

## Extração Seletiva de Madeira e Sua Relação com Desmatamento

Gregory P. Asner,<sup>1</sup> Michael Keller,<sup>2-3</sup> Marco Lentini,<sup>4</sup>  
Frank Merry,<sup>5</sup> e Carlos Souza Jr.<sup>6</sup>

A extração seletiva contribui grandemente para a dinâmica social, econômica e ecológica da Amazônia brasileira. A atividade madeira expandiu-se a partir do baixo volume de extração em áreas planícies de inundação no século passado, para operações de alto volume de extração que atualmente atingem cerca de 25 milhões de m<sup>3</sup> de madeira da floresta por ano. As práticas convencionais mais comuns e frequentemente ilegais da atividade madeireira de alto impacto produzem grandes danos colaterais à floresta, com efeitos em cascata nos processos ecológicos. As perdas iniciais de carbono e as taxas de regeneração da floresta após a coleta de madeira estão intimamente ligadas à intensidade inicial da extração de madeira, produzindo mudanças na fração da abertura da floresta, fragmentação e aumento de luz ambiental. Outros processos ecológicos afetados pela extração seletiva incluem ciclos de nutrientes, função hidrológica e distúrbio pós-corte, tal como o fogo. Este capítulo sintetiza os impactos ecológicos da extração seletiva no contexto das condições socioeconômicas recentes em toda a Amazônia brasileira, com base em estudos de campo e sensoriamento remoto, desenvolvidos durante o Programa de Grande Escala da Biosfera-Atmosfera na Amazônia.

### 1. INTRODUÇÃO

O corte seletivo é um importante uso da terra na Amazônia. A indústria madeireira é um propulsor econômico que gera lucros, empregos,

e tem o potencial de ser uma fonte renovável para a região. Há consenso geral sobre sua disseminação e importância para a economia; entretanto, essa indústria tem sofrido com a fiscalização, em geral fraca e inconsistente, do governo, baixo capital de investimento e falta de conhecimento de ecologia e de manejo florestal. Essa combinação de condições tem impedido o desenvolvimento de uma indústria madeireira sustentável e produzido danos ecológicos consideráveis.

Na década passada, as ciências ecológicas, sociais e geográficas produziram avanços importantes, embora discrepantes, para o entendimento da dinâmica da extração seletiva na Amazônia, com foco no Brasil, onde se desenvolve a grande parte dos estudos. Nosso objetivo aqui é sintetizar o trabalho desses estudos e deixar claro o nosso entendimento do

<sup>1</sup>Department of Global Ecology, Carnegie Institution, Stanford, California, USA.

<sup>2</sup>International Institute of Tropical Forestry, USDA Forest Service, Rio Piedras, Puerto Rico.

<sup>3</sup>NEON, Inc., Boulder, Colorado, USA.

<sup>4</sup>Instituto Floresta Tropical, Belém, Brasil.

<sup>5</sup>Woods Hole Research Center, Falmouth, Massachusetts, USA.

<sup>6</sup>Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia, Belém, Brasil.

papel ecológico da produção de madeira. Focalizamos as contribuições do Programa de Grande Escala da Biosfera-Atmosfera na Amazônia (LBA). Iniciamos com um breve histórico da indústria madeireira no Brasil, incluindo os aspectos pertinentes das determinantes sociais, econômicas e políticas das práticas de extração madeireira. Fazemos então uma ligação desse conhecimento das condições históricas e contemporâneas da indústria florestal da Amazônia até as descobertas científicas recentes e então demonstramos os efeitos da extração madeireira na ecologia da região. Neste capítulo, salientamos também as contribuições de sensoriamento remoto como ferramenta para entender e monitorar o desenvolvimento e as consequências da extração seletiva na Amazônia.

## 2. CARACTERIZAÇÃO SOCIOECONÔMICA DA EXTRAÇÃO SELETIVA

### 2.1. *Desenvolvimento das Fronteiras Madeireiras na Amazônia*

Colonizadores europeus começaram a atividade de extração madeireira no século dezessete [Rankin, 1985]. Durante os três primeiros séculos de assentamento, essa atividade ficou restrita a um volume de extração em florestas de áreas alagáveis ao longo dos principais rios amazônicos, com importância secundária em relação a outras indústrias extrativas, como a castanha e a borracha. Foi somente por volta dos anos de 1950 que as serrarias industriais, principalmente as subsidiárias de grandes companhias internacionais, como a Georgia Pacific, emergiram no estuário do Amazonas para a produção de madeira aparelhada de alta qualidade e laminados para exportação. Entre os primeiros exemplos da extração seletiva estava a exploração de duas espécies típicas de áreas alagáveis conhecidas como virola (*Virola surinamensis*) e andiroba (*Carapa guianensis*) [Barros e Uhl, 1995; Pinedo-Vasquez et al., 2001; Zarin et al., 2001].

Nas décadas de 1960 e 1970, as políticas governamentais e investimentos em infraestrutura em toda a Amazônia propiciaram o

acesso às extensas áreas de florestas em terra-firme [Binswanger, 1991; Browder, 1988; Scholz, 2000]. Uma indústria madeireira extensiva e migratória, baseada no baixo custo da matéria prima, emergiu em fronteiras econômicas recentemente formadas com mínima governança [Uhl et al., 1997; Veríssimo et al., 1998, 2002; Stone, 1998a]. Essa indústria se desenvolveu como um setor diversificado, com novos produtos e extensos mercados nacionais mudando a natureza da extração seletiva nesse processo. Ao contrário de uma ou duas espécies destinadas à exportação, um mercado doméstico baseado em madeira grosseiramente serrada e, eventualmente, madeira compensada, absorveu uma variedade maior de espécies. Apesar da penetração profunda na floresta densa para a extração de mogno, grande parte das operações de extração seletiva seguiram as novas rodovias para a extração de grandes volumes. Essa nova estratégia de extração produziu um crescimento brusco e a deterioração das economias, com danos ecológicos severos e um legado de práticas nocivas e à margem da legalidade que ainda permeia essa indústria.

