

The text that follows is a REPRINT

O texto que segue é um REPRINT.

Please cite as:

Favor citar como:

**Fearnside, P.M. 2015. Pesquisa sobre
conservação na Amazônia brasileira e
a sua contribuição para a manutenção
da biodiversidade e uso sustentável
das florestas tropicais. pp. 21-49 In:
I.C.G. Vieira, M.A.G. Jardim &
E.J.P. da Rocha (eds.) *Amazônia em
Tempo: Estudos Climáticos e
Socioambientais*. Universidade
Federal do Pará, Museu Paraense
Emílio Goeldi & Embrapa Amazônia
Oriental, Belém, Pará. 462 pp.**

ISBN 978-85-61377-81-6

Copyright: Programa de Pós-Graduação em Ciências
Ambientais, Universidade Federal do Pará

The original publication is available from:

A publicação original está disponível de:

http://www.ppgca.ufpa.br/arquivos/repositorio/TEXTODOWN/Livro%20Amaz%C3%B4nia%20em%20Tempo_Estudos%20clim%C3%A1ticos%20e%20socioambientais.pdf

Pesquisa sobre conservação na Amazônia brasileira e a sua contribuição para a manutenção da biodiversidade e uso sustentável das florestas tropicais

Philip M. Fearnside

RESUMO

A pesquisa sobre a conservação tem um papel importante na manutenção da biodiversidade e em opções de uso sustentável na Amazônia. No entanto, a pesquisa interage com os tomadores de decisão e a sociedade civil sobre como as escolhas de desenvolvimento são feitas, e o processo de decisão muitas vezes não é guiado por prioridades identificadas através da pesquisa. Oportunismo, por exemplo, na criação de áreas protegidas, frequentemente precipita a ação de conservação. No entanto, a existência de investigação desempenha um papel essencial no fornecimento da justificativa para proteção quando surgem oportunidades. Em alguns casos, a pesquisa pode induzir as áreas em estudo ao *status* de protegida e pode classificar a prioridade 'científica' de áreas para proteção da biodiversidade. Ela também pode ajudar a quantificar os benefícios de conservação para outros serviços ambientais, tais como o armazenamento de carbono e a ciclagem de água. Estes serviços ambientais são importantes como base potencialmente sustentável e ambientalmente benéfica para a população rural na Amazônia, em contraste com a economia atual que é baseada quase inteiramente na destruição da floresta. O ritmo da destruição é rápido, apesar de declínios nas taxas de desmatamento no Brasil desde 2004. O desmatamento está longe de ser controlado, e a degradação florestal está ainda mais distante desse ideal. A redução pela queda da taxa de perda de floresta entre 2004 e 2008 é praticamente todo explicado pelo declínio temporário nos preços das *commodities*, enquanto grande parte do declínio desde 2008 é dependente de medidas que poderiam ser revertidas por uma mera "canetada". Um grupo político poderoso "ruralista", que representa o agronegócio e grandes proprietários de terras, está pressionando para fazer exatamente isso. O governo brasileiro também tem grandes planos para estradas, barragens e outras infraestruturas que implicam em maior desmatamento. A pesquisa em conservação tem um lugar chave para ajudar a quantificar os custos ambientais, sociais e econômicos da destruição da floresta, antes que seja tarde demais para evitar o pior desses impactos. A pesquisa também é importante na identificação do modo em que as florestas tropicais são mantidas ou perdidas como resultado de decisões como a criação de áreas protegidas de diferentes tipos, a construção de projetos de infraestrutura e a implementação de várias intervenções de políticas públicas para desencorajar o desmatamento e incentivar alternativas sustentáveis.

Introdução: conservação *versus* destruição na Amazônia

A história da pesquisa de conservação na Amazônia brasileira contém muitas lições para outras áreas tropicais, e oferecem alguns exemplos de casos de sucesso que podem ser aplicados em outros lugares para evitar erros. A bacia amazônica cobre 7.003.067km², dos quais 67,9% estão no Brasil, 9,8% na Bolívia, 8,8% no Peru, 1,6% no Equador e 6,4% na Colômbia; além disso, uma região conhecida como “grande Amazônia”, com condições ambientais semelhantes, engloba partes da Venezuela, Guiana, Suriname e Guiana Francesa (Mardas et al., 2013).

No Brasil, a área administrativa denominada “Amazônia Legal”, de 5×10^6 km², foi estabelecida desde 1953, abrangendo a totalidade ou parte de nove estados (Figura 1). Vários incentivos fiscais, programas de desenvolvimento e normas ambientais se aplicam a esta área. Cerca de três-quartos da Amazônia Legal “originalmente” foram cobertos pela floresta amazônica (ou seja, na época que os europeus chegaram ao Brasil em 1500). O quarto restante é, principalmente, vegetação de cerrado. Até 2004, as ações de conservação do Brasil na Amazônia invariavelmente se aplicavam à Amazônia Legal, mas muitas das ações desde então têm se aplicado preferivelmente ao “Bioma Amazônia”. O Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) oficialmente, divide o país em seis biomas: Amazônia, Cerrado, Mata Atlântica, Caatinga, Pampase Pantanal (Brasil, IBGE, 2012). O Bioma Amazônia abrange 4.196.943 km² (Brasil, IBGE, 2004). Além de floresta, 4% da área de vegetação original era composta por vários tipos “não florestais” de vegetação, principalmente savanas amazônicas. A maior área de savana amazônica é o “lavrado”, em Roraima (Barbosa et al., 2007).

O primeiro monitoramento por satélite do desmatamento cobriu a floresta na Amazônia Legal brasileira em 1978, e tem sido anual desde 1988 (com a única exceção de 1994).

O monitoramento é feito pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) desde 1988 por imagens LANDSAT-TM com resolução espacial de 30 m (embora seja degradada até uma resolução de 60 m para calcular a área desmatada). Desde 2014, o Programa de Monitoramento do Desflorestamento na Amazônia (PRODES) está sendo estendido para cobrir o Cerrado, incluindo tanto o Cerrado dentro da Amazônia Legal e o restante do Bioma Cerrado. Em alguma data futura a cobertura será

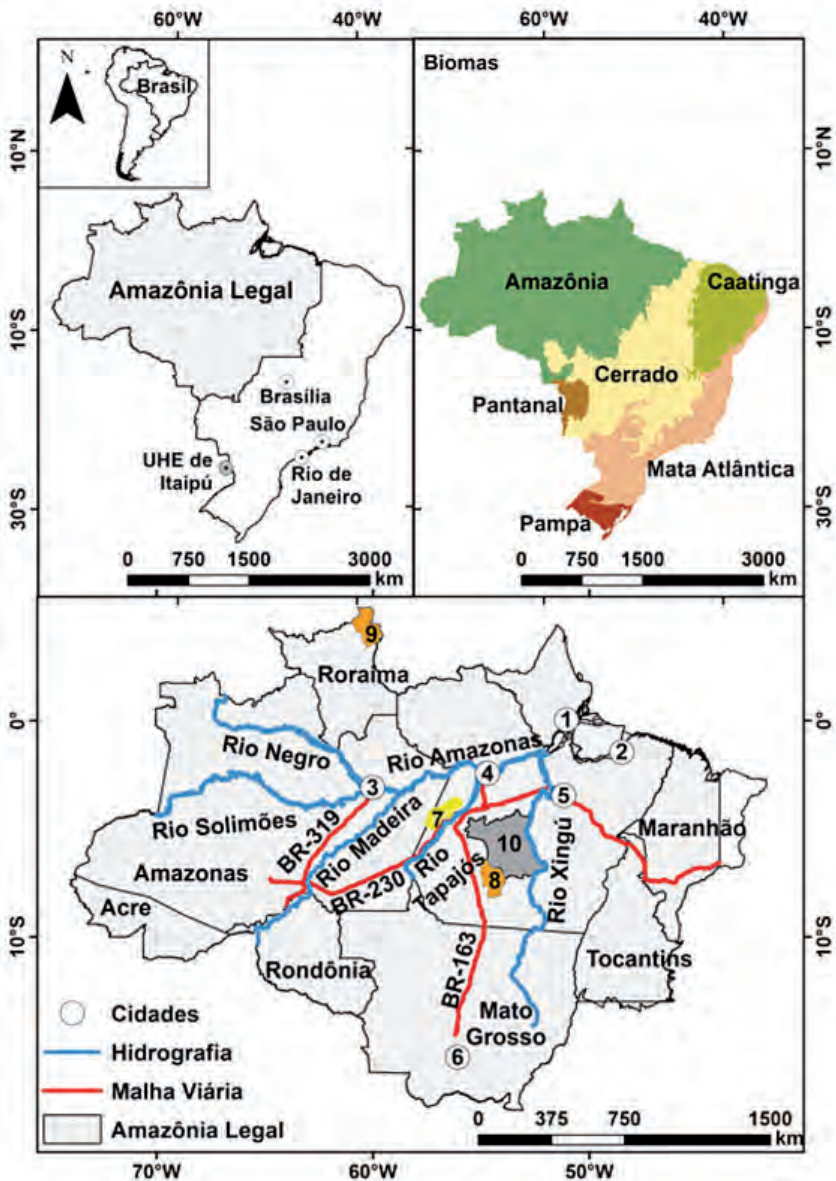


Figura 1. Amazônia brasileira com locais mencionados no texto.

estendida para os outros quatro biomas brasileiros. O lançamento e a interpretação dos dados do Programa PRODES foram objeto de diversos problemas e pressões políticas no passado (Fearnside, 1997a), mas nos últimos anos o programa tem sido muito mais transparente. O Brasil está muito à frente de outros países tropicais em capacidade de monitoramento por satélite, e isto é fundamental nos esforços para compreender e controlar o desmatamento na Amazônia.

