

The text that follows is a REPRINT
O texto que segue é um REPRINT.

Please cite as:

Favor citar como:

Fearnside, P.M. 2013. Serviços ambientais provenientes de florestas intactas, degradadas e secundárias na Amazônia brasileira. pp. 26-57. In: C.A. Peres, T.A. Gardner, J. Barlow & I.C.G. Vieira (eds.) *Conservação da Biodiversidade em Paisagens Antropizadas do Brasil*. Editora da Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná. 587 pp.

ISBN 978-85-65888-21-9

Copyright: Carlos Peres, Jos Barlow, Toby Gardner & Ima Célia Guimarães Vieira

The original publication is available from:

A publicação original está disponível de:

Editora UFPR

Rua João Negrão, 280 - Centro

Caixa Postal 17309

Tel.: (41) 3360-7489 / Fax: (41) 3360-7486

80010-200 - Curitiba - Paraná - Brasil

www.editora.ufpr.br

editora@ufpr.br

Serviços ambientais provenientes de florestas intactas, degradadas e secundárias na Amazônia brasileira¹

Philip M. Fearnside. Coordenação de Pesquisas em Dinâmica Ambiental, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Av. André Araújo, 2936, CEP 69.060-000, Manaus, Amazonas, Brasil. pmfearn@inpa.gov.br

Biodiversidade

A Amazônia é comumente tida como possuindo aproximadamente 20% das espécies vegetais e animais da Terra (por ex., Magrin *et al.*, 2007). Quer essas estimativas grosseiras estejam ou não corretas, é inegável o fato que a biodiversidade da Amazônia é enorme. A Amazônia se distingue de muitas outras regiões do mundo com alta biodiversidade tais como Madagascar e a Floresta Atlântica brasileira pelo fato que grandes extensões da floresta amazônica ainda estão intocadas. A Amazônia não foi classificada como um “hotspot” por Myers *et al.* (2000) e recebeu pouca prioridade para conservação do que outras áreas, como o cerrado brasileiro, devido à pouca ameaça percebida (Dinerstein *et al.*, 1995). Tal “desvalorização” da floresta amazônica em prioridade para conservação ignora a alta variabilidade geográfica dentro da região (Bates e Demos, 2001). A destruição está avançando rapidamente e o tamanho da floresta remanescente é enganadora no que diz respeito à manutenção da biodiversidade. Em adição à perda de áreas florestais através de desmatamento, a biodiversidade é ameaçada pelos efeitos da fragmentação e degradação do hábitat pelos efeitos de borda, incêndios florestais, extração de madeira, caça, introdução de espécies exóticas e mudanças climáticas (por ex., Laurance e Peres, 2006).

As mudanças climáticas representam uma ameaça significativa para a biodiversidade amazônica. Sob os cenários climáticos mais catastróficos (aqueles criados pelo Hadley Center do Meteorological Office do Reino Unido, a serem discutidos mais tarde), 43% de uma amostra representativa de 69 espécies de plantas angiospermas tornam-se inviáveis por volta de 2095 devido a mudanças nas localizações das zonas climáticas (Miles *et al.*, 2004).

O papel potencial das florestas secundárias na manutenção da diversidade amazônica tem provocado uma controvérsia considerável. Wright e Müller-Landau (2006) sugerem que a crescente urbanização nos trópicos, inclusive na Amazônia, vai atrair pessoas das áreas rurais para as cidades, permitindo que grandes áreas de florestas secundárias cresçam em áreas agrícolas abandonadas com uma consequente manutenção de uma parte substancial da biodiversidade em áreas tropicais. Essa teoria tem sido calorosamente contestada, tanto em suas pressuposições em relação ao abandono da terra para a floresta secundária como em sua expectativa de manutenção de altos níveis de biodiversidade (Fearnside, 2008a; Laurance, 2006; Sloan, 2007).

A Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre a Mudança do Clima (CQNUMC) está muito à frente da Convenção Sobre a Diversidade Biológica (CDB) em termos de ter grandes quantias de dinheiro disponível. A CBD se concentra em direitos de propriedade intelectual para assegurar que os residentes das florestas tropicais recebam *royalties* de futuras descobertas de produtos farmacêuticos e outros usos comerciais da biodiversidade. O desenvolvimento de remédios e seu licenciamento para uso comercial levam décadas, de forma que fluxos monetários substanciais dessas fontes não podem ser levados em conta para proteger grandes áreas da floresta amazônica (Fearnside, 1999a). A opinião frequentemente emitida na Europa que acabar com o desmatamento nos trópicos é uma questão mais de biodiversidade do que climática, e deve portanto ser tratada sob a égide da CBD em vez da CQNUMC, representaria nada menos que uma sentença de morte para as florestas se levada a sério.

Reciclagem da água

As florestas tropicais na Amazônia reciclam vastas quantidades de água. Estima-se que a evapotranspiração na Bacia do Amazonas totalize $8,4 \times 10^{12} \text{m}^3$ de água anualmente, ou quase metade a mais que os $6,6 \times 10^{12} \text{m}^3$ de fluxo anual do Rio Amazonas em sua foz, e mais que o dobro dos $3,8 \times 10^{12} \text{m}^3$ de fluxo anual no “Encontro das Águas” nas proximidades de Manaus (Salati, 2001). A porcentagem do índice pluviométrico derivado da água reciclada aumenta da parte oriental da floresta para sua parte ocidental, e é mais alta na estação seca, quando as florestas são mais suscetíveis à seca (Lean *et al.*, 1996, p. 560-561). Simulações indicam que se a floresta fosse inteiramente desmatada, haveria uma redução substancial na evapotranspiração, e as chuvas da estação seca diminuiriam sobre uma grande área, especialmente na parte ocidental da região (Foley *et al.*, 2007). Se a área desmatada e convertida em pastagem ultrapassar aproximadamente 40% da área de floresta original, a precipitação na estação seca sofre um declínio brusco (Sampaio *et al.*, 2007).

A água reciclada pela floresta não apenas contribui para a manutenção do regime de chuvas na Amazônia de uma forma que é necessária para a sobrevivência da floresta, ela também fornece vapor d’água que é transportado pelos ventos para o centro-sul do Brasil e para os países vizinhos, como o Paraguai e a Argentina (por ex., Marengo *et al.*, 2002, 2004; Fearnside, 2004a). A incerteza em relação à quantidade de água transportada é alta, mas os volumes envolvidos são tão grandes que o efeito ainda seria substancial mesmo se a porcentagem transportada para o sul estivesse na parte mais baixa do espectro de possibilidade. Correia (2005) produziu uma simulação de transporte de água que indica que, da quantidade anual total de vapor d’água ingressando em um retângulo cobrindo a maior parte da Amazônia brasileira, metade deixa o retângulo em direção ao sul. Os ventos predominantes na Amazônia sopram do leste para o oeste, trazendo uma quantidade estimada de $10 \times 10^{12} \text{m}^3$ de água do Oceano Atlântico (Salati, 2001). Subtraindo-se os $6,6 \times 10^{12} \text{m}^3$ que deságuam na foz do Amazonas, sobram $3,4 \times 10^{12} \text{m}^3$ que devem ser transportados para locais fora da Bacia Amazonas/Tocantins. Isso representa quase tanto quanto o fluxo de $3,8 \times 10^{12} \text{m}^3/\text{ano}$ que se vê no Encontro das Águas.

Dois tipos de vento movem o vapor d’água para o centro-sul do Brasil: campos de vento derivados dos ventos predominantes do nordeste (Correia *et al.*, 2007) e correntes intermitentes de nível inferior (Marengo, 2006; Marengo *et al.*, 2002, 2004). A quantidade transportada varia

sazonalmente, sendo mais importante em Dezembro e Janeiro – pico da estação chuvosa no centro-sul do Brasil. Este é o período crítico para encher os reservatórios das hidrelétricas localizadas na bacia do Paraná/Rio da Prata e na bacia do Rio São Francisco. Essas represas formam a espinha dorsal do fornecimento de energia elétrica do Brasil. Se os reservatórios não ficam cheios durante essas poucas semanas, eles não ficarão durante o resto do ano porque a taxa de uso da água invariavelmente ultrapassa a taxa de recarga. O “apagão” de 2001 demonstra que o suprimento de água já se encontra em um nível crítico. Se a estação chuvosa for enfraquecida pela perda de vapor d’água da Amazônia, as consequências para a maioria da população do Brasil seriam imediatas (Fearnside, 2004a).

Estoques de carbono

a) Emissões de desmatamento de florestas primárias

O estoque de carbono nas florestas primárias na Amazônia brasileira é enorme, e evitar a liberação desse carbono para a atmosfera representa, portanto, um serviço ambiental importante porque evita os impactos correspondentes do aquecimento global. O termo “primárias” é usado aqui para referir-se a florestas que estão presentes desde o contato com europeus. Elas não são “virgens” no sentido de não serem influenciadas pelos povos indígenas que as têm habitado por milênios, nem são necessariamente livres de impactos da extração seletiva de madeira e incêndios resultantes de influência humana recente.

Estimativas variam amplamente quanto à quantidade de biomassa e carbono estocada nas florestas primárias amazônicas. No entanto, por causa de erros conhecidos em algumas das estimativas, a variação de incerteza genuína é muito menor que a variação de números que têm sido publicados e mencionados. Parte disso deriva de um valor extremamente baixo para biomassa de florestas calculado por Brown e Lugo (1984), que calcularam que as florestas amazônicas têm uma média de apenas 155,1Mg (megagramas = toneladas) de biomassa viva por hectare, incluindo as raízes. Isso é aproximadamente metade da magnitude das estimativas atuais. Esta estimativa e sua subsequente revisão (para a biomassa acima do solo apenas) para 162 Mg/ha a partir do levantamento de volume florestal feito pelo Projeto RADAMBRASIL e para 268 Mg/ha a partir de levantamentos de volume florestal feitos pela Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO) (Brown e Lugo, 1992a), e então revisados para 227 e 289 Mg/ha, respectivamente (Brown e Lugo, 1992b), foram tema de uma discussão calorosa, durante a qual este autor foi acusado de ser “claramente alarmista” (Lugo e Brown, 1986) por defender valores mais altos para a biomassa (ver Brown e Lugo, 1992c; Fearnside, 1985, 1986, 1992, 1993). Enquanto os próprios Brown e Lugo não utilizam mais suas estimativas muito baixas de biomassa daquele período, os fantasmas desses números ainda estão conosco hoje, especialmente a famigerada estimativa de 155,1 Mg/ha. Isso se deve porque muitas discussões sobre a biomassa amazônica ficam restritas ao relato de uma faixa de valores publicados, simplesmente dizendo que estimativas variam de “X” a “Y” (por ex., Houghton, 2003a, b; Houghton *et al.*, 2000, 2001). Leitores não familiarizados com os detalhes das controvérsias normalmente presumem que o valor “real” fique no meio da variação. Esta é a “falácia de Cachinhos Dourados”, ou presumir *a priori* que o valor médio está “certinho”. Infelizmente, se os termos são definidos da mesma forma, pode haver apenas um valor correto para a biomassa média da floresta amazônica. Esse valor vai depender da qualidade e quantidade dos dados subjacentes e da validade

da interpretação aplicada a esses números. Não há substituto algum para compreender e avaliar os argumentos envolvidos.

A vastidão da área da Amazônia, os diversos tipos de florestas na região e a alta variabilidade de biomassa de um hectare para o outro dentro de qualquer tipo florestal significa que um grande número de parcelas de amostragem é necessário para representar adequadamente a biomassa da região. As fontes principais de dados são a pesquisa RADAMBRASIL, com mais de 3.000 parcelas medindo um hectare onde as árvores foram medidas nos anos 1970 e no início dos anos 1980 (Brasil, Projeto RADAMBRASIL 1973-1983) e os 1.356 ha de parcelas pesquisadas pela FAO (Heinsdijk, 1957, 1958; Glerum, 1960; Glerum e Smit, 1962). Estimativas baseadas em bancos de dados bem menores vão necessariamente portar incertezas substanciais. Exemplos incluem as estimativas feitas por Saatchi *et al.* (2007), baseadas em 280 parcelas em florestas primárias (aproximadamente a metade das quais se localizavam no Brasil), e o estudo de Malhi *et al.* (2006), que interpolou usando Kriging (seguida por ajustes para os efeitos de diversas variáveis ambientais) baseados em 226 parcelas, 81 das quais localizadas no Brasil e que se concentravam pesadamente nas áreas de Manaus, Belém e Santarém. Uma estimativa (Achard *et al.*, 2002) foi baseada na média de dois valores, um dois quais (Brown, 1997, p. 24) se referia a uma única parcela localizada na Floresta Nacional de Tapajós no Pará (FAO, 1978) e não pretendeu representar a Amazônia como um todo (ver Fearnside e Laurance, 2004). Houghton *et al.* (2000) derivaram uma estimativa interpolada de 56 parcelas, enquanto Houghton *et al.* (2001) produziram uma estimativa interpolada a partir de 44 amostras, das quais apenas 25 se localizavam em florestas de terra firme brasileira; estes autores então fizeram a média com o valor de 192 MgC/ha com seis outras estimativas regionais para produzir a média de 177 MgC/ha de estoque de Carbono na biomassa utilizada por Ramankutty *et al.* (2007, p. 64) para calcular emissões. Isso também se aplica aos estudos que têm baseado seus cálculos na estimativa de Houghton *et al.* (2000), tais como Soares-Filho *et al.* (2004, 2006) e DeFries *et al.* (2002). Interpolações a partir do número pequeno de amostras utilizadas nas estimativas por Houghton e seus colegas se tornam ainda mais incertas pelo efeito de um agrupamento pronunciado de localidades de amostra, que tanto exacerba a falta de cobertura para a maior parte da região, como revela a grande incerteza das estimativas baseadas em pequenas áreas de amostragem, as quais apresentam grande variabilidade entre locais próximos. Este estudo utiliza 2.860 parcelas do RADAMBRASIL e inclui as informações dos mapas de vegetação do RADAMBRASIL.