Depois de três décadas de desmatamento e de extração seletiva não planejada, os estoques de madeira nas velhas fronteiras esgotaram-se amplamente. As velhas fronteiras de extração (Quadro 1), que se estendem ao longo do arco do desmatamento nos Estados do Pará, Mato Grosso e Rondônia, ainda compreendem 45% dos centros madeireiros amazônicos, mas hoje geram lucros em torno de apenas 50% dos lucros e empregos da indústria madeireira [Lentini et al., 2005]. A escassez crescente de matéria

**Quadro 1.** Distribuição Geográfica de centros madeireiros em 2004 e regiões de extração madeireira da Amazônia brasileira [Lentini et al., 2005].

prima estimulou a migração de empresas para fronteiras mais recentes (fronteiras intermediárias e novas no Quadro 1). Em rodovias que penetram profundamente no interior da Amazônia, principalmente a BR-163 Cuiabá-Santarém e, em menor extensão, a BR-230, Rodovia Transamazônica, observa-se um expressivo surgimento de serrarias e atividades de extração madeireira.

Nepstad et al. [1999] utilizaram levantamentos de serrarias desenvolvidos pela

organização não governamental Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (Imazon) e mostraram que, no período de 1995 a 1996, os centros madeireiros estiveram ativos em quase todos os estados da Amazônia brasileira (Quadro 2a).

**Quadro 2.** (a) A distribuição regional de centros madeireiros na Amazônia brasileira, 1995-1996, derivada de levantamentos de serrarias [Nepstad *et al.*, 1999]. Reimpressão autorizada pela Macmillan Publishers Ltd: *Nature*, direitos autorais de 1999. (b) Distribuição regional de danos às florestas causados por atividade madeireira de 1999 a 2002 nos Estados do Pará (PA), Roraima (RR), Rondônia (RO), Acre (AC), e norte de Mato Grosso (MT), derivada de análise de satélite [Asner *et al.*, 2005].

O padrão dos centros madeireiros é similar à distribuição geográfica detalhada de florestas derrubadas revelada em análise de sensoriamento remoto dos anos de 1999 a 2002 (Quadro 2b) [Asner *et al.*, 2005]. Em 2004, o Imazon identificou 82 centros madeireiros, compreendendo 3.132 serrarias, que consumiram 24,5 milhões de m<sup>3</sup> de toras que produziam 10,4 milhões de m<sup>3</sup> de madeira processada, incluindo pranchas, laminados, compensados e produtos acabados de madeira (Tabela 1). Isso implica uma produção média com rendimento de apenas 42% [Lentini *et al.*, 2005]. Mais de 90% da produção da Amazônia brasileira acham-se atualmente concentrados nos Estados do Pará, Mato Grosso e Rondônia. O lucro bruto total da indústria madeireira na Amazônia brasileira em 2004 foi de cerca de 2,3 bilhões de dólares americanos, gerando aproximadamente 380.000 empregos, incluindo 124.000 empregos diretos (processamento e extração seletiva) e 255.000 indiretos. Embora haja diferenças de custo e de distribuição do mercado entre as novas, intermediárias e velhas fronteiras, essa migração de fronteiras não tem sido acompanhada de melhorias expressivas no manejo florestal e processamento da madeira [Merry *et al.*, 2006], conforme discutido na seção 2.2.

## 2.2. A Economia da Extração Seletiva

Na busca por matéria prima de alta qualidade, os madeireiros procuram novas fronteiras de floresta. A economia da indústria madeireira no Brasil influencia diretamente os modos de manejo e, portanto, com fortes impactos na ecologia e na sustentabilidade de longo prazo da produção madeireira da floresta. Conforme mencionamos na seção 2.1, a extração seletiva evoluiu de um modelo de únicas ou poucas espécies, típicas de áreas alagáveis e da extração de mogno, para um modelo que permite retirar até 43 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> e que inclui qualquer variedade de 50 ou mais espécies. Essa prática, chamada de exploração convencional, é amplamente usada e rentável. Modelos econômico-espaciais possibilitam estimar a extensão viável para a prática da extração seletiva na Amazônia brasileira com base em custos presumidos da extração de madeira e do transporte de toras e seus preços nos centros madeireiros [Stone, 1998b; Veríssimo *et al.*, 1998, 2000]. Basicamente, esses modelos (ex.: Tabela 1) identificam florestas com viabilidade econômica para a extração seletiva e mostra o amplo potencial do setor florestal de desempenhar um papel importante no desenvolvimento de fronteiras emergentes. As Tabelas 1 e 2 demonstram que os centros madeireiros se expandiram consideravelmente, de tal forma que as florestas exploráveis cobrem a maior parte da Amazônia brasileira.

O crescimento da indústria madeireira no Brasil não tem sido determinado por novas coletas e tecnologias de processamento disponíveis às empresas madeireiras. Ao contrário, os altos danos e as práticas que envolvem grande desperdício dos métodos de extração convencional têm persistido [Pereira *et al.*, 2002; Holmes *et al.*, 2002; Asner *et al.*, 2006]. Além disso, apesar dos avanços tecnológicos de manejo florestal, entre os quais o manejo de baixo impacto (RIL) com danos reduzidos à floresta e retornos econômicos [Sist, 2000], a adoção de boas práticas de manejo tem sido insuficiente. Algumas razões pelas quais o RIL não tem sido adotado amplamente incluem os direitos de propriedade insuficientemente definidos, os altos custos da transação associada à burocracia na esfera governamental, a distribuição ineficiente de informações sobre práticas adequadas de manejo florestal e uma

burocracia corrupta enraizada [Putz *et al.*, 2000; Bolts *et al.*, 2001]. São essas as influências nas tomadas de decisão que continuam a encorajar o uso de práticas de extração seletiva de baixa qualidade em oposição ao RIL. Conforme discutido na seção 3, essa forma de coleta de madeira resulta em respostas ecológicas que apenas recentemente foram quantificadas pelo Programa LBA.

