

OPÇÕES NO SETOR FLORESTAL BRASILEIRO PARA COMBATE AO AQUECIMENTO
GLOBAL: COMPARAÇÃO DOS CUSTOS E BENEFÍCIOS AO NÍVEL DE PROJETO

Philip M. Fearnside
Instituto Nacional de Pesquisas
na Amazônia (INPA)
C.P. 478
69011-970 Manaus, Amazonas
BRASIL
Fax: 55 - 92 - 236-3822

31 Oct. 1994
2 Novembro 1994
4 Novembro 1994
7 Novembro 1994
15 Novembro 1994
23 Sept. 1995
15 APR. 1996
17 apr 1996
18 APR. 1996
19 apr. 1996
25 APR. 1996
26 Apr 1996
23 JAN. 1997
31 Jan. 1997
26 Fev. 1997

Resumo

Uma avaliação dos custos e benefícios ao nível de projeto monetários e em termos de carbono para cinco classes de opções no setor florestal para combate ao aquecimento global é derivada para condições brasileiras típicas. As opções levantadas são: plantações silviculturais (para celulose, carvão vegetal e madeira serrada), manejo florestal sustentável, e redução de desmatamento. A comparação das plantações de celulose e para madeira serrada com a vegetação característica das áreas desmatadas indica um benefício modesto em termos de carbono. As plantações para carvão vegetal podem produzir um benefício de carbono substancial através da substituição do combustível fóssil, mas muito deste benefício calculado desaparece se descontos maiores que zero forem aplicadas ao carbono. O manejo florestal sustentável, quando comparada com a floresta existente, representa uma perda líquida de carbono, acumulação de carbono em produtos madeireiras insuficientes para compensar a redução de biomassa ao longo de 100 anos. A redução do desmatamento tem grande potencial como uma opção para combate ao aquecimento global, os seus benefícios de carbono por hectare são aproximadamente quatro vezes os benefícios de estabelecimento de plantações silviculturais para celulose e madeira serrada ao longo de um período de 100 anos. Os custos de diminuir o desmatamento são difíceis para avaliar, contudo, devido à importância das mudanças de política do governo, tais como, a remoção da especulação de terra e o estabelecimento da posse de terra como motivos para o desmatamento. Embora estas mudanças não custassem dinheiro e tivessem tremendos benefícios de carbono e outros, ainda não ocorreram.

PALAVRAS-CHAVES: Amazônia, silvicultura, aquecimento global, desmatamento, sequestração de carbono, floresta tropical, eucalipto, plantações, efeito estufa

1. TIPOS DE COMPARAÇÕES DAS OPÇÕES PARA COMBATE AO EFEITO ESTUFA NO SETOR FLORESTAL

1.1. Projeto versus a análise ao nível de programa

Os custos e benefícios das opções para combate ao aquecimento global podem ser examinados em vários níveis, como o nível de projeto e o nível do programa. Os custos e benefícios deveriam incluir não somente as implicações monetárias e de gases provocadores do efeito estufa de uma opção para combater ao efeito estufa, mas também consequências, tais como impactos na sociedade e no meio-ambiente local. Uma análise ao nível de projeto limita a sua abrangência ao local imediato do projeto, e não inclui mudanças fora destes limites estreitos, como efeitos macroeconômicos produzidos pelo projeto, consequências de carbono da saída do projeto (como madeira das plantações) que substitui para produtos que de outra maneira estariam a vir de outras fontes, ou impactos de desmatamento executado pelas pessoas deslocadas por uma plantação ou por outro projeto. Estas preocupações seriam incluídas em uma análise ao nível de programa, onde cenários para uma região ou país inteiro são construídos com e sem projeto, assim permitindo a avaliação das emissões totais de gases que provocam o efeito estufa, bem-estar econômico, etc.

O trabalho atual limita-se ao nível de projeto. Os métodos seguem aqueles esboçados por Sathaye *et al.* (no prelo, 1995) e permite algumas comparações entre os países. Os resultados ao nível de projeto são entrados essenciais em análises ao nível de programa, mas não podem se fornecer a informação necessária para escolher entre opções para combate ao aquecimento global.

1.2. Aplicação de taxas de desconto ao carbono

A maioria das análises dos benefícios de carbono das opções para combate ao efeito estufa não aplicam uma taxa de desconto ao carbono (*i.e.*, adotam uma taxa de desconto igual a zero). Isto é a prática usada pelo Global Environment Facility (GEF) na comparação de opções para financiar com os fundos que esta agência distribui sob o programa Agenda 21. Contudo, uma taxa de desconto de zero introduz distorções no mérito relativo das diferentes opções. Dar um pouco de peso adicional ao curto prazo, em oposição ao prazo longo, está justificada. Egoísta ou não, a maioria de pessoas são mais interessadas naquilo que ocorrerá no resto das suas vidas do que estão interessadas naquilo que ocorrerá daqui há um século. Também é verdade que uma emissão hoje desencadeia processos físicos (como o aquecimento dos oceanos) que têm inércia própria, e que podem ser esperados a provocar impactos (incluindo índices crescentes de mortalidade humana) a partir do tempo em que começam. Adiar estes aumentos no nível de impactos é similar às emissões evitadas de combustível fóssil, representando um ganho permanente se emissões líquidas ocorrerem mais tarde em vez de mais cedo. Isto faz com que uma taxa de desconto maior que zero seja razoável para o carbono. Não há nenhuma razão, contudo, de que deve ser usada a mesma taxa que a utilizada para o dinheiro. A decisão com respeito a que taxa de desconto deve ser utilizada para carbono, ou se um método alternativo de ponderação pela preferência temporal deve ser utilizado, é uma escolha ética e moral que precisa ser tomada pela sociedade com todo.

A duração do horizonte de tempo tem um efeito forte na importância de aplicar taxas de desconto. Na medida em que os horizontes de tempo tornam-se mais longos, as distorções tornam-se maiores se não se aplicar nenhuma taxa de desconto. No caso de opções no setor florestal que podem transferir carbono para estoques a muito longo prazo, estes estoques podem dominar os resultados se os horizontes muito longos forem considerados sem aplicar taxas de desconto. No caso de um horizonte de tempo infinito, as condições de equilíbrio não se aplicam. Uma estocagem de carbono lento em classes de reposição muito lento de produtos madeireiras domina os resultados no equilíbrio, mas ocorre num tempo tal remoto de que pesa pouco em decisões atuais quando uma taxa de desconto é aplicada. Estes problemas igualmente aplicam-se aos cálculos feitos sob a suposição de que o "shadow price" de carbono aumenta na mesma taxa que a taxa de desconto para o dinheiro, assim permitindo uma análise sem aplicar uma taxa de desconto ao carbono.

A fim de evitar estes problemas, a contabilidade de carbono é apresentada no atual trabalho utilizando três taxas de desconto para carbono: 0%, 1% e 5%. Como os resultados a serem apresentados mostram, os argumentos para adotar uma taxa de desconto para o carbono maior que zero acrescentam àqueles que favorecem a manutenção de floresta em pé, em vez, por exemplo, da substituição de combustível fóssil através das plantações para o carvão vegetal.

1.3. Contabilidade de custos de oportunidade

A inclusão de custos de oportunidade em cálculos de sequestro de carbono aumenta questões difíceis e não resolvidas, nomeadamente nas comparações das utilizações da terra não-florestal com manutenção da floresta original. É primeiramente a necessidade de equilíbrio, evitando a tendência usual para incluir o custo de oportunidade apenas para um lado da comparação, a saber os lucros abandonados das utilizações possíveis da terra não-florestal, mas não o valor dos serviços ambientais que seriam sacrificados mediante o sacrifício da floresta. A dificuldade para determinar estes serviços não deveria ser utilizada como uma desculpa para incluir apenas para um lado da comparação.

Até no caso mais simples de determinar o custo de oportunidade para a terra desmatada, a ampla margem para manipular os resultados existe dependendo dos valores escolhidos. O valor de venda da terra é frequentemente tomado como um indicador daquilo que a terra poderia produzir em uma utilização alternativa, e também representa uma fonte de renda potencial que poderia ser obtida por aqueles que têm título a sua terra (que permitiria a venda da mesma). Qual é o valor de venda não é sempre claro. No Brasil o "valor da terra nua" é estabelecido para fins de imposto, mas é muito mais baixo que o preço realmente pago quando a terra é vendida. No Estado de São Paulo, o "valor da terra nua" para a terra agrícola é apenas US\$ 114 ha⁻¹ (Fundação Florestal & Fundo Florestar, 1993: 24), aproximadamente uma ordem de grandeza mais baixa que os preços de mercado. O preço de venda de terra florestal em Paragominas, no Estado do Pará, está em torno de US\$ 150 ha⁻¹ (Verissimo *et al.*, 1992).

A conveniência de custos de oportunidade como uma base para a compensação da manutenção florestal é frequentemente duvidosa. Para ser válida como custos de oportunidade, a utilização da terra alternativa face à qual um projeto é comparado deve ser uma oportunidade real se o projeto não for aplicado. Os custos de oportunidade são frequentemente julgados pelo valor do mercado da terra. Contudo, se a terra na escala, por exemplo, das florestas Amazônicas, fosse oferecida a venda, o preço da terra possa cair. Os limites do mercado também limitariam a expansão de virtualmente qualquer cultura que poderia ser plantada se uma tentativa fosse feita para pôr em prática a alternativa de conversão à agricultura implícita na comparação, inclusive culturas de altos insumos da "revolução verde" a quais os grupos que reivindicam compensação para manter a floresta às vezes utilizam como indicador de custo de oportunidade. Além disso, o solo, o clima e outras características das áreas florestais tropicais frequentemente não são apropriados para a agricultura deste tipo. Também, a população humana frequentemente não têm as habilidades e capital necessárias para implantar a utilização da terra alternativa suposta na reivindicação de custos de oportunidade. Por exemplo, uma tribo indígena quase nunca poderia transformar o seu habitat florestal em campos de culturas da "revolução verde". Para compensar tal tribo para os "custos de oportunidade" da manutenção da floresta com base naquilo que a terra poderia produzir sob agricultura de altos insumos (como tem sido às vezes proposto) seria injustificável. Ao mesmo tempo, compensar uma empresa multinacional para manter uma área igual de floresta utilizando o mesmo critério de custo de oportunidade seria injusta à tribo indígena que recebe menos para o mesmo serviço. Fundamentalmente, o problema é que a compensação deve ser baseada no valor dos serviços, não os "custos" do fornecimento deles.