As localizações das parcelas do RADAMBRASIL são altamente não aleatórias, com as amostras se concentrando pesadamente ao longo de rios e estradas. A concentração de amostras nas proximidades de rios significa que a vegetação ripária é proporcionalmente mais amostrada do que os interflúvios localizados no interior. Simplesmente converter as estimativas de volume do RADAMBRASIL em biomassa e interpolar entre os locais vai portanto superenfatizar os tipos mais baixos de biomassa de vegetação ripária e tenderá a subestimar a biomassa média na região (ou seja, as estimativas do RADAMBRASIL em Houghton *et al.*, 2001). A facilidade computacional de se utilizar o aplicativo de Sistema de Informação Geográfica (SIG) para interpolar entre os pontos de amostra usando técnicas de Kriging produz mapas visualmente atraentes mas descarta a tremenda quantidade de trabalho que as equipes do RADAMBRASIL investiram na classificação e mapeamento da vegetação.

Outra abordagem é utilizar informações de sensoriamento remoto para fazer estimativas de biomassa através da associação de uma variedade de parâmetros detectados a partir do espaço com as

biomassas que foram medidos em uma série de pontos de referência no solo. Isso foi feito por Saatchi *et al.* (2007) usando dados de radar de satélite com resolução de 1 km, dos quais vários caracteres foram extraídos e associados a dados já publicados ou disponíveis de parcelas pesquisadas desde 1990. Os conjuntos de dados mais antigos, mas muito maiores, das pesquisas realizadas pelo RADAMBRASIL e pela FAO não foram utilizados para calibrar os resultados dos sensores de radar, nem os mapas de vegetação que o projeto RADAMBRASIL derivou dos dados de radar de alta resolução aliados a um conjunto de observações extensivas de campo.

O uso do conjunto de dados do RADAMBRASIL requer um esforço considerável devido à confusão em relação aos tipos de vegetação nas legendas dos mapas. Entre os 23 volumes nos quais a cobertura da Amazônia brasileira está dividida, os códigos dos mapas correspondendo a tipos diferentes de vegetação mudam de um volume para o outro. O nível de detalhamento nos códigos não é consistente durante a pesquisa inteira, com alguns volumes utilizando códigos de quatro letras e outros simplificando para três. Na Amazônia brasileira há 145 tipos de vegetação no conjunto de dados do RADAMBRASIL. Esses podem ser traduzidos nos 19 tipos de floresta usados em mapas com escala 1:5.000.000 do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) e nos mapas com escala 1:2.500.000 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), usando equivalências que mudam dependendo do volume do RADAMBRASIL.

Há muitas inconsistências nas descrições dos tipos de vegetação associados a cada parcela. Todos os volumes são compostos de um tomo principal com capa verde e mais um pacote de mapas em escala 1:1.000.000. Do Volume 8 em diante, também há um tomo com capa branca contendo dados em nível de parcela sobre o volume de madeira por espécie e classe de tamanho. Os capítulos nos tomos verdes até o Volume 18 também contêm muitos mapas pequenos em escala 250.000 mostrando as localizações das parcelas e tipos de vegetação. Aproximadamente a metade das 3.000 parcelas apresenta algum tipo de inconsistência, onde o texto do tomo verde lista uma certa parcela para um tipo de vegetação, o tomo branco lista outra, e/ou o mapa da vegetação em escala 1:1.000.000 ou o mapa de localização em escala 1:250.000 mostra um tipo diferente de vegetação. Fearnside (1997a, 2000b,c) utilizou apenas os 1.500 pontos sem inconsistências para descrever o tipo de vegetação. Um esforço em andamento de clarificar essas inconsistências expandiu o número de parcelas utilizáveis.

Os dados árvore-por-árvore das parcelas não são reportados nos tomos publicados do RADAMBRASIL. Esses dados foram aparentemente digitalizados duas vezes: uma pela FUNCATE (Fundação de Ciência, Aplicação e Tecnologia Espaciais, uma empresa de São José dos Campos, São Paulo, que prestou serviços para o INPE de preparação dos dados para as estimativas de emissão por desmatamento que foram incluídos no comunicado oficial do Brasil para o CQNUMC). Até onde pode ser determinado, esse conjunto de dados se perdeu. Esforços repetidos por este autor e por Carlos Nobre têm sido mal-sucedidos em obter os dados originais de árvore-por-árvore utilizados no comunicado oficial do Brasil. A estimativa do comunicado oficial das emissões de desmatamento (Brasil, MCT, 2004, p. 148; FUNCATE, 2006, p. 23) está baseada em um “comunicado pessoal” de 2000 que nunca foi tornado público. Em adição a tornar impossível qualquer verificação dos cálculos, esta estimativa oficial ignora todo o trabalho feito durante o período de cinco anos de 2000 a dezembro de 2004.

Os dados do RADAMBRASIL foram subsequentemente digitalizados pelo IBGE. Um grande número de erros tipográficos, juntamente com a inclusão de savanas arborizadas, torna necessários uma extensiva filtragem e escolha de forma a utilizar os dados. Trabalhos nesse sentido estão sendo

executados. É provável que erros semelhantes se apliquem à versão do conjunto de dados no comunicado oficial, mas não há maneira de verificar isso.

Avanços recentes foram feitos por Nogueira *et al.* (2007) no ajuste das estimativas de biomassa para o efeito da variação na densidade da madeira entre o arco de desmatamento e a área no Amazonas central onde quase todos os dados anteriores haviam se originados. Ajustes adicionais fazem correções para diferenças em alturas das árvores entre essas áreas da Amazônia (Nogueira *et al.*, 2008). Árvores da mesma espécie no arco de desmatamento são mais baixas para qualquer determinado diâmetro do que aquelas na Amazônia Central, e elas têm madeira com densidade mais leve e conteúdo maior de água. Essas correções têm o efeito de diminuir a biomassa em comparação com estimativas anteriores. As correções não resolvem diferenças entre essas estimativas anteriores, entretanto todas elas diminuiriam paralelamente. Para estimativas baseadas em dados árvore-por-árvore (em oposição a estimativas baseadas em cálculos de volume de madeira por parcela publicadas pelo RADAMBRASIL), também é necessário fazer correções para troncos irregulares e ocos (Nogueira *et al.*, 2006). Em alguns casos, correções adicionais são necessárias para o posicionamento de amostras de densidade de madeira dentro do tronco e/ou para a maneira como as amostras de madeira são secadas (Nogueira *et al.*, 2005).

b) Absorção de carbono pela floresta

A floresta em pé está absorvendo uma grande quantidade de carbono? Esta pergunta há muito tem sido fonte de controvérsias, mas tem havido muito progresso em respondê-la. A falsa concepção ainda popular que a Amazônia é o “pulmão do mundo”, significando que ela é responsável pelo suprimento de oxigênio para a atmosfera, implica que uma enorme quantidade de carbono deve estar sendo armazenada na região, presumivelmente no aumento da biomassa da floresta. A impossibilidade de tal mecanismo suprir uma quantidade significativa de oxigênio tem sempre sido bem clara porque para fazer isso implicaria em um aumento tão grande de biomassa que este seria óbvio para os observadores casuais. As árvores das florestas não são muitas vezes maiores hoje em dia do que eram um século atrás. Apesar da fotossíntese pelas árvores liberar oxigênio, aproximadamente a mesma quantidade de oxigênio é consumida pela floresta através da respiração de plantas e animais (que acontece 24 horas por dia, diferentemente da fotossíntese, que fica restrita às horas do dia). Para ter uma liberação líquida de oxigênio, o carbono sequestrado pela fotossíntese deve ficar armazenado de tal forma que ele não pode recombina-se com o oxigênio para produzir dióxido de carbono. Isso ocorre, por exemplo, com material orgânico que cai no fundo do oceano e é enterrado sob sedimentos marinhos.

Já que o dióxido de carbono perfaz apenas 3% da atmosfera, em comparação aos aproximadamente 20% para o oxigênio, taxas de emissão ou absorção muito menores seriam necessárias para surtir um efeito apreciável nas concentrações, no caso do dióxido de carbono. Desequilíbrios na absorção e liberação de carbono poderiam afetar as concentrações atmosféricas de dióxido de carbono numa escala de tempo de alguns anos, apesar de que numa escala de séculos o equilíbrio deva ser aproximadamente zero. Uma série de estimativas de medidas de correlação de correntes do movimento vertical do CO₂ passando por sensores implantados em torres acima das copas das árvores produziram valores amplamente diferentes para o fluxo líquido de carbono, frequentemente relatados como uma variação, tais como uma absorção de 1-6 MgC/ ha/ano. Expressando isso dessa forma implica que há um enorme desentendimento na comunidade científica sobre a natureza geral do resultado. Ainda que haja algum desentendimento, ele é muito menor que tal variação implica. Em

grande parte, a ampla variação de resultados representa uma progressão de revisões dos números devido a problemas com a metodologia inicial de mensuração. As revisões resultaram em uma redução contínua na estimativa da absorção pela floresta, e números no extremo mais alto da variação foram desqualificados porque a maior parte do CO₂ medido como se estivesse sendo absorvido pela floresta durante o dia estava, na verdade, vazando colina abaixo nas proximidades do solo à noite, apenas para ser liberado durante a manhã através da camada divisora em algum local longe da torre (Araújo *et al.*, 2002; Kruijt *et al.*, 2004).

Estimativas corrigidas extrapoladas para a Amazônia inteira indicam variação substancial, com florestas servindo ou como uma fonte ou como sumidouro, a média sendo um sumidouro de $2,3 \pm 3,8$ MgC/ha/ano (Ometto *et al.*, 2005). Os fluxos noturnos e do início da manhã são especialmente importantes para a enorme incerteza no equilíbrio total. Durante anos de ocorrência do El Niño, a floresta perde carbono, e na área perto de Santarém descobriu-se que a floresta era uma fonte pequena, mesmo em anos sem ocorrência do El Niño (Saleska *et al.*, 2003), um resultado que é consistente com os estoques de carbono estimados a partir do monitoramento da biomassa das árvores e detritos de madeira na mesma floresta (Rice *et al.*, 2004). Esse efeito também é esperado dos resultados da modelagem (Tian *et al.*, 1998, 2000). Ficou evidente no momento das altas estimativas iniciais que algo estava errado com o número porque o crescimento da floresta na taxa inferida seria prontamente observável, e isso contradiz os dados de mensuração das árvores da ampla pesquisa do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais, nas proximidades de Manaus (Fearnside, 2000a).

Há variação substancial de acordo com a localização na quantidade de absorção calculada de carbono. As taxas máximas de absorção foram estimadas a partir de mensurações de crescimento de árvores no Peru e no Equador (Baker *et al.*, 2004; Phillips *et al.*, 1998, 2002, 2004); infelizmente, não há torres nesses locais para mensurações comparáveis com métodos de correlação de vórtices. Um gradiente declinante nas taxas de absorção dos Andes em direção ao Oceano Atlântico tem sido atribuído a um gradiente correspondente na qualidade do solo (Malhi *et al.*, 2006).

c) Absorção de carbono por florestas secundárias

Pouco antes da Conferência das Partes de Kyoto em 1997, que produziu o Protocolo de Kyoto, o governo brasileiro anunciou que o país produz emissões líquidas *zero* do desmatamento da Amazônia porque “o carbono é reabsorvido” (IstoÉ, 1997). A afirmação que “as plantações [ou seja, florestas secundárias] que substituem as florestas reabsorvem o carbono que foi lançado à atmosfera pelas queimadas” ignora os aproximadamente dois terços da emissão pelo desmatamento que advém da decomposição ao invés da queimada (Fearnside, 1997a). Mesmo assim, a noção que a paisagem na área que foi desmatada a cada ano absorve essa quantidade de carbono ainda é um exagero grosseiro. Apenas 7,3% das emissões de CO₂ em 1990 será futuramente reabsorvida pela paisagem substituta (Fearnside, 2000b, p. 235). Isso está baseado na composição de equilíbrio da paisagem sugerida pelas probabilidades de transição entre usos de solo nos anos 1980 e início dos anos 1990 (Fearnside, 1996a; Fearnside e Guimarães, 1996).

Estimativas de absorção e estoque de carbono em florestas secundárias variam tremendamente, e muitos dos números mais frequentemente utilizados para esses parâmetros importantes não estão baseados em quaisquer dados. Esse é o caso para as estimativas por Houghton *et al.* (2000, p. 303) e Ramankutty *et al.* (2007, p. 65), que presumem que as florestas secundárias vão crescer linearmente

para atingir 70% do estoque de carbono da biomassa das florestas primárias originais em 25 anos. Por exemplo, considerando o carbono da biomassa de uma floresta primária de 196 MgC/ha (acima + abaixo do solo), que é a média de três estimativas por Houghton *et al.* (2000), essa taxa de crescimento da floresta secundária corresponde a 5,5 MgC/ha/ano, dadas as suas suposições. Essas taxas presumidas de crescimento são aproximadamente o dobro das taxas de crescimento que têm sido mensuradas em florestas secundárias que crescem em pastagens abandonadas na Amazônia brasileira. Para pastagens abandonadas nas proximidades de Brasil Novo, no Pará, mensuradas por Guimarães (1993), o acúmulo médio anual para 20 anos é 2,2 MgC/ha/ano, enquanto que para pastagens abandonadas nas proximidades de Paragominas, Pará, com um histórico de uso “moderado” estudado por Uhl *et al.* (1988), o acúmulo por volta do ano 20 iria ser em média de 2,6 MgC/ha/ano (ver Fearnside e Guimarães, 1996, p. 41). Esses valores presumem um conteúdo de carbono de 45% para a biomassa da floresta secundária.