Embora o RIL traga muitos benefícios ecológicos, seus benefícios econômicos são menos certos [Putz *et al.*, 2000]. Entre os problemas do RIL está, ironicamente, a preservação do dossel quase intacto. Em razão de toda a sua biodiversidade, benefícios microclimáticos e de proteção ao fogo, um dossel intacto impede o potencial de regeneração das árvores sob pouca luminosidade, limitando o seu crescimento pós-corte. Uma solução potencial para esse problema é a eliminação de competidores ao redor das árvores a serem cortadas, conhecida como liberação [Wadsworth e Zweede, 2006]. Dauber *et al.* [2005] modelaram o crescimento de árvore baseado em dados de campo de uma extensa rede de sítios com taxas de crescimento medidas em mais de 10.000 árvores na Amazônia boliviana. O crescimento das árvores foi modelado para áreas com e sem tratamento silviculturais das árvores, nas quais as árvores competidoras e trepadeiras do entorno são eliminadas durante um ciclo de 25 anos de corte. Embora os volumes modelados do primeiro corte tenham sido consideravelmente maiores do que os volumes do segundo em todas as quatro regiões, no melhor caso, em ecorregião de transição (floresta seca-para-úmida), o segundo corte atingiu 64% do volume do primeiro, sob tratamento silvicultural, em comparação com apenas 28% nas florestas sem tratamento. Tratamentos silviculturais apresentam alto custo e são pouco implementados na Amazônia atualmente.

### 2.3. O papel da Extração Madeireira Ilegal

Em razão de sua ampla disseminação, a prática ilegal de extração requer maior atenção aqui. Há dois mecanismos legais para a obtenção de permissão para a exploração madeireira de florestas na Amazônia brasileira: planos de

manejo florestal, regulamentados por instrumentos de políticas públicas específicas, e desmatamento. A legislação brasileira atual permite o desmatamento de 20% da área total de propriedades rurais amazônicas. No passado, esses dois mecanismos eram controlados pela agência federal de meio ambiente, o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). Atualmente, o decreto-lei de uma nova legislação florestal (Lei 11284/2006) criou as primeiras diretivas para descentralizar o controle dos planos de manejo da floresta e delegar autorizações de desmatamento para agências estaduais, na tentativa de aumentar a transparência desses processos [Zarin *et al.*, 2007]. Os poucos números disponíveis relativos ao volume de madeira cortada gerado por esses mecanismos mostram que sua soma foi abaixo de 15 milhões de m<sup>3</sup> em 2000 e 2004. Por outro lado, levantamentos das indústrias madeireiras realizados em 1998 e 2004 [Lentini *et al.*, 2005] mostram que o total da produção amazônica durante esse período esteve acima de 24 milhões de m<sup>3</sup>, um número diretamente confirmado pelas estimativas de satélite desenvolvidas por Asner *et al.*, [2005]. A combinação dessas estimativas deixa claro que durante esses anos a produção de madeira na Amazônia, em pelo menos 40%, foi gerada ilegalmente.

Nos últimos anos, o governo e a sociedades civil tomaram iniciativas contra a exploração madeireira ilegal. Centenas de planos de manejo foram cancelados pelo IBAMA em 2003 e 2004, na tentativa de suspender a extração ilegal e diminuir as taxas de desmatamento, estimadas pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) em 1,7 milhões de ha em 2004 (PRODES: Programa de Cálculo do Desflorestamento da Amazônia, 2005, ver <http://www.obt.inpe.br/prodes/index.html>). Em 2005, o Ministério do Meio Ambiente, a Polícia Federal, o IBAMA e várias organizações governamentais conduziram três operações em grande escala com o objetivo de combater a ilegalidade e a corrupção no setor florestal. Apesar desses esforços recentes, a dimensão das operações ilegais continua difícil de ser estimada com precisão.

A extração ilegal, conduzida sem planos de manejo aprovados pelo governo e sem autorizações, tem efeitos econômicos, sociais e

ecológicos especialmente danosos. Os impactos ecológicos podem ser mensurados pelas perdas de impostos governamentais e pelo desenvolvimento ineficiente de setores econômicos relacionados à extração madeireira. Do ponto de vista da organização da sociedade, o emprego formal é substituído pela informalidade, o que gera a baixa qualidade desses empregos, riscos mais altos para os trabalhadores da floresta, menores benefícios, além de conflitos entre madeireiros e comunidades tradicionais sobre o uso da terra. Da perspectiva ecológica, enquanto os planos de manejo legal limitam as entradas para a extração madeireira por períodos extensos (em geral 30 anos), a extração ilegal promove múltiplas entradas para a extração em uma área, à medida que mudam as condições de mercado. As múltiplas entradas resultam no empobrecimento da floresta, perda significativa da biodiversidade e no aumento da suscetibilidade ao fogo [Nepstad et al., 1999].

### 3. IMPACTOS ECOLÓGICOS DAS PRÁTICAS ATUAIS DE EXTRAÇÃO MADEIREIRA

Os impactos ecológicos da extração seletiva estão diretamente relacionados à intensidade da extração, em termos de volume de madeira extraída por hectare, o que determina em grande parte o nível de danos colaterais que incorrem durante e após a extração da madeira. Os métodos de exploração, desde os tradicionais em grande escala, que utilizam tratores e/ou arrastes, até a extração de impacto reduzido (RIL), cuidadosamente planejado, estão estreitamente ligados ao impacto inicial causado à floresta e às respostas ecológicas de longo prazo que abrangem o ambiente de luz do dossel, ciclos de carbono e regimes de fogo.

