849. Tradução para o ingles em Gane, M.. Martin. *Faustamann and the evolution of discounted cash flow*. Oxford Institute Paper. No. 42. 1968.

Findlay, R. e Lundahl, M.. *Natural resources, 'vent-for-surplus', and staples theory*. – in: Meier, G. M.. *From classical to development economics*. pp, 68-93. St. Martin Press. London.

Foster *et al. Population growth, income growth, and deforestation: management of village common land in India*. Brown University, Rhode Island e University of Pennsylvania, Philadelphia. Mimeo. 1997.

Geist,H. e Lambin**,** E**.**. *What drives tropical deforestation? A meta-analysis of proximate and underlying causes of devorestation based on subnational case study evidence*. LUCC Report Series. número 4. LUCC International Project Office. University of Louvain. Louvain-la-Neuve. 2001.

Gibbard, A.. *Manipulation of voting schemes: a general result*. Econometrica. Vol. 41, pp. 587-602. 1973.

Gockowski, J.. *An analytical model of deforestation effects in related markets: the case of cocoa, plantain, and cocoayam production in the ASB Cameroon benchmark*. International Institute for Tropical Agriculture. Yaounde, Cameroon. Mimeo. 1997.

Godoy *et al.*. *The effects of economics development on neotropical deforestation: household and village evidence from Amerindians in Bolivia*. Discussion Paper. no. 540. Harvard Institute for International Development. Cambridge, Massachusetts. 1996.

Godoy *et al.*. *Household determinats of deforestation by Amerindians in Honduras*. World Development. Vol. 25, pp. 977-87. 1997.

Guillison, R.E. e Losos, E.C.. *The role of foreign debt in deforestation in Latin America*. Conservation Biology. Vol. 7, pp. 140-47. 1993.

Harrison, S.. *Population growth, land-use, and deforestation in Costa Rica,* 1950-1984. Interciencia. Vol. 16, pp. 83-93.

Holden, S. T.. *Peasents and sustainable development. The Chitimene region of Zambia: theory, evidence, and models.* Tese de Doutorado. Agricultural University of Norway. As. 1991.

Holden, S. T.. *The potencial of agroforestry in high rainfall areas of Zambia: a peasant programming model approach*. Agroforestry Systems. Vol. 24, pp. 39-55. 1993.

Holden, S. T.. *Adjustments policies, peasants household resources allocation and deforestation in Northern Zambia: an overview and some policy conclusions.* Forum for Development Studies. pp, 117-134. 1997.

Hurwicz, L.. *Optimality and informational efficiency in resource allocation processes*. – in: Arrow, Karlin e Suppes. *Mathematical Methods in the Social Sciences*. Stanford University Press. 1960.

Hurwicz, L.. *On informationally decentralized systems*. – in: Radner e McGuire. *Decision and Organization*. North-Holland, Amsterdam. 1972.

IMAZON. Coordenação: Barreto, P.; Pinto, A.; Brito, B. & Hayashi, S.. *Quem é Dono da Amazônia: Uma análise do recadastramento de imóveis rurais*. Belém. 2008a.

IMAZON. Coordenação: Souza Jr, C., Veríssimo, A. e Costa, A.. *Boletim Transparência Florestal da Amazônia Legal nº01*. Belém. 2008b.

INPE. *Prodes. Taxas Anuais, 1988 a 2007*. Dados encontrados no site do INPE. <http://www.obt.inpe.br/prodes/prodes_1988_2007.htm>. Acesso em: 24/06/2008.

Jones, D. W. e O'Neill, R. V.. *Endogenous environmental degradation and land conservation: agricultural land-use in a large region*. Ecological Economics. Vol. 6, pp. 79-101. 1992a.

Jones, D. W. e O'Neill, R. V.. *Land-use with endogenous environmental degradation and conservation*. Resources and Energy. Vol. 14, pp. 381-400. 1992b.

Jones, D. W. e O'Neill, R. V.. *Human-environmental influences and interactions in shifting agriculture when farmers form expectations rationally*. Environment and Planning A 25, pp. 1677-87. 1993.

Jones, D. W. e O'Neill, R. V.. *Development policies, rural land-use, and tropical deforestation*. Regional Science and Urban Economics. Vol. 24, pp. 753-71. 1994.

Jones, D. W. e O'Neill, R. V.. *Development policies, urban unemployment, and deforestation: the role of infrastructure and tax policy in a two-sector model*. Journal of Regional Sciences. Vol. 35, pp. 135-53. 1995.

Kahn, J.R. e Mcdonald, J.A.. *International debt and deforestation*. – in: Brown, K. e Pearce, D.. *The causes of tropical deforestation, the economic and statistical analysis of factors giving rise to the loss of tropical forests*. pp, 57-67. University College London Press. London. 1994.

Kant, S. e Redantz, A.. *An econometric model of tropical deforestation*. Tese de Doutorado. University of Georgia. Athens. 1997.