A taxa de crescimento presumida por Houghton *et al.* (2000), apesar de não estar fundamentada por quaisquer referências até o momento, tem sido utilizada em tais cálculos de equilíbrio de carbono e em cálculos globais por Achard *et al.* (2002, 2004), Houghton *et al.* (2003a) e Persson e Azar (2007). Essa é uma das razões porque esses estudos subestimam as emissões de gases de efeito estufa pelo desmatamento amazônico (Fearnside e Laurance, 2003, 2004; ver também: Eva *et al.*, 2003; Achard *et al.*, 2004). Mais importante de um ponto de vista de políticas é o fato que este valor para o crescimento de florestas secundárias é utilizado no inventário nacional de emissões de gases de efeito estufa (Brasil, MCT, 2004, p. 148-149), levado essa estimativa oficial a incluir uma absorção de 34,9 milhões de MgC/ano pelas florestas secundárias na Amazônia, supostamente absorvendo 23% das emissões brutas causadas pelo desmatamento calculado no relatório. A estimativa deste autor para absorção pela paisagem em 1990 é de apenas 7,9 milhões de MgC/ano (Fearnside, 2000b). O valor muito mais alto na estimativa oficial é apenas parcialmente devido ao alto valor utilizado para absorção por hectare nas florestas secundárias; ainda mais importante é a decisão enganadora de contabilizar toda a absorção da paisagem amazônica somando 8,23 milhões de hectares de florestas secundárias (uma área 5,4 vezes maior que a taxa de desmatamento anual no período do inventário), mas não contabilizar nenhuma emissão da derrubada em cada ano de uma porção dessas florestas secundárias. Além disso, se a absorção herdada das derrubadas mais velozes dos anos 1980 for declarada, então as emissões herdadas desse período também teriam que ser contabilizadas para se ter uma estimativa justa do impacto do desmatamento; essas emissões são bastante substanciais para os anos em questão (Fearnside, 1996b, 2000b). A mistura seletiva de elementos das emissões líquidas comprometidas e os cálculos de balanço anual não produzem um resultado válido (ver Fearnside, 2000b, 2003a). “Emissões líquidas comprometidas” referem-se ao resultado líquido das emissões e absorções que ocorrem na área derrubada em um dado ano, como os $13,8 \times 10^3$ km² de florestas primárias derrubadas na Amazônia brasileira em 1990, se estendendo do momento de desmatamento até o futuro muito distante (teoricamente infinito) (Fearnside, 1997a); “balanço anual”, por outro lado, refere-se às emissões e absorções ocorrendo em um único ano (como 1990) na paisagem inteira (como os 415×10^3 km² desmatados até 1990) (Fearnside, 1996b). Se gases-traço são ignorados, as duas medidas seriam a mesma se (e apenas se) a taxa de desmatamento fosse constante sobre um período extenso de anos precedendo o ano em questão, o que não é o caso do período do inventário. Como uma indicação da magnitude da omissão das emissões da derrubada de florestas secundárias que precisariam ser incluídas de forma que a inclusão da absorção integral de florestas secundárias fosse válida, a liberação desses estoques em 1990

totalizou 25,8 Mg de carbono equivalente a CO₂ (Fearnside, 2000b).

Um aspecto chave das florestas secundárias na Amazônia brasileira é que a vasta maioria delas está crescendo em pastagens abandonadas – elas não são terras abandonadas devido à agricultura itinerante. Sob pastagens, o solo se torna compacto e desprovido de nutrientes e biota de solo, com o resultado que florestas secundárias em pastagens abandonadas crescem muito mais lentamente do que aquelas em áreas onde há mudança de cultivo (Fearnside, 1996a; Fearnside e Guimarães, 1996). Pastagens abandonadas também não possuem fontes de sementes e outros fatores que favorecem a regeneração (Nepstad *et al.*, 1991). A maioria dos dados publicados sobre florestas secundárias são baseados em áreas agrícolas abandonadas, incluindo todos os estudos que fazem parte da revisão pantropical de florestas secundárias efetuadas por Brown e Lugo (1990).

A porcentagem da paisagem desmatada que está sob florestas secundárias na Amazônia brasileira varia em resposta às forças econômicas que motivam a manutenção de pastagens. Um valor amplamente utilizado é 30% da área desmatada sob florestas secundárias (Houghton *et al.*, 2000), baseado em uma análise por David Skole, da Michigan State University a partir de imagens em escala 1:500.000 do LANDSAT-MSS para 1986. Esta é uma estimativa razoável para 1986, um período seguindo um período de crescimento rápido das pastagens amazônicas por motivos “ulteriores” tais como manter direitos sobre a propriedade para lucros especulativos durante períodos de hiperinflação (Fearnside, 1987, 2005a). Isso também se ajusta ao padrão de comportamento indicado por entrevista com fazendeiros (Uhl *et al.*, 1988; ver cálculos em Fearnside, 1996a) e está próximo à porcentagem (37%) calculada para o ano de 1990 a partir de probabilidades de transição nos 313×10^3 km² desmatados até aquele momento, excluindo os 5×10^3 km² de barragens hidrelétricas e 98×10^3 km² de desmatamentos ocorridos anteriormente a 1970.

Em anos recentes, no entanto, a economia pecuária tem se tornado crescentemente impulsionada pelo lucro de se criar gado para abate (por ex., Margulis, 2003). O autor viajou por áreas de pecuária no norte do Mato Grosso em 1986 e em 2006; o contraste foi evidente – em 1986 as grandes áreas estavam em áreas abandonadas de pastagens se revertendo em florestas secundárias, enquanto as mesmas áreas foram mantidas como pastagens produtivas repletas de gado em 2006 (observação pessoal).

A intensidade de uso é um fator chave na taxa de crescimento de florestas secundárias (por ex., Uhl *et al.*, 1988). Um caso especial é apresentado pelas grandes áreas de florestas secundárias no Distrito de Agropecuária da Superintendência da Zona Franca de Manaus (SUFRAMA), localizado aproximadamente 80 km ao norte de Manaus. Esta área de fazendas foi pesadamente subsidiada nos anos 1970 e no início dos anos 1980, mas quando os subsídios finalmente cessaram em 1984, grande parte da área desmatada foi abandonada dando lugar a florestas secundárias (Fearnside, 2002a). Esperaria-se que as florestas secundárias crescessem mais vigorosamente sob essas circunstâncias do que em pastagens abandonadas típicas porque o solo não havia sido degradado ao ponto onde o crescimento das pastagens ficou reduzido o suficiente para forçar os fazendeiros a suspenderem sua utilização para pastagem. Em uma parte da área, incluindo um desmatamento de 1.200 ha, a terra não havia sido utilizada para pastagem porque a precipitação incomum durante a estação de queimadas em 1983 evitou que o fazendeiro queimasse a área derrubada (Fearnside *et al.*, 1993). Por causa da grande área de florestas secundárias homogêneas com histórico conhecido nessas fazendas, tem havido vários estudos dessas florestas secundárias (por ex., Foody *et al.*, 2006; Lucas *et al.*, 1993, 2002). Entretanto, as taxas de crescimento desta área não podem ser extrapoladas para as vastas

áreas de pastagens abandonadas onde o solo está mais degradado sob circunstâncias mais típicas.

d) Emissões líquidas do desmatamento amazônico

Os valores atuais para as emissões estão resumidos na Tabela 1. Mesmo em anos quando a taxa de desmatamento é mais baixa, a emissão desta fonte é várias vezes maior que os 69 milhões tC/ano que o Brasil estava emitindo a partir da queima de combustíveis fósseis e fabricação de cimento quando essas emissões foram inventariadas para 1994 (Brasil, MCT, 2004, p. 87). As emissões por desmatamento na Tabela 1 são muito mais altas que aquelas reportadas pelo comunicado oficial do Brasil para o CQNUMC (ver Tabela 2). A discrepância é devido primariamente a vários componentes omitidos na estimativa oficial da biomassa, incluindo biomassa subterrânea e biomassa morta (necromassa), mais a absorção exagerada por florestas secundárias mencionada anteriormente. A discrepância totaliza 115% se valores comparáveis de biomassa são utilizados (Tabela 2). Aproximadamente um terço desta discrepância permanece sem explicação.

Tabela 1 - Emissões líquidas do desmatamento amazônico no período de inventário brasileiro 1988-1994(a). (a) Taxa média de desmatamento 15.228 km²/ano. Valores altos e baixos refletem a variação dos fatores de emissão, e não incerteza sobre a biomassa. (b) Convertida usando potenciais de aquecimento global de 100 anos do AR4 do IPCC por Mg de gás CO₂=1, CH₄=25, N₂O=298.

	Emissões (milhões Mg gás/ano)					
	CO ₂	CH ₄		N ₂ O		Total
Emissões brutas do desmatamento	819.40	1.56	- 2.23	0.04	- 0.05	
Absorção comprometida	-71.61					
Emissões líquidas do desmatamento	747.80	1.56	- 2.23	0.04	- 0.05	
CO ₂ equivalentes em carbono (milhões Mg C)	203.94	10.61	- 15.19	2.90	- 4.25	217.46 - 223.39

Tabela 2 - Comparação dos resultados de emissões por desmatamento com a estimativa oficial brasileira. (a) Brasil, MCT (2004, p. 149). (b) Calculado usando-se o valor de Fearnside sem os ajustes para biomassa para novas estimativas de densidade de madeira e altura das árvores que estão incluídas nos valores na Tabela 1.

Ano	Taxa de desmatamento (10 ³ km ² /ano)	Emissões líquidas (milhões toneladas CO ₂ /ano)			
		Fearnside (e.g., Tabela 1)	Inventário de C equivalente a nacional brasileiro ^(a)	Valor bruto	Discrepância (%) Com Biomassa comparável ^(b)
1990	13.8	200.0			
1988-1994	15.2	220.4	116.9	90	115
2000	18.2	263.8			
2004	27.4	396.3			
2007	11.2	162.5			

As emissões resumidas nas Tabelas 1 e 2 incluem o efeito de dois gases-traço: metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O). Outros gases-traço, tais como monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrogênio (NOx) e outros hidrocarbonetos exceto metano (OHEM) não estão incluídos, em concordância com as práticas correntes do IPCC (Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas). Particularmente no caso do CO, que é um produto importante da combustão de biomassa, um acordo eventual sobre a magnitude de seus efeitos indiretos aumentaria o impacto do aquecimento global atribuído ao

desmatamento (ver discussão em Fearnside, 2000a). Emissões de CH₄ e N₂O são convertidas em equivalentes de CO₂ utilizando-se os potenciais de aquecimento global em 100 anos (PAGs) do Quarto Relatório de Avaliação (AR4) do IPCC: 25 para CH₄ e 298 para N₂O (Forster *et al.*, 2007, p. 212). O PAG de 100 anos representa a força radiativa cumulativa de uma tonelada de gás relativa a uma tonelada de CO₂ sobre um período de 100 anos sem descontos ou outros ajustes dentro desse horizonte de tempo. Quantidades de CO₂ podem ser convertidas em carbono pela multiplicação por 12 (o peso atômico do carbono) e dividindo por 44 (o peso molecular do CO₂). Uma tonelada de carbono na forma de CH₄ tem o impacto de 9,1 toneladas de carbono na forma de CO₂. Os valores do IPCC para PAG de 100 anos mudaram: o Segundo Relatório de Avaliação de 1995, que ainda era utilizado para cálculos sob o Protocolo de Kyoto até 2012, adotou valores de 21 para CH₄ e 310 para N₂O; no Terceiro Relatório de Avaliação, de 2001, o PAG era de 23 para CH₄ e 310 para N₂O. O desmatamento emite mais gases-traço relativos a CO₂ do que a queima de combustíveis fósseis, e esses efeitos devem ser incluídos para haver comparações justas entre essas duas fontes principais de emissões. Emissões de gases-traço aumentam (Tabela 1) o impacto do desmatamento amazônico em 6,6-9,5% em relação à liberação de CO₂ apenas (atualizado de Fearnside, 2000b baseado no potencial de aquecimento global em 100 anos do AR4 do IPCC e fatores de emissão de Andreae e Merlet, 2001). A variação de valores de percentagem reflete a variação de estimativas para fatores de emissão para cada gás-traço associado a cada processo de emissão (combustão por chamas, combustão por brasas, etc.).

Em adição ao carbono proveniente de biomassa de florestas primárias e secundárias (a fonte das emissões contidas nas Tabelas 1 e 2), o desmatamento produz emissões provenientes da liberação do carbono contido no solo (Fearnside e Barbosa, 1998). Emissões antropogênicas adicionais se originam em vários outros tipos de uso de solo e mudanças no uso do solo na Amazônia, inclusive por reservatórios de hidrelétricas (Fearnside, 2005b; Kemenes *et al.* 2007), clareiras abertas no cerrado (Fearnside, 2000b), queimadas periódicas no cerrado (Barbosa e Fearnside, 2005), extração de madeira em áreas que não serão desmatadas dentro de um período curto de tempo (aproximadamente três anos) (Asner *et al.*, 2005; Fearnside, 1995), incêndios florestais em áreas nas quais não serão abertas clareiras mais tarde (Alencar *et al.*, 2006; Barbosa e Fearnside, 1999) e efeitos de borda da porção da área florestal próximas às bordas na região que representa um aumento líquido anual (Laurance *et al.*, 1997, 2001; ver discussão em Fearnside, 2000a). Incluídas implicitamente nas estimativas de biomassa utilizadas para as estimativas de emissões pelo desmatamento estão as perdas para efeitos de borda que não são aumentos líquidos na área de borda total presente, extração de madeira em áreas que serão derrubadas mais tarde, e efeitos de incêndios florestais nessas mesmas áreas.

e) Emissão potencial de carbono por mudanças climáticas

Espera-se que as mudanças globais resultem em uma modificação substancial do clima na Amazônia, apesar dos vários modelos climáticos globais variarem amplamente no que diz respeito à quantidade de mudanças indicadas para a região. Vários modelos indicam que a Amazônia vai se tornar significativamente mais quente e seca na segunda metade deste século. Esses modelos incluem o HadCM3 do Hadley Center, do Reino Unido; o modelo ECHAM4 do Instituto Max Planck, da Alemanha; e o modelo CCSM3, do National Center for Atmospheric Research (NCAR) dos Estados

Unidos; o modelo GCM2, do Canadá, e o modelo CCSR/NIE2, do Japão. Dos 21 modelos levados em consideração pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) em seu Quarto Relatório de Avaliação (AR-4), alguns, como o modelo CSIRO da Austrália, não mostram mudança alguma e apenas um, o modelo do Geophysical Fluid Dynamics Laboratory (GFDL), dos Estados Unidos, apresentou aumento na precipitação pluvial (Kundzewicz *et al.*, 2007, p. 283).