Os custos de oportunidade, quando baseados em alternativas realísticas, representam o preço mínimo no qual se pode encontrar um vendedor para os serviços. Os custos de sequestro de carbono tais como estocagem de carbono e emissões evitadas (incluindo a substituição de combustível fóssil) fornecem a informação importante sobre opções de combate ao aquecimento global, mas não deveriam ser confundidos com a questão de justiça na projeção de uma nova economia que fornece a compensação apropriada para a manutenção dos serviços ambientais. Os custos de sequestro de carbono (compreendendo os custos de oportunidade na perspectiva de opções reais disponíveis aos atores que seriam envolvidos) são informações necessárias mas não suficientes. No contexto das negociações internacionais sobre medidas de combate de aquecimento global, o valor dos serviços ambientais representa a informação necessária para o vendedor dos serviços (os países tropicais) para poder negociar o melhor preço obtível, enquanto que o conhecimento dos custos representa a informação necessária para o comprador dos serviços (os países desenvolvidos) na avaliação de até que ponto podem forçar os fornecedores em potencial concorrentes a reduzir os seus preços. Ambos os tipos de informação são necessários para uma negociação informada acontecer.

2. O SETOR FLORESTAL NO COMBATE DO AQUECIMENTO GLOBAL

2.1. Plantações silviculturais

A escolha de um projeto de plantação silvicultural, e os parâmetros técnicos associados, não são fáceis. Não há nenhum único projeto que representa plantações brasileiras como uma oportunidade de combate ao aquecimento global, como a produtividade marginal e outras

características das novas plantações podem mudar ao longo do tempo. Os exemplos aqui serão dados com os valores típicos das produtividades atuais em plantações existentes.

As plantações podem ser classificadas em plantações de curta-rotação e longa-rotação. As plantações de curta-rotação no Brasil estão geralmente do Eucalyptus plantada para celulose ou para carvão vegetal, ambas com um tempo entre cortes de aproximadamente seis anos, enquanto que as plantações de longa-rotação podem ser Eucalyptus ou Pinus. Aqui o eucalipto é presumido a ter uma rotação de 12 anos para utilização como madeira serrada. Os parâmetros para carbono e cálculos econômicos para estes e outras opções encontram-se no apêndice. As mudanças nos estoques são calculadas explicitamente para componentes vivos, enquanto que aos componentes de biomassa morta (liteira grossa, liteira fina, e morta debaixo do solo) e os estoques no solo supõem que estejam em equilíbrio, assim exagerando um tanto os componentes mortos da biomassa nos cálculos ao nível de projeto sobre o horizonte de tempo considerado. O horizonte de tempo é tomado para ser o múltiplo maior do período entre colheitas até 100 anos. Utilizando um múltiplo uniforme deste tempo (que inclui replantações e rebrotas) faz os resultados coerentes com os procedimentos esboçados por Sathaye *et al.* (1995, no prelo).

Os estoques de carbono nas plantações para celulose, carvão vegetal e madeira serrada são simulados durante 100 anos nos Figuras 1, 2 e 3, respectivamente. Carbono total e estoques na biomassa viva acima do solo são mostrados para todos os tipos de plantações, assim como os produtos madeireiras (para plantações para celulose e madeira serrada) e a substituição de combustível fóssil (para plantações para carvão vegetal). Os componentes acima do solo e a biomassa morta subterrânea, morta abaixo do solo e no solo (até a 20 cm de profundidade) estão incluídos nos estoques totais mostrados, mas não estão indicados separadamente.

(Figuras 1, 2 e 3 aqui)

Todo o carvão vegetal supõem-se (de modo otimista) que seja um substituto de combustível fóssil (que substitui para o carvão mineral como um fonte de calor e agente de redução em indústrias siderúrgicas no Brasil). Nenhum ajustamento é feito para diferenças no conteúdo de energia por t de C entre o carvão e carvão vegetal e para as proporções utilizadas para a energia e redução de ferro. Celulose supõem-se que passa para o estoque de produtos madeireiras de curta duração (tempo de residência médio de 0,5 ano). A madeira serrada supõem-se que atribua com 40% incorporando ao estoque de curta duração, 50% no estoque de duração média (residência média de 5 anos), 8% no estoque de duração de longa duração (residência média de 50 anos) e 2% no estoque de duração muito longa (residência média de 500 anos). Estas proporções implicam uma vida média de produto de aproximadamente 13 anos para madeira serrada. Estoques de produtos madeireiras deterioram exponencialmente (diferente da suposição em Sathaye *et al.*, 1995, no prelo).

O cálculo de benefícios de carbono exige saber não somente a biomassa e fluxos de produtos das plantações próprios, mas também os que existiriam na ausência do projeto de plantação. Isto exigiria uma análise em uma escala nacional ou maior, uma vez que a saída da plantação afeta a economia como um todo. A biomassa da vegetação em pé que está presente no

local onde a plantação fica instalada é muito mais facilmente determinada, mas isto não captura os efeitos da plantação em fluxos de produtos de madeira, na exploração florestal, e no desmatamento.

Os estoques de carbono, fluxos, e outros parâmetros das plantações para celulose, carvão vegetal e madeira serrada, e a mistura atual destes tipos de plantações, são comparados à vegetação original na Tabela 1. A vegetação original supõem-se que seja a paisagem de equilíbrio em áreas desmatadas na Amazônia Legal (Fearnside, 1996). Estas áreas, que totalizaram 41×10^6 ha em 1990 (Fearnside, 1993) (com exceção das áreas inundadas para hidrelétricas) são mosaicos dominados pela pastagem produtiva, pastagem degradada, e vegetação secundária. Amazônia Legal é uma região administrativa que cobre 500×10^6 ha (cerca de 60% do País); a maioria das plantações atuais estão na parte sul do Brasil, fora da Amazônia Legal.

(Tabela 1 aqui)

Os estoques de carbono na biomassa e produtos madeireiras para uma área dada de plantação são relativamente fáceis para calcular, apesar da incerteza. As consequências para o carbono de um programa das plantações como uma opção de combate ao efeito estufa são mais difíceis para avaliar. Uma análise ao nível de programa deve não somente considerar a plantação em si, mas também a paisagem em volta, a qual as pessoas podem ser deslocadas quando a plantação foi instalada. Cenários dignos de crédito com e sem o programa de plantação tem que ser construídos para permitir uma comparação.

2.2. Manejo florestal sustentável

Uma oportunidade de combate ao efeito estufa tal como o manejo sustentável de floresta nativa para madeira pode parecer razoável, teoricamente estocando carbono em produtos madeireiras de longo duração das madeiras tropicais. Contudo, mesmo sob a suposição irrealisticamente otimista adotada aqui de seguir perfeitamente os planos de manejo, o manejo sustentável nem sequer constitui uma opção de combate ao aquecimento global quando comparada à floresta nativa.

Além disso, as propostas para o manejo sustentável como uma opção de combate ao efeito estufa presumem invariavelmente que o sistema de manejo florestal é não somente sustentável em termos silviculturais mas também é sustentável na prática, em vez de servir como uma primeira etapa no processo de desmatamento. Caso a análise do manejo florestal seja feito incluindo probabilidades realísticas do sistema ser pervertido ao desmatamento (probabilidades que têm, muito provavelmente, valores mais próximo a um do que a zero), o resultado seria liberações líquidas de carbono muito grandes. O problema encontra-se nas contradições fundamentais entre a aumento do retorno financeiro aos atores primários na implantação da manejo florestal para madeira, e nos critérios aplicados por aqueles interessados na promoção de sistemas sustentáveis para outras razões, inclusive para os benefícios de carbono (Fearnside, 1989).

No cenário de manejo florestal sustentável levado em conta aqui, a produção, manejo e a recuperação florestal supõem-se que seguem os resultados de Veríssimo *et al.* (1992; Barreto *et al.*, 1993) que calcularam que a taxa de colheita dos 38 m³ ha⁻¹ predominando na área de Paragominas, Pará, poderia ser mantida em uma rotação de 30 anos se o manejo apropriado fosse aplicado. O dano ao restante da floresta é suposto no cenário de manejo adotado aqui para ser a metade do que prevalece na região sob as práticas normais nesta intensidade de colheita (ver o apêndice). Aos produtos madeireiras supõem-se que incorporem os estoques diferentes nas mesmas proporções que para plantações de madeira serrada.

Uma das escolhas com as quais o manejo florestal sustentável pode ser comparada é exploração florestal insustentável: a norma na Amazônia hoje. A exploração florestal supõem que ocorra na intensidade de 38 m³ ha⁻¹ que prevalece em Paragominas. Veríssimo *et al.* (1992; Barreto *et al.*, 1993) calcularam que a recuperação em Paragominas poderia ocorrer em 90 anos sem manejo. Os cálculos incluem um incremento de 0,52 t C ha⁻¹ ano⁻¹ ao estoque de biomassa viva acima do solo (e incrementos proporcionais aos outros estoques), tal como implicado neste trabalho. Uma segunda colheita após 90 anos não está incluída nos cálculos já que, na prática, retornos potenciais muito no futuro não afetam as decisões dos proprietários na Amazônia.

Os estoques de carbono sob a manejo florestal e a exploração insustentável de uma só vez são mostrados nas Figuras 4 e 5. Apenas o carbono de biomassa (viva + morta, acima e debaixo do solo), os produtos madeireiras, e estoques totais são mostrados. O carbono no solo até a profundidade de 20 cm está incluído no total mas não mostrado separadamente.