Katila, M.. *Modelling deforestation in Thailand*. Paper apresentado no IUFRO World Congress. Tampere, Finland. 1995.

Krutilla et al.. *Peri-urban deforestation in developing countries*. Forest Ecology and Management. Vol. 74, pp. 181-95. 1995.

Kummer, D. M.. *Deforestation in the postwar Philippines*. University of Chicago Press. Chicago. 1992.

Lambin, E. F.. Modeling *deforestation processes, a review. Trees, tropical ecosystem environment observation by satellites*. Research Report. No. 1. European Commision Joint Research Center/European Space Agency. Brussels. 1994.

Lambin, E. F.. *Modelling and monitoring land-cover change processes in tropical regions*. Progress in Physical Geography. Vol. 21, pp.375-93. 1997.

Letho, E. e Palo, M.. *Modeling underlying causes of pantropical deforestatiom.* –in: Palo, M e Mery, G.. *Sustainable forestry challenges for developing countries*, pp. 27-61. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht. 1996.

Lombardini, C.. *Deforestation in Thailand*. – in: Brown, K. e Pearce, D. *The causes of tropical deforestation, the economics and statistical analysis of factors giving rise to the loss of tropical forests*, pp. 211-16. University College London Press, London. 1994.

López, R. *Economy-wide policies, agricultural productivity, and environmental factors: the case of Ghana*. Workshop on Economy-wide Policies and the Environment . World Bank. Washington D. C.. 1993.

Lugo *et al.*. *Tropical forests in the Caribbean*. Ambio. Vol. 10, pp. 318-24. 1981.

Maestad, O.. *Timber trade restrictions: the effect on tropical deforestation*. Discussion Paper 20/95. Norwegian School of Economics and Business Administration, Bergen. 1995.

Mainardi, S.. *An econometric analysis of factors affecting tropical and subtropical deforestation*. Departamento de Economia. Universidade de Natal. Natal. Mimeo. 1996.

Mäler, K. e Munasinghe, M.. *Macroeconomics policies, second-best theory, and the environment*. Environment and Development Economics. Vol. 1, pp. 149-163.

Maskin, E.. *Nash equilibrium and welfare optimality*. Paper presented at the summer workshop of the Econometric Society in Paris, June 1977. Publicado em 1999 na Review of Economic Studies. Vol. 66, pp. 23-38. 1977.

Maskin, E. and J. Moore.. *Implementation and renegotiation*. Review of Economic Studies. Vol. 66, pp. 39-56.

Mateo, S.. *Are deforestation and capital accumulation processes related? An analytical model*. Mimeo. 1997.

Mendelsohn, R. *Property rights and tropical deforestation*. Oxford Economic Papers. Vol. 46, pp.750-6. 1994.

Mertens, B. e Lambim, E. F.. *Spatial modeling of deforestation in Southern Cameroon: spatial disaggregation of diverse deforestation processes*. Applied Geography. Vol. 17, pp. 143-68. 1997.

Monela, G. C.. *Tropical rainforest deforestation, biodiversity benefits, and sustainable land use: analysis of economics and ecological aspects related to the Nguru Mountains, Tanzania*. Tese de Doutorado. Agricultural University of Norway. As. 1995.

Mwanawina, I. e Sankhayan, P. L.. *A computable general equilibrium model to measure the effects of structural adjustment programmes on ecology and development in Zambia* – in: *Structural adjustment policies and environmental degradation in Tanzania, Zambia, and Ethiopia*. Preliminary Seminar Report, 9-10 January. Agricultural University of Norway. As. 1996.

Myerson, R.. *Incentive compatibility and the bargaining problem*. Econometrica. Vol. 47, pp. 61-73. 1979.

Myerson, R.. *Optimal coordination mechanisms in generalized principalagent problems.* Journal of Mathematical Economics. Vol. 11, pp. 67-81. 1982.

Myerson, R.. *Multistage games with communication*. Econometrica. Vol. 54, pp. 323-358. 1986.

Neher, P.A.. *Natural resources economics. Conservation and exploitation*. pp. 59-83. Cambridge University Press. Cambrigde. 1990.

Osgood, D.. *Government failure and deforestation in Indonesia*. – in: Brown, K. e Pearce, D. *The causes of tropical deforestation, the economics and statistical analysis of factors giving rise to the loss of tropical forests*, pp. 217-25. University College London Press, London. 1994.

Palo *et al.*. *Deforestation in the tropics: pilot scenarios based on quantitative analysis*. – in: Palo, M. e Mery, G.. *Deforestation or development in the third world?* Vol. 1, pp. 53-106. Metsantukimslaitoksen Tiedonantoja 272. Division of Social Economics of Forestry. Helsinki. 1987.

Palo *et al.*. *Latin America deforestation and sustainability prospects*. – in: Palo, M e Mery, G.. *Sustainable forestry challenges for developing countries*, pp. 199-228. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht. 1996.