O modelo do Hadley Center é o mais catastrófico em suas previsões para a Amazônia, incluindo a destruição de praticamente toda a floresta na Amazônia brasileira por volta do ano 2080 (Cox *et al.*, 2000, 2004; ver também White *et al.*, 2000). As mudanças, entretanto, não devem ser tão grandes como é indicado no modelo do Hadley porque o modelo subestima substancialmente a precipitação pluvial no clima presente (Cândido *et al.*, 2007). Mas dois fatos sugerem que é provável que a natureza geral das mudanças indicadas iriam conter, ou seja, um clima suficientemente mais quente e seco para causar mortandade maciça de árvores. Primeiramente está o fato que o modelo do Hadley Center era o melhor entre os 21 modelos na representação da conexão entre elevação da temperatura da água da superfície na parte equatorial do Oceano Pacífico e as secas na Amazônia (Cox *et al.*, 2004, p. 153). Altas temperaturas na superfície do mar no Oceano Pacífico é o critério para a criação do que é conhecido como “condições tipo El Niño”. O AR-4 do IPCC concluiu que agora há uma concordância geral entre os modelos de que a continuação do aquecimento global produzirá mais “condições tipo El Niño” (Meehl *et al.*, 2007, p. 779). Entretanto, o relatório observa que ainda não há concordância entre os modelos sobre o próximo passo: a conexão entre condições tipo El Niño e a ocorrência modelada do próprio El Niño, significando que o padrão característico de secas e enchentes em locais diferentes ao redor do mundo. Mas este segundo passo não depende dos resultados dos modelos climáticos porque essa conexão é baseada, ao invés disso, em observações diretas: sempre que as águas do Pacífico se aquecem, temos secas e incêndios florestais na Amazônia, especialmente em sua porção norte. Os incêndios causados pelo El Niño em 2003, 1997/1998 e 1982 são lembrados por muitas pessoas na região. O segundo fato que justifica a preocupação é que o calor e a seca indicados pelo modelo Hadley ultrapassam em muito os níveis de tolerância das árvores amazônicas que a mortandade em larga escala pode ser esperada mesmo se as mudanças forem mais modestas que aquelas indicadas pelo modelo Hadley. Na verdade, a maioria dos 15 modelos estudados por Salazar *et al.* (2007) indica que a porção oriental da Amazônia apresentaria um clima apropriado para savanas por volta de 2100. Um resultado semelhante é apresentado por uma análise de 23 modelos (Malhi *et al.*, 2008). Em outras palavras, esse não é um resultado que depende do modelo do Hadley Center para que se prove estar correto.

Os El Niños provocados pelo aquecimento do Pacífico são apenas uma parte da ameaça à Amazônia. O aquecimento do Oceano Atlântico, que também é um resultado do aquecimento global (Trenberth e Shea, 2006), tem projeções de causar impactos pelo menos tão grandes. Enquanto o El Niño tem seus efeitos concentrados na parte norte da Amazônia (Malhi e Wright, 2004), o aquecimento na parte norte do Atlântico tropical tem impactos na parte sul da Amazônia brasileira, como aconteceu na seca de 2005 (Fearnside, 2006a; Marengo *et al.*, 2008). Precipitações pluviais grandemente reduzidas sobre as cabeceiras dos tributários no lado sul do Rio Amazonas produziram uma queda dramática nos níveis de água, impedindo o tráfego de embarcações e isolando muitas comunidades. Incêndios queimaram grandes áreas de florestas no Acre, um evento virtualmente inédito (Brown *et al.*, 2006; Vasconcelos e Brown, 2007). Resultados recentes de simulações usando o modelo Hadley (Cox *et al.*, 2008) indicam um aumento tremendo na probabilidade de eventos semelhantes à seca de 2005 nas próximas décadas. A mudança chave é um aumento no gradiente de temperatura entre águas

quentes na parte norte do Atlântico tropical e as águas mais frias na sua parte sul. O aquecimento global aquece diferencialmente a extremidade norte desse gradiente, e o efeito é grandemente aumentado pela diminuição crescente da poluição de aerossol nos países industrializados na América do Norte e Europa. O gradiente norte-sul mais forte de temperatura da superfície marítima do Atlântico atrai a zona de convergência intertropical mais para o norte, resultando em ar seco da circulação de Hadley descendo em áreas na porção sul da Amazônia. A circulação de Hadley é um fluxo de ar que se eleva perto do equador e então se divide e se move em direção aos polos a uma altitude de aproximadamente 1.800 m (uma altitude na qual o ar contém muito pouca água); o ar então se dirige para o solo em um ponto entre aproximadamente 15 e 30 graus latitude, dependendo da época do ano, e depois ele retorna para o equador em ventos soprando perto do nível do solo. O ar seco descendente diseca a área onde o fluxo deste ar atinge o solo, como ocorreu no sul e oeste da Amazônia na seca de 2005. Em 2005, a probabilidade anual de um evento desses ocorrer nesta parte da Amazônia era de aproximadamente 5%, significando que ele tinha um intervalo esperado de recorrência de um ano a cada 20 anos. A simulação do modelo do Hadley Center com emissões “como de costume” (IS92a) indica esta frequência de recorrência aumentando para um ano a cada dois em 2025, e para nove anos a cada 10 anos em 2060 (Cox *et al.*, 2008). As concentrações atmosféricas de CO₂ causando isso seriam de 450 ppmv em 2025 e 610 ppmv em 2060. O aumento dos níveis de CO₂ mesmo à mais baixa dessas duas concentrações representaria, portanto, uma ameaça severa à floresta amazônica.

Os mecanismos pelos quais a mortandade da floresta poderia ocorrer sob as condições previstas de clima têm sido assunto de vários estudos. A variabilidade climática atual já ameaça grandes áreas da floresta amazônica (Huytra *et al.*, 2005; Nepstad *et al.*, 2004). O microclima nas proximidades das bordas da floresta adjacentes a pastagens é mais quente e seco do que no interior da floresta. Árvores nas proximidades da beira da floresta têm taxas muito mais altas de mortalidade do que aquelas no interior da floresta, e as maiores árvores são as mais passíveis de morrer. Isso é demonstrado pelo Projeto de Dinâmica Biológica dos Fragmentos Florestais (PDBFF) nas proximidades de Manaus, onde mais de 65.000 árvores vêm sendo monitoradas por mais de 25 anos (Nascimento e Laurance, 2004). Em uma área de um hectare nas proximidades de Santarém onde painéis plásticos foram instalados para excluir 60% da precipitação, o mesmo resultado foi obtido, com as árvores maiores morrendo primeiramente (Nepstad *et al.*, 2007a).

Os incêndios florestais ocorrem sob as condições de calor e seca que caracterizam o El Niño e as secas como aquela de 2005 (por ex., Alencar *et al.*, 2006; Barbosa e Fearnside, 1999; Barlow *et al.*, 2003). Esses incêndios têm um relacionamento direto positivo com a mortalidade de árvores, matando árvores pelo aquecimento da casca na base do tronco, e assim deixando grandes quantidades de madeira morta na floresta que serve de combustível para o próximo incêndio (Alencar *et al.*, 2004; Cochrane, 2003; Cochrane *et al.*, 1999; Nepstad *et al.*, 1999, 2001). O efeito dos incêndios não é incluído no modelo do Hadley Center e em outros modelos climáticos globais, significando que a mortalidade da floresta pode acontecer mais rapidamente do que eles indicam. A perda direta de florestas por causa de desmatamento também não está incluída nesses modelos. Muito menos ameaça para a floresta amazônica é indicada por uma nova versão do modelo do Hadley Center, em 2013, que incorpora o efeito do aumento de CO₂ no aumento do crescimento das árvores e na redução da perda de água (Cox *et al.*, 2013; Good *et al.*, 2013; Huntingford *et al.*, 2013). Esta boa notícia é temperada pelos possíveis efeitos dos modelos não terem incluído consequências negativas do teor mais elevado de CO₂, tais como uma maior estimulação do crescimento de lianas em comparação

com árvores (Fearnside, 2013). Os modelos também ainda omitem o problema crítico de aumento da frequência de incêndios florestais em resposta a um clima mais seco e quente. Os autores do Hadley Center alertam que o novo resultado “não invalida a projeção do modelo HadCM3LC de mortandade da floresta. De fato, esta [mortandade] continua a ser um possível cenário de mudanças climáticas perigosas, o que exige uma maior compreensão”(Good *et al.*, 2013).

A possibilidade de que a floresta amazônica pode morrer devido às mudanças climáticas deveria fazer com que medidas de mitigação para evitar esse grau de mudanças climáticas fossem uma prioridade máxima para o governo brasileiro. Infelizmente, esse não parece ser o caso. Quando o resumo para formuladores de políticas do relatório sobre os impactos das mudanças climáticas do IPCC foi finalizado em Bruxelas em 2007, a delegação brasileira tentou retirar a menção do risco de savanização do resumo (FSP, 2007a). O risco de savanização é mencionado em nada menos que quatro capítulos diferentes do relatório, e a tentativa de remover a menção a esse impacto do resumo foi mal-sucedida. O resumo final para os formuladores de políticas inclui a afirmação que “Por volta da metade do século, aumentos na temperatura e uma redução na água do solo são projetados para levar a uma substituição gradual da floresta tropical por savanas na Amazônia oriental” (IPCC, 2007, p. 14). A tentativa de excluir a savanização é preocupante porque quando alguém nega a existência de um problema, não há necessidade de se fazer algo com seriedade para resolvê-lo. O paralelo com a postura tradicional do então presidente dos Estados Unidos, George W. Bush, em negar a própria existência do aquecimento global é óbvio.

Os diplomatas brasileiros também recusaram a aceitar a definição proposta pela União Europeia de mudança climática “perigosa” como um aumento em 2°C na temperatura média global sobre a média que prevaleceu antes da revolução industrial (Angelo, 2007). A posição só mudou em julho de 2009, após mais de cem outros países adotarem a proposta de 2°C. O CQNUMC, assinado na Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (CNUMAD) ou “Cúpula da Terra” ECO-92 no Rio de Janeiro em 1992, tem como seu objetivo declarado a estabilização de concentrações atmosféricas dos gases de efeito estufa em níveis que evitem “uma interferência perigosa no sistema climático global” (CQNUMC, 1992, Artigo 2). A definição de “perigosa”, agora acordada em termos de uma temperatura média, precisa ser explicitado em termos de uma concentração de equivalentes de CO₂, o que está atualmente sob negociações. A decisão que foi tomada é o elemento-chave na determinação da magnitude dos impactos futuros do aquecimento global e o esforço que os países do mundo vão fazer para a sua mitigação. O fracasso dos diplomatas brasileiros em assumir uma posição, e particularmente a longa recusa em endossar 2°C como limite, parece implicar que eles prefeririam ter um limite mais alto, de forma que o Brasil possa emitir mais gases de efeito estufa. Já que 2°C corresponde grosseiramente ao limite de tolerância da floresta amazônica, este autor tem argumentado que a posição diplomática atual do Brasil não está de acordo com os interesses do país (Fearnside, 2010).

Serviços ambientais como desenvolvimento

Os serviços ambientais prestados pela floresta amazônica precisam receber compensação de alguma forma se o papel da floresta em fornecer esses serviços for traduzido em mudanças no comportamento de desmatamento. Manter a floresta intacta pode ser feito de duas formas: induzir os proprietários particulares a deixarem partes intactas de florestas em suas terras, e criar reservas em

terras públicas. Manter florestas em propriedades privadas pode ser alcançado quer motivando o governo a fazer cumprir rigorosamente a legislação existente, exigindo uma “reserva legal” em cada propriedade, ou através de pagamentos por serviços ambientais (PSA) para o proprietário. A criação de unidades de conservação é viável apenas onde o processo de desmatamento é incipiente e grandes áreas estão ainda sob domínio público. Porque os recursos financeiros são limitados, há uma compensação entre o esforço empenhado na criação de reservas e o esforço empreendido em tentar desacelerar a taxa de desmatamento em áreas fora das reservas.

As unidades de conservação representam um dos mais importantes meios de se conservar a biodiversidade, mas os fundos necessários para criar e manter reservas são cronicamente insuficientes. Ao mesmo tempo, o rápido avanço das fronteiras de desmatamento na Amazônia significa que oportunidades para se criar novas reservas estão rapidamente se esgotando. As unidades de conservação têm um papel potencial importante na mitigação do aquecimento global (Fearnside, 2008b). Isso poderia levar a volumes substancialmente maiores de dinheiro se tornando disponíveis para as reservas através dos créditos de carbono, particularmente se eles são válidos para satisfazer os compromissos internacionais para emissões assumidos sob o Protocolo de Kyoto, ou acordos que vieram depois dele.

O valor de mitigação do aquecimento global atribuído às reservas depende muito de como a contabilidade é feita, e muitas das decisões a esse respeito ainda estão sendo negociadas. Apenas reservas próximas à fronteira de desmatamento possuem valor apreciável, se a contabilidade for baseada em “adicionalidade”, que significa comparar as emissões observadas depois da implementação de uma reserva ou outras medidas de mitigação com as emissões que teriam ocorrido em um cenário-base hipotético sem essa mitigação. A compensação entre os custos e os créditos de carbono pode significar que as prioridades para o carbono e para a biodiversidade não são as mesmas (Fearnside 1995, 2003a; Fearnside e Ferraz, 1995). O valor atribuído ao tempo nos cálculos, como através de uma taxa de desconto para o carbono, influencia pesadamente a quantidade de créditos de carbono que as reservas podem render, baixas taxas de desconto favorecem as reservas em comparação com outras opções de mitigação (Fearnside, 2002b, c, 2008c; Fearnside *et al.*, 2000).

Um paradigma alternativo de contabilidade, baseado em estoques em vez de fluxos, dá uma prioridade muito maior às reservas (Fearnside, 1997b). Sob o Protocolo de Kyoto de dezembro de 1997, o carbono foi calculado baseado em mudanças nos fluxos, mas a abordagem baseada em estoques ressurgiu recentemente em propostas para receber créditos na “Iniciativa Amazonas”, lançada pelo governo estadual do Amazonas (Viana e Campos, 2007). Para áreas que estão distantes do estado do Amazonas, uma abordagem baseada em estoques é essencial para recompensar o valor climático das florestas e para apoiar a criação e manutenção de unidades de conservação antes que a fronteira em avanço as torne muito mais difíceis de serem criadas – financeira e politicamente.