(Figuras 4 e 5 aqui)

A Tabela 2 resume estoques de carbono e outros parâmetros para o manejo florestal sustentável, exploração insustentável de madeira (de uma só vez), e floresta em 1990 (virtualmente todo fora das áreas controladas). Os benefícios ou perdas de carbono atribuíveis ao manejo florestal sustentável serão obviamente muito diferentes dependo de se presumir que a alternativa é a floresta não explorada, se é a exploração insustentável de madeira, ou se é o desmatamento. Em relação a floresta, o manejo florestal sustentável representa uma perda de carbono líquida, as acumulações nos produtos madeireiras sendo insuficientes para compensar as perdas de biomassa florestal durante o horizonte de tempo de 90 anos utilizado para o manejo e a exploração florestal (três ciclos de manejo de 30 anos).

(Tabela 2 aqui)

2.3. Redução do desmatamento

2.3.1. Benefício de carbono de diminuir o desmatamento. Para diminuir a taxa de desmatamento na Amazônia representa uma opção óbvia para combate ao aquecimento global. Em 1990, o desmatamento levou a uma emissão líquida de aproximadamente 307 X de 10⁶ t de C, ou seis vezes mais carbono que toda a utilização de combustível fóssil no Brasil (Fearnside,

em preparação). Os estoques de carbono na floresta intacta e desmatada são resumidos na Tabela 3.

(Tabela 3 aqui)

Uma vez que a biomassa de um hectare de floresta Amazônica é muito maior que a de um hectare de plantação silvicultural, diversos hectares de plantação teriam que ser estabelecidos para o estoque de carbono na vegetação igualar a perda de um hectare de desmatamento. Além disso, a redução da taxa de desmatamento produz benefícios imediatos nas emissões evitadas, enquanto que as plantações levarão anos para fixar carbono, acrescentando à vantagem comparativa da redução de desmatamento se qualquer taxa de desconto for aplicada.

Os principais impedimentos que desanimam o investimento na redução de desmatamento como uma opção para combate ao efeito estufa são: 1) a dificuldade de avaliar os custos de evitar um hectare de desmatamento, 2) a necessidade de mudanças nas políticas do governo para remover as motivações para o desmatamento (frequentemente estas mudanças poderiam ser feitas a nenhum custo financeiro, e teriam maior impacto que investimentos monetários), e 3) ausência de definição dos critérios para atribuir o crédito para emissões evitadas.

2.3.2. Custos de evitar o desmatamento. É importante realizar que a proteção de uma reserva não é a mesma coisa que o desmatamento evitado. Por exemplo, considere um projeto hipotético de "cercar" uma parte de floresta (isto não é a maneira que a proteção florestal funciona no sentido literal, mas é útil como uma ilustração). Se estiver a floresta distante da fronteira de desmatamento, o custo por hectare será muito baixo, mas a "emissão evitada" será zero, pelo menos durante alguns anos, uma vez que a área não estava em risco. Se a área escolhida estiver na fronteira de desmatamento, o custo por hectare será extremamente alto, mas o carbono no estoque de biomassa pode mais facilmente ser reivindicado como uma "emissão evitada". Por outro lado, os que estariam a desmatar a floresta na área agora-cercado provavelmente irá simplesmente por alguma outra parte da Amazônia e continuará a desmatar, assim, diminuindo até zero as emissões evitadas líquidas da região.

O investimento na pesquisa e em atividades de organização relativas ao contexto de política mais amplo do desmatamento representa, sem dúvida, uma utilização eficiente de verbos motivadas pela preocupação sobre o aquecimento global. É difícil, contudo, construir um caso para isto que seja ambos compreendido facilmente e livre das incertezas óbvias. Enquanto que uma agência que financiou uma plantação silvicultural pode apontar às árvores e proclamar de forma convincente "fixamos aquele carbono", nenhuma tal confirmação visual pode ser tido dos cálculos de desmatamento diminuído. Sobretudo, o investimento na diminuição do desmatamento produz muito pouco que seja aparente ao nível de projeto. Apesar destes desvantagens, as indicações são muitas que a redução de desmatamento é o setor geral que deve ter a prioridade a mais alta.

É importante entender que a atribuição de recursos entre classes de opções possíveis no setor florestal para combate ao efeito estufa representa um jogo de soma zero ("zero-sum game")

do ponto de vista do financiamento para combater o aquecimento global. Na Facilidade Global de Meio Ambiente (GEF), que administra fundos sob o programa Agenda 21 (o plano de medidas adotado na Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento-UNCED, realizada em Rio de Janeiro em junho de 1992), opções no setor florestal são agrupadas em uma única categoria (separadas das opções no setor energético), de modo que cada dólar gasto, por exemplo, para promover plantações significaria um dólar a menos gasto na diminuição do desmatamento.

2.3.3. Mudanças de política vs. investimentos em projetos. O desmatamento na Amazônia brasileira é feito por atores diferentes e para razões diferentes. Ao contrário de muitos outros países tropicais, a pecuária é de longe a forma predominante de utilização da terra nas áreas desmatadas no Brasil (Fearnside, 1990). Muito (mas de modo algum todo) a pastagem está em grandes fazendas. Particularmente nos anos 70 e no início dos anos 80, estas fazendas receberam estímulos generosos do governo na forma de várias vantagens de imposto e programas de financiamento concessionário. Os pecuaristas foram também beneficiados por lucros especulativos, já que o valor da terra aumentou mais rapidamente que a taxa de inflação durante muitos anos. A parte deste aumento se deve à função de terra como uma "reserva de valor," parte à espera dos ganhos especulativos futuros, e parte às estradas e outra infra-estrutura construída na Amazônia com os impostos arrecadados no Brasil e nos outros países que contribuem aos bancos multilaterais que financiaram muitos destes projetos. O desmatamento também é feito como um meio para estabelecer posse de terra (Fearnside, 1979, 1987). Isto aplica-se a pequenos agricultores e a grandes grileiros que obtêm áreas por meios fraudulentos e/ou violentos.

A noção de que o desmatamento é o resultado de pessoas pobres que desmatam para alimentar-se é promovida por políticos na Amazônia brasileira para justificar as suas reivindicações de que qualquer pessoa que sugere que o desmatamento é prejudicial ou deve ser diminuído está contra o povo. Os funcionários do governo central começaram a acusar os pobres para o desmatamento, utilizando o argumento (errôneo) de que o desmatamento por grandes fazendeiros foi controlado mediante a suspensão dos incentivos, de modo que o desmatamento que continue fosse o trabalho dos pequenos agricultores. Uma associação forte entre a distribuição do tamanho das propriedades e a taxa de desmatamento, suficiente para explicar 74% da variação nas taxas de desmatamento entre os estados da Amazônia Legal, indica que nenhuma destas reivindicações é verdade (Fearnside, 1993). Relativamente pouco do desmatamento no Brasil é causado pela agricultura de subsistência; os projetos estabelecidos de pecuária continuam a receber subsídios do governo, e as fazendas (muitos dos quais nunca teve estímulos) continuam a fazer a maior parte do desmatamento. Em 1990 e 1991, pequenos agricultores (definidos na Amazônia como aqueles com <100 ha de terra) fizeram cerca de 30% do desmatamento, com 70% feitos por fazendeiros. Os custos sociais de diminuir consideravelmente a taxa seriam então muito menos que é implicado por aqueles que acusam a pobreza para o desmatamento.

Etapas imediatas necessárias para diminuir o desmatamento no Brasil incluem: aplicar impostos pesados para tirar o lucro da especulação de terra, modificar os procedimentos de

titulação de terra para cessar de reconhecer o desmatamento para pastagens como sendo uma benfeitoria, remover os subsídios remanescentes, reforçar os procedimentos para o Relatório de Impactos sobre o Meio Ambiente (RIMA), executar a reforma agrária na Amazônia e nas áreas de origem dos migrantes, e oferecer emprego alternativo em áreas rurais e urbanas. Uma descrição mais detalhada das etapas necessárias para frear o desmatamento é apresentada em outra parte (Fearnside, 1989).

2.3.4. Critérios para crédito para emissões evitadas. "Custos incrementais" foram adotados pelo Painel de Conselheiros Científicos e Técnicos (STAP) da Facilidade Global de Meio Ambiente (GEF) como critério para nortear a concessão de créditos de carbono na avaliação dos projetos que competem para financiamento como opções para combate ao aquecimento global. Enquanto a lógica desta aproximação é clara na fixação de prioridades para recursos financeiros escassos, também tem implicações preocupantes como um meio de recompensar o mau comportamento, sobretudo no que se refere ao desmatamento tropical. É injusto que um país obtenha apenas o crédito se está a comportar mal e então arrepende, enquanto que os países que se comportam bem todos avante obtêm nenhum crédito. Se um país desmata rapidamente as suas florestas e então pára em consequência das mudanças de política, a seguir a diferença entre a continuação do comportamento antigo e a nova cenário representa floresta "conservada", e representa um crédito para emissões evitadas. Além disso, porque a floresta era rapidamente desmatada, qualquer aplicação de taxa de desconto ou de outra ponderação preferencial temporal aumentará os benefícios atribuídos às estas emissões evitadas, tal como comparada, por exemplo, a emissões que poderiam ser evitadas em um país onde o desmatamento está progredindo lentamente e, no cenário de sem projeto, não ocorreriam de qualquer maneira até uma data futura mais remota.

Estabelecer um parque em uma área de floresta que não seria desmatada recebe nenhum crédito, enquanto que um em uma área que sofre o desmatamento rápido é pesadamente recompensada. Um parque na área com pouco desmatamento é provável que seja mais barato estabelecer. A maneira em que os créditos de carbono são distribuídos pode, por conseguinte, influenciar onde os parques são estabelecidos. As mesmas considerações também aplicam-se à biodiversidade, não necessariamente com os mesmos resultados. Dependendo da maneira em que os benefícios são contados, o dogma conservacionista pode desenbaraçar de que as pessoas interessadas em sequestro de carbono e as pessoas interessadas na conservação de biodiversidade falam com uma só voz na proteção florestal tropical. No Brasil, os tipos de floresta o menos bem-protegidos e mais ameaçados se encontram ao longo dos limites do sul da Amazônia onde o estabelecimento de uma reserva é muito caro por unidade da área (Fearnside & Ferraz, 1995). Porque os átomos de carbono são permutáveis, uma abordagem de aplicação de taxas de desconto pode ser apropriada com relação às emissões evitadas. Ao contrário, a biodiversidade não é permutável, e os índices de sucesso na manutenção da biodiversidade deveriam centrar-se sobre a diversidade esperada para ser presente em algum momento escolhido no futuro a longo prazo (sem desconto).