O ritmo de destruição da floresta amazônica é rápido (5.843 km²/ano em 2013), apesar de um declínio na taxa de desmatamento anual do Brasil em um total de 79% desde 2004. O desmatamento está longe de ser controlado, e a degradação florestal está ainda mais distante desse ideal. A redução da taxa de perda de floresta entre 2004 e 2008 foi praticamente explicada pela queda temporária dos preços das *commodities* (Assunção et al., 2012), enquanto que muito do declínio desde 2008 é dependente de medidas que poderiam ser revertidas por uma mera "canetada". Como será explicado mais adiante, um grupo político poderoso "ruralista", que representa o agronegócio e grandes proprietários de terras, está pressionando para fazer exatamente isso. O governo brasileiro também tem grandes planos para estradas, barragens e outras infraestruturas que implicam em maior desmatamento (Fearnside, 2014a, b).

Oportunismo *versus* priorização científica

A proteção da biodiversidade requer uma interação entre a comunidade científica e grupos de vários tipos: os tomadores de decisão responsáveis pela criação e manutenção de reservas e os grupos ou indivíduos na sociedade civil, cujas demandas e pressão são, em maior ou menor medida, refletidas em ações de governo. Em alguns casos, as empresas privadas podem representar uma influência adicional, mas a influência de grupos empresariais é muitas vezes negativa, influenciando governos para bloquear a criação de reservas (como refletido nas atuais propostas legislativas por "ruralistas" no Congresso Nacional brasileiro). As decisões do governo, tanto em nível nacional e subnacional, geralmente são a chave para a criação de reservas. Apesar da urgência da criação de áreas protegidas antes que a oportunidade seja perdida na prática, a criação de novas áreas tem sido praticamente paralisada desde 2008, em nível federal e estadual.

O papel da pesquisa é importante, mas as muitas chamadas para os tomadores de decisão “ouvirem os pesquisadores” não refletem a natureza da interação entre esses grupos. A pesquisa é necessária para identificar os valores da biodiversidade em áreas que podem ser convertidas em reservas, bem como para a estimativa de outros serviços ambientais (tais como o armazenamento de carbono e a ciclagem de água) e do grau de ameaça que afetam cada área. Uma linha de pesquisa em priorização “científica” de potenciais reservas se encontra em andamento há anos.

Em 1979, o departamento de parques nacionais do Brasil, então uma parte do Instituto Brasileiro do Desenvolvimento Florestal (IBDF), adotou uma abordagem sistemática para priorização com base na identificação dos tipos de vegetação que careciam de proteção (Pádua & Quintão, 1982). O levantamento indicou os tipos desprotegidos de vegetação na Amazônia Legal, mas quando se percebeu que cerca de dois terços do custo para proteger essas áreas seria apenas no Estado de Mato Grosso, onde o desmatamento era bem avançado e a obtenção de terras para reservas seria muito cara, a decisão foi simplesmente para não criar reservas em Mato Grosso e usar os recursos disponíveis para reservas em outros lugares na Amazônia Legal.

Em 1990, a organização não governamental (ONG) Conservação Internacional organizou um seminário em Manaus (“Workshop 90”) para sistematizar a opinião de especialistas e os dados disponíveis sobre prioridades para a criação de áreas protegidas na Amazônia brasileira (Rylands, 1990). Uma análise de lacunas utilizou as ferramentas recentemente disponíveis de sistemas de informação geográfica (GIS) para estimar a área protegida e desprotegida de cada tipo de vegetação em cada estado da Amazônia Legal, com base no mapa de vegetação do Brasil, em escala 1:5.000.000 (Fearnside & Ferraz, 1995). O exercício indicou uma série de áreas candidatas para proteção, com o objetivo de proteger alguma parte de cada tipo de vegetação em cada um dos nove estados da região. As áreas escolhidas tentaram minimizar o número de reservas para alcançar este objetivo, escolhendo os locais onde ocorrem mais de um tipo de vegetação desprotegida nas proximidades. As escolhas também procuravam evitar conflitos e obstáculos conhecidos. Uma consideração adicional foi sugerida por Peres e Terborgh (1995) em uma proposta que iria organizar as prioridades por bacia hidrográfica e dar ênfase às áreas que sejam mais defensáveis do ponto de vista de acesso

físico. O tamanho das reservas também é importante, e muitas considerações sobre a biodiversidade exigem grandes áreas contínuas (Peres, 2005).

Em 1995, a Agência dos EUA para o Desenvolvimento Internacional (USAID) contratou a World Wildlife Fund (WWF-US) para produzir um ranqueamento para a prioridade de conservação na América Latina e o Caribe, que foi publicado pelo Banco Mundial (Dinerstein et al., 1995). Além do número de espécies (riqueza de espécies) e outros índices de diversidade de espécies dentro de um determinado habitat (diversidade alfa), o ranking leva em conta a diversidade beta, ou a substituição das espécies ao longo de gradientes ecológicos. A diversidade beta varia consideravelmente em toda a Amazônia, sendo mais alta perto dos Andes e diminuindo na medida em que se desloca em direção leste (Steege et al., 2003, 2006). Vários critérios além da diversidade também foram aplicados para dar prioridade às áreas ameaçadas e aos ecossistemas que são exclusivos ou precisam de proteção para conseguir uma representação regional. O resultado foi que mais florestas amazônicas tinham suas prioridades reduzidas, em deferência aos ecossistemas ameaçados em outros lugares (Fearnside, 1997b, 2013a).

Em 1999, foi convocada uma reunião em Macapá que reuniu 220 pesquisadores, ambientalistas e outros profissionais para sugerir prioridades para áreas protegidas (ISA et al., 1999; Capobianco et al., 2001). Mapas de prioridades foram preparados para diferentes grupos taxonômicos. A falta de conhecimento a respeito de grandes áreas geográficas para alguns grupos resultou em áreas pouco estudadas, sendo atribuídas prioridade como medida de precaução. O problema da densidade de coleta muito desigual para amostragem da biodiversidade, como refletido, por exemplo, por exicatas botânicas, é um aspecto persistente no mapeamento da biodiversidade, em locais próximos de importantes centros de pesquisa, como Manaus e Belém, inevitavelmente identificados como altamente biodiversos, enquanto áreas mal coletadas em outros lugares são indicadas como menos biodiversas (Nelson et al., 1990). Atribuir prioridade para áreas pouco conhecidas representa uma tentativa de combater esse viés. O número de áreas identificadas na reunião de Macapá foi muito grande, em comparação com recursos financeiros e vontade política para a criação das reservas: 265 áreas de “prioridade extrema” e 105 áreas de

“prioridade muito alta”. As “prioridades de Macapá” se tornaram a base para o Programa Nacional de Diversidade Biológica (PRONABIO) (Albernaz & De Souza, 2007; Brasil, MMA, 2002).

Em 2000, um trabalho realizado por Norman Myers e colegas propôs os “hotspots” (“pontos quentes”) como uma base para o estabelecimento de prioridades de conservação global (Myers et al., 2000), assim como na classificação de Dinerstein et al. (1995) foi dada prioridade extra aos ecossistemas com base no grau de ameaça. O Cerrado e a Mata Atlântica do Brasil foram classificados como *hotspots*, mas a Amazônia não.

Uma análise da vegetação no Bioma Amazônia feita por Leandro Ferreira usando GIS (Ferreira, 2001; Ferreira et al., 2001, 2008) tem sido fundamental para prover justificativa para a criação de áreas protegidas, especialmente aquelas sob proteção integral. Este foi um argumento chave levando à criação do Parque Nacional Tumucumaque em 2002 no estado do Pará, na fronteira do Brasil com o Suriname. Com 38.874 km², é hoje o maior do Brasil. Algoritmos de priorização de conservação desenvolvidos na Austrália por Robert Pressey (por exemplo, Pressey et al., 1996) foram aplicados para a várzea no Pará por Albernaz et al. (2007).