Os efeitos da extração seletiva ocorrem inicialmente nas propriedades biofísicas da floresta, cujo dossel de cobertura (medido pela fração da abertura ou disponibilidade de luz) se altera completamente durante as operações de extração. As mudanças no padrão espacial e a extensão das clareiras na floresta têm então efeitos em cascata nas taxas de crescimento florestal, processos hidrológicos e toda a rede alimentar da floresta. Essas clareiras são organizadas por estratos de uso da floresta,

incluindo-se estradas de acesso, quedas de árvores – onde as toras são inicialmente cortadas –, trilhas de arraste para a tração de toras da floresta e decks de madeira (comumente conhecidos como pátios) usados para o carregamento de toras em caminhões (Quadro 3).

**Quadro 3.** Vista plana de uma área de 100 ha de extração madeira com métodos convencionais no leste da Amazônia brasileira [Pereira et al., 2002].

Esses quatro estratos, que ajudam a organizar os impactos ecológicos conforme discutidos abaixo, e seus padrões em toda a paisagem, em termos de número e densidade, exercem um controle significativo sobre a taxa de regeneração de todos os organismos. Embora as estradas, pátios, arrastes e locais de quedas de árvores permaneçam visíveis aos satélites durante alguns anos após a extração da madeira, o dossel se fecha rapidamente (Quadro 4), tornando a geografia da extração difícil de ser rastreada, o que leva o observador comum a pensar que a regeneração da floresta é rápida (Anexo A). De fato, embora o fechamento do dossel seja rápido, a regeneração da floresta, tanto em termos de estoques de carbono como de processos ecológicos, está longe de ser rápida em áreas de floresta úmida de terra-firme da Amazônia. A extração seletiva altera os processos ecológicos, que se estendem de mudanças na fenologia ao modo como o carbono e nutrientes são reciclados e até mesmo às emissões de gases-traço como óxidos de nitrogênio e metano.

Embora o LBA não tenha focalizado os estudos de biodiversidade de florestas tropicais, é importante reconhecer aqui os impactos da extração madeireira nesse aspecto, uma vez que são altamente variáveis e frequentemente substanciais. Vários estudos documentaram o modo como a extração seletiva pode causar o empobrecimento biótico de espécies e comunidades ou, alternativamente, estimular o crescimento de populações de algumas espécies [Johns, 1992; Thiollay, 1992; Hill et al., 1995]. Tanto a magnitude como a direção das mudanças ecológicas que se seguem à extração madeireira dependem fortemente da intensidade inicial da extração e da subsequente dinâmica espacial e temporal da fração de abertura da floresta (ver Fimbel et al. [2001] para uma síntese extensiva).

### 3.1. Ambiente de Luz

Um importante fator ecológico limitante da regeneração e estabelecimento da planta em florestas tropicais é a baixa intensidade de luz no sub-bosque [Johns et al., 1996]. Em florestas tropicais úmidas, aproximadamente 2% a 3% de radiação fotossinteticamente ativa (PAR) (400 – 700 nm) atingem o chão da floresta [Lee, 1987], e a fração da abertura do dossel tipicamente varia de apenas 2% a 4% [ex., Chazdon e Fetcher, 1984]. A produtividade da planta ou o sequestro de carbono pela vegetação estão estreitamente ligados à disponibilidade do PAR [Monteith, 1972; Field et al., 1995]. Aberturas de dossel criadas pelas extrações seletivas de madeira têm efeitos imediatos na interceptação da PAR, fluxos de calor sensível e latente, estresse hídrico e produtividade da planta em florestas tropicais [Healey et al., 2000; Pinard e Cropper, 2000]. As taxas de regeneração da floresta podem então estar ligadas ao tamanho, número e arranjo especial das aberturas do dossel após a extração [Pereira et al., 2002].

O ambiente de luz após o extração pode ser avaliado em termos dos danos causados ao solo resultantes da extração da madeira (ex.: trilhas de arraste, rodovias e pátios) e em termos da fração de abertura do dossel entre essas classes de danos. Através de uma ampla gama de intensidades de extração convencional e RIL (2,6 – 6,4 ha<sup>-1</sup> de árvores derrubadas) na Amazônia Oriental, Asner et al. [2004b] verificaram que a maior parte dos danos ao solo ocorreu com trilhas de arraste (4 – 12%), enquanto os pátios e estradas tiveram apenas uma pequena contribuição aos danos totais causados ao solo (<2%). Feldpausch et al. [2005] identificaram um padrão similar entre os sítios de RIL em Mato Grosso, Brasil. Entretanto, apesar de as intensidades da extração serem similares, a extração convencional causa mais danos ao dossel do que o RIL, seja pela coleta inicial ou pelas quedas de árvores que ocorrem nos anos seguintes ao evento de corte [Pereira et al., 2002; Schulze e Zweede, 2006]. Definitivamente, nem o número de pátios e nem suas áreas individuais ou totais estão bem correlacionados com o número de árvores removidas ou com a intensidade da extração de árvores (árvores por hectare) [Asner et al., 2004a]. Por outro lado, a área de arraste

em geral está bem correlacionada com a área danificada do solo (metros quadrados) por árvore caída, embora esses traços estejam entre os mais difíceis de serem mapeados no campo ou por sensores de satélite (Anexo A).