Panayotou, T. e Sungsuwan, S.. *An econometric analysis of the causes of tropical deforestation: the case of Northeast Thailand*. – in: Brown, K. e Pearce, D. *The causes of tropical deforestation, the economics and statistical analysis of factors giving rise to the loss of tropical forests*, pp. 192-210. University College London Press, London. 1994.

Persson, A. e Munasinghe, M.. *Natural resources management and economy-wide policies in Costa Rica: a CGE modeling approach*. World Bank Economic Review. Vol. 9, pp. 259-85. 1995.

Pfaff, A. S.. *What drives deforestation in the Brazilian Amazon. Evidence from satellite and socioeconomic data*. Policy Research Working Paper. no. 1772. World Bank, Washington D. C.. 1997.

Richards, J. F. e Tucker, R. P.. *Global deforestation and the nineteenth century world economy*. Duke University Press. Durham. 1983.

Rosero-Bixby, L. e Palloni, A.. *Population and deforestation in Costa Rica*. Paper apresentado no Annual Meeting of the Population Association of America. New Orleans. 1996.

Rudel, T.K.. *Population, development, and tropical deforestation: a cross-national study*. Rural Sociology. Vol. 54, pp. 327-38. 1989.

Rudel, T.K. e Roper, J.. *Regional patterns and historical trends in tropical deforestation, 1976-1990: a qualitative comparative analysis*. Ambio. Vol. 25, 166-6. 1996.

Shafik, N.. *Economic development and environmental quality: an econometric analysis.* Oxford Economic Paper. No. 46, pp. 757-73. 1994.

Stern *et al.*. *Economic Growth and environmental degradation: the environmental Kuznets curve and sustainable development*. World Development. Vol. 24, pp. 1151-60. 1996.

Thiele, R.. *Conserving tropical rain forests in Indonesia: a quantitative assessment of alternative policies.* Journal of Agricultural Economics. Vol. 46, pp. 187-200. 1995.

Thiele, R. e Wiebelt, M.. *Policies to reduce tropical deforestation and degradation: a CGE analysis for Cameroon*. Quarterly Journal of International Agriculture. Vol. 33, pp. 162-78. 1994.

van Soest, D. P.. *Tropical deforestation, an economic perspective. Theses on systems, organizations, and management*. Labyrinth Publications. Netherlands. 1998.

von Amsberg, J. *Economics parameters of devorestation*. Policy Research Working Paper. no. 1350. World Bank. Washington D. C. 1994.

Walker, R. T. *Land-use transition and deforestation in developing countries*. Geographical Analysis. Vol. 19, pp. 18-30. 1987.

Wielbelt, M.. *Stopping deforestation in the Amazon: trade-off between ecological and economic targets?* Weltwirtschaftliches Archiv – Review of World Economics. Vol. 131, pp. 542-68. 1994.

Williams, M. *Forests.* - in: Turner, B. et al.: *The earth as transformed by human action. Global and regional changes in the biosphere over the past 300 year*. Cambridge University Press, pp. 179-202. Cambridge. 1990.

Williams, M. *Forest and tree cover*. - in: Meyer, W. e Turner II, B.: *Changes in land-use and land-cover. A global perspective*. Press Syndicate of the University of Cambridge, pp. 97-124. Cambridge, New York, Melbourne. 1994.

Wunder, S. *The economics of deforestation. The exemple of Ecuador*. Macmillan Press Ltd. Houndmills, London; St. Martin`s Press. New York.

Livros Grátis

(http://www.livrosgratis.com.br)

Milhares de Livros para Download:

Baixar livros de Administração
Baixar livros de Agronomia
Baixar livros de Arquitetura
Baixar livros de Artes
Baixar livros de Astronomia
Baixar livros de Biologia Geral
Baixar livros de Ciência da Computação
Baixar livros de Ciência da Informação
Baixar livros de Ciência Política
Baixar livros de Ciências da Saúde
Baixar livros de Comunicação
Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE
Baixar livros de Defesa civil
Baixar livros de Direito
Baixar livros de Direitos humanos
Baixar livros de Economia
Baixar livros de Economia Doméstica
Baixar livros de Educação
Baixar livros de Educação - Trânsito
Baixar livros de Educação Física
Baixar livros de Engenharia Aeroespacial
Baixar livros de Farmácia
Baixar livros de Filosofia
Baixar livros de Física
Baixar livros de Geociências
Baixar livros de Geografia
Baixar livros de História
Baixar livros de Línguas

Baixar livros de Literatura
Baixar livros de Literatura de Cordel
Baixar livros de Literatura Infantil
Baixar livros de Matemática
Baixar livros de Medicina
Baixar livros de Medicina Veterinária
Baixar livros de Meio Ambiente
Baixar livros de Meteorologia
Baixar Monografias e TCC
Baixar livros Multidisciplinar
Baixar livros de Música
Baixar livros de Psicologia
Baixar livros de Química
Baixar livros de Saúde Coletiva
Baixar livros de Serviço Social
Baixar livros de Sociologia
Baixar livros de Teologia
Baixar livros de Trabalho
Baixar livros de Turismo