Um anúncio presidencial em 1998 divulgou a criação do projeto Áreas Protegidas da Amazônia (ARPA), que inicialmente era conhecido como PROAPAM (Programa para Expansão das Áreas de Proteção Ambiental) (Fearnside, 2003). O programa estabeleceu uma meta de proporcionar proteção integral para 10% de cada ecossistema, esta percentagem incluindo “áreas núcleo” delimitadas nos planos de gestão para unidades de conservação na categoria de uso sustentável. O anúncio presidencial de uma meta de 10% foi uma resposta a uma chamada para esse objetivo pelo Fundo Mundial para a Natureza (WWF-Internacional) e o Banco Mundial, como parte da campanha “Florestas para a Vida”. O programa foi importante em estimular a criação de reservas, e os objetivos de porcentagem foram cumpridos em grande parte na Amazônia. As áreas protegidas no programa ARPA foram importantes na redução da perda de floresta (Soares-Filho & Dietzsch, 2008; Soares-Filho et al., 2010).

Além dos esforços em larga escala no mapeamento e priorização, a existência de estudos de campo sobre a biodiversidade e os processos ecológicos em locais específicos, às vezes podem fazer com que locais

de estudo ganhem *status* de protegidos. Um exemplo é a área do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (BDFFP), ao norte de Manaus, onde este projeto em grande escala realizado pela Smithsonian Institution e o Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) tem trabalhado desde 1979 (Bierregaard et al., 2001; Laurance & Bierregaard, 1997; Laurance & Peres, 2006). Um exemplo muito menor onde a presença de pesquisa contribuiu é a Reserva de Pesquisa Ecológica de Ouro Preto do Oeste, do INPA, localizada em uma área fortemente desmatada no estado de Rondônia (Fearnside, 1984).

A pesquisa é importante na identificação de lacunas na proteção da biodiversidade e dos valores relativos de uma área contra outra. No entanto, a decisão real para criar uma área protegida é, frequentemente, o resultado de oportunismo, ao invés de ser dirigida para uma área de prioridade especial identificada pela pesquisa. Um exemplo da importância da pesquisa em fornecer a justificativa para transformar uma oportunidade em uma reserva, na realidade, é evidenciado pelas seis reservas criadas na "Terra do Meio" (sem considerar "áreas de proteção ambiental", ou "APAs", que têm proteção insignificante). A Terra do Meio é uma área no Pará central do tamanho da Suíça, que tem permanecido, em grande parte, fora do controle do governo brasileiro (por exemplo, Escada et al., 2005; Taravella, 2008). A oportunidade surgiu em 2005, na sequência do assassinato da irmã Dorothy Stang, que foi uma missionária católica defensora dos pobres e do meio ambiente na área de Anapu, Pará, na Rodovia Transamazônica. Ela foi assassinada por um pistoleiro contratado por fazendeiros locais (mais tarde condenados). O pico momentâneo da preocupação pública com o ambiente na Amazônia nas semanas seguintes abriu uma oportunidade de criar reservas na Terra do Meio. Um estudo já havia sido preparado pelo Instituto Socioambiental (ISA) propondo um "mosaico" de áreas protegidas da Terra do Meio (ISA, 2003), mas a proposta não tinha sido implementada porque foi considerada politicamente inviável. Uma vez possuindo a justificativa técnica na mão, no momento crítico foi possível criar as reservas. A existência dos estudos torna possível "correr com a bola quando a tiver". As áreas protegidas parecem ter tido algum efeito em evitar o desmatamento e desencorajar a "grilagem", ou seja, a apropriação ilegal de terras por grandes fazendeiros e especuladores (Da Silva & Silva, 2013).

Fraqueza de parques e reservas

A maioria das pessoas assume que, uma vez que é criada uma área protegida, ela estará lá para sempre. Infelizmente, isso não é necessariamente o caso, e o governo pode totalmente ou parcialmente extinguir reservas com relativa facilidade. Talvez o caso mais conhecido no Brasil seja a extinção do Parque Nacional das Sete Quedas, para abrir caminho para o projeto hidrelétrico de Itaipu em 1982, entre outros exemplos (e.g., Fearnside & Ferreira, 1984). Mais recentemente, em 2012, algumas partes foram cortadas do Parque Nacional da Amazônia e de cinco outras áreas protegidas para remover impedimentos às barragens planejadas na bacia do rio Tapajós, no Pará. Essas áreas protegidas foram reduzidas por decreto presidencial temporário (MP 558, de 06 de janeiro de 2012), que mais tarde foi promulgada em lei (n.º 12.678/2012), em julho de 2012. As áreas protegidas foram reduzidas antes que fossem completados os Estudos de Viabilidade das barragens, e muito menos o Estudo de Impacto Ambiental (EIA), licenciamento e aprovação. Remover partes das reservas sem estudos e consultas viola tanto a Constituição Brasileira como a legislação ambiental (Araújo et al., 2012).

As áreas indígenas são essenciais para a manutenção da biodiversidade, e defender a sua integridade é, portanto, uma questão central. O sucesso relativamente grande de áreas indígenas na resistência contra o desmatamento não é tanto devido à defesa ativa pelos povos indígenas, apesar de sua presença ser uma característica importante, e mais eficaz do que guardas empregados pelo Governo. O que impede que áreas indígenas sejam invadidas é, principalmente, a suposição por invasores em potencial de que aqueles que tentam invadir as áreas não serão bem-sucedidos na obtenção de um título de terra. Se fosse mudar essa percepção para uma de impunidade, como é o caso da maior parte das terras públicas na Amazônia, o resultado seria desastroso para os povos indígenas e para a biodiversidade. Infelizmente, houve alguns eventos que contribuíram para uma mudança nas percepções. Um deles é o caso da Terra Indígena Baú, no Pará. Os invasores nas proximidades da Rodovia BR-163 (Santarém-Cuiabá) invadiram parte da reserva e, em vez de serem sumariamente removidos sem compensação, como teoricamente seria a política do governo, estes foram recompensados por terem invadido a área e as suas posses foram legalizadas (ver Fearnside, 2007). Uma questão-chave neste momento é o caso da Terra

Indígena Raposa/Serra do Sol, em Roraima. Uma parte da área tinha sido ocupada por agricultores de arroz em grande escala, que, depois de uma batalha judicial, há muito tempo, finalmente foram removidos em 2013, após um vídeo de violência contra os índios por jagunços contratados pelos agricultores, que se tornou um escândalo nacional. Os “ruralistas” nas principais áreas de produção de soja do Brasil apoiam os agricultores de arroz que foram expulsos da Terra Indígena (e. g., Mazui, 2013), e continuam se esforçando para recuperar a área através da crescente influência política da bancada ruralista.

Recuperação de áreas degradadas *versus* proteção da floresta

Convocações para mais ações pela recuperação de áreas degradadas são comuns nas discussões sobre a Amazônia e os impactos do desmatamento. Embora as cabeças sempre acenem de acordo quando esta “pedra de toque” é mencionada, uma consideração mais cuidadosa desta opção é necessária no caso da Amazônia. A maior parte da floresta da Amazônia brasileira ainda está de pé, embora uma parcela significativa do que sobrou tem sido submetida a alguma forma de distúrbio recente. A área de floresta desmatada até 2013 totalizou 765.354 km² (Brasil, INPE, 2014), ou 19,8% dos 3,87 milhões de km² originalmente florestados entre os 5 milhões de km² da Amazônia Legal. Evitar a destruição da floresta restante tanto quanto possível, deve ser a primeira prioridade, e as oportunidades para fazer isso por meio da criação de áreas protegidas são altamente dependentes do tempo, aumentando rapidamente a dificuldade de criar essas áreas na medida em que a ocupação avança. O custo financeiro da recuperação de um hectare de área degradada é muito maior do que o custo de evitar o desmatamento de um hectare de floresta nativa, e o benefício em termos de biodiversidade, água e carbono é muito menor, uma vez que os recursos financeiros disponíveis para ações ambientais são sempre limitados e insuficientes, o valor gasto para recuperar terras degradadas implica em menos recurso para evitar o desmatamento. A grande vantagem da recuperação de áreas degradadas como uma opção é que todos são a favor, enquanto evitar o desmatamento pode contrariar poderosos interesses econômicos. A criação de áreas protegidas representa o meio mais duradouro e eficaz de evitar o desmatamento e deve ser a prioridade. A recuperação de terras degradadas pode se tornar uma prioridade sob outras circunstâncias, como é o caso da Mata Atlântica, onde permanecem

apenas pequenos fragmentos de floresta original. No entanto, esse dia ainda não chegou para a Amazônia, e é essencial manter o foco na proteção da floresta restante.

A distribuição, a conectividade e o grau de perturbação de fragmentos florestais são importantes em áreas altamente desmatadas, como no norte do estado de Mato Grosso, e diversas intervenções podem ajudar a minimizar a perda de biodiversidade (Peres et al., 2010). As faixas de mata ciliar ao longo das margens dos córregos, tradicionalmente protegidos pelo Código Florestal Brasileiro, são particularmente importantes no fornecimento de corredores de migração que interligam fragmentos florestais. Uma vez que as disposições do Código Florestal tinham pouca aplicação, durante muitos anos, essas florestas ribeirinhas foram eliminadas em grande parte de paisagens agrícolas, particularmente aquelas no bioma Mata Atlântica, onde o desmatamento é muito mais avançado do que na Amazônia. A recuperação dessas conexões é parte de uma estratégia para a manutenção de populações de animais selvagens, especialmente grandes predadores, tais como a onça (*Panthera onca*). Um notável sucesso foi alcançado num programa em andamento na parte ocidental do estado de São Paulo (e.g., Cullen Júnior et al., 2005). No cerrado em Mato Grosso, onde a perda de habitat é mais avançada do que na floresta amazônica, a quebra destes corredores de migração de mata ciliar é uma das principais ameaças à manutenção de populações viáveis de onças (Zeilhofer et al., 2014).