2.3.5. Desmatamento evitado como uma compensação permanente de carbono. Um desmatamento evitado pode ser tratado numa maneira similar à substituição de combustível fóssil. Mesmo que o desmatamento de um determinado hectare de floresta possa ser adiado durante apenas um ano, assim como a queimada de uma determinada tonelada de carvão pode ser adiada durante apenas um ano, o benefício pode ser considerado como permanente. Está suposto que o desmatamento evitado não cria uma demanda reprimida que será compensado em anos seguintes com uma taxa mais rápida de desmatamento. Esta suposição parece ser razoável sob condições brasileiras.

3. COMPARAÇÃO DAS OPÇÕES

3.1. Plantações silviculturais

A Tabela 4 compara os custos e benefícios em tempo ao nível de projeto de carbono e de dinheiro das opções para combate ao efeito estufa no setor florestal. Os estoques de carbono são calculados para três taxas de desconto para carbono: 0%, 1% e 5%. O estoque médio nestas taxas de desconto refere o valor líquido presente (VLP), do estoque em termos de carbono (descontada na taxa especificada) dividido pelo VLP (em termos de carbono) de uma tonelada de carbono retida durante o mesmo período de tempo. Taxas de desconto para carbono não têm, por conseguinte, efeito em opções que mantêm estoques de carbono a níveis constantes, como a manutenção da floresta sem alteração (presumido a ser em equilíbrio), ou que têm muitas oscilações curtas ao longo do horizonte de tempo, como plantações para celulose. Taxas de desconto maiores que zero diminuem a atração das opções que acumulam carbono lentamente ao longo do período, como a acumulação da substituição de combustível fóssil por plantações para carvão vegetal ou, a um grau inferior, em estoques de produtos madeireiras no caso de plantações para madeira serrada. As plantações para carvão vegetal podem substituir tanto carbono fóssil ao longo de horizonte de tempo de 96 anos para estas plantações que os seus estoques médios podem aproximar os da manutenção da floresta, mas apenas se a taxa de

desconto é zero. A uma taxa de desconto de 5%, o estoque médio de carbono para plantações para carvão vegetal cai quase à metade deste valor, enquanto que o benefício da manutenção florestal permanece inalterado.

(Tabela 4 aqui)

A inclusão das indústrias pode ter uma influência grande na rentabilidade calculada das opções diferentes, assim como no aspecto prático da obtenção do capital necessário para expansão significativa destes usos da terra. Onde traçar a linha entre a resposta a oportunidade e o resto da economia não é sempre claro. Na análise atual, os custos de fabricação de carvão vegetal estão incluídos no caso das plantações para carvão vegetal (mas não os investimentos na indústria de ferro-gusa). Para celulose, apenas as plantações (não as usinas de celulose) estão incluídas. Dado que o investimento necessário para uma usina de celulose é muito grande comparado com o investimento nas plantações silviculturais que suprem a usina, a ausência de capital levanta uma limitação significativa na expansão em grande escala (*i.e.*, de o "custo de estabelecimento por ha" dada na Tabela 4 subestima consideravelmente o custo total da gama de investimentos necessários para expandir este uso da terra). No caso de plantações de madeira serrada, a análise atual inclui apenas as plantações em sí, enquanto que para manejo florestal e exploração madeireira, as serrarias são incluídas.

A Tabela 4 indica que o VLP das plantações para celulose é mais baixo que aquele para madeira serrada, contudo a maioria de plantações no Brasil é para celulose em vez de madeira serrada. Para supor que a informação de preço e custo utilizada (baseado em cifras de associações de indústria florestal em São Paulo: veja o apêndice) reflete de forma correta estes elementos, esperaria-se que seriam plantadas mais plantações de longa-rotação. A explicação para esta ocorrência é provavelmente que é mais rentável obter madeira para os mesmos mercados através da exploração insustentável das florestas naturais na Amazônia. Contudo, na unidade para distribuição de sementes mantida em Piracicaba, São Paulo, da Universidade de São Paulo, a procura para sementes das espécies apropriadas para plantações da longa-rotação tem aumentado agudamente relativa à procura para espécies da curta-rotação (Mario Ferreira, comunicação pessoal, 1994).

3.2. Manejo florestal e exploração insustentável

É fácil ver da Tabela 4 porque o manejo florestal sustentável não está sendo exercida numa escala significativa: considerando uma taxa de desconto de 12%, o seu VLP é altamente negativo, enquanto que a exploração insustentável de uma vez só rende lucros substanciais. Em termos financeiros (que não devem ser confundidos com análises em termos econômicos ou sociais), o manejo sustentável tem uma taxa de retorno interna (IRR) de 3,8%, o que significa que a taxa de desconto teria que ser inferior a este valor para que o esquema de manejo tenha um VLP positivo. Uma vez que investimentos alternativos que rendem mais que isto em termos reais se encontram prontamente disponíveis, inclusive de exploração insustentável de madeira e a especulação da terra, o manejo florestal sustentável para madeira é pouco atrativo como um investimento (o que não deve ser confundido com interesse em certificação do governo de

"planos de manejo silvicultural" como elemento da documentação exigida para exploração madeireira).

O benefício tremendo de carbono por-hectare de evitar o desmatamento é aparente. O ritmo rápido do desmatamento faz o potencial total para a redução das emissões muito maior do que para outras opções, e as áreas vastas da floresta ainda em pé no Brasil significam que o benefício total final é muito maior do que as emissões anuais atuais implicam. As emissões de 1990 de Brasil de 307×10^6 t de C do desmatamento (Fearnside, em preparação) contrastam com as 7×10^6 t de C das emissões evitadas da utilização no País de combustível de álcool e da cogeração de energia usando bagaço de cana (Goldemberg & Macedo, 1994).

3.3. Desmatamento para fazendas e especulação

O desmatamento para agropecuária extensiva é de longe a pior opção do ponto de vista de armazenamento de carbono. A informação na Tabela 4 indica que também é pouco atrativo financeiramente, contudo isto é o destino mais comum das áreas rapidamente em expansão de terra desmatada na Amazônia brasileira hoje. Claramente algo está faltando dos custos e benefícios monetários incluídos na Tabela 4 que a torna pouco confiável para previsão de comportamento. Um dos elementos essenciais é o efeito de especulação da terra, que pode fazer com que uma fazenda extensiva seja rentável apesar de ter despesas de caixa que excedem o rendimento das vendas de carne (Hecht *et al.*, 1988). A especulação, junto com a utilização de desmatamento como um meio para estabelecer posse da terra, poderia ser diminuída bastante através medidas do governo. Para remover os lucros da especulação mediante a cobrança e arrecadação de impostos pesados sobre a revenda de terra removeria o motivo para o desmatamento para proteger investimentos em futuras vendas de terra. Para cessar reconhecer o desmatamento, sobretudo para as pastagens, como uma "benfeitoria" removeria um motivo adicional para o desmatamento para objetivos improdutivos. Estas mudanças poderiam ser feitas com um mínimo de despesa em termos monetários, mas exigiriam um esforço político ao ofender os que tiram proveito do sistema atual.

4. CONCLUSÃO E AVISO

Os resultados de uma análise ao nível de projeto tal como aqueles na Tabela 4 podem apenas servir como entradas a uma análise ao nível de programa. Não podem ser utilizados para estimar o benefício com relação ao aquecimento global de investir uma determinada quantidade em nenhuma destas opções, e não podem, por conseguinte, fornecer respostas às questões de política sem uma análise ao nível de programa. O tudo ou uma parte de um benefício pode ser cancelado por efeitos secundários em outra parte, ou pode até render custos líquidos em termos de aquecimento global. Por exemplo, as plantações que foram subvencionadas como opções para combate ao aquecimento global podem ter benefícios de carbono roubados pela "mão invisível" quando produtos de madeira derivados deles simplesmente substituem produtos que viriam de outra parte, ou quando a saída das plantações subvencionadas faz com que caia o preço da madeira produzida na plantação e as plantações sem subsídios em outra parte são

consequentemente cortadas e são substituídas com o pasto ou com outras utilizações da terra com pouca biomassa.

5. AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Grupo F-7 liderado por Jayant Sathaye e por Willy Makundi pela sua estimulação, sem qual esta análise nunca seria trazida à conclusão. R.I. Barbosa e S.V. Wilson fizeram comentários valiosos sobre o manuscrito. O financiamento veio do Pew Pew Scholars Program in Conservation and the Environment.

6. APÊNDICE: PARÂMETROS PARA CÁLCULOS DE ECONÔMICO E DE CARBONO

6.1. Plantações

Para todas as plantações: densidade de madeira = $0,43 \text{ t m}^{-3}$ (médio de $0,47$ para o nordeste brasileiro de Carpintieri et al. (1993) e $0,39$ para São Paulo de Fundação Florestal & Fundo Florestar, 1993: 11; fração de desperdício = $0,2$ acima do solo; taxa de mortalidade de raízes (proporção por ano) = $0,070$ (presumido ser igual à mortalidade natural em árvores em florestas); fração da biomassa embaixo do solo = $0,183$ (calculado de Reis et al. (1994) como o médio dos valores para Eucalyptus grandis de $6,1$ anos em Bom Despacho, Minas Gerais e E. grandis de $5,6$ anos em Carbonita, Minas Gerais); taxa de decomposição da liteira grossa (proporção por ano) = $0,11$ (presumido igual à liteira grossa em floresta secundária, calculado de Buschbacher (1984: 72); taxa de decomposição de liteira fina (proporção por ano) = $0,36$ (de E. saligna em Piracicaba, São Paulo de Fundação Florestal & Fundo Florestar, 1993: 98 e de E. grandis em Bom Despacho e Carbonita, Minas Gerais de Reis et al., 1994); conteúdo de carbono na madeira = $0,45$; a taxa de decomposição da fração debaixo do solo (fração por ano) = $0,167$ (presumido igual à decomposição acima do solo dos restos florestais primários nas roças agrícolas estudadas por Reis et al., 1994: 72 e Uhl & Saldariagga, s/d); estoques maiores acumulariam as taxas de decomposição mais baixas de que a taxa de crescimento de biomassa na plantação (fração por ano) de $0,254$ no meado do ciclo implicado pela produtividade de eucalipto de curta-rotação; taxa de decomposição de corte e desperdícios (fração por ano) = $0,11$ (presumido igual a restos em florestas secundárias estudadas por Buschbacher, 1984: 72); fração de substituição de exploração madeireira = $0,00$; carbono no solo (0-20 cm) = $6,7 \text{ t ha}^{-1}$ (conteúdo médio de $10,2 \text{ t C ha}^{-1}$ para 0-20 cm de solo na Amazônia multiplicado pela razão entre solo sob plantações de $3,8\%$ e solo sob floresta de $5,8\%$ C (0-10 cm) em Minas Gerais medido por Bruna (1985: 19); supõem-se que o corte de rebrotas não mate raízes.