As reservas têm um forte efeito na inibição do desmatamento tanto em unidades de conservação, como os parques nacionais e reservas biológicas e em áreas indígenas (Ferreira *et al.*, 2005; Nepstad *et al.*, 2006; Schwartzman *et al.*, 2000). Um fator pobremente quantificado é a extensão do “vazamento”, ou o deslocamento do desmatamento para locais além dos limites de um projeto de mitigação. As pessoas que iriam desmatar uma área de florestas, que foi declarada uma reserva, simplesmente se deslocariam para outro local e continuariam a desmatar da mesma forma? Grande parte do desmatamento tende a vazar dessa forma. Independentemente da quantidade de vazamento que ocorre, as reservas terão um benefício em evitar emissões anos mais tarde, quando a paisagem

fora das reservas ou estará completamente desmatada, ou atinge a porcentagem máxima de desmatamento que é permitido na prática (que não é necessariamente o mesmo teoricamente permitido pelo Código Florestal).

As ameaças à floresta amazônica estão aumentando e incluem um componente crescente que está ligado a *commodities* comercializáveis, em oposição à especulação imobiliária e outros motivos improdutivos “ulteriores”, que também continuam exercendo pressões sobre a floresta (Fearnside, 2008d). Isso significa que mais recursos são necessários se o desmatamento for contido e os serviços ambientais de grandes áreas florestais mantidos. E ainda, os custos de oportunidade são relativamente modestos: Nepstad *et al.* (2007b) calculam que os benefícios econômicos para o Brasil da redução do desmatamento compensariam grande parte dos custos de oportunidade do desmatamento já efetuado, e que o Brasil poderia evitar 6 bilhões de toneladas de emissões de carbono sobre um período de 30 anos a um custo líquido de apenas 8 bilhões de dólares, ou 1,33 dólares por tonelada.

A contenção do desmatamento amazônico exigirá despesas financeiras e ações governamentais que sejam rápidas o suficiente e tenham magnitude suficiente para ganhar controle. O valor climático da floresta, especialmente seu papel em evitar o aquecimento global, oferece o melhor prospecto de obter fluxos financeiros na escala e no prazo necessários. De maneira a fazer isso, o valor inteiro da redução do desmatamento deve ser capturado e aplicado na contenção do desmatamento e na criação de meios não destrutivos de sustentar a população rural da região. Meias medidas que descartem o crédito para a maior parte da emissão reduzida, ou que reduzam o valor monetário potencial da redução de emissão que é creditada, não serão suficientes.

A captura do valor inteiro dos serviços florestais exigirá que o Brasil assuma um compromisso de um limite nacional sobre emissões como, por exemplo, aderir ao Anexo I do CQNUMC e o Anexo B do Protocolo de Kyoto. Isso permite créditos para todas as reduções abaixo das emissões no período de referência para o comunicado oficial. Para créditos até 2012, a base é normalmente o ano de 1990, mas no caso do Brasil, a média entre 1988-1994 foi escolhida para o inventário no comunicado nacional. A opção está aberta para se receber créditos dessa forma sem esperar pelo início do segundo período de compromisso do Protocolo de Kyoto, ou por um protocolo posterior, em 2013 (Fearnside, 1999b). Durante o período de referência 1988-1994, a taxa média de desmatamento foi de 15.228 km²/ano, ou mais que a taxa de 11.224 km²/ano em 2007 (Brasil, INPE, 2008). Observe, entretanto, que o desmatamento aumentou no final de 2007, presumivelmente devido à valorização do preço da soja e da carne bovina (Fearnside, 2008d). Manter o desmatamento abaixo do nível básico está bem ao alcance da capacidade do país se houver vontade política de fazê-lo (Fearnside, 2003b; Fearnside e Barbosa, 2003).

Outras opções vêm sendo propostas para limites de emissões nacionais que podem ser aceitas por alguns países em desenvolvimento, como o Brasil. A proposta de reduções compensadas (Santilli *et al.*, 2005) pede um limite mínimo baseado na média das emissões históricas, por exemplo, para a década de 1990. O fato que as taxas atuais de desmatamento na Amazônia são mais baixas do que elas eram durante esse período levou ao temor da geração de “ar quente tropical” que forneceria créditos sem um benefício climático verdadeiro (Persson e Azar, 2007). Uma forma de evitar isso é de se ter um objetivo baseado em dois limites, como foi proposto por Schlamadinger *et al.* (2005). Nesta proposta, haveria um limite inferior e um limite superior, entre os quais uma escala gradual de créditos seria aplicada variando de uma quantia bastante descontada se a redução observada no desmatamento apenas reduz a taxa do limite mais alto, aumentando até a quantia inteira se o limite

mais baixo é alcançado. A vantagem disso é que há pelo menos algum incentivo em se limitar a derrubada de árvores a níveis plausíveis de sucesso na redução do desmatamento.

Uma proposta que tem recebido um apoio considerável entre os países tropicais é aquela da Coalizão das Nações de Florestas Tropicais (Papua Nova Guiné e Costa Rica, 2005; ver também Laurance, 2007). Esse grupo de 41 países, ao qual o Brasil não pertence, propõe créditos em troca de redução no desmatamento baseados em objetivos obrigatórios. O Brasil apresentou uma proposta concorrente nas conferências da CQNUMC das partes em Nairobi em 2006 e em Bali em 2007 (Brasil, 2006). A proposta brasileira não teria objetivos obrigatórios e em vez deles estimularia contribuições voluntárias para um fundo a ser utilizado para reduzir a velocidade do desmatamento; a proposta recebeu pouco apoio, mas teve o efeito positivo de iniciar um diálogo com os diplomatas brasileiros sobre um assunto que até então havia sido tabu. Porque as contribuições ao fundo proposto não resultariam em créditos de carbono que seria válido em relação aos compromissos de redução de emissões pelos países industrializados, o desejo de contribuir seria muito menor do que se os créditos fossem permitidos.

Em contraste, se não houver limites nacionais para as emissões, as opções são de medidas em nível de projetos (como sob o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo, ou MDL, previsto pelo Protocolo de Kyoto) a partir de 2013 (uma decisão em 2001 descartou créditos para desmatamento evitado sob o MDL antes de 2013). Medidas em nível de projetos têm um alcance muito menor para receber créditos porque apenas uma redução no desmatamento que pode ser atribuída aos efeitos de um determinado projeto é candidata, e essa causalidade é difícil de ser estabelecida em muitos casos. Os efeitos do vazamento são inerentemente muito maiores ao nível de projeto do que ao nível nacional. O limite mínimo nacional proposto por Santilli *et al.* (2005) é projetado para minimizar esse efeito, apesar de ainda haverem formas pelas quais algum vazamento possa ocorrer através do deslocamento da demanda por *commodities* (ver a análise de Sathaye e Andrasko, 2007).

A compensação em troca da redução de emissões fora do Protocolo de Kyoto já está disponível através de mercados “voluntários”, como aqueles nas bolsas de valores de Chicago e de Londres. Este carbono não tem validade em relação a compromissos internacionais, mas pode ser utilizado, por exemplo, por companhias que queiram anunciar que seus produtos são “neutros em carbono”. Os mercados para esse carbono são em grande parte não regulados, então há uma grande variedade nos tipos de projetos que são aceitos, a maneira pela qual o carbono é calculado e monitorado, e a realidade dos benefícios climáticos representados em cada tonelada de carbono que é vendida. Está sendo feito progresso na padronização dessas características. O preço de cada tonelada de carbono é inevitavelmente muito mais baixo nesses mercados voluntários do que aquele do carbono que é válido em relação a compromissos nacionais obrigatórios.

Avanços na inclusão dos créditos de carbono de emissões reduzidas de desmatamento e degradação (REDD) nas negociações são importantes porque tanto a escala quanto o preço por tonelada de carbono são potencialmente muito maiores do que para os mercados voluntários. O preço depende do equilíbrio entre oferta e demanda, como é o caso com qualquer mercadoria. Nas negociações internacionais, um argumento frequentemente utilizado contra a inclusão integral do carbono oriundo das florestas tropicais é que isso iria “inundar” o mercado com carbono barato, baixando o preço ao ponto onde países industrializados iriam parar de investir em eficiência energética e tecnologias de energia limpa para reduzir suas emissões de combustíveis fósseis. No entanto, esse argumento parte do princípio que a demanda por reduções em emissões é fixa, enquanto na verdade os compromissos nacionais que correspondem às demandas por reduções nas emissões estão atualmente sendo

negociadas simultaneamente com o estabelecimento das regras do jogo em questões como crédito para as florestas tropicais. A demanda seria suficiente para manter o carbono em preços convidativos se os países do mundo se comprometessem em reduzir as emissões o suficiente para manter o aquecimento global sob controle. Por exemplo, na conferência de Bali das partes do CQNUMC, mais de 200 cientistas assinaram uma declaração pedindo limites obrigatórios de pelo menos 50% abaixo dos níveis de emissão de 1990 no ano 2050 (Kintisch, 2007). Tais cortes maciços requerem a exploração de todas as opções de mitigação o máximo possível, incluindo tanto a redução de emissões de combustíveis fósseis como aquelas oriundas do desmatamento.

A quantidade de carbono de florestas tropicais que é comercializada pode ser limitada através da definição das porcentagens de cada país nos compromissos de mitigação que podem ser satisfeitos dessa forma por cada um deles, ou por outros mecanismos para manter o preço do carbono. Várias propostas incluem limitações desse tipo sobre a quantidade de carbono que pode ser comercializada (por ex., Hare e Macey, 2008; Moutinho *et al.*, 2005). Enquanto essas limitações propostas ajudam a amenizar temores de que os países industrializados vão escapar da necessidade de reformular suas tecnologias energéticas e padrões de consumo, este autor vem argumentando que a ênfase deveria, em vez disso, estar na maximização do compromisso geral de redução de emissões. Ninguém quer que pessoas nos países ricos, e os segmentos mais ricos das populações nos países mais pobres, continuem a dirigir veículos utilitários esportivos e a consumir combustíveis fósseis de outras maneiras que desperdicem a capacidade limitada da Terra de absorver gases de efeito estufa. O desmatamento e a queima de combustíveis fósseis devem ser drasticamente reduzidos, e isso vai acontecer apenas através de compromissos internacionais com objetivos muito mais ambiciosos do que aqueles contemplados no passado. A batalha por esses objetivos está apenas começando, e limitar os créditos de carbono para florestas seria um erro estratégico. Isso significa aceitar a derrota antes mesmo que a batalha tenha começado.

A questão de um objetivo nacional para emissão de gases do efeito estufa para o Brasil está no centro do esforço de enfrentar o aquecimento global e a transformação da economia rural na Amazônia em uma economia baseada em serviços ambientais ao invés da destruição da floresta. Infelizmente, a diplomacia brasileira tornou prioritário atrasar tal compromisso o máximo possível (por ex., FSP, 2007b; OESP, 2007). Foi até mesmo publicamente confessado que a divulgação das emissões tinham o objetivo de se evitar as pressões internacionais para tal compromisso (ver Fearnside, 2004b). Entretanto, mais cedo ou mais tarde o Brasil precisa comprometer-se, e este autor mantém que o risco imposto por mais atrasos para a Amazônia faz com que seja do interesse nacional do Brasil fazer com que isso aconteça mais cedo do que mais tarde.

Utilizar os serviços ambientais como um alicerce alternativo para o “desenvolvimento sustentável” na Amazônia exige uma ampla gama de avanços na alteração do sistema econômico para recompensar por esses serviços, criando instituições com essa finalidade e para assegurar-se que os fluxos financeiros resultantes têm seus efeitos desejados tanto na manutenção das florestas com seus serviços e na manutenção das populações nas áreas florestais (Fearnside, 1997b). Tem havido um considerável progresso durante o decurso de mais de duas décadas que este autor vem propondo essas transformações, particularmente na área de recompensar o papel das florestas em evitar o aquecimento global (Fearnside, 2006b, 2008e). O termo “serviços ambientais” é agora praticamente uma expressão comum. No entanto, as ameaças às florestas têm crescido mais rapidamente do que o esforço em defendê-las, e a necessidade de uma mudança radical em como os serviços das florestas são avaliados e recompensados é mais urgente do que nunca.

Conclusões

Florestas primárias fornecem serviços ambientais essenciais para o Brasil e outros países mantendo o ciclo da água, evitando o aquecimento global e mantendo a biodiversidade. O ciclo da água é importante para manter a precipitação pluvial durante a estação seca na Amazônia em níveis que permitem a sobrevivência da floresta tropical. Ele também é importante para a energia hidrelétrica e outras utilizações da água na região centro-sul do Brasil e nos países vizinhos. O papel da floresta amazônica em evitar o aquecimento global é primariamente em evitar a liberação dos estoques de carbono na atmosfera, através do desmatamento, em oposição à absorção desse carbono pela própria floresta. A avaliação do impacto líquido do desmatamento depende do estoque de biomassa nas florestas, da dinâmica da paisagem que substitui as florestas, e da taxa de crescimento das florestas secundárias na paisagem. Várias estimativas deste impacto têm subestimado a importância do desmatamento da Amazônia em sua contribuição para o aquecimento global. Isto ocorre subestimando a biomassa da floresta original, superestimando a proporção da paisagem que substitui que é ocupada por florestas secundárias (ou a área a ser contada em índices de emissões líquidas), e superestimando a taxa de crescimento das florestas secundárias. O valor de se evitar o desmatamento também se aplica a se evitar níveis de mudanças climáticas que poderiam ameaçar as florestas através do aumento de secas e da temperatura e através de uma reação positiva com incêndios florestais. Evitar esses danos deve ser a prioridade número um da diplomacia brasileira em negociações internacionais relativas a mudanças climáticas, mas as posições recentes de negociação do País indicam que esse ainda não é o caso.