Proteção integral *versus* uso sustentável

O sistema brasileiro de áreas protegidas evoluiu significativamente nas últimas três décadas. As áreas protegidas eram classificadas entre as categorias de uso "direto" e uso "indireto", a primeira sendo para parques e reservas sem uma população residente vivendo nelas. Em 2000, o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) foi promulgado (Lei nº 9985/2000), mas o processo de "regulamentação" para estabelecer o sistema na prática durou até 2002. O SNUC mudou a classificação das unidades de conservação para áreas de "proteção integral" e de "uso sustentável". A categoria "uso sustentável" inclui Florestas Nacionais (FLONAs) para manejo florestal madeireiro, reservas extrativistas (RESEX) para seringueiros, coletores de castanha e outros grupos tradicionais de colheita de produtos

florestais não madeireiros, e Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS), que é uma categoria de reserva estadual que inclui as populações locais de pescadores e pequenos agricultores ribeirinhos. Um aspecto controverso é a inclusão de “Áreas de Proteção Ambiental” (APAs), uma categoria que permite muitas atividades prejudiciais e pode até mesmo incluir áreas urbanas. Esta categoria permite que grandes áreas sejam “pintadas de cor verde” no mapa, mas sem muita proteção real.

Áreas de Proteção Integral incluem Parques Nacionais (PARNAs), estações ecológicas e reservas biológicas. As diferentes categorias de áreas protegidas têm diferentes níveis de sucesso em impedir o desmatamento, com áreas federais tendo um desempenho melhor do que as áreas estaduais, e as áreas de proteção integral tendo melhor desempenho do que as áreas de uso sustentável (Vitel et al, 2009; Ferreira et al., 2005). Note-se que a eficácia em impedir o desmatamento não é o mesmo que eficácia em impedir a degradação das florestas por processos como a exploração madeireira e os incêndios florestais. Áreas indígenas, por exemplo, geralmente têm alta eficácia na resistência contra o desmatamento, mas sua eficácia contra a degradação é muito menor. A degradação florestal está rapidamente se tornando um grande destruidor de serviços ambientais na Amazônia (Asner et al., 2005; Foley et al., 2007; Merryet al., 2009; Nepstad et al., 2001).

A criação de novas unidades de conservação mudou consideravelmente, da proteção integral para a categoria de uso sustentável. A facilidade política de criar áreas de uso sustentável é muito maior, porque a criação de áreas de proteção integral geralmente requer reinstalação de uma população residente. O reassentamento historicamente tem sido marcado por injustiça social e promessas quebradas sobre compensação e programas para apoiar a população deslocada (e.g., Fearnside, 1999a), embora os programas para áreas protegidas pretendam fazer melhor (por exemplo, World Bank, 2002). Na categoria de uso sustentável, as pessoas nas reservas muitas vezes ganham maior segurança contra a expulsão por atores mais poderosos e contra a perda de recursos naturais para atores externos, tais como empresas madeireiras e barcos de pesca comercial. Várias outras formas de benefícios, tais como o programa Bolsa Floresta no estado do Amazonas, também fazem com que seja mais atraente estar vivendo dentro de uma área de uso sustentável (Viana et al., 2013). Isso gera o apoio político para a criação de mais dessas áreas.

A criação de áreas protegidas rapidamente se torna inviável quando a ocupação humana avança na floresta. A relativa facilidade de criação de áreas de uso sustentável torna isso o caminho mais lógico para alcançar uma parte da proteção necessária na frente do avanço da fronteira. Ações maciças do governo brasileiro para a infraestrutura, como rodovias e barragens, podem aumentar a migração para muitas áreas potenciais para a criação de reservas, inviabilizando quaisquer planos para proteção.

O futuro das terras indígenas é fundamental para a manutenção da biodiversidade na Amazônia. Terras indígenas não são “unidades de conservação” incluídas no SNUC, mas são um tipo de “área protegida”. Terras indígenas estão sob a jurisdição do Ministério da Justiça, enquanto as unidades de conservação federais estão no âmbito do Instituto Chico Mendes de Biodiversidade (ICMBio) ou, no caso das florestas nacionais, sob o Serviço Florestal Brasileiro (SFB), os quais fazem parte do Ministério do Meio Ambiente. Unidades de conservação estaduais estão ligados aos órgãos correspondentes dos governos estaduais.

As terras indígenas têm uma história melhor do que as unidades de conservação em inibir o desmatamento, e em muitas partes do arco do desmatamento, as únicas áreas significativas de florestas naturais remanescentes estão nas terras indígenas (Nepstad et al., 2006; Schwartzman et al., 2000a,b). No entanto, as terras indígenas não estão imunes ao desmatamento, e não se pode presumir que os povos indígenas continuem cumprindo o seu valioso papel na manutenção de serviços ambientais para ser “embolsada de graça” pelo resto da sociedade (Fearnside, 2005).

Perspectivas de utilização sustentável

As perspectivas de uso sustentável não são particularmente boas, devido a uma série de fatores limitantes que hoje restringem os usos de terra dominantes em áreas desmatadas na região (Fearnside, 1988, 1997c). O foco da pesquisa sobre opções de uso sustentável é, portanto, também, sobre os usos que mantêm a cobertura florestal. Um dos grandes esforços é a promoção da coleta dos produtos florestais não madeireiros, tais como a borracha natural (*Hevea brasiliensis*), o óleo de copaíba (*Copaifera* spp.), a castanha-do-pará (*Bertholletia excelsa*), as sementes de andiroba (*Carapa guianensis*) e fibras, tais como, as da

piaçava (*Leopoldinia coquilhos*) (Clay & Clement, 1993; Murrieta & Rueda, 1995). Esses produtos podem, de fato, ser colhidos numa base sustentável, sem prejudicar os principais serviços ambientais da floresta. Os desafios estão nas esferas sociais e institucionais para manter estes sistemas funcionando, sem que a atividade econômica se desloque em direções não sustentáveis.

Produtos não madeireiros da floresta, como base para sustentar a população local, é fundamental para a criação e manutenção de “reservas extrativistas” (Fearnside, 1989a). Estas reservas foram propostas pelo Conselho Nacional dos Seringueiros (CNS), em 1985, e a primeira reserva deste tipo foi criada no estado do Acre em fevereiro de 1988. Chico Mendes, o líder seringueiro e defensor de causas ambientais e sociais, foi assassinado em dezembro do mesmo ano. Sua morte provocou indignação no Brasil e em outros lugares, criando a oportunidade para a rápida expansão das reservas extrativas na Amazônia brasileira. Nos anos seguintes, a viabilidade econômica da extração de látex tornou-se mais fraca. A produção de borracha natural é muito mais barata na Ásia, onde a ausência do fungo causador de mal das folhas (*Microcyclus ulei*) permite a produção eficiente em plantações. Embora a maior parte da borracha natural utilizada no Brasil seja importada da Ásia. Desde 1997, o Brasil tem mantido suporte artificial dos preços da borracha obtida de fontes domésticas, sendo 20% do montante total da subvenção reservada para borracha extraída da floresta natural e o restante para plantações (Brasil, MMA, 2014). No entanto, o subsídio tem diminuído progressivamente. Isto, combinado com a tendência das populações residentes terem expectativas aumentadas para seu padrão de vida material, tem levado ao aumento da frequência de escolhas não-sustentáveis, especialmente o desmatamento para pastagens (Fernandes, 2008). A venda de madeira, oficialmente sob planos de manejo “sustentável” comunitário, também começou nas reservas extrativistas que inicialmente se destinavam a serem limitadas a produtos florestais não madeireiros. Apesar desses desvios em relação à ocupação de baixo impacto, que foi proposta originalmente, as reservas extrativistas fornecem uma proteção melhor do que aquela que prevalece na paisagem circundante fora das reservas.

O manejo “sustentável” está sendo promovido em larga escala como uma alternativa ao desmatamento e como a fonte para madeiras

tropicais para o Brasil e para os mercados de exportação. Infelizmente, o termo “sustentável”, que universalmente é enfatizado na nomeação e descrição destes planos, muito raramente é correspondido com uma probabilidade real de o sistema de produção continuar em longo prazo. Um problema fundamental é a contradição entre a taxa nas quais as árvores amazônicas manejadas podem crescer e a taxa em que o dinheiro pode ser ganho através de investimento em outras atividades, incluindo o investimento na exploração de madeira em outros lugares na região (Fearnside, 1989b). A taxa em que as árvores crescem (cerca de 2% ao ano) é limitada pela biologia, e não tem nenhuma conexão com as taxas de desconto (na ordem de 10% ao ano em termos reais) utilizadas na tomada de decisão financeira. O retorno sobre investimentos alternativos, em última análise determina a “racionalidade” financeira de destruir um recurso natural potencialmente renovável, como uma floresta tropical (Clark, 1973, 1976).