Em termos da interceptação de luz pelo dossel após a extração, levantamentos de campo sobre as classes de danos mostram que as frações de abertura são mais elevadas nos pátios e mais baixas nas áreas de quedas de árvores imediatamente após a extração da madeira [Feldpausch et al., 2005]. Entretanto, a pequena área de superfície dos pátios reduz a sua contribuição a uma fração muito pequena dos efeitos de áreas integradas de extração em toda a floresta. Por outro lado, frações menores de aberturas causadas por quedas de árvores estão espalhadas por toda a floresta, resultando numa grande contribuição para o total de fração de abertura do dossel intacto [Asner et al., 2006]. As aberturas do dossel nos locais das quedas das árvores são mais altas no ponto onde a copa é removida e diminuem à medida que se distanciam de cada copa derrubada (Figura 1). Após as extrações na Amazônia oriental, a área afetada pela queda de cada árvore foi de aproximadamente 100 m de raio no caso da extração convencional, mas de apenas 50 m no sistema RIL [Asner et al., 2004b]. O tamanho e a duração das clareiras produzidas por queda de árvore causam impacto significativo na interceptação de PAR e na produção principal resultante que segue a extração de madeira [Huang et al., 2008]. Pereira et al. [2002] demonstraram as vantagens dos métodos RIL na manutenção do dossel após a extração de madeira. Feldpausch et al. [2005] observaram que o RIL reduz o dano ao dossel, mas apenas quando as intensidades da extração, calculadas em termos de volume de madeira, são relativamente altas. Em resumo, os efeitos positivos das práticas de RIL no dossel são mais observados nos grandes volumes de extração; caso contrário, eles convergem para os níveis de danos da extração convencional quando as taxas de extração forem muito baixas.

### 3.2. Ciclo do Carbono

O balanço total de carbono oriundo da extração madeireira depende do balanço do estoque de carbono de longo prazo em produtos madeireiros, das perdas resultantes de processamento e fabricação ineficientes, das perdas relacionadas à decomposição de madeira em razão dos danos produzidos pelo corte da floresta, e dos ganhos de carbono ao longo do tempo como resultado da regeneração da floresta. A perda do carbono como resultado da extração madeireira na Amazônia acha-se resumida por áreas de estudo na Tabela 2.

**Tabela 2.** Estimativas de Perda de Carbono pela Atividade Madeireira <sup>a</sup>

<sup>a</sup>Estimativas de toras por volumes médios, altos e baixos de extração de *Asner et al.*, [2005] e *Nepstad et al.*, [1999]. A densidade de toras é baseada em 0,7 Mg m<sup>3</sup>, e o fator de conversão da massa de madeira a C em 0,5 [*Schlesinger*, 1997]. A perda da tora está ajustada para dar conta de 42% da madeira que se transforma em produtos duráveis [*Lentini et al.*, 2005]. Estimativas de fragmentos brutos de madeira baseiam-se no trabalho de *Keller et al.*, [2004b]. Perda do subsolo é calculada como 20% do fragmento bruto de madeira sobre o solo mais toras [*Keller et al.*, 2001]. Árvores mortas em pé são 20% do fragmento [*Palace et al.* 2007].

A atividade de extração industrial na região amazônica do Brasil remove em torno de 19 a 40 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de toras da floresta. Comparada com outras perdas, a perda de carbono como resultado do processamento da madeira extraída é pequena (~12% do total). Os produtos acabados respondem por apenas 42% das toras removidas da floresta [*Lentini et al.*, 2005]. Embora esses produtos venham a se decompor eventualmente, o tempo de existência de produtos madeireiros da Amazônia é desconhecido. A relevância de produtos acabados para a contabilidade total do carbono é pequena. A maior parte do carbono contido nas toras transportadas da floresta para as serrarias recicla-se rapidamente para a atmosfera, uma vez que as sobras residuais nas serrarias são, em geral, queimadas.

As operações de extração madeireira na Amazônia são ineficientes e causam importantes danos colaterais [*Veríssimo et al.*, 1992]. A Tabela

2 mostra que o equivalente a seis vezes a quantidade de carbono comprometida com as sobras residuais na floresta (incluindo-se os resíduos de madeira bruta derrubada e em pé e os resíduos do subsolo) é exportada sob a forma de toras. Nas operações bem manejadas, de baixo impacto, a razão de resíduos criados pela madeira exportada não ultrapassa 2,4 [*Feldpausch et al.*, 2005]. As perdas residuais incluem as porções de árvores extraídas, mas não removidas da floresta, árvores destruídas nas operações de derrubada e especialmente árvores destruídas nas operações com equipamentos pesados usados para a abertura de estradas na floresta e o arraste de toras para fora dela. A pesquisa indica que as operações de arraste são responsáveis por grande parte dos danos colaterais e que as melhorias no arraste por meio do uso de equipamentos apropriados e planejamento podem reduzir os danos e a perda de carbono à metade [*Pereira et al.*, 2002; *Keller et al.*, 2004b]. Grande parte da perda é gerada imediatamente ou no período de um ano após a extração da madeira. A perda de carbono do ecossistema para a atmosfera não é instantânea. Entretanto, sob as condições quentes e úmidas da Amazônia, a vida média do material residual de madeira é de cerca de cinco a sete anos [*Chambers et al.*, 2000; *Palace et al.*, 2007]. Apesar desse conhecimento básico sobre as perdas de carbono que se seguem à extração de madeira, as fontes primárias de dados permanecem limitadas e, portanto, medições adicionais são ainda necessárias. A contribuição do subsolo para balanço do carbono é especialmente incerta em razão do conhecimento precário dos estoques de carbono abaixo do solo na Amazônia [*Keller et al.*, 2001]. Estoques de raízes são precariamente quantificados e é difícil quantificar pequenas mudanças nos reservatórios de carbono do solo. Em um estudo, pesquisadores quantificaram o fluxo de CO<sub>2</sub> do solo após atividade de extração de baixo impacto na Floresta Nacional do Tapajós na região central do Estado do Pará [*Keller et al.*, 2005]. Os autores encontraram um leve aumento das emissões de CO<sub>2</sub> em clareiras produzidas por árvores derrubadas e trilhas de arraste e uma diminuição de emissões dos pátios, comparados com emissões da floresta intacta. Quando as emissões de CO<sub>2</sub> foram agregadas espacialmente,

as emissões de florestas afetadas pela extração de madeira não apresentaram diferenças estatisticamente distintas das florestas intactas. É provável que o aumento da produção de CO<sub>2</sub> relacionado à decomposição de raízes mortas seja produzido pela perda da respiração da raiz, com nenhuma troca líquida no fluxo de CO<sub>2</sub> [Varner *et al.*, 2003; Silver *et al.*, 2005].