Para plantações para celulose: por cento da área em plantações = $65,9$ (Fearnside, em preparação); produtividade = $30,2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ (Carpintieri et al., 1993); número de rebrotações por rotação = 3 ; anos entre cortes = 6 ; preço de madeira = $\text{US\$}6 \text{ m}^{-3}$ (Fundação Florestal & Fundo Florestar, 1993: 46); fração da saída que entra em estoques a curto prazo = $1,0$; fração de substituição de combustível fóssil = $0,00$.

Para plantações para carvão vegetal: eficiência de conversão para carvão vegetal = $0,371$ t de carvão vegetal por t de lenha (Fundação Florestal & Fundo Florestar, 1993: 11); preço do carvão vegetal = $\text{US\$}27 \text{ m}^{-3}$ (preço na área de Carajás; também preço em São Paulo: Fundação Florestal & Fundo Florestar, 1993: 48); densidade da carvão vegetal = $0,25 \text{ t m}^{-3}$ (Fundação Florestal & Fundo Florestar, 1993: 11); fração aproveitável da lenha = $0,952$ (de Jesus et al., 1984; Thibau, 1986); custo de fabricar carvão vegetal = $\text{US\$}22$ (presumido ser 35% do valor de $\text{US\$}62 \text{ t}^{-1}$ publicado por Fundação Florestal & Fundo Florestar, 1993: 50); custo de transporte = $\text{US\$}8,57 \text{ t de carvão vegetal}^{-1}$ (presumido ser igual ao custo de transporte de lenha em Sorocaba, São Paulo, calculados de Fundação Florestal & Fundo Florestar, 1993: 11, 50); percentagem da paisagem = $29,1$ (Fearnside, em preparação); número de rebrotações por rotação = 3 ; tempo entre os cortes = 6 anos; produtividade = $30,2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ (Carpintieri et al., 1993); preço calculado de

madeira = US\$19,49 m⁻³; conteúdo de carbono no carvão vegetal = 0,74 (Correa, 1988); fração de substituição de combustível fóssil = 1,00.

Plantações para madeira serrada: percentagem da paisagem = 5,0 (Fearnside, em preparação); número de rebrotações = 0; tempo de rotação = 12 anos; produtividade = 20 m³ ha⁻¹ yr⁻¹ (Fearnside, em preparação); preço da madeira = US\$15 m⁻³ (Fundação Florestal & Fundo Florestar, 1993: 46); fração da saída que entra em estoques de curto prazo = 1,0; fração da saída que entra em estoques de médio prazo = 0,03; fração de saída que entra em estoques de longo prazo = 0,00; fração de substituição de combustível fóssil = 0,00.

6.2. Exploração madeireira

6.2.1. Parâmetros aplicáveis para o manejo florestal sustentável e à exploração insustentável: fração de desperdício na serração = 0,53 (Veríssimo *et al.*, 1992); custos de serração exclusivos de impostos = US\$34,03 m⁻³ (Veríssimo *et al.*, 1992); custo de transporte à serraria = US\$25,30 t⁻¹ (presumido ser 1/3 de US\$75,90 t⁻¹ para mogno de Veríssimo *et al.*, 1995); razão de volumes de danos de exploração/volume de colheita sem manejo = 1,64 para a parte aérea e 0,41 para a parte subterrânea, não incluindo os danos diretos ou indiretos provocados pela construção das estradas para alcançar as áreas de exploração, calculada supondo a intensidade média de exploração de 38 m³ ha⁻¹ (Veríssimo *et al.*, 1992) e regressão de dano na superfície na intensidade de exploração baseada em 11 medições disponíveis nos estudos (Veríssimo *et al.*, 1992: 28; Coic *et al.*, 1990: 69; Uhl & Kauffman, 1990; Uhl *et al.*, 1991: 260); fração subterrânea para árvores colhidas = 0,26; densidade básica da madeira = 0,69 g cm⁻³ (Fearnside, em preparação); conteúdo de carbono = 0,50 (Fearnside *et al.*, 1993); aumento registrado da taxa de mortalidade de árvores em florestas nativas exploradas acima da taxa de mortalidade em florestas perturbadas (fração de árvores por ano) = 0,013 (Silva & Whitmore, 1990); duração do efeito aumento da mortalidade = 8 anos (presumido ser igual ao nível no fim do período de observação no experimento na Floresta Nacional de Tapajós estudada por Silva & Whitmore, 1990); estimulação de crescimento na parte aérea pela exploração = 0,75 t ha⁻¹ por ano (presumido ser proporcional aos 1,25 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de estimulação registrada na Guiana Francesa como provocada por 70 m³ ha⁻¹ da exploração + 45 m³ ha⁻¹ de envenenamento: Maitre *et al.* (1984: 18), considerando a intensidade de exploração de 38 m³ ha⁻¹ ano⁻¹, mais a razão de danos de exploração de 1,64); duração do efeito de estimulação de crescimento = 6,25 anos (médio de efeitos de 9 anos no Suriname: de Graff & Poels (1990: 120), e de 3,5 anos no Tapajós (Silva & Whitmore, 1990); taxas de decomposição (fração por ano) para a biomassa morta subterrânea, liteira grossa e resíduos florestais = 0,167 (presumido ser igual à decomposição acima do solo dos restos florestais primários nas roças agrícolas estudadas por Reis *et al.* (1994: 72) e Uhl & Saldariagga (s/d), Os seguintes parâmetros, baseados em Veríssimo *et al.* (1992) e Barret *et al.* (1993) referem às quantidades por hectare colhida (não por hectare manejada): intensidade de exploração = 38 m³; custos de extração = US\$2051,24; custos industriais (serração) = US\$339,67; depreciação = US\$69,12; lucro bruto = US\$2772,00; impostos de 12% sobre lucro bruto = US\$332,64.

6.2.2. Parâmetros para o manejo florestal sustentável apenas (das Veríssimo *et al.*, 1992 e Barreto *et al.*, 1993): ciclo de corte = 30 anos; custos de manejo = US\$113,00 ha⁻¹ colhida. A

recuperação da biomassa aérea viva ao nível original para o componente aéreo vivo sobre um ciclo de 30 anos supõe-se que ocorre numa forma linear, que implica incrementos de $0,90 \text{ t C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ao este componente (e incrementos proporcionais aos outros componentes) a fim de se conformar à constatação qual de sustentabilidade registrada por Verissimo *et al.* (1992) e Barreto *et al.* (1993).

6.2.3. Parâmetros para a exploração insustentável apenas: Um incremento de $0,52 \text{ t C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ é acrescentado ao estoque de biomassa aérea viva (e a incrementos proporcionais aos outros estoques) durante o período de recuperação (implicado pelo resultado de Verissimo *et al.* (1992) e Barreto *et al.* (1993) que ocorre a recuperação durante 90 anos).

6.3. Pastagens extensivos

Biomassa de pastagem (acima e debaixo do solo no ciclo anual em Ouro Preto do Oeste, Rondônia) = $10,67 \text{ t ha}^{-1}$ (Fearnside, 1989b: 44); parte subterrânea da biomassa total = 41% (Fearnside, 1989b: 46-47); cálculo de biomassa total da paisagem em equilíbrio baseado na matriz Markov das probabilidades de transição entre os estados de uso da terra (Fearnside, 1996); parâmetros para o carbono no solo na camada compactada dos 20 cm superiores do solo florestal em Paragominas, Pará (calculado por Fearnside, 1985): conteúdo de C no solo florestal = 0,91% (Falesi, 1976: 31, 42), densidade do solo florestal = $0,56 \text{ g cm}^{-3}$ (Hecht, 1981: 95); conteúdo de C no solo de pastagem = 0,56% (Falesi, 1976: 31, 42); densidade do solo de pastagem = $1,15 \text{ g cm}^{-3}$ (Hecht, 1981: 95). Valores calculados: C no solo florestal = $10,19 \text{ t ha}^{-1}$, C no solo de pastagem = $6,27 \text{ t ha}^{-1}$, diminuição na conversão de floresta à pastagem = $3,92 \text{ t ha}^{-1}$; parâmetros econômicos de Mattos & Uhl (1994) para pastagem extensivo em Paragominas (por hectare): custo inicial de pastagem e rebanho = US\$307; lucro bruto anual = US\$31; impostos (a 17% sobre lucro bruto) = US\$5; outros despesas = US\$20 (obs.: não inclui adubos, que presume-se que não sejam usados, o que é a situação normal); duração da produção da pastagem = 15 anos.