O manejo “sustentável” está sendo promovido em várias formas. Uma é por contratos que são concedidos às empresas com base em licitação competitiva em Florestas Nacionais (FLONAs), com planos de manejo, especificando uma rotação de 30 anos sendo exigida pelo Serviço Florestal Brasileiro (SFB), do governo federal. As florestas equivalentes em nível estadual (Flotas) têm exigências similares feitas por órgãos estaduais análogos. Grandes empresas também podem obter licenças para explorar madeira em terras privadas, onde um plano de manejo é aprovado pelo órgão ambiental do governo estadual, exigindo também um ciclo de 30 anos (Eva et al., 2000). A teoria é que a área a ser manejada será dividida em 30 parcelas e a colheita seletiva será realizada em uma parcela a cada ano, tal que no final do ciclo, a primeira parcela estará recuperada, até um estado de equilíbrio, e poderá ser explorada novamente. O fluxo contínuo de renda pagará pelo manejo de toda a área, e supostamente, garantirá uma continuação indefinida do sistema. Infelizmente é inerente a tentação de derrubar as grandes árvores tão rapidamente quanto possível, seja de forma legal ou não. Essas árvores têm levado séculos para crescer sem nenhuma despesa para a empresa madeireira, e o primeiro ciclo de exploração madeireira, portanto, será mais rentável do que ciclos subsequentes, onde o volume de madeira que é colhido corresponde àquilo que cresceu enquanto o gestor investia na manutenção do sistema (Fearnside, 2003).

Os regulamentos foram relaxados para permitir que a área sob manejo seja colhida mais rapidamente do que seria o caso seguindo a sequência teoricamente sustentável de colher anualmente uma das 30 parcelas. Um exemplo é uma área de 12.000 ha de manejo no estado do Acre, onde a empresa foi autorizada a dividir a área em apenas seis parcelas. Após a colheita da quinta parcela, a área foi vendida para uma cooperativa de assentamento de pequenos agricultores (com a ressalva de que a empresa madeireira ainda poderia colher a sexta parcela). Teoricamente, o plano de manejo prevê que a área simplesmente deve ficar ociosa durante 24 anos aguardando o início de outro ciclo de colheita. No entanto, a chance desse cenário realmente acontecer, seja com a posse original ou não, é praticamente zero (Fearnside, 2013b). O mesmo se aplica aos “Planos de Manejo Florestal Sustentável em Pequena Escala” (PMFSPE), que tem representada o sistema predominante no Estado do Amazonas. Estes planos de gestão são aprovados pelo governo estadual para áreas de 100 ha, mas eles permitem que toda a área seja colhida no primeiro ano. Da mesma forma, a probabilidade de que o proprietário do imóvel fique sem renda para os próximos 29 anos, enquanto aguarda um novo ciclo começar é praticamente zero. A partir de 2014, o estado do Amazonas tem começado a também autorizar um número muito mais expressivo de projetos de manejo em grande escala.

O ecoturismo tem sido mencionado muitas vezes como uma alternativa ao desmatamento e ainda tem sido usado para justificar projetos de grande desenvolvimento, com enormes impactos ambientais, tais como a rodovia BR-319 (Manaus-Porto Velho) (Fearnside & Graça, 2009). Turismo pode, de fato, fornecer sustento econômico para alguns. No entanto, a escala dessa opção é mínima, em comparação com o tamanho da Amazônia. Em um pequeno país que é facilmente acessível para turistas estrangeiros, como é o caso da Costa Rica, o turismo pode ser um fator significativo em escala regional ou nacional, mas a demanda por esta forma de turismo não é expansível para fornecer uma base econômica semelhante na Amazônia. A escala é diferente: apenas o Estado de Rondônia é cinco vezes o tamanho da Costa Rica.

Os serviços ambientais representam uma potencial fonte de fluxos financeiros em uma escala que pode ser transformacional na Amazônia (Fearnside, 1997d, 2008). Isto se refere às funções dos ecossistemas na manutenção de valores como a estabilidade do clima e da biodiversidade.

Um desses serviços é o papel da floresta amazônica no ciclo hidrológico, que fornece o vapor d'água que gera a precipitação não só na Amazônia, mas também na região Centro-Sul do Brasil, bem como em países vizinhos (Fearnside, 2004; Marengo, 2006). Outro serviço é a prevenção do aquecimento global através da manutenção do carbono estocado na floresta e no solo, em vez de permitir que ele seja lançado como gases de efeito estufa (Fearnside, 1997e, 2000; Nogueira et al., 2008). Apesar da promessa de valor substancial e avanços nas negociações de vários tipos, capturar o valor dos serviços ambientais é ainda, em grande parte, um fator potencial para o futuro, ao invés de um sério concorrente com opções tais como a criação de gado, exploração madeireira e a soja.

A pesquisa tem um papel essencial a desempenhar em acelerar a transição para uma economia fundada na manutenção da floresta em vez de destruí-la. A melhor quantificação dos serviços ambientais prestados pela floresta é uma dessas áreas. Isso envolve a quantificação os impactos da perda de floresta, o outro lado desta moeda sendo o ganho de não desmatar. Outra necessidade de pesquisa é melhorar a compreensão de como reduzir o desmatamento, incluindo as medidas necessárias e seus custos financeiros e outros. As informações sobre usos alternativos da floresta também são uma parte da necessidade de investigação: subsidiar financeiramente os diversos produtos que podem ser colhidos da floresta de forma sustentável tem um papel potencial como um meio de manter as populações tradicionais, tais como, os seringueiros. Essas populações servem como guardiães das florestas que produzem serviços ambientais muito mais valiosos do que os produtos físicos que poderiam ser extraídos. A destruição social que resulta do pagamento de pessoas para não fazer em nada significa que a remuneração monetária não pode ser a escolha para alcançar os dois objetivos essenciais de manter a população humana na floresta e manter a floresta com seus serviços ambientais.

O Código Florestal e a mudança do poder político

Os esforços do Brasil para proteger as florestas e a biodiversidade são restringidos por uma mudança na base econômica de poder político do País. Isso ficou claro com a evisceração do "Código Florestal," do Brasil, que é um conjunto de normas promulgadas em 1965 (Lei nº

4.771/1965) restringindo o desmatamento e outras atividades que afetam as florestas do país. Em 24 de maio de 2011, um projeto de lei foi aprovado na Câmara dos Deputados do Congresso Nacional, e o processo de aprovação do Senado, as alterações e a aprovação final presidencial duraram até outubro de 2012 (Lei n.º12.651/2012). A “reforma” do Código Florestal removeu a proteção de morros e encostas íngremes, reduziu bastante a largura da área a ser protegida ao longo de cursos d’água por redefinir o nível de água a partir do qual é estabelecida a margem a ser protegida e reduziu a área de cada propriedade a ser protegida por “incorporar” a “Área de Proteção Permanente” (APP) na “Reserva Legal” (RL) que cada propriedade deve manter (e.g., Metzger et al., 2010; Soares-Filho et al., 2014). Mais importante ainda, a reforma criou uma expectativa de impunidade no futuro, perdendo a maior parte das violações anteriores do Código Florestal (Fearnside, 2010). As contribuições da comunidade científica foram completamente ignoradas, incluindo um relatório conjunto pela Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência (SBPC) e a Academia Brasileira de Ciências (ABC) (Silva et al., 2011).

A votação inicial na Câmara dos Deputados foi em uma proporção de sete para um contra o meio ambiente. Isto é difícil de explicar pela lógica da política normal, dado que a representação na Câmara dos Deputados é proporcional à população e 85% da população brasileira vive em cidades, significando que a grande maioria do eleitorado não teria qualquer interesse financeiro direto em permitir desmatar nas margens dos rios e em encostas íngremes. Pelo contrário, seu interesse é do outro lado: durante o próprio debate sobre o Código Florestal, mais de 200 pessoas morreram em deslizamentos de terra na zona serrana no estado do Rio de Janeiro, e inundações ao longo dos rios no Nordeste do Brasil deslocaram muitos milhares de famílias. As pesquisas de opinião pública, poucos dias após a votação em 2011, indicaram que 85% do público eram contra a “reforma” do Código Florestal (Barrionuevo, 2012).

A explicação para a notável falta de conexão entre a votação na Câmara dos Deputados e os interesses e opiniões do eleitorado encontra-se em uma mudança nos centros de poder econômico do país. O setor manufatureiro declinou acentuadamente, com fabricação brasileira sendo substituída pelas importações chinesas, tanto nos mercados

nacionais como nos mercados estrangeiros para os quais o Brasil exportava tradicionalmente (Bittencourt et al., 2012, p. 106; Cintra, 2013). O poder econômico e a influência política mudaram, deslocando dos sindicatos e industrialistas urbanos para os “ruralistas” – o bloco de votação e lobby que representa o agronegócio e grandes proprietários de terras. As exportações de soja (agora predominantemente para a China) colocam os centros de produção em Mato Grosso e outros estados como a fonte de influência política (Fearnside et al., 2013). Esta mudança gera muitos problemas no Brasil, mas seu efeito sobre o meio ambiente é fundamental.