A taxa de regeneração de florestas derrubadas na Amazônia tem sido medida em apenas alguns casos muito limitados em sítios experimentais, cujas taxas de regeneração tem se concentrado na estimativa de produção futura de madeira [Ex.: Silva *et al.*, 1995]. Não se tem conhecimento de quaisquer estudos publicados sobre taxas de regeneração e balanços de carbono subsequentes à extração convencional em escala industrial na Amazônia. As taxas de regeneração dependem de uma variedade de fatores controlados pela disponibilidade de luz (fração da abertura) e a eficiência do uso da luz pelos dosséis [Huang *et al.*, 2008]. Em geral, as taxas de sequestro de carbono serão mais altas em locais com maior abertura do dossel. Portanto, o sequestro bruto de carbono será mais elevado onde forem gerados volumes maiores de corte e esses são os locais onde incorrerão maiores perdas de carbono bruto oriundo de decomposição. Cenários otimistas de modelagem sugerem que é possível manter a produção de madeira por até 200 anos em rotações de 30 anos, contanto que o mercado aceite, com o tempo, novas espécies potencialmente comerciais [Alder e Silva, 2000; Keller *et al.*, 2004a]. Entretanto, a não ser que haja uma intervenção silvicultural substancial [Dauber *et al.*, 2005], as espécies de crescimento rápido com pouca densidade de madeira tendem a substituir as espécies de crescimento lento com alta densidade de madeira, resultando em parcelas de floresta com estoques totais mais baixos de carbono [Keller *et al.*, 2004; Bunker *et al.*, 2005]. Em suas simulações, Keller *et al.* [2004a] e Huang *et al.* [2008] previram que as florestas da Amazônia perderiam uma média de 12 a 19 Mg C ha<sup>-1</sup> ao longo dos primeiros 30 anos de rotação (uma nova área é derrubada a cada ano) e entre 16 e 30 Mg C ha<sup>-1</sup> com reentrada de ciclos de extração de madeira ao longo de 200 anos (Figura 2). É importante salientar que esses modelos baseiam-se em taxas de crescimento médio.

Brienen e Zuidema [2007] mostraram que as distribuições assimétricas de crescimento arbóreo devem ser consideradas para simulações mais realistas sobre a produção de floresta tropical.

### 3.3. Outros Ciclos Biogeoquímicos

Além de seus efeitos diretos na estrutura da floresta e no ciclo do carbono, a extração seletiva pode alterar os ciclos de nutrientes e outros processos biogeoquímicos chave que regulam a produtividade da floresta e sistemas aquáticos adjacentes. Por exemplo, perdas de nitrato das áreas derrubadas na Guiana variam na proporção da área de distúrbio do solo ao redor das árvores extraídas [Brouwer, 1996]. Aumentos da disponibilidade de nitrato em solos de floresta tropical estimulam a denitrificação e emissões de óxido de nitrogênio [Keller e Reiners, 1994]. A extração de madeira muitas vezes tem seus efeitos mais óbvios no solo em razão do aumento da erosão e escoamento, com perdas concomitantes de nutrientes e matéria orgânica [McNabb *et al.*, 1997; Brouwer, 1996; Johns *et al.*, 1996]. Tanto a magnitude quanto a direção da mudança ecológica que se seguem à extração dependem, em grande parte, da intensidade do corte inicial e das subsequentes dinâmicas temporais e espaciais da fração de abertura da floresta.

A extração de madeira altera os estoques e fluxos de nutrientes de plantas na paisagem, com implicações potenciais para regeneração em curto prazo e sustentabilidade de longo prazo de práticas de corte na floresta tropical [Brouwer, 1996; McNabb *et al.*, 1997]. Em particular, nutrientes derivados de rochas como o fósforo (P), cálcio (Ca), e magnésio (Mg) são escassos na maior parte dos tipos de solo encontrados na Amazônia oriental [Sanchez, 1976; Silver *et al.*, 2000]. Utissolos e oxissolos contêm pouco P inorgânico móvel. A maior parte de P é encontrada em reservatórios orgânicos ou em formas não disponíveis no solo mineral, e tanto P quanto a base de cátions (Ca, Mg, etc.) são recicladas muito eficientemente em florestas tropicais úmidas [Vitousek e Sanford, 1986; Stewart e Tiessen, 1987]. Reservatórios orgânicos como madeira, serapilheira, raízes finas, e

matéria orgânica do solo são fontes cruciais desses nutrientes escassos.

Certos traços de paisagem de florestas sob extração seletiva são mais visivelmente afetados pelas operações de extração do que outros. Pátios e estradas frequentemente sofrem a remoção completa da cobertura de raízes da superfície, de camadas de serapilheira e matéria orgânica do solo, que são importantes reservatórios de nutrientes derivados de rochas e nitrogênio. As operações de extração seletiva em geral produzem a compactação do solo, o que pode aumentar as condições limitadas dos solos dos pátios, resultando em concentrações mais elevadas de pH, Ca e Mg [Orlander et al., 2005]. Essas zonas de mudanças na redução da oxidação podem produzir mudanças no óxido de nitrogênio e produção de metano [Keller et al., 2005; ver também Bustamante et al., neste volume]. Sob intensidades moderadas de extração, não se observa nenhum aumento de nutrientes do solo nas aberturas de queda de árvores, apesar do vigor da folhagem fresca, rica em nutrientes, e da copa da árvore que é deixada para trás após a remoção da madeira do tronco [Orlander et al., 2005]. Cálculos sugerem que as entradas de nutrientes oriundos da folhagem da copa nas aberturas por queda de árvore são provavelmente muito pequenas para serem detectadas face ao nível de nutrientes da superfície do solo de áreas intactas. Distúrbios de extração madeireira com maiores extensões espaciais, como arrastes e aberturas, produzem menor efeito imediato nos nutrientes do solo, enquanto que aqueles com menor extensão espacial, como estradas e pátios, produzem maior impacto. Na Amazônia Central, mudanças observadas nos solos durante três a seis meses depois da extração foram similares àquelas medidas 16 anos após a extração, o que sugere algumas associações interessantes entre os mecanismos causadores da mudança imediata e aqueles que mantêm essas mudanças ao longo do tempo [Orlander et al., 2005]. Os impactos diretos nas propriedades do solo parecem menos importantes do que a perda de nutrientes da madeira do tronco para a determinação da sustentabilidade da extração seletiva de madeira.