7. REFERÊNCIAS

1. J. Sathaye, R. Norgaard and W. Makundi, A conceptual framework for the evaluation of cost-effectiveness of projects to reduce GHG emissions and sequester carbon. Biomass and Bioenergy [this volume] (1994).
2. Fundacao Florestal and Fundo Florestar, Florestar Estatístico, Vol. 1, No. 3. Governo de Sao Paulo, Secretaria de Estado do Meio Ambiente, Fundacao para a Conservacao e a Producao Florestal do Estado de Sao Paulo (Fundacao Florestal) and Fundo de Desenvolvimento Florestal (Fundo Florestar), Sao Paulo, Brazil (1993).
3. A. Verissimo, P. Barreto, M. M. Mattos, R. Tarifa and C. Uhl, Logging impacts and prospects for sustainable forest management in an old Amazonian frontier: The case of Paragominas. For. Ecol. Mgmt. **55**, 169-199 (1992).

4. P. M. Fearnside, Amazonian deforestation and global warming: Carbon stocks in vegetation replacing Brazil's Amazon forest. (in preparation).
5. P. M. Fearnside, Greenhouse Gas Emissions from Deforestation in the Brazilian Amazon. Carbon Emissions and Sequestration in Forests: Case Studies from Developing Countries. Volume 2. LBL-32758, UC-402. Climate Change Division, Environmental Protection Agency, Washington, DC and Energy and Environment Division, Lawrence Berkeley Laboratory (LBL), University of California (UC), Berkeley, CA (1992).
6. P. M. Fearnside, Forest management in Amazonia: The need for new criteria in evaluating development options. For. Ecol. Mgmt. **27**, 61-79 (1989).
7. P. Barreto, C. Uhl and J. Yared, O potencial de producao sustentavel de madeira em Paragominas-PA, na Amazonia Oriental: Consideracoes ecologicas e economicas (The potential of sustainable timber production in Paragominas, Para, eastern Amazonia). In Anais do 7^o Congresso Florestal Brasileiro, Vol. 1. Sociedade Brasileira de Silvicultura/Sociedade Brasileira de Engenheiros Florestais, Sao Paulo, Brazil (1993).
8. S. Ohta and S. Effendi, Ultisols of "Lowland Dipterocarp Forest" in East Kalimantan, Indonesia. II. Status of carbon, nitrogen and phosphorus. Soil Science Plant Nutrition **38**, 207-216 (1992).
9. F. E. Putz and M. A. Pinard, Reduced-impact logging as a carbon-offset method. Cons. Biol. **7**(4), 755-757 (1993).
10. P. M. Fearnside, Amazonia and global warming: Annual balance of greenhouse gas emissions from land use change in Brazil Amazon region (in preparation).
11. P. M. Fearnside, Predominant land uses in the Brazilian Amazon. In Alternatives to Deforestation: Towards Sustainable Use of the Amazon Rain Forest (A. B. Anderson, Ed). Columbia University Press, New York (1990).
12. P. M. Fearnside, The development of the Amazon rain forest: Priority problems for the formulation of guidelines. Interciencia **4**(6), 338-343 (1979).
13. P. M. Fearnside, Causes of deforestation in the Brazilian Amazon. In The Geophysiology of Amazonia: Vegetation and Climate Interactions (R. F. Dickinson, Ed). John Wiley & Sons, New York, (1987).
14. P. M. Fearnside, Deforestation in Brazilian Amazonia: The effect of population and land tenure. Ambio **22**(8), 537-545 (1993).
15. P. M. Fearnside, A prescription for slowing deforestation in Brazilian Amazonia. Environment **31**(4), 16-20, 39-40 (1989).

16. P. M. Fearnside and J. Ferraz, Identifying areas of biological importance in Brazilian Amazonia. In Priority Areas for Conservation in Amazonian Rainforest (G. T. Prance, T. E. Lovejoy, A. B. Rylands, A. A. dos Santos and C. Miller, Eds). Smithsonian Institution Press, Washington, DC, (in press).
17. S. B. Hecht, R. B. Norgaard and C. Possio, The economics of cattle ranching in eastern Amazonia. Interciencia **13**(5), 233-240 (1988).
18. J. Goldemberg and I. C. Macedo, Brazilian alcohol program: An overview. Energy for Sustainable Development **1**(1), 17-22 (1994).
19. A. E. Carpentieri, E. D. Larson and J. Woods, Future biomass-based electricity supply in Northeast Brazil. Biomass and Bioenergy **4**(3), 149-173 (1993).
20. M. G. F. Reis and G. G. dos Reis, Sequestro e armazenamento de carbono em florestas nativas e plantadas dos Estados de Minas Gerais e Espirito Santo (Sequestration and storage of carbon in native forests and plantations in the States of Minas Gerais and Espirito Santo). In Emissao e Sequestro de CO₂: Uma Nova Oportunidade de Negocios para o Brasil (M. Reis and M. Borgonavi, Eds). Companhia Vale do Rio Doce (CVRD), Rio de Janeiro, Brazil (in press) (1994).
21. R. J. Buschbacher, Changes in Productivity and Nutrient Cycling following Conversion of Amazon Rainforest to Pasture. Ph.D. dissertation in ecology, University of Georgia, Athens, GA (1984).
22. F. Poggiani, Ciclagem de nutrientes em ecossistemas de plantacoes florestais de Eucalyptus e Pinus: Implicacoes silviculturais (Nutrient cycles in forest plantation ecosystems of eucalyptus and pine: Silvicultural implications). Livre-docente dissertation, Escola Superior de Agricultura Luis de Queiroz (ESALQ), Piracicaba, Brazil (1985).
23. E. D. Bruna, A serapilheira de eucalipto: Efeitos de componentes antibacterianos e de nutrientes na decomposicao (Eucalyptus litter: Effects of antibacterial components and nutrients in decomposition). Masters thesis in Agricultural Microbiology, Universidade Federal de Vicosa, Imprensa Universitaria, Vicosa, Minas Gerais, Brazil (1985).
24. P. M. Fearnside, Plantation forestry in Brazil: The potential impacts of climatic change (in preparation).
25. R. M. de Jesus, M. S. Menandro and C. E. Thibau, Manejo florestal em Buriticupu (Forestry management in Buriticupu). Florestas Rio Doce, Linhares, Espirito Santo, Brazil (nd. [1984]).
26. C. E. Thibau, Manejo da floresta tropical (Tropical forest management). In Anais do 1º Simposio do Tropico Umido, Vol. II: Flora e Florestas. Empresa Brasileira de Pesquisas

Agropecuarias- Centro de Pesquisa Agropecuaria do Tropico Umido (EMBRAPA-CPATU), Belem, Para, Brazil (1986).

27. A. A. Correa, Conversao quimica de madeiras da Amazonia--carvao e briquettes de carvao vegetal (Chemical conversion of Amazonian woods--charcoal and charcoal briquettes). Acta Amazonica **18**(1-2), 93-108 (1988).

28. A. Verissimo, P. Barreto, R. Tarifa and C. Uhl, Extraction of a high-value resource in Amazonia: The case of mahogany. For. Ecol. Mgmt. (in press).

29. A. Coic, G. Vieira and L. Minette, Degats causes par l'exploitation forestiere sur le dispositif ZF2, Manaus, Bresil. In Atelier sur l'Aménagement et la Conservation de l'Ecosysteme Forestier Tropical Humide, Kourou, Guyane Française, Mar. 1990. Centre Technique Forestier Tropical, Centre de Guyane, Kourou, French Guiana (1990).

30. C. Uhl and J. B. Kauffman, Deforestation, fire susceptibility, and potential tree responses to fire in the Eastern Amazon. Ecology **71**(2), 437-449 (1990).

31. C. Uhl, A. Verissimo, M. M. Mattos, Z. Brandino and I. C. G. Vieira, Social, economic, and ecological consequences of selective logging in an Amazon frontier: The case of Tailandia. For. Ecol. Mgmt. **46**, 243-273 (1991).

32. P. M. Fearnside, Wood density for estimating forest biomass in Brazilian Amazonia (in preparation).

33. P. M. Fearnside, N. Leal Filho and P. M. Fernandes, Rainforest burning and the global carbon budget: Biomass, combustion efficiency and charcoal formation in the Brazilian Amazon. J. Geophys. Res. **98**(D9), 16,733-16,743 (1993).

34. J. N. M. Silva and T. C. Whitmore, Prospects of sustained yield management in the Brazilian Amazon. In Atelier sur l'Aménagement et la Conservation de l'Ecosysteme Forestier Tropical Humide, Kourou, Guyane Française, Mar. 1990. Centre Technique Forestier Tropical, Centre de Guyane, Kourou, French Guiana (1990).

35. H. F. Maitre, J. M. Sarrailh and L. Schmitt, Etat des recherches menees en Guyane Française sur la transformation et l'amelioration des peuplements forestiers naturels. Paper presented at the I.U.F.R.O. Symposium International: Impacts de l'Homme sur la Foret, Strasbourg, France (1984).

36. N. R. de Graaf and R. L. H. Poels, The CELOS management system: A polycyclic method for sustained timber production in South American rain forest. In Alternatives to Deforestation: Towards Sustainable Use of the Amazon Rain Forest (A. B. Anderson, Ed). Columbia University Press, New York (1990).

37. C. Uhl and J. Saldarriaga, The disappearance of wood mass following slash-and-burn agriculture in the Venezuelan Amazon. (manuscript) (nd).
38. P. M. Fearnside, A Ocupacao Humana de Rondonia: Impactos, Limites e Planejamento (CNPq Relatorios de Pesquisa No. 5). Conselho Nacional de Desenvolvimento Cientifico e Tecnologico (CNPq), Brasilia, Brazil (1989).
39. P. M. Fearnside, Brazil's Amazon forest and the global carbon problem. Interciencia **10**(4), 179-186 (1985).
40. I. C. Falesi, Ecosistema de Pastagem Cultivada na Amazonia Brasileira (Cultivated pasture ecosystems in Amazonian Brazil). Centro de Pesquisa Agropecuaria do Tropico Umido (CPATU), Belem, Para, Brazil (1976).
41. S. B. Hecht, Deforestation in the Amazon Basin: Magnitude, dynamics, and soil resource effects. Studies in Third World Societies No. 13, 61-108 (1981).
42. M. Mattos and C. Uhl, Economic and ecological perspectives on ranching in the Eastern Amazon. World Devel. **22**, 145-158 (1994).

FIGURE LEGENDS

Figure 1 -- Carbon stocks in pulpwood plantations.