Além do Código Florestal, os ruralistas têm empurrado para as restrições que exigirão a aprovação do Congresso para poder criar áreas protegidas, incluindo terras indígenas (PEC, 215/2000). Isso efetivamente bloquearia qualquer futura criação de áreas protegidas, já que a história do Código Florestal mostra o controle da influência ruralista no Congresso. A alteração está progredindo rapidamente em direção à aprovação final (Brasil, Câmara dos Deputados, 2014). Os ruralistas também estão se articulando para revogar a resolução do Banco Central (BACEN nº 3.545/2008) que proíbe aos bancos públicos concederem financiamento para atividades agropecuárias se o proprietário tiver qualquer pendência ambiental junto ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). Isto removeria uma medida contra o desmatamento que tem “dentes verdadeiros”, em contraste com as multas, que podem ser objeto de recursos jurídicos ao longo de muitos anos, e que muitas vezes nunca são pagas. Esta resolução do Banco Central de 2008 é considerada o principal fator no contínuo declínio nas taxas de desmatamento na Amazônia brasileira depois de 2008, quando os preços das *commodities* começaram a se recuperar. Existem outras interpretações: o governo brasileiro atribui toda a diminuição da taxa de desmatamento ao programa de repressão com multas (MMA, 2013), enquanto Nepstad et al. (2014) enfatizam um esverdeamento das cadeias de produção de carne e soja. A pressão geral para enfraquecer os sistemas de licenciamento e os regulamentos ambientais é uma ameaça constante, e o impedimento de qualquer possibilidade de reforçar os controles ambientais é incapacitante, visto que, qualquer proposta de legislação para reforçar os controles seria alterada com emendas para ter o efeito oposto (Fearnside & Laurance, 2012).

Fontes de recursos para serviços ambientais

É fácil chegar ao acordo sobre o fato de que os serviços ambientais são importantes e devem ser recompensados de alguma forma. No entanto, como fazer isso não é uma área de tão fácil conversa. Foram feitos progressos nas negociações internacionais, em ambas, na Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC), mais conhecida como a "Convenção do Clima", e na Convenção sobre Diversidade Biológica (CBD), mais conhecida como a "Convenção da Biodiversidade". No entanto, isto ainda não resultou em fluxos monetários significativos. As negociações no âmbito da Convenção de Biodiversidade centram-se no estabelecimento de direitos de propriedade intelectual, tais como o conhecimento tradicional dos povos da floresta com relação às plantas medicinais. Infelizmente, o desenvolvimento e teste de produtos farmacológicos a partir deste conhecimento ocorrem em décadas e não é uma fonte provável de fluxos financeiros na escala e no tempo necessários para dar ao serviço ambiental um papel importante na manutenção das florestas da Amazônia (Fearnside, 1999b). As negociações internacionais para evitar a mudança climática, no entanto, está muito mais avançada e tem a maior probabilidade de gerar fluxos monetários na escala e no tempo que são necessários (Fearnside, 2013c).

Como pagar pelos serviços que as florestas tropicais fornecem para evitar o aquecimento global é uma questão de grande controvérsia. O REDD – ou "redução de emissões por desmatamento e degradação" –, é visto por alguns como o "Salvador" das florestas tropicais e por outros como um mal imoral que faria uma precificação da natureza ou um truque para permitir que os países ricos continuem em um caminho para o desastre climático. Essas controvérsias têm origem em uma longa lista de considerações políticas e outras, muitas das quais têm pouco ou nada a ver com as questões climáticas (Fearnside, 2001, 2012a,b). Um mercado voluntário de carbono da floresta já existe, mas isto tem um potencial muito mais limitado do que o mercado ainda não existente no âmbito da Convenção do Clima, presumindo que os países do mundo se tornem mais sérios sobre a contenção do aquecimento global e concordem em fazer as grandes reduções necessárias nas emissões de gases de efeito estufa.

Uma questão importante é se os fundos seriam derivados de um mercado ou de contribuições para um fundo que iria recompensar o

carbono florestal no mínimo preço possível, ou seja, o custo da oportunidade de não desmatar – i. e., o valor de uma pastagem de baixa produtividade, no caso da Amazônia brasileira. Em contraste, um mercado colocaria o carbono florestal em concorrência direta com outras opções de mitigação, tais como medidas para aumentar a eficiência energética e reduzir o consumo de combustíveis fósseis nos países desenvolvidos. Os caminhos para os países desenvolvidos reduzirem as emissões “em casa” são geralmente mais caros por tonelada de carbono mantido fora da atmosfera do que seria reduzir o desmatamento tropical. Isto significa que o preço por tonelada de carbono vendido em um mercado que inclui esta competição será razoavelmente alto, ou seja, alto o suficiente para que ambos capturem toda a redução de emissão potencial que diminuam o desmatamento tropical, e também para motivar a redução de emissões domésticas nos países desenvolvidos, presumindo que esses países concordem que são necessárias grandes reduções de emissões. Alcançar um acordo sobre reduções neste nível é exatamente a questão-chave nas negociações sobre o clima. Confinando a mitigação de floresta tropical para um fundo, efetivamente se rende à suposição de que não serão acordados sem tais cortes profundos de emissões, mesmo antes da batalha diplomática sobre esta questão começar.

Infelizmente, há uma forte tendência para medidas apenas simbólicas por parte da Europa, permitindo o pagamento para as florestas tropicais, mas apenas em pequena escala, o que não faz parte do esforço principal no combate à mudança climática (Fearnside, 2012a). Isto decorre ao fato de que reduzir as emissões através de ações “em casa”, tais como a instalação de energia eólica e solar e a fabricação de carros mais eficientes, resulta em maior emprego e renda “em casa”, enquanto enviar dinheiro para os países tropicais para reduzir o desmatamento não contribui em nada para as economias da Europa. Isto significa que argumentos serão levantados para gastar os fundos de mitigação em casa, com apenas quantidades simbólicas indo para países tropicais, mesmo que o benefício climático alcançado com a mesma despesa seja muito menor. Os países podem simplesmente recusar-se a concordar com o nível necessário de reduções de emissões, a fim de manter os seus compromissos dentro dos limites que eles veem como aceitáveis para os seus orçamentos nacionais, sob a suposição de opções mais caras de mitigação doméstica.

Também há problemas técnicos com relação à mitigação através da redução das emissões do desmatamento tropical e da degradação, e a pesquisa é uma parte essencial da abordagem dessas questões. Um problema é a confiabilidade dos cenários de linha de base para representar o quanto de emissão ocorreria na ausência de uma atividade de mitigação. Trata-se de uma área em que é fácil exagerar a emissão da linha de base, mas há um progresso substancial na modelagem de linhas de base para evitar esses vieses nos casos amazônicos (Yanai et al., 2012; Vitel et al., 2013). Mesmo que esses problemas técnicos sejam bastante importantes, é a questão institucional de “o que fazer com o dinheiro” obtido a partir dos serviços ambientais a parte menos desenvolvida de propostas nesta área (Fearnside, 2008). Infelizmente, a proposta atual de REDD sob a Convenção do Clima é para o governo receber o dinheiro, reduzindo assim as chances de que grande parte desses fundos, na verdade, encontrará o seu caminho para os beneficiários que habitam e defendem a floresta em pé.

Conclusão

A pesquisa sobre biodiversidade pode ajudar a fornecer uma justificativa para as ações específicas de conservação, tais como a criação de reservas. No entanto, muitas vezes a decisão para agir ocorre em função de oportunismo, ao invés de resultar das prioridades de conservação estabelecidas pela pesquisa. A pesquisa tem grande importância ao possibilitar o aproveitamento de oportunidades para a conservação quando estas surgem. As pesquisas sobre serviços ambientais também, além da manutenção da biodiversidade, tais como o carbono e a água, são importantes para fornecer o alicerce para o apoio mais geral da conservação, com base no valor desses serviços.

Por fim, as pesquisas para compreender melhor os processos de desmatamento e degradação florestal são essenciais para os esforços de manter esses processos sob controle.

Agradecimentos

Conselho Nacional do Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq: proc. 304020/2010-9, 610042/2009-2, 575853/2008-5) e ao Instituto

Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA: PRJ13.03), pelo apoio financeiro. Este trabalho foi apresentado na 1ª Conferência sobre a Biodiversidade na Bacia do Congo, de 06-10 de junho de 2014, em Kisangani, República Democrática do Congo (Fearnside, 2014c). Agradeço a P.M.L.A. Graça, pelos comentários.