Agradecimentos

O Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq: Proc. 306031/2004-3, 557152/2005-4, 420199/2005-5, 474548/2006-6; 305880/2007-1), Rede GEOMA e o Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA: PRJ02.12) contribuíram com apoio financeiro. Agradeço a R. I. Barbosa e P. M. L. A. Graça pelos comentários úteis.

Referências

- Achard, F., H. D. Eva, P. Mayaux, H.-J. Stibig & A. Belward. 2004. Improved estimates of net carbon emissions from land cover change in the tropics for the 1990's. *Global Biogeochemical Cycles* 18, GB2008. Doi: 10.1029/2003GB002142.
- Achard, F., H. D. Eva, H. J. Stibig, P. Mayaux, J. Gallego, T. Richards & J.-P. Malingreau. 2002. Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. *Science* 297: 999-1002.
- Alencar, A. C., D. C. Nepstad & C. del C. V. Diaz. 2006. Forest understory fire in the Brazilian Amazon in ENSO and Non-ENSO Years: Area burned and committed carbon emissions. *Earth Interactions* 10: Paper N° 6, p. 1-17.
- Alencar, A. C., L. A. Solórzano & D. C. Nepstad. 2004. Modeling forest understory fires in an eastern Amazonian landscape. *Ecological Applications* 14(4): S139-S149.

- Andreae, M. O. & P. Merlet. 2001. Emissions of trace gases and aerosols from biomass burning. *Global Biogeochemical Cycles* 15(4): 955-966.
- Angelo, C. 2007. "Brasil terá compromissos ambiciosos sobre o clima." *Folha de São Paulo*, 8 de julho 2007, p. A-16.
- Araújo A. C., A. D. Nobre, B. Kruijt, A. D. Culf, P. Stefani, J. Elbers, R. Dallarosa, C. Randow, A. O. Manzi., R. Valentini, J. H. C. Gash & P. Kabat. 2002. Dual tower long term study of carbon dioxide fluxes for a central Amazonian rain forest: The Manaus LBA site. *Journal of Geophysical Research* 107(D20): 8090.
- Asner, G. P., D. E. Knapp, E. N. Broadbent, P. J. C. Oliveira, M. Keller & J. N. Silva. 2005. Selective logging in the Brazilian Amazon. *Science* 310: 480-482.
- Baker, T. R., O. L. Phillips, Y. Malhi, S. Almeida, L. Arroyo, A. Di Fiore, T. J. Killeen, S. G. Laurance, W. F. Laurance, S. L. Lewis, J. Lloyd, A. Monteagudo, D. A. Neill, S. Patiño, N. C. A. Pitman, N. Silva & R. V. Martínez. 2004. Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. *Global Change Biology* 10: 545-562.
- Barbosa, R. I. & P. M. Fearnside. 1999. Incêndios na Amazônia brasileira: Estimativa da emissão de gases do efeito estufa pela queima de diferentes ecossistemas de Roraima na passagem do evento "El Niño" (1997/98). *Acta Amazonica* 29: 513-534.
- Barbosa, R. I. & P. M. Fearnside. 2005. Above-ground biomass and the fate of carbon after burning in the savannas of Roraima, Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management* 216(1-3): 295-316.
- Barlow, J., C. Peres, R. O. Lagan & T. Haugaasen. 2003. Large tree mortality and the decline of forest biomass following Amazonian wildfires. *Ecology Letters* 6: 6-8.
- Bates, J. M. & D. C. Demos. 2001. Do we need to devalue Amazonia and other large tropical forests? *Diversity and Distributions* 7(5): 249-255.
- Brasil. 2006. The 12th Conference of the Parties of the UNFCCC, Nairobi, Kenya. *Positive incentives for voluntary action in developing countries to address climate change: Brazilian perspective on reducing emissions from deforestation*. United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC), Bonn, Germany. 4 p. Disponível em: <http://unfccc.int/files/meetings/dialogue/application/pdf/wp_21_braz.pdf>.
- Brasil, INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 2008. *Projeto PRODES: Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite*. INPE, São José dos Campos, São Paulo, Brasil. Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/prodes/>>.
- Brasil, MCT (Ministério de Ciência e Tecnologia). 2004. *Brasil's Initial National Communication to the United Nations Framework Convention on Climate Change*. Ministério de Ciência e Tecnologia (MCT), Brasília, DF, Brasil. 271 p.
- Brasil, RADAMBRASIL. 1973-1983. *Levantamento de Recursos Naturais, Vols. 1-23*. Ministério das Minas e Energia, Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM), Rio de Janeiro, Brasil.
- Brown, I. F., W. Schroeder, A. Setzer, M. J. R. Maldonado, N. Pantoja, A. F. Duarte & J. Marengo.

2006. Monitoring fires in Southwestern Amazonia rain forest. *EOS, Transaction American Geophysical Union* 87(26): 253-264.
- Brown, S. 1997. *Estimating Biomass And Biomass Change Of Tropical Forests: A Primer*. FAO Forestry Paper 134. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Roma, Itália. 55 p.
- Brown, S. & A. E. Lugo. 1984. Biomass of tropical forests: A new estimate based on forest volumes. *Science* 223: 1290-1293.
- Brown, S. & A. E. Lugo. 1990. Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology* 6: 1-32.
- Brown, S. & A. E. Lugo. 1992a. Aboveground biomass estimates for tropical moist forests of the Brazilian Amazon. p. 46-52. In: *Forest '90: Anais do Primeiro Simpósio Internacional de Estudos Ambientais em Florestas Tropicais Úmidas*. Sociedade Brasileira para a Valorização do Meio Ambiente (Biosfera), Rio de Janeiro, RJ, Brasil. 508 p.
- Brown, S. & A. E. Lugo. 1992b. Aboveground biomass estimates for tropical moist forests of the Brazilian Amazon. *Interciencia* 17(1): 8-18.
- Brown, S. & A. E. Lugo. 1992c. Biomass of Brazilian Amazonian forests: The need for good science. *Interciencia* 17(4): 201-203.
- Cândido, L. A., A. O. Manzi, J. Tota, P. R. T. da Silva, F. S. M. da Silva, R. N. N. dos Santos & F. W. S. Correia. 2007. O clima atual e futuro da Amazônia nos cenários do IPCC: A questão da savanização. *Ciência e Cultura* 59(3): 44-47.
- Chave, J., C. Andalo, S. Brown, M. A. Cairns, J. Q. Chambers, D. Eamus, H. Fölster, F. Fromard, N. Higuchi, T. Kira, J.-P. Lescure, B. W. Nelson, H. Ogawa, H. Puig, B. Riéra & T. Yamakura. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145: 87-99.
- Clark, D. A. 2002. Are tropical forests an important carbon sink? Reanalysis of the longterm plot data. *Ecological Applications* 12: 3-7.
- Clark, D. A., S. C. Piper, C. D. Keeling & D. B. Clark. 2003. Tropical rain forest tree growth and atmospheric carbon dynamics linked to interannual temperature variation during 1984-2000. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100: 5852-5857.
- Cochrane, M. A. 2003. Fire science for rainforests. *Nature* 421: 913-919.
- Cochrane, M. A., A. Alencar, M. D. Schulze, C. M. Souza Jr., D. C. Nepstad, P. Lefebvre & E. A. Davidson. 1999. Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forests. *Science* 284: 1832-1835.
- Correia, F. W. S. 2005. *Modelagem do Impacto de Modificações da Cobertura Vegetal Amazônica no Clima Regional*. Tese de Doutorado em Meteorologia, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, São Paulo, Brasil. 392 p + apêndices.
- Correia, F. W. S., R. C. S. Alvalá & A. O. Manzi. 2006. Impacto das modificações da cobertura vegetal no balanço de água na Amazônia: um estudo com modelo de circulação geral da atmosfera (MCGA). *Revista Brasileira de Meteorologia* 21(3a): 153-167.

- Cox, P. M., R. A. Betts, M. Collins, P. P. Harris, C. Huntingford & C. D. Jones. 2004. Amazonian forest dieback under climate-carbon cycle projections for the 21st century. *Theoretical and Applied Climatology* 78: 137-156. Doi: 10.1007/s00704-004-0049-4.
- Cox, P. M., R. A. Betts, C. D. Jones, S. A. Spall & I. J. Totterdell. 2000. Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model. *Nature* 408: 184-187.
- Cox, P. M., P. P. Harris, C. Huntingford, R. A. Betts, M. Collins, C. D. Jones, T. E. Jupp, J. A. Marengo & C. A. Nobre. 2008. Increasing risk of Amazonian drought due to decreasing aerosol pollution. *Nature* 453: 212-215.
- Cox, P. M., D. Pearson, B. B. Booth, P. Friedlingstein, C. Huntingford, C. D. Jones & C. M. Luke. 2013. Sensitivity of tropical carbon to climate change constrained by carbon dioxide variability. *Nature* 494: 341-344 Doi: 10.1038/nature11882.
- DeFries, R. S., R. A. Houghton, M. C. Hansen, C. B. Field, D. Skole & J. Townsend. 2002. Carbon emissions from tropical deforestation and regrowth based on satellite observations for the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 99(22): 14, 256-14, 261.
- Dinerstein, E., D. M. Olson, D. M. Graham, D. J. Webster, A. L. Primm, S. A. Bookbinder & G. Ledec. 1995. *A Conservation Assessment of the Terrestrial Ecoregions of Latin America and the Caribbean*. The World Bank, Washington, DC., U.S.A. 129 p.
- Eva, H. D., F. Achard, H.-J. Stibig & P. Mayaux. 2003. Response to comment on "Determination of deforestation rates of the World's humid tropical forests." *Science* 299: 1015b.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 1978. *Metodologia e Procedimentos Operacionais para o Inventário de Pré-investimento na Floresta Nacional do Tapajós*. Projeto de Desenvolvimento e Pesquisa Florestal. PNUP/FAO/IBDF/BRA/76/027. Ministério da Agricultura, Brasília, DF. Brasil.
- Fearnside, P. M. 1985. Brazil's Amazon forest and the global carbon problem. *Interciencia* 10(4): 179-186.
- Fearnside, P. M. 1986. Brazil's Amazon forest and the global carbon problem: Reply to Lugo and Brown. *Interciencia* 11(2): 58-64.
- Fearnside, P. M. 1987. Causes of deforestation in the Brazilian Amazon. p. 37-61 In: Dickinson, R. F. (ed.) *The Geophysiology of Amazonia: Vegetation and Climate Interactions*. John Wiley & Sons, New York, U.S.A. 526 p.
- Fearnside, P. M. 1992. Forest biomass in Brazilian Amazonia: Comments on the estimate by Brown and Lugo. *Interciencia* 17: 19-27.
- Fearnside, P. M. 1993. Biomass of Brazil's Amazonian forests: Reply to Brown and Lugo revisited. *Interciencia* 18(1): 5-7.
- Fearnside, P. M. 1995. Global warming response options in Brazil's forest sector: Comparison of project-level costs and benefits. *Biomass and Bioenergy* 8(5): 309-322.
- Fearnside, P. M. 1996a. Amazonian deforestation and global warming: Carbon stocks in vegetation replacing Brazil's Amazon forest. *Forest Ecology and Management* 80(1-3): 21-34.

- Fearnside, P. M. 1996b. Amazonia and global warming: Annual balance of greenhouse gas emissions from land-use change in Brazil's Amazon region. p. 606-617. In: Levine, J. (ed.) *Biomass Burning and Global Change*. Volume 2: Biomass Burning in South America, Southeast Asia and Temperate and Boreal Ecosystems and the Oil Fires of Kuwait. MIT Press, Cambridge, Massachusetts, U.S.A. 902 p.
- Fearnside, P. M. 1997a. Greenhouse gases from deforestation in Brazilian Amazonia: Net committed emissions. *Climatic Change* 35(3): 321-360.
- Fearnside, P. M. 1997b. Environmental services as a strategy for sustainable development in rural Amazonia. *Ecological Economics* 20(1): 53-70.
- Fearnside, P. M. 1999a. Biodiversity as an environmental service in Brazil's Amazonian forests: Risks, value and conservation. *Environmental Conservation* 26(4): 305-321.
- Fearnside, P. M. 1999b. Como o efeito estufa pode render dinheiro para o Brasil. *Ciência Hoje* 26(155): 41-43.
- Fearnside, P. M. 2000a. Global warming and tropical land-use change: Greenhouse gas emissions from biomass burning, decomposition and soils in forest conversion, shifting cultivation and secondary vegetation. *Climatic Change* 46(1-2): 115-158.
- Fearnside, P. M. 2000b. Greenhouse gas emissions from land-use change in Brazil's Amazon region. p. 231-249. In: Lal, R., J. M. Kimble & B. A. Stewart (eds.) *Global Climate Change and Tropical Ecosystems*. Advances in Soil Science. CRC Press, Boca Raton, Florida, U.S.A. 438 p.
- Fearnside, P. M. 2002a. Can pasture intensification discourage deforestation in the Amazon and Pantanal regions of Brazil? p. 283-364. In: Wood, C. H. & R. Porro (eds.) *Deforestation and Land Use in the Amazon*. University Press of Florida, Gainesville, Florida, U.S.A. 386 p.
- Fearnside, P. M. 2002b. Time preference in global warming calculations: A proposal for a unified index. *Ecological Economics* 41(1): 21-31.
- Fearnside, P. M. 2002c. Why a 100-year time horizon should be used for global warming mitigation calculations. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 7(1): 19-30.
- Fearnside, P. M. 2003a. Emissões de gases de efeito estufa oriundas da mudança do uso da terra na Amazônia brasileira. p. 45-68. In: *A Floresta Amazônica nas Mudanças Globais*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia-INPA, Manaus, Amazonas, Brasil. 134 p.
- Fearnside, P. M. 2003b. Deforestation control in Mato Grosso: A new model for slowing the loss of Brazil's Amazon forest. *Ambio* 32(5): 343-345.
- Fearnside, P. M. 2004a. A água de São Paulo e a floresta amazônica. *Ciência Hoje* 34(203): 63-65.
- Fearnside, P. M. 2004b. Greenhouse gas emissions from hydroelectric dams: Controversies provide a springboard for rethinking a supposedly "clean" energy source. *Climatic Change* 66(1-2): 1-8.
- Fearnside, P. M. 2005a. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, rates and consequences. *Conservation Biology* 19(3): 680-688.
- Fearnside, P. M. 2005b. Do hydroelectric dams mitigate global warming? The case of Brazil's