Figure 2 -- Carbon stocks in charcoal plantations.

Figure 3 -- Carbon stocks in plantations for sawlogs.

Figure 4 -- Carbon stocks in timber management.

Figure 5 -- Carbon stocks in unsustainable one-time logging.

Fig. 1.

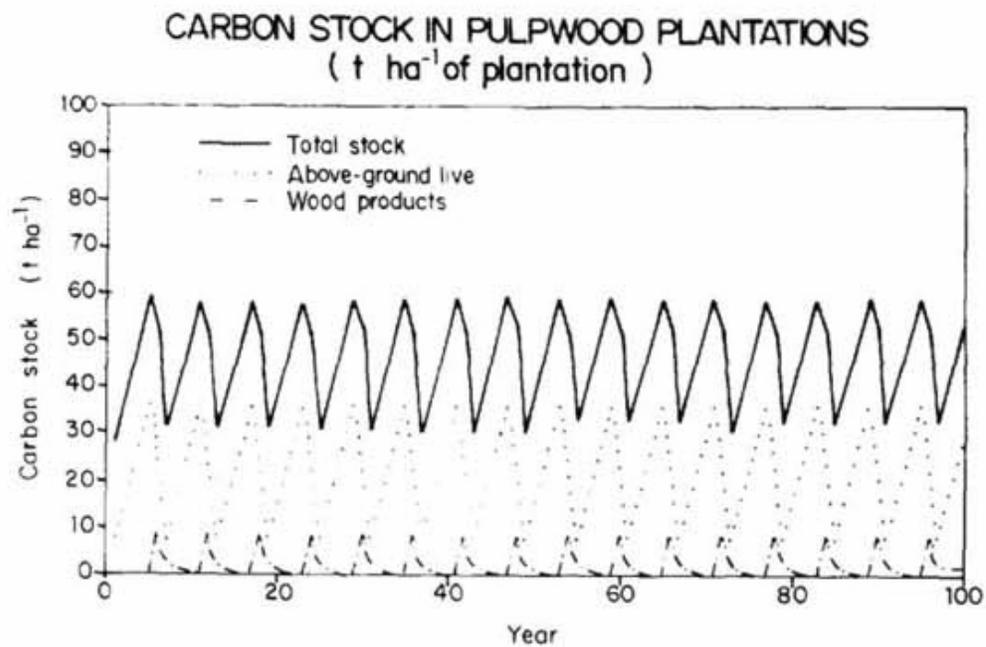


Fig. 1. Carbon stocks in pulpwood plantations.

Fig. 2.

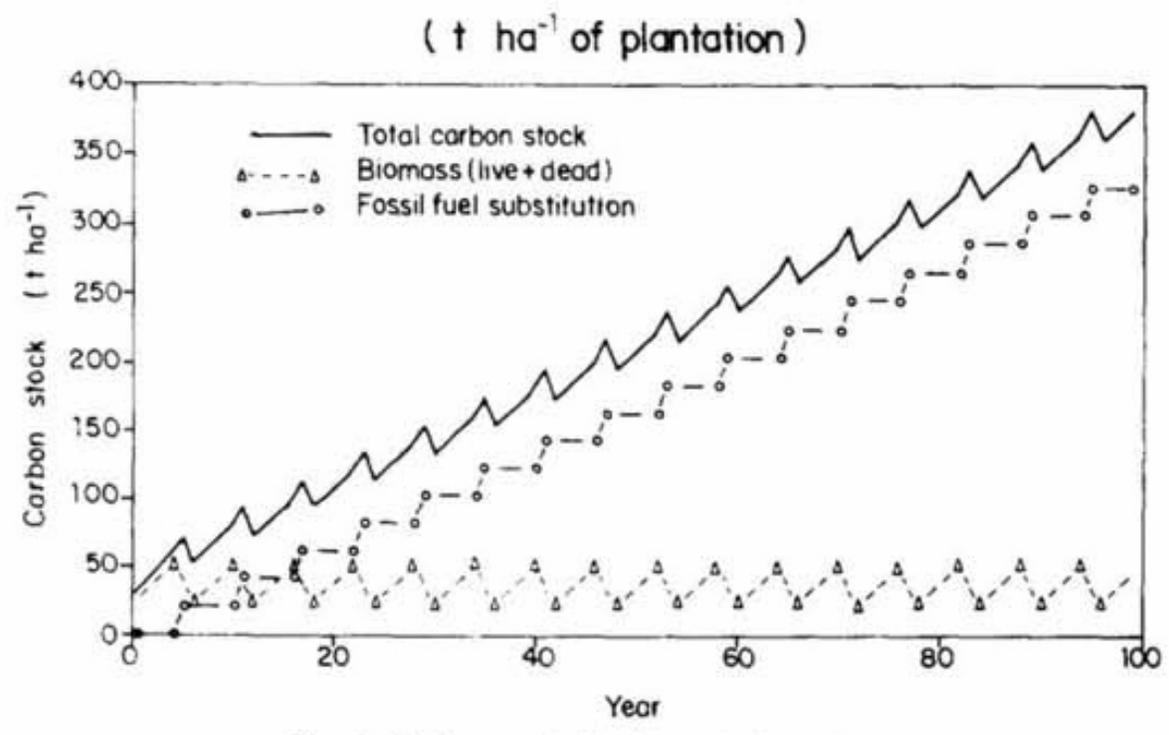


Fig 3.

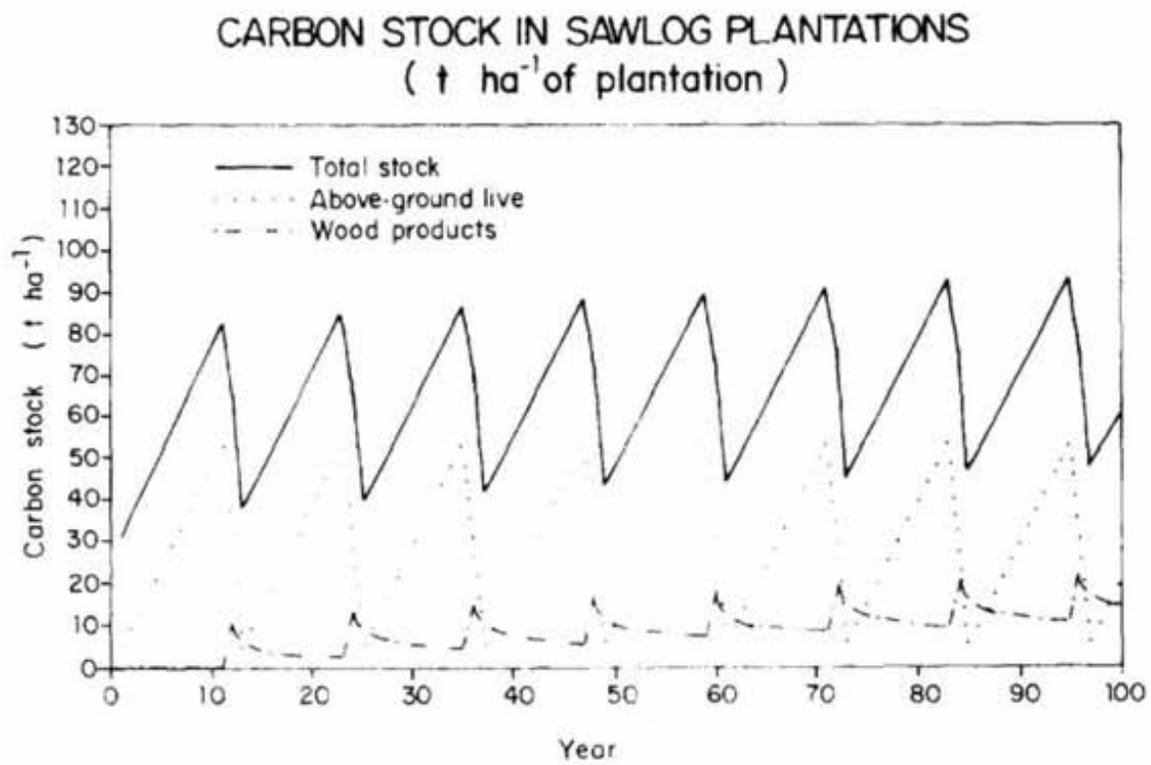


Fig. 4.

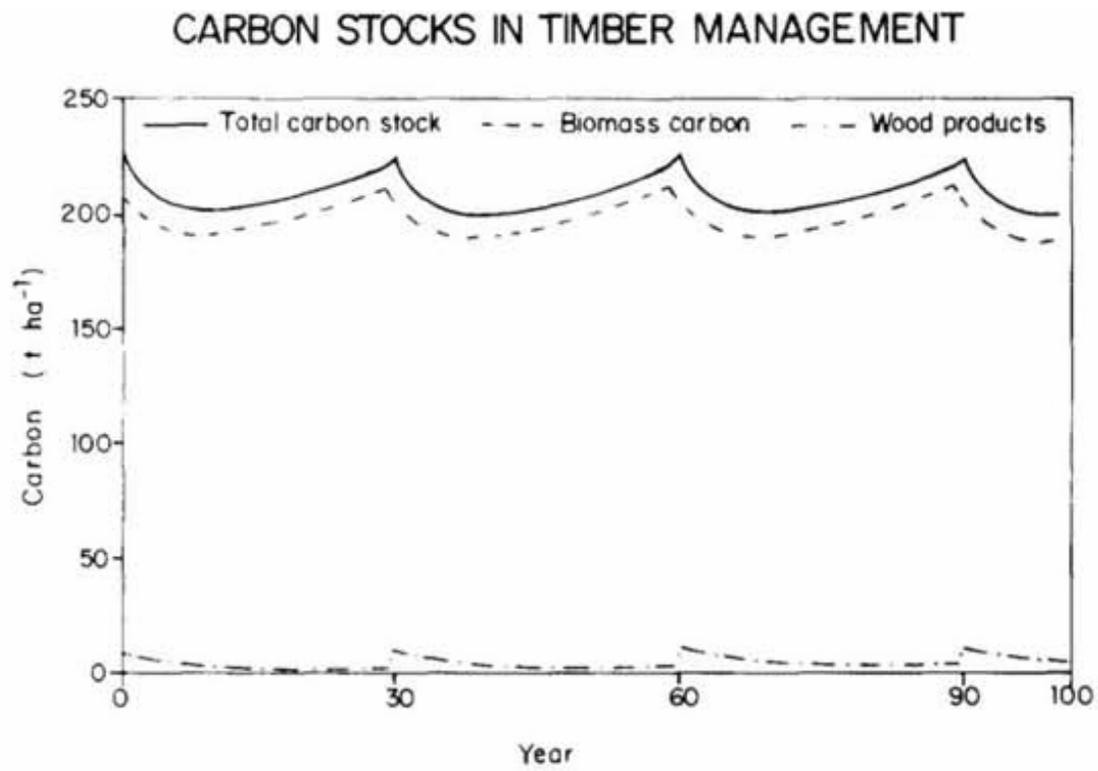


Fig. 5.