Referências

- Albernaz, A. L. K. M.; Souza, M. A. 2007. Planejamento sistemático para a conservação na Amazônia Brasileira: uma avaliação preliminar das áreas prioritárias de Macapá - 99. **Megadiversidade**, 3: 87-101.
- Albernaz, A. L. K. M. et al. 2007. Planejamento sistemático para a conservação da várzea. In: Albernaz, A. L. K. M. (Ed.). **Conservação da várzea: identificação e caracterização de regiões biogeográficas**. Brasília, DF: IBAMA/Programa ProVárzea, p. 327-347.
- Araújo, E. et al. 2012. **Redução de Áreas Protegidas para a produção de energia**. Belém: IMAZON, 14 p.
- Asner, G. et al. 2005. Selective logging in the Brazilian Amazon. **Science**, 310: 480-482.
- Assunção, J.; Gandour, C. C.; Rocha, R. 2012. **Deforestation Slowdown in the Legal Amazon: prices or policies?** Climate Policy Initiative (CPI) Working Paper. Rio de Janeiro: Pontifícia Universidade Católica, 37 p.
- Barbosa, R. I. et al. 2007. The “Lavrados” of Roraima: biodiversity and conservation of Brazil’s Amazonian Savannas. **Functional Ecosystems and Communities**, 1(1): 30-42.
- Barrionuevo, A. 2012. In Brazil, fears of a slide back for Amazon protection. **The New York Times**, January, 24 .
- Bierregaard, R. O. et al. 2001. **Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest**. New Haven: Yale University Press, 478 p.
- Bittencourt, G. et al. 2012. **El Impacto de China en América Latina: comércio y inversiones**. Montevideo: Red Mercosur de Investigaciones Económicas, 318 p. (Serie Red Mercosur, 20).
- Brasil-Câmara dos Deputados. 2014. **PEC 215/2000**. Proposta de Emenda à Constituição. Brasília, DF: Câmara dos Deputados. Disponível em: <<http://www.camara.gov.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=14562>>.
- IBGE-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2004. **Mapa de Biomas do Brasil, primeira aproximação**. Rio de Janeiro: IBGE.
- INPE-Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2014. **Projeto PRODES: Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite**. São José dos Campos: INPE.
- MMA-Ministério do Meio Ambiente. 2013. **Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm) 3ª Fase (2012-2015)**. Brasília, DF: MMA.

MMA-Ministério do Meio Ambiente. 2014. **Programa de agroextrativismo da Amazônia**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/sca/cex/carta.html>>.

MMA-Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Florestas. 2002. **Biodiversidade brasileira**: avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira. Brasília, DF: MMA-SBF, 404 p.

Capobianco, J. P. R. et al. 2001. **Biodiversidade na Amazônia brasileira**. São Paulo: Estação Liberdade; Instituto Socioambiental.

Cintra, M. R. V. P. 2013. **A presença da China na América Latina no século XXI** – suas estratégias e o impacto dessa relação para países e setores específicos. Dissertação (Mestrado em Economia Política Internacional) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 119 p.

Clark, C. W. 1973. The economics of overexploitation. **Science**, 181: 630-634.

Clark, C.W. 1976. **Mathematical Bioeconomics**: the optimal management of renewable resources. New York: Wiley Interscience, 352 p.

Clay, J. W.; Clement, C. R. 1993. **Selected species and strategies to enhance income generation from Amazonian Forests**. FO: Misc/93/6. Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 260 p.

Cullen Junior, L.; Alger, K.; Rambaldi, D. 2005. Land reform and biodiversity conservation in Brazil in the 1990's: conflict and the articulation of mutual interests. **Conservation Biology**, 19: 747-755.

Da Silva; Silva, C. 2013. **Áreas Protegidas como ferramenta de contenção do desmatamento**: estudo de caso da Terra do Meio. Dissertação (Mestrado em Gestão de Áreas Protegidas) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 79 p.

Dinerstein, E. et al. 1995. **A conservation assessment of the Terrestrial Ecoregions of Latin America and the Caribbean**. Washington, DC: The World Bank, 129 p.

Escada, M. I. S. et al. 2005. Padrões e processos de ocupação nas novas fronteiras da Amazônia: o interflúvio do Xingu/Iriri. **Estudos Avançados**, 19(54): 9-23.

Eve, E.; Arguelles, F.A.; Fearnside, P.M. 2000. How well does Brazil's environmental law work in practice? Environmental impact assessment and the case of the Itapiranga private sustainable logging plan. **Environmental Management**, 26(3): 251-267.

Fearnside, P. M. 1984. Ecological research reserve for Brazil's Amazon rain-forest established in Ouro Preto do Oeste, Rondonia. **Environmental Conservation**, 11(3): 273-274.

Fearnside, P. M. 1988. Prospects for sustainable agricultural development in tropical forests. **ISI Atlas of Science**: animal and plant sciences, 1(3/4): 251-256.

Fearnside, P. M. 1989a. Extractive reserves in Brazilian Amazonia: an opportunity to maintain tropical rain forest under sustainable use. **BioScience**, 39(6): 387-393.

Fearnside, P. M. 1989b. Forest management in Amazonia: the need for new criteria in evaluating development options. **Forest Ecology and Management**, 27(1): 61-79.

- Fearnside, P. M. 1997a. Monitoring needs to transform Amazonian forest maintenance into a global warming mitigation option. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, 2(2-3): 285-302.
- Fearnside, P. M. 1997b. A conservation assessment of the Terrestrial Ecoregions of Latin America and the Caribbean by E. Dinerstein, D.M. Olson, D.M. Graham, D.J. Webster, A.L. Primm, S.A. Bookbinder and G. Ledec. **Conservation Biology**, 11(4): 1523-1739.
- Fearnside, P. M. 1997c. Limiting factors for development of agriculture and ranching in Brazilian Amazonia. **Revista Brasileira de Biologia**, 57(4): 531-549.
- Fearnside, P. M. 1997d. Environmental services as a strategy for sustainable development in rural Amazonia. **Ecological Economics**, 20(1): 53-70.
- Fearnside, P. M. 1997e. Greenhouse gases from deforestation in Brazilian Amazonia: net committed emissions. **Climatic Change**, 35(3): 321-360.
- Fearnside, P. M. 1999a. Social impacts of Brazil's Tucuruí Dam. **Environmental Management**, 24(4): 483-495.
- Fearnside, P. M. 1999b. Biodiversity as an environmental service in Brazil's Amazonian forests: risks, value and conservation. **Environmental Conservation**, 26(4): 305-321.
- Fearnside, P. M. 2000. 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. 2001. Saving tropical forests as a global warming countermeasure: An issue that divides the environmental movement. **Ecological Economics**, 39(2): 167-184.
- Fearnside, P. M. 2003. Conservation policy in Brazilian Amazonia: understanding the dilemmas. **World Development**, 31(5): 757-779.
- Fearnside, P. M. 2004. A água de São Paulo e a floresta amazônica. **Ciência Hoje**, 34(203): 63-65.
- Fearnside, P. M. 2005. Indigenous peoples as providers of environmental services in Amazonia: warning signs from Mato Grosso. In: Hall, A. (Ed.). **Global impact, local action: new environmental policy in Latin America**. London: University of London, Institute for the Study of the Americas, p. 187-198.
- Fearnside, P. M. 2007. Brazil's Cuiabá-Santarém (BR-163) Highway: the environmental cost of paving a soybean corridor through the Amazon. **Environmental Management**, 39(5): 601-614.
- Fearnside, P. M. 2008. Amazon forest maintenance as a source of environmental services. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 80(1): 101-114.
- Fearnside, P. M. 2010. Código Florestal: as perdas invisíveis. **Ciência Hoje**, 46(273): 66-67.
- Fearnside, P. M. 2012a. Brazil's Amazon Forest in mitigating global warming: unresolved controversies. **Climate Policy**, 12(1): 70-81.

Fearnside, P. M. 2012b. The theoretical battlefield: accounting for the climate benefits of maintaining Brazil's Amazon forest. **Carbon Management**, 3(2): 145-148.

Fearnside, P. M. 2013a. South American natural ecosystems, status of. In: Levin, S. A. (ed.). **Encyclopedia of Biodiversity**. 2. ed. San Diego: Academic Press.

Fearnside, P. M. 2013b. A exploração de áreas sob floresta amazônica e a ruptura do equilíbrio do ambiente. In: Plese, L. P. M.; Teixeira, S. T.; Garcia, A. M. L.; Roweder, C.; Da Silva, C. G.; de Farias, C. S.; Sanchez, E. C. O.; de Alcântara, J. M. P. R. & Teixeira, M. A. C. (Eds.). **Áreas degradadas da Amazônia: perspectivas sustentáveis para exploração econômica**. Rio Branco: Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Acre, p. 91-100.

Fearnside, P. M. 2013c. What is at stake for Brazilian Amazonia in the climate negotiations. **Climatic Change**, 118(3): 509-519.

Fearnside, P. M. 2014a. Highway construction as a force in destruction of the Amazon forest. Chapter 36. In: Van der Ree, R.; Grilo, C. & Smith, D. (Eds.). **Ecology of roads: a Practitioners Guide to Impacts and Mitigation**. Chichester: John Wiley & Sons Publishers. No prelo.

Fearnside, P. M. 2014b. **Análisis de los principales proyectos Hidro-Energéticos en la Región Amazónica**. Lima: Derecho, Ambiente y Recursos Naturales (DAR); Montevideo: Centro Latinoamericano de Ecología Social (CLAES), Montevideo, Uruguai (no prelo).