- Curuá-Una Dam. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 10(4): 675-691.
- Fearnside, P. M. 2006a. A vazante na Amazônia e o aquecimento global. *Ciência Hoje* 38(231): 76-78.
- Fearnside, P. M. 2006b. Mitigation of climatic change in the Amazon. p. 353-375. In: Laurance, W. F. & C. A. Peres (eds.) *Emerging Threats to Tropical Forests*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, U.S.A. 563 p.
- Fearnside, P. M. 2008a. Will urbanization cause deforested areas to be abandoned in Brazilian Amazonia? *Environmental Conservation* 35(3): 197-199.
- Fearnside, P. M. 2008b. O valor de áreas protegidas em evitar mudança climática na Amazônia. p. 8-11. In: Wiegand Jr., R. & Albernaz, A. K. (eds.) *Atualização das Áreas Prioritárias para a Conservação, Uso Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade – Bioma Amazônia*, Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF, Brasil. 213 p.
- Fearnside, P. M. 2008c. On the value of temporary carbon: A comment on Kirschbaum. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 13(3): 207-210.
- Fearnside, P. M. 2008d. The roles and movements of actors in the deforestation of Brazilian Amazonia. *Ecology and Society* 13(1): 23. [on-line]. Disponível em: <<http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss1/art23/>>.
- Fearnside, P. M. 2008e. Amazon forest maintenance as a source of environmental services. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 80(1): 101-114.
- Fearnside, P. M. 2010. Tropical forests. [Mitigation of climate change] p. 484-493. In: Schneider, S. H., A. Rosencranz, M. D. Mastrandrea & Kristin Kuntz-Duriseti (eds.) *Climate Change Science and Policy*. Island Press, Washington, DC, U.S.A. 522 p.
- Fearnside, P. M. 2013. Vines, CO₂ and Amazon forest dieback. *Nature* [on-line comment]. Disponível em: <<http://www.nature.com/nature/journal/vaop/ncurrent/full/nature11882.html>>.
- Fearnside, P. M. & R. I. Barbosa. 1998. Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management* 108(1-2): 147-166.
- Fearnside, P. M. & R. I. Barbosa. 2003. Avoided deforestation in Amazonia as a global warming mitigation measure: The case of Mato Grosso. *World Resource Review* 15(3): 352-361.
- Fearnside, P. M. & J. Ferraz. 1995. A conservation gap analysis of Brazil's Amazonian vegetation. *Conservation Biology* 9(5): 1134-1147.
- Fearnside, P. M. & W. M. Guimarães. 1996. Carbon uptake by secondary forests in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management* 80(1-3): 35-46.
- Fearnside, P. M., D. A. Lashof & P. Moura-Costa. 2000. Accounting for time in mitigating global warming through land-use change and forestry. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 5(3): 239-270.
- Fearnside, P. M. & W. F. Laurance. 2003. Comment on "Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests". *Science* 299: 1015a.

- Fearnside, P. M. & W. F. Laurance. 2004. Tropical deforestation and greenhouse gas emissions. *Ecological Applications* 14(4): 982-986.
- Fearnside, P. M., N. Leal Filho & F. M. Fernandes. 1993. Rainforest burning and the global carbon budget: Biomass, combustion efficiency and charcoal formation in the Brazilian Amazon. *Journal of Geophysical Research (Atmospheres)* 98(D9): 16, 733-16, 743.
- Ferreira, L. V., E. Venticinque & S. S. de Almeida. 2005. O Desmatamento na Amazônia e a importância das áreas protegidas. *Estudos Avançados* 19(53): 1-10.
- Foley, J. A., G. P. Asner, M. H. Costa, M. T. Coe, R. DeFries, H. K. Gibbs, E. A. Howard, S. Olson, J. Patz, N. Ramankutty & P. Snyder. 2007. Amazonia revealed: Forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5(1): 25-32.
- Foody, G. M., G. Palubinskas, R. M. Lucas, P. J. Curran & M. Honzak. 1996. Identifying terrestrial carbon sinks: Classification of successional stages in regenerating tropical forest from Landsat TM data. *Remote Sensing of Environment* 55(3): 205-216.
- Forster, P. & 50 others. 2007. Changes in atmospheric constituents and radiative forcing. p. 129-234. In: Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, M. Tignor & H. L. Miller (eds.) *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Cambridge University Press, Cambridge, U.K. 996 p.
- FSP (*Folha de São Paulo*). 2007a. "Conclusão de texto envolve debate intenso." *Folha de São Paulo*, 6 de abril de 2007, p. A-14.
- FSP (*Folha de São Paulo*). 2007b. "Brasil se manterá contra metas para CO₂." *Folha de São Paulo*, 29 de novembro de 2007, p. A-34.
- FUNCATE (Foundation for Space Research, Applications and Technology). 2006. *Carbon Dioxide Emissions and Removals from Forest Conversion and Abandonment of Managed Lands*. First Brazilian Inventory of Anthropogenic Greenhouse Gas Emissions Background Reports. Ministério de Ciência e Tecnologia, Brasília, DF, Brasil. 92 p. Disponível em: <http://www.mct.gov.br/upd_blob/0022/22472.pdf>.
- Glerum, B. B. 1960. *Report to the Government of Brazil on a forest inventory in the Amazon Valley*. Part 5: Region between Rio Caete and Rio Maracassume. Expanded Technical Assistance Program, FAO Report nº 1250. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma, Itália. 67 p.
- Glerum, B. B. & G. Smit. 1962. *Report to the Government of Brazil on a combined forestry-soil survey along the road BR-14 from São Miguel do Guama to Imperatriz*. Expanded Program of Technical Assistance Report no. 1483. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma, Itália. 137 p.
- Good, P., C. D. Jones, J. A. Lowe, R. A. Betts & N. Gedney. 2013. Comparing tropical forest projections from two generations of Hadley Centre Earth System models, HadGEM2-ES and HadCM3LC. *Journal of Climate* 26(2): 495-511. Doi: 10.1175/JCLI-D-11-00366.1.

- Guimarães, W. M. 1993. *Liberação de carbono e mudanças nos estoques dos nutrientes contidos na biomassa aérea e no solo resultante de queimadas de florestas secundárias em áreas de pastagens abandonadas, em Altamira, Pará*. Dissertação de mestrado em ecologia, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Fundação Universidade do Amazônia (INPA/ FUA), Manaus, Amazonas, Brasil. 69 p.
- Hare, B. & K. Macey. 2008. *Tropical deforestation emission reduction mechanism (TDERM): A discussion paper*. Greenpeace, Amsterdam, 52 p.
- Hecht, S. B., R. B. Norgaard & C. Possio. 1988. The economics of cattle ranching in eastern Amazonia. *Interciencia* 13: 233-240.
- Heinsdijk, D. 1957. *Report to the Government of Brazil on a forest inventory in the Amazon Valley (Region between Rio Tapajós and Rio Xingu)*. Expanded Technical Assistance Program FAO Report N° 601600. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma, Itália. 135 p.
- Heinsdijk, D. 1958. *Report to the Government of Brazil on a forest inventory in the Amazon Valley*. Part 3: Region between Rio Tapajós and Rio Madeira. FAO Report N° 969 & Part 4: Region between Rio Tocantins and Rios Guama and Capin, FAO Report N° 992. Expanded Technical Assistance Program (FAO/58/10/8131), Food and Agriculture Organization, Roma, Itália. 83 p.
- Houghton, R. A. 2003a. Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use and land management 1850-2000. *Tellus Series B Chemical and Physical Meteorology* 55(2): 378-390.
- Houghton, R. A. 2003b. Why are estimates of the terrestrial carbon balance so different? *Global Change Biology* 9: 500-509.
- Houghton, R. A., K. T. Lawrence, J. L. Hackler & S. Brown. 2001. The spatial distribution of forest biomass in the Brazilian Amazon: A comparison of estimates. *Global Change Biology* 7: 731-746.
- Houghton, R. A., D. L. Skole, C. A. Nobre, J. L. Hackler, K. T. Lawrence & W. H. Chomentowski. 2000. Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon. *Nature* 403: 301-304.
- Huntingford, C., P. Zelazowski, D. Galbraith, L. M. Mercado, S. Sitch, R. Fisher, M. Lomas, A. P. Walker, C. D. Jones, B. B. Booth, Y. Malhi, D. Hemming, G. Kay, P. Good, S. L. Lewis, O. L. Phillips, O. K. Atkin, J. Lloyd, E. Gloor, J. Zaragoza-Castells, P. Meir, R. Betts, P. P. Harris, C. Nobre, J. Marengo & P. M. Cox. 2013. Simulated resilience of tropical rainforests to CO₂-induced climate change. *Nature Geoscience* 6: 268-273. Doi: 10.1038/ngeo1741. Disponível em: <<http://www.nature.com/ngeo/journal/vaop/ncurrent/full/ngeo1741.html>>.
- Huytra, L. R., J. W. Munger, C. A. Nobre, S. R. Saleska, S. A. Vieira & S. C. Wofsy. 2005. Climatic variability and vegetation vulnerability in Amazonia. *Geophysical Research Letters* 32: L24712. Doi: 10.1029/2005GL024981.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2007. Summary for policymakers. p. 7-22. In: Parry, M. L., O. F. Canziani, J. P. Palutikof, P. J. van der Linden & C. E. Hanson (eds.) *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press,

Cambridge, U.K. 976 p.

IstoÉ. 1997. A Versão do Brasil. *IstoÉ* [São Paulo] 15 de outubro de 1997, p. 98.

Kemenes, A., B. R. Forsberg & J. M. Melack. 2007. Methane release below a tropical hydroelectric dam. *Geophysical Research Letters* 34: L12809. Doi: 10.1029/2007GL029479. 55.

Kintisch, E. 2007. Researchers: Folly in Bali. *Science* 318: 1855.

Kundzewicz, Z. W., L. J. Mata, N. W. Arnell, P. Döll, P. Kabat, B. Jiménez, K. A. Miller, T. Oki, Z. Sen & I. A. Shiklomanov. 2007. Freshwater resources and their management. p. 173-210. In: Parry, M. L., O. F. Canziani, J. P. Palutikof, P. J. van der Linden & C. E. Hanson (eds.) *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, U.K. 976 p.

Laurance, W. F. 2006. Have we overstated the tropical biodiversity crisis? *Trends in Ecology and Evolution* 22: 65-70.

Laurance, W. F. 2007. A new initiative to use carbon trading for tropical forest conservation. *Biotropica* 39(1): 20-24.

Laurance, W. F., S. G. Laurance, L. V. Ferreira, J. M. Rankin-de-Merona, C. Gascon & T. E. Lovejoy. 1997. Biomass collapse in Amazonian forest fragments. *Science* 278: 1117-1118.

Laurance, W. F. & C. A. Peres (eds.). 2006. *Emerging Threats to Tropical Forests*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, U.S.A. 563 p.

Laurance, W. F., G. B. Williamson, P. Delamonica, A. Olivera, C. Gascon, T. E. Lovejoy & L. Pohl. 2001. Effects of a strong drought on Amazonian forest fragments and edges. *Journal of Tropical Ecology* 17: 771-785.

Lean, J., C. B. Bunton, C. A. Nobre & P. R. Rowntree. 1996. The simulated impact of Amazonian deforestation on climate using measured ABRACOS vegetation characteristics. p. 549-576. In: Gash, J. H. C., C. A. Nobre, J. M. Roberts & R. L. Victoria (eds.) *Amazonian Deforestation and Climate*. Wiley, Chichester, U.K. 611 p.

Lucas, R. M., M. Honzák, I. Do Amaral, P. J. Curran & G. M. Foody. 2002. Forest regeneration on abandoned clearances in central Amazonia. *International Journal of Remote Sensing* 23(5): 965-988.

Lucas, R. M., M. Honzák, G. M. Foody, P. J. Curran & C. Corves. 1993. Characterizing tropical secondary forests using multi-temporal Landsat sensor imagery. *International Journal of Remote Sensing* 14(16): 3061-3067. Doi: 10.1080/01431169308904419

Lugo, A. E. & S. Brown. 1986. Brasil's Amazon forest and the global carbon problem. *Interciencia* 11(2): 57-58.

Magrin, G., C. Gay García, D. Cruz Choque, J. C. Giménez, A. R. Moreno, G. J. Nagy, C. Nobre & A. Villamizar. 2007. Latin America. p. 581-615. In: Parry, M. L., O. F. Canziani, J. P. Palutikof, P. J. van der Linden & C. E. Hanson (eds.) *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on

Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, U.K. 976 p.

Malhi, Y., T. R. Baker, O. L Phillips, S. Almeida, N. Higuchi, W. F. Laurance, S. L. Lewis, P. V. Nuñez, J. N. M. Silva & B. Vinceti. 2004. The above-ground coarse wood productivity of 104 neotropical forest plots. *Global Change Biology* 10: 563-591.

Malhi, Y., J. T. Roberts, R. A Betts, T. J. Killeen, W. Li & C. A. Nobre. 2008. Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. *Science* 319: 169-172.

Malhi, Y., D. Wood, T. R. Baker, J. Wright, O. L. Phillips, T. Cochrane, P. Meir, J. Chave, S. Almeida, L. Arroyo, N. Higuchi, T. Killeen, S. G. Laurance, W. F. Laurance, S. L. Lewis, A. Monteagudo, D. A. Neill, P. N. Vargas, N. C. A. Pitman, C. A. Quesada, R., Salomão, J. N. M. Silva, A. T. Lezama, J. Terborgh, R. V. Martínez & B. Vinceti. 2006. The regional variation of aboveground live biomass in old-growth Amazonian forests. *Global Change Biology* 12: 1107-1138.

Malhi, Y. & J. Wright. 2004. Spatial patterns and recent trends in the climate of tropical forest regions. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*. Doi: 10.1098/rstb.2003.1433.