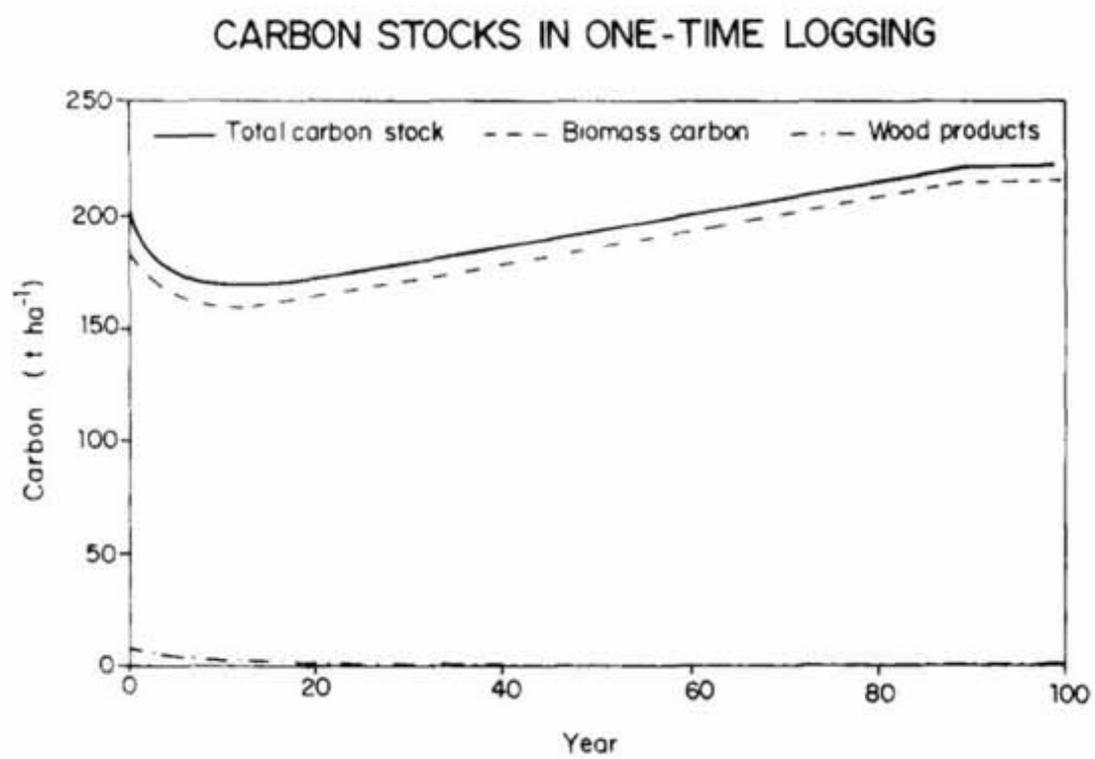


TABELA 1: COMPARAÇÃO DAS PLANTAÇÕES COM VEGETAÇÃO ORIGINAL

	Plantações				Paisagem desmatada	Benefício de carbono			
	Celulose	Carvão vegetal	Madeira serrada	Mistura atual		Celulose	Carvão vegetal	Madeira serrada	Mistura atual
<u>Estoques médios de carbono (t ha⁻¹):</u>									
C de biomassa viva (acima + abaixo do solo)	23.7	23.5	31.1	24.0	14.0	9.7	9.5	17.1	10.0
C de biomassa morta (acima + abaixo do solo)	13.2	13.2	19.0	13.5	1.1	12.1	12.1	17.9	12.4
C de solo (20 cm superiores)	6.7	6.7	6.7	6.7	6.3	0.4	0.4	0.4	0.4
C de produtos madeireiras	1.9	1.9	7.9	2.2	0.0	1.9	1.9	7.9	2.2
C de substituição de combustível fóssil	0.0	156.2	0.0	45.5	0.0	0.0	156.2	0.0	45.5
Estoque total de C	45.5	201.5	64.6	91.8	21.4	24.1	180.1	43.3	70.5
<u>Outros parâmetros:</u>									
Vida média de produtos madeireiras (anos)	0.5	0.0	12.6	1.0					
Duração de rotação (anos)	24	24	12	23.4					
Rebrotações (número por rotação)	3	3	0	2.9					
Tempo entre colheitas (anos)	6	6	12	6.3					
Produtividade (m ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹)	30.2	30.2	20.0	29.7					

TABELA 2: COMPARAÇÃO DE MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL COM EXPLORAÇÃO INSUSTENTÁVEL E DESMATAMENTO

	Manejo sustentável	Remanescentes de floresta em 1990	Benefício de C ^a	Exploração insustentável	Benefício de C ^b
<u>Estoques de carbono (t ha⁻¹):</u>					
C de biomassa viva (acima + abaixo do solo)	181.5	198.1	-16.6	167.9	13.7
C de biomassa morta (acima + abaixo do solo)	17.1	15.6	1.5	14.9	2.1
C do solo (20 cm superiores)	6.8	10.2	-3.4	6.4 ^c	0.4
C de produtos madeireiras (média de 100 anos)	3.5	—	3.5	1.8	1.7
C de estoque total	209.0	223.9	-15.0	191.0	18.0
<u>Outros parâmetros:</u>					
Produtividade anual (média de 100 anos) (m ³ ha ⁻¹)	1.52			38	
Intensidade de exploração no primeiro ciclo (m ³ ha ⁻¹)	38				
Intensidade de exploração em ciclos subsequentes (m ³ ha ⁻¹)	38				
Ciclo de colheita (anos)	30				
Duração de produtividade (anos)	>> 100			1	
Vida média de produtos madeireiras (anos)	12.6			12.6	

^a Comparando o manejo sustentável com as remanescentes de floresta primária.

^b Comparando o manejo sustentável com a exploração insustentável.

^c Redução de 30%: presumido ser a metade do valor de 60% de perda de carbono nos 30 cm superiores utilizados por Ohta & Effendi (1992) citada por Putz & Pinard (1993: 756).

TABELA 3: COMPARAÇÃO DE FLORESTA INTACTA E DAS ÁREAS DESMATADAS

	Remanescentes de floresta em 1990	Áreas desmatadas	Mudança no estoque de carbono
<u>Estoques de carbono (t ha⁻¹):</u>			
C de biomassa viva (acima + abaixo do solo)	198.1	14.0	-184.1
C de biomassa morta (acima + abaixo do solo)	15.6	1.1	-14.5
C do solo (20 cm superiores de solo florestal)	10.2	6.3	-3.9
Estoque total de carbono	223.9	21.4	-202.5
<u>Outros parâmetros:</u>			
Outro benefícios ambientais	baixo	alto	
Retornos monetários	0	baixos	

TABELA 4: COMPARAÇÃO DOS CUSTOS E BENEFÍCIOS AO NÍVEL DE PROJETO DAS OPÇÕES NO SETOR FLORESTAL BRASILEIRO DE COMBATE AO EFEITO ESTUFA

	Taxa de desconto para C (% ano ⁻¹)		Plantações			Manejo sustentável	Remanescentes de floresta em 1990	Exploração insustentável	Pastagens extensivas
			Celulose	Carvão vegetal	Madeira serrada				
Estoque médio de C	0	t ha ⁻¹	46	202	65	209	222	191	21
Estoque médio de C	1	t ha ⁻¹	46	176	63	209	222	187	21
Estoque médio de C	5	t ha ⁻¹	45	104	58	209	222	179	21
Custo de estabelecimento ha ⁻¹	--	US\$	625.00	625.00	625.00	1814,77	0	1811,00	307,00
Custo de estabelecimento por t C	0	US\$	13.60	3.47	14.45	-- ^a	--	-- ^a	-- ^a
Custo de estabelecimento por t C	1	US\$	13.68	3.55	9.90	-- ^a	--	-- ^a	-- ^a
Custo de estabelecimento por t C	5	US\$	13.98	5.99	10.76	-- ^a	--	-- ^a	-- ^a
Valor líquido presente ha ⁻¹ b,c	--	US\$	165.93	81.34	612.56	-479,19	--	961,00	-261,23
Valor líquido presente por t C ^b	0	US\$	6.88	0.45	14.16	-- ^a	--	-- ^a	-- ^a
Valor líquido presente por t C ^b	1	US\$	3.63	0.46	9.70	-- ^a	--	-- ^a	-- ^a
Valor líquido presente por t C ^b	5	US\$	3.71	0.78	10.51	-- ^a	--	-- ^a	-- ^a

Taxa de retorno interno	% ano ⁻¹	14.6	13.3	17.6	3,8	--	infinito	-13.7
-------------------------	---------------------	------	------	------	-----	----	----------	-------

^a Não ocorre sequestração de carbono (uma perda líquida de C).

^b Utilizando uma taxa de desconto de 12% para dinheiro (desconto usado pelo Banco Mundial para Brasil). Todos os valores monetários estão em US\$ de 1992.

^c VLP de paisagem desmatada não inclui retornos especulativos de vendas de terra, que estão susceptíveis de fazer esquemas agropecuárias aparentemente sem renda sejam lucrativos (ver Hecht *et al.*, 1988).