Fearnside, P. M. 2014c. Conservation research in Brazilian Amazonia and its contribution to biodiversity maintenance and sustainable use of tropical forests. p. 12-27. In: **1st Conference on Biodiversity in the Congo**. Consortium Congo 2010. Université de Kisangani, 221 p.

Fearnside, P. M.; Ferraz, J. 1995. A conservation gap analysis of Brazil's Amazonian vegetation. **Conservation Biology**, 9(5): 1134-1147.

Fearnside, P. M.; Ferreira, G. L. 1984. Roads in Rondonia: highway construction and the farce of unprotected reserves in Brazil's Amazonian forest. **Environmental Conservation**, 11(4): 358-360.

Fearnside, P. M.; Figueiredo, A. M. R.; Bonjour, S. C. M. 2013. Amazonian forest loss and the long reach of China's influence. **Environment, Development and Sustainability**, 15(2): 325-338.

Fearnside, P. M.; Graça, P. M. L. A. 2009. BR-319: a rodovia Manaus-Porto Velho e o impacto potencial de conectar o arco de desmatamento à Amazônia Central. **Novos Cadernos NAEA**, 12(1): 19-50.

Fearnside, P. M.; Laurance, W. F. 2012. Infraestrutura na Amazônia: as lições dos planos plurianuais. **Caderno CRH**, 25(64): 87-98.

Fernandes, B. 2008. Resex Chico Mendes tem 10 mil cabeças de gado. **Terra Magazine**, 8 out. 2008.

Ferreira, L. V. 2001. **A representação das Unidades de Conservação no Brasil e a identificação de áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade nas ecorregiões do Bioma Amazônia**. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia & Universidade do Amazonas, Manaus, 203 p.

Ferreira, L. V.; Cunha, D. A.; Leal, D. C. 2008. O uso da ecologia de paisagem na avaliação da representação das unidades de conservação e terras indígenas em relação às ecorregiões da Costa Norte do Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Ciências Naturais**, 3(2): 143-150.

Ferreira, L. V. et al. 2001. Identificação de áreas prioritárias para a conservação de biodiversidade por meio da representatividade das unidades de conservação e tipos de vegetação nas ecorregiões da Amazônia brasileira. In: Veríssimo, A. et al. (Eds.). **Biodiversidade na Amazônia Brasileira: avaliação e ações prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição de benefícios**. São Paulo: Instituto Socioambiental; Estação Liberdade, p. 268-286.

Ferreira, L. V.; Venticinque, E.; De Almeida, S. S. 2005. O desmatamento na Amazônia e a importância das áreas protegidas. **Estudos Avançados**, 19(53): 1-10.

Foley, J. A. et al. 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.

ISA-Instituto Socioambiental. 2003. **Realização de estudos preliminares e formulação de uma proposta técnica para implantação de um mosaico de Unidades de Conservação no Médio Xingu**. Relatório Final de Atividades. São Paulo: ISA, 207 p.

ISA-Instituto Socioambiental; IMAZON-Instituto do Homem e do Meio Ambiente da Amazônia; IPAM-Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia; ISPN-Instituto Sociedade, População e Natureza; GTA-Grupo de Trabalho Amazônico & CI-Conservation International. 1999. **Seminário Consulta de Macapá 99: avaliação e identificação das ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade da Amazônia**. São Paulo: ISA. Disponível em: <<http://www.isa.org.br/bio/index.htm>>.

Laurance, W. F.; Bierregaard, R. O. 1997. **Tropical Forest Remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago Press, 616p.

Laurance, W. F.; Peres, C. A. 2006. **Emerging threats to Tropical Forests**. Chicago: University of Chicago Press, 563 p.

Mardas, N. et al. 2013. **Agenda de Segurança da Amazônia: resumo de conclusões e recomendações iniciais**. Global Canopy Programme. Oxford; Cali: International Center for Tropical Agriculture (CIAT), 23 p.

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

Mazui, G. 2013. Deputados e comitiva de municípios gaúchos visitam a Raposa Serra do Sol. **Zero Hora**, 20 abr. 2013.

Merry, F. et al. 2009. Balancing conservation and economic sustainability: the future of the Amazon timber Industry. **Environmental Management**, 44: 395-407.

Metzger, J. P. et al. 2010. Brazilian law: full speed in reverse. **Science**, 329: 276-277.

Murrieta, J. R. & Rueda, R. P. 1995. **Reservas Extrativistas**. Gland: World Union for Nature, 133 p.

- Myers, N. et al. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403: 853-858.
- Nelson, B. W. et al. 1990. Endemism centres, refugia and botanical collection density in Brazilian Amazonia. **Nature**, 345: 714-716.
- Nepstad, D. C. et al. 2001. Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests. **Forest Ecology and Management**, 154: 395-407.
- Nepstad, D. C. et al. 2014. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. **Science**, 344: 1118-1123.
- Nepstad, D. C. et al. 2006. Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands. **Conservation Biology**, 20: 65-73.
- Nogueira, E. M. et al. 2008. Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: new allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. **Forest Ecology and Management**, 256(11): 1853-1857.
- Pádua, M. T. J.; Quintão, A. T. B. 1982. Parks and biological reserves in the Brazilian Amazon. **Ambio**, 11(5): 309-314.
- Peres, C. A. 2005. Why we need megareserves in Amazonia. **Conservation Biology**, 19: 728-733.
- Peres, C.A. et al. 2010. Biodiversity conservation in human-modified Amazonian forest landscapes. **Biological Conservation**, 143:2314–2327.
- Peres, C. A.; Terborgh, J. W. 1995. Amazonian nature reserves: an analysis of the defensibility status of existing conservation units and design criteria for the future. **Conservation Biology**, 9: 34-46.
- Pressey, R. L.; Possingham, H. P.; Margules, C. R. 1996. Optimality in reserve selection algorithms: when does it matter and how much? **Biological Conservation**, 76(3): 259-267.
- Rylands, A. 1990. Priority areas for conservation in the Amazon. **Trends in Ecology and Evolution**, 5: 240-241.
- Schwartzman, S.; Moreira, A.; Nepstad, D. 2000a. Rethinking tropical forest conservation: Perils in parks. **Conservation Biology**, 14: 1351-1357.
- Schwartzman, S.; Moreira, A.; Nepstad, D. 2000b. Arguing tropical forest conservation: People versus parks. **Conservation Biology**, 14: 1370-1374.
- Silva, J. A. A. et al. 2011. **O Código Florestal e a ciência: contribuições para o diálogo**. São Paulo: Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência; Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 124 p.
- Soares-Filho, B.; Dietzsch, L. 2008. **Reduction of carbon emissions associated with deforestation in Brazil: the Role of the Amazon Region Protected Areas Program (ARPA)**. Brasília, DF: World Wide Fund for Nature, 32 p.
- Soares-Filho, B. S. et al. 2010. Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, 107(24): 10821-10826.

- Soares-Filho, B. S. et al. 2014. Cracking Brazil's forest code. **Science**, 344: 363-364.
- Taravella, R. 2008. **La frontière pionnière amazonienne aujourd'hui**: projet socio-environnemental de conservation forestière contre dynamique pastorale de déforestation. Une analyse stratégique 2000-2006 de l'action collective en «Terra do Meio» (Pará, Brésil). Thesis (Doctoral in Environmental Sciences) – AgroParisTech, Paris, 636 p.
- Ter Steege, H. et al. 2006. Continental-scale patterns of canopy tree composition and function across Amazonia. **Nature**, 443: 444-447.
- Ter Steege, H. et al. 2003. A spatial model of tree á-diversity and tree density for the Amazon. **Biodiversity & Conservation**, 12(11): 2255-2277.
- Viana, V. et al. 2013. **Impactos do Programa Bolsa Floresta**: uma avaliação preliminar. 2. ed. Manaus: Fundação Amazonas Sustentável, 30 p.
- Vitel, C. S. M. N. et al. 2013. Land-use change modeling in a Brazilian indigenous reserve: construction a reference scenario for the Suruí REDD project. **Human Ecology**, 41(6): 807-826.
- Vitel, C. S. M. N.; Fearnside, P. M. & Graça, P. M. L. A. 2009. Análise da inibição do desmatamento pelas áreas protegidas na parte sudoeste do Arco de Desmatamento. In: Epiphany, J. C. N.; Galvão, L. S. (Eds.). **Anais do XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, p. 6377-6384.
- World Bank. 2002. **Populations and protected areas in the ARPA project**. Washington, DC: World Bank, 7 p.
- Yanai, A. M. et al. 2012. Avoided deforestation in Brazilian Amazonia: simulating the effect of the Juma Sustainable Development Reserve. **Forest Ecology and Management**, 282: 78-91.
- Zeilhofer, P. et al. 2014. Jaguar *Panthera onca* habitat modeling in landscapes facing high land-use transformation pressure – Findings from Mato Grosso, Brazil. **Biotropica**, 46(1): 98-105.