Marengo, J. A. 2006. On the hydrological cycle of the Amazon Basin: A historical review and current state-of-the-art. *Revista Brasileira de Meteorologia* 21(3a): 1-19.

Marengo, J. A., M. W. Douglas & P. L. S. Dias. 2002. The South American Low-level jet east of the Andes during the LBA-TRMM and LBA-WET AMC campaign. *Journal of Geophysical Research (Atmospheres)* 107(20D): 47.1-47.11.

Marengo, J. A., C. A. Nobre, J. Tomasella, M. D. Oyama, G. Sampaio de Oliveira, R. de Oliveira, H. Camargo, L. M. Alves & I. F. Brown. 2008. The drought of Amazonia in 2005. *Journal of Climate* 21: 495-516.

Marengo, J. A., W. R. Soares, C. Saulo & M. Nicolini. 2004. Climatology of the low-level jet east of the Andes as derived from the NCEP-NCAR reanalyses: Characteristics and temporal variability. *Journal of Climate* 17(12): 2261-2280.

Margulis, S. 2003. *Causas do Desmatamento na Amazônia Brasileira*. The World Bank, Brasília, DF, Brasil. Disponível em: <<http://siteresources.worldbank.org/BRASILINPOREXTN/Resources/3817166-1185895645304/4044168-1185895685298/010CausasDesmatamentoAmazoniaBrasileira.pdf>>.

Meehl, G. A., T. F. Stocker, W. D. Collins, P. Friedlingstein, A. T. Gaye, J. M. Gregory, A. Kitoh, R. Knutti, J. M. Murphy, A. Noda, S. C. B. Raper, G. Watterson, J. Weaver & Z.-C. Zhao. 2007. Global climate projections. p. 747-845. In: Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, M. Tignor & H. L. Miller (eds.) *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Cambridge University Press, Cambridge, U.K. 996 p.

Miles, L., A. Grainger & O. Phillips. 2004. The impact of global climate change on tropical biodiversity in Amazonia. *Global Ecology and Biogeography* 13(6): 553-565.

Moutinho, P., S. Schwartzman & M. Santilli. 2005. Introduction. p. 7-9. In: Moutinho, P. & S. Schwartzman (eds.) *Tropical Deforestation and Climate Change*. Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM), Belém, Pará, Brasil & Environmental Defense (EDF), Washington, DC, USA.

- Myers, N., C. G. Mittermeier, R. A. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca & J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Nascimento, H. E. M. & W. F. Laurance. 2004. Biomass dynamics in Amazonian forest fragments. *Ecological Applications* 14(4) Supplement: S127-S138.
- Nepstad, D. C., A. Alencar, C. Nobre, E. Lima, P. Lefebvre, P. Schlesinger, C. Potter, P. Moutinho, E. Mendoza, M. Cochrane & V. Brooks. 1999. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature* 398: 505-508.
- Nepstad, D., G. Carvalho, A. C. Barros, A. Alencar, J. P. Capobianco, J. Bishop, P. Moutinho, P. Lefebvre, U. L. Silva, Jr. & E. Prins. 2001. Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests. *Forest Ecology and Management* 154: 395-407.
- Nepstad, D. C., P. Lefebvre, U. L. Silva Jr., J. Tomasella, P. Schlesinger, L. Solorzano, P. Moutinho, D. Ray & J. G. Benito. 2004. Amazon drought and its implications for forest flammability and tree growth: A basin-wide analysis. *Global Change Biology* 10(5): 704-712.
- Nepstad, D. C., S. Schwartzman, B. Bamberger, M. Santilli, D. Ray, P. Schlesinger, P. Lefebvre, A. Alencar, E. Prinz, G. Fiske & A. Rolla. 2006. Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands. *Conservation Biology* 20(1): 65-73.
- Nepstad, D. C., B. Soares-Filho, F. Merry, P. Moutinho, H. O. Rodrigues, M. Bowman, S. Schwartzman, O. Almeida & S. Rivero. 2007b. *The Costs and Benefits of Reducing Carbon Emissions from Deforestation and Forest Degradation in the Brazilian Amazon*. Woods Hole Research Center (WHRC), Falmouth, Massachusetts, U.S.A. 26 p.
- Nepstad, D. C., I. M. Tohver, D. Ray, P. Moutinho & G. Cardinot. 2007a. Mortality of large trees and lianas following experimental drought in an Amazon forest. *Ecology* 88(9): 2259-2269.
- Nepstad, D. C., C. Uhl & E. A. S. Serrão. 1991. Recuperation of a degraded Amazon landscape: Forest recovery and agricultural restoration. *Ambio* 20: 248-255.
- Nogueira, E. M., P. M. Fearnside, B. W. Nelson & M. B. França. 2007. Wood density in forests of Brazil's 'arc of deforestation': Implications for biomass and flux of carbon from land-use change in Amazonia. *Forest Ecology and Management* 248(3): 119-135.
- Nogueira, E. M., B. W. Nelson & P. M. Fearnside. 2005. Wood density in dense forest in central Amazonia, Brazil. *Forest Ecology and Management* 208(1-3): 261-286.
- Nogueira, E. M., B. W. Nelson & P. M. Fearnside. 2006. Volume and biomass of trees in central Amazonia: Influence of irregularly shaped and hollow trunks. *Forest Ecology and Management* 227(1-2): 14-21.
- Nogueira, E. M., B. W. Nelson, P. M. Fearnside, M. B. França & Á. C. A. de Oliveira. 2008. Tree height in Brazil's "arc of deforestation": Shorter trees in south and southwest Amazonia imply lower biomass. *Forest Ecology and Management* 255: 2963-2972.
- OESP (*O Estado de São Paulo*). 2007. "Brasil diz que combate efeito estufa, mas não aceita metas." *O Estado de São Paulo*, 27 de agosto de 2007. Disponível em:

<http://www.estadao.com.br/vidae/not_vid41671,0.htm>.

- Ometto, J. P., A. D. Nobre, H. Rocha, P. Artaxo & L. Martinelli. 2005. Amazônia and the modern carbon cycle: Lessons learned. *Oecologia* 143(4): 483-500.
- Papua New Guinea & Costa Rica. 2005. *Submission by the Governments of Papua New Guinea and Costa Rica: Reducing Emissions from Deforestation in Developing Countries: Approaches to Stimulate Action*. Eleventh Conference of the Parties of the UNFCCC, Agenda Item N° 6. United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC), Bonn, Germany. 23 p. Disponível em: <<http://www.rainforestcoalition.org/documents/COP-11AgendaItem6-Misc.Doc.FINAL.pdf>>.
- Persson, U. M. & C. Azar. 2007. Tropical deforestation in a future international climate policy regime-lessons from the Brazilian Amazon. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 12(7): 1277-1304.
- Phillips, O. L., Y. Malhi, N. Higuchi, W. F. Laurance, P. V. Núñez, R. M. Vásquez, S. G. Laurance, L. V. Ferreira, M. Stern, S. Brown & J. Grace. 1998. Changes in the carbon balance of tropical forests: Evidence from long-term plots. *Science* 282: 439-442.
- Phillips, O. L., Y. Malhi, B. Vinceti, T. Baker, S. L. Lewis, N. Higuchi, W. F. Laurance, P. Núñez Vargas, R. Vásquez Martínez, S. Laurance, L. V. Ferreira, M. Stern, S. Brown & J. Grace. 2002. Changes in growth of tropical forests: Evaluating potential biases. *Ecological Applications* 12: 576-587.
- Phillips, O. L., T. R. Baker, L. Arroyo, N. Higuchi, T. J. Killeen, W. F. Laurance, S. L. Lewis, J. Lloyd, Y. Malhi, A. Monteagudo, D. A. Neill, P. N. Vargas, J. N. M. Silva, J. Terborgh, R. V. Martínez, M. Alexiades, S. Almeida, S. Almeida, S. Brown, J. Chave, J. A. Comiskey, C. I. Czimczik, A., Di Fiore, T. Erwin, C. Kuebler, S. G. Laurance, H. E. M. Nascimento, J. Olivier, W. Palacios, S. Patiño, N. C. A. Pitman, C. A. Quesada, M. Saldias, A. T. Lezama & B. Vinceti. 2004. Pattern and process in Amazon tree turnover, 1976-2001. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 359: 381-407.
- Ramankutty, N., H. K. Gibbs, F. Achard, R. De Fries, J. A. Foley & R. A. Houghton. 2007. Challenges to estimating carbon emissions from tropical deforestation. *Global Change Biology* 13(1): 51-66. Doi: 10.1111/j.1365-2486.2006.01272.x.
- Rice, A. H., E. H. Pyle, S. R. Saleska, L. Hutyrá, M. Palace, M. Keller, P. B. de Camargo, K. Portilho, D. F. Marques & S. C. Wofsy. 2004. Carbon balance and vegetation dynamics in an old-growth Amazonian forest. *Ecological Applications* 14(4) Supplement: S55-S71.
- Saatchi, S. S., R. A. Houghton, R. C. Dos Santos Alvalá, J. V. Soares & Y. Yu. 2007. Distribution of aboveground live biomass in the Amazon Basin. *Global Change Biology* 13: 816-837.
- Salati, E. 2001. Mudanças climáticas e o ciclo hidrológico na Amazônia. p. 153-172. In: Fleischesser, V. (ed.) *Causas e Dinâmica do Desmatamento na Amazônia*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF, Brasil. 435 p.
- Salazar, L. F., C. A. Nobre & M. D. Oyama. 2007. Climate change consequences on the biome distribution in tropical South America. *Geophysical Research Letters* 34: L09708. Doi: 10.1029/2007GL029695.

- Saleska, S. R., S. D. Miller, D. M. Matross, M. L. Goulden, S. C. Wofsy, H. R. da Rocha, P. B. de Camargo, P. Crill, B. C. Daube, H. C. de Freitas, L. Hutya, M. Keller, V. Kirchoff, M. Menton, J. W. Munger, E. H. Pyle, A. H. Rice & H. Silva. 2003. Carbon in Amazon forests: Unexpected seasonal fluxes and disturbance-induced losses. *Science* 302: 1554-1557.
- Sampaio, G., C. A. Nobre, M. H. Costa, P. Satyamurty, B. S. Soares-Filho & M. Cardoso. 2007. Regional climate change over eastern Amazonia caused by pasture and soybean cropland expansion. *Geophysical Research Letters* 34: L17709. Doi: 10.029/2007GL030612.
- Santilli, M., P. Moutinho, S. Schwartzman, D. Nepstad, L. Curran & C. Nobre. 2005. Tropical deforestation and the Kyoto Protocol. *Climatic Change* 71: 267-276.
- Sathaye, J. A. & K. Andrasko. 2007. Land use change and forestry climate project regional baselines: A review. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 12(6): 971-1000.
- Schlamadinger, B., L. Ciccarese, M. Dutschke, P. M. Fearnside, S. Brown & D. Mudiyarso. 2005. Should we include avoidance of deforestation in the international response to climate change? p. 675-691. In: Moutinho, P. & S. Schwartzman (eds.) *Tropical Deforestation and Climate Change*. Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM), Belém, Pará, Brasil & Environmental Defense (EDF), Washington, DC, U.S.A. 131 p.
- Schwartzman, S., A. Moreira & D. Nepstad. 2000. Arguing tropical forest conservation: People versus parks. *Conservation Biology* 14: 1370-374.
- Sloan, S. 2007. Fewer people may not mean more forest for Latin American forest frontiers. *Biotropica* 39: 443-446.
- Soares-Filho, B. S., A. A. Alencar, D. C. Nepstad, G. C. Cerqueira, M. del C. V. Diaz, S. Rivero, L. Solórzano & E. Völl. 2004. Simulating the response of land-cover changes to road paving and governance along a major Amazon highway: The Santarém-Cuiabá corridor. *Global Change Biology* 10(5): 745-764.
- Soares-Filho, B. S., D. C. Nepstad, L. M. Curran, G. C. Cerqueira, R. A. Garcia, C. A. Ramos, E., Völl, A. McDonald, P. Lefebvre & P. Schlesinger. 2006. Modelling conservation in the Amazon Basin. *Nature* 440: 520-523.
- Tian, H., J. M. Melillo, D. W. Kicklighter, A. D. McGuire, J. V. K. Helfrich III, B. Moore III & C. Vörösmarty. 1998. Effect of interannual climate variability on carbon storage in Amazonian ecosystems. *Nature* 396: 664-667.
- Tian H., J. M. Melillo, D. W. Kicklighter, A. D. McGuire, J. Helfrich III, B. Moore III & C. J. Vörösmarty. 2000. Climatic and biotic controls on annual carbon storage in Amazonian ecosystems. *Global Ecology and Biogeography* 9: 315-335.
- Trenberth, K. E. & D. J. Shea. 2006. Atlantic hurricanes and natural variability in 2005. *Geophysical Research Letters* 33, L12704. Doi: 10.1029/2006GL026894.
- Uhl, C., R. Buschbacher & E. A. S. Serrão. 1988. Abandoned pastures in Eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. *Journal of Ecology* 76: 663-681.
- UN-FCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change). 1992. United Nations

Framework Convention on Climate Change. (available in English at: <<http://www.unfccc.de>> and in Portuguese at: <<http://www.mct.gov.br>>).

Vasconcelos, S. S. & I. F. Brown. 2007. The use of hot pixels as an indicator of fires in the MAP region: tendencies in recent years in Acre, Brazil. p. 4549-4556. In: *Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis, Brasil 21-26 abril 2007*. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, São Paulo, Brasil.

Viana, V. & M. T. Campos. 2007. *Bolsa Floresta: Recompensa para Quem Conserva a Floresta em Pé*. Secretaria do Estado do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (SDS), Manaus, Amazonas, Brasil. 13 p.

White, A., M. G. R. Cannell & A. D. Friend. 2000. CO₂ stabilization, climate change and the terrestrial carbon sink. *Global Change Biology* 6: 817-833.

Wright, S. J. & H. C. Muller-Landau. 2006. The future of tropical species. *Biotropica* 38: 287-301.

1 Artigo escrito originalmente em inglês para este livro e traduzido por Paulo Roberto Maciel dos Santos.