#### 4. EXTRAÇÃO MADEIREIRA E DESMATAMENTO

##### 4.1. *Convertendo a Floresta Cortada por Extração Seletiva em Desmatamentos*

A extração seletiva é um dos muitos usos da terra nas fronteiras em desenvolvimento na Amazônia brasileira. O capital formado por meio da extração seletiva pode ser investido em outras atividades econômicas como a criação de gado ou agricultura intensiva [Schneider et al., 2000; Merry et al., 2006]. Mesmo para pequenos proprietários, os rendimentos oriundos da atividade madeireira podem facilitar o desmatamento completo. Essa visão da atividade madeireira se sobrepõe à visão da extração seletiva como um uso da terra potencialmente favorável ao meio ambiente como alternativa ao desmatamento. Juntamente com a formação de capital, a extração seletiva aumenta rapidamente o acesso humano às florestas por meio das estradas não oficiais da atividade madeireira [Souza et al., 2005].

Embora as relações causais entre as atividades madeireiras e desmatamento ainda apresentem incertezas, a correlação espacial foi claramente demonstrada por Asner et al. [2006] por meio de análises de imagens de satélite de alta resolução, que cobriram cinco estados da Amazônia brasileira de 1999 a 2004. Mapas da atividade de extração seletiva de madeira derivados do Carnegie Landsat Analysis System (CLAS) foram combinados com mapas de desmatamento do programa INPE PRODES e com camadas de sistemas de informações geográficas que mostram redes de estradas. Em mais de 2.000.000 km<sup>2</sup> da Amazônia, a ocorrência da extração madeireira se deu muito provavelmente nos limites de 10 km das estradas pavimentadas (Figura 3). Entretanto, 30% de todas as áreas de extração madeireira mapeadas estavam entre 25 a 50 km dessas estradas. Além disso, Asner et al. [2006] descobriram que 16 ± 1% de áreas de extração seletiva foram desmatadas no período de um ano de atividades de extração, com taxa anual de desmatamento subsequente de 5,4% durante quatro anos após a extração da madeira. A probabilidade de desmatamento de uma área da floresta afetada pela atividade de extração madeireira foi quatro vezes maior do que áreas de florestas não perturbadas pela extração.

Durante o início dos anos 2000, a extração seletiva de madeira esteve claramente a um passo rumo ao desmatamento total da floresta.

#### 4.2. A Degradação da Floresta e Fogo Subsequente à Extração de Madeira

O corte raso não é o único destino das florestas cortadas seletivamente. Conforme discutido, as operações de extração madeireira resultam em uma matriz para novas estradas por toda a floresta, sempre retornando às redes mais substanciais de estradas pavimentadas. Essas redes de estradas não oficiais aumentam o acesso geral de caçadores, que podem provocar a diminuição da densidade populacional da fauna, com impactos em cascata na cadeia alimentícia da floresta [Peres, 2001; Peres et al., 2006]. Aberturas nos dosséis podem também resultar na dessecação da floresta [Ray et al., 2005], aumentando a suscetibilidade da floresta ao fogo, conforme documentado em níveis locais e regionais [Cochrane et al., 1999; Nepstad et al., 1999; Gerwing, 2002; Souza et al., 2003, 2005].

Os impactos da extração madeireira na fragmentação da floresta foram quantificados recentemente em uma região compreendendo quatro estados da Amazônia brasileira em resolução espacial de 30 m [Broadbent et al., 2008]. A cada ano, de 1999 a 2002, o desmatamento e a extração seletiva geraram ~32.000 e 38.000 km de novas fronteiras, o que equivale a uma taxa de crescimento de novas fronteiras fragmentadas de 0,8% e 3,41%, de extração seletiva e corte raso, respectivamente. Com base na distância média publicada, onde persistem os efeitos de borda da floresta (100m), Broadbent et al. [2008] estimaram que o desmatamento resultou em 3.000 km<sup>2</sup> adicionais de floresta com “efeito borda” durante o período de estudo, enquanto que a extração seletiva gerou quase 20.000 km<sup>2</sup> de floresta com “efeito borda”, sempre adentrando profundamente em áreas de floresta primária. Sob a ótica da fragmentação, o alto impacto das práticas de extração madeireira do passado recente no Brasil tem representado uma força importante na fragmentação e mudança da floresta.

Em resumo, a combinação da atividade madeireira, degradação da floresta e o

desmatamento estão submetendo a Amazônia brasileira a uma nova paisagem ecológica, com mosaicos de áreas desmatadas e áreas de florestas que abrigam um mosaico complexo de florestas secundárias e de florestas primárias afetadas pela extração [Fearnside e Guimarães, 1996; Steininger, 1996; Cardille e Foley, 2003]. Uma enorme área de floresta afetada exclusivamente por desmatamento e extração madeireira abrangendo quatro estados foi detectada em 2000 – 2001 (Quadro 5). O detalhamento sobre fogo, degradação e caça será uma tarefa desafiadora, mas os avanços em sensoriamento remoto estão tornando possível mapear e monitorar uma variedade de mudanças nos ambientes de floresta tropical (revisão de Chambers et al., [2007]). A pesquisa em sensoriamento remoto durante o LBA estimulou muitos dos desenvolvimentos de técnicas que tornaram o mapeamento da extração seletiva mais factível (Anexo A).

#### 5. CONCLUSÕES

O corte seletivo é claramente uma forma importante de uso da terra na Amazônia, com potencial para o uso sustentável da floresta, se métodos de extração mais cuidadosos e planejamento forem adotados e executados mais amplamente. De 2000 a 2005, cerca da metade da atividade de extração seletiva na Amazônia brasileira foi ilegal e, conseqüentemente, não regulamentada [Barreto et al., 2006]. Além disso, pelo menos ao longo de 2002, a extração seletiva foi dominada regionalmente por operações de extração de alto risco que deixaram a floresta suscetível à seca e fogo [Nepstad et al., 1999; Gerwing, 2002]. A extração madeireira sempre foi um precursor do desmatamento [Asner et al., 2006] em razão do aumento do acesso à floresta propiciado aos habitantes pelas estradas não oficiais [Brandão Jr. e Souza Jr. 2006]. Além disso, assim como em 2007, a área total sob certificação verde do Conselho de Manejo Florestal foi de apenas 3,2 milhões de ha (Forest Stewardship Council, Florestas Certificadas, 2005, disponível no site: <http://www.fsc.org.br>), que representam apenas 3% da produção total de madeira da Amazônia [Barreto et al., 2006]. Portanto, nos últimos anos, a extração seletiva

não contemplou operações bem manejadas, de baixo impacto e com certificação verde com o objetivo de assegurar a preservação da cobertura florestal, sua estrutura, diversidade e função como alternativa ao desmatamento. Ao contrário, na extração seletiva de madeira predominam operações de alto impacto que destroem o dossel e produzem efeitos em cascada na ecologia da região. Este capítulo salientou e sintetizou muito do que foi aprendido sobre os impactos ecológicos da extração madeireira durante o programa LBA. Estudos futuros serão desenvolvidos a partir desses resultados com a expectativa de que acompanharão os passos da rápida expansão das políticas públicas voltadas para a indústria madeireira no Brasil.

#### ANEXO A: SENSORIAMENTO REMOTO DA EXTRAÇÃO SELETIVA

A detecção da extração seletiva de madeira com imagem de satélite de alta resolução, como o mapeador temático Landsat (pixel tamanho 30-m) é desafiadora em razão da mistura complexa de vegetação morta e viva, sombreamento e solos encontrados em todos os ambientes de floresta. Da perspectiva do satélite, os danos causados pela atividade madeireira parecem desaparecer em três anos ou menos, tornando a detecção de florestas previamente cortadas (>1 ano) também muito desafiadoras [Stone e Lefebvre, 1998]. Durante o LBA, estudos de sensoriamento remoto sobre a extração madeireira na Amazônia brasileira mostraram que os dados de reflectância do Landsat têm resolução espectral limitada para diferenciar a floresta afetada pela atividade madeireira e a floresta intacta [Asner et al., 2002a; Souza et al., 2005]. Os índices de vegetação [Stone e Lefebvre, 1998; Souza et al., 2005; Broadbent et al., 2006] e filtros de textura [Asner et al., 2002a] também mostraram uma capacidade limitada de detecção da extração madeireira. O aperfeiçoamento da resolução espacial de dados de reflectância pode ajudar; 1– 4m de resolução de dados do satélite IKONOS podem detectar prontamente a estrutura do dossel da floresta e danos ao dossel causados pela extração seletiva de madeira [Asner et al., 2002b; Read et al., 2003; Souza et

al., 2003]. Entretanto, o alto custo dessas imagens e os desafios computacionais adicionais para a captação de informações limitam seriamente o uso operacional de imagem do IKONOS ou similares.

A pesquisa do LBA mostrou que a detecção da extração seletiva de madeira em resolução espacial moderada é identificada com mais precisão na escala de sub-pixel usando-se a técnica chamada de análise de mistura espectral (spectral mixture analysis – SMA). Imagens obtidas com SMA que mostram cobertura fracionada detalhada de solos, vegetação não fotossintética (NPV) e vegetação verde aumentam nossa capacidade de detectar a infraestrutura da extração madeireira e danos ao dossel. Mapas da cobertura fracionada do solo derivados de SMA, por exemplo, podem aumentar a detecção de pátios e estradas [Souza e Barreto, 2000]; os mapas de fração de NPV aumentam a expressão tanto da vegetação morta como da danificada [Souza et al. 2003]; e a cobertura fracionada da vegetação verde é sensível às aberturas no dossel [Asner et al., 2004a].

Várias técnicas de mapeamento foram testadas e aplicadas em estudos de extração seletiva de madeira em escalas locais a regionais no Brasil (Tabela A1). Essas técnicas variam em termos de objetivos do mapeamento, enfoque e extensão geográfica, e de relatos da acurácia. Em termos dos objetivos do mapeamento, algumas técnicas foram desenvolvidas para mapear a área total potencialmente cortada, que inclui o dossel danificado da floresta e as aberturas da floresta e parcelas de florestas não perturbadas, enquanto outras focalizaram somente o mapeamento do dano ao dossel da floresta. O primeiro grupo de técnicas incluiu a interpretação visual das imagens do Landsat [ex.: Stone e Lefebvre, 1998; Matricardi et al., 2001], detecção manual e automática dos pátios com um de extração de madeira raio (buffer) estimado ao redor dos pátios [Souza e Barreto, 2000], e métodos de mistura de pixel (Spectral Mixture Analysis – SMA) automatizados e combinados com métodos de reconhecimento padrão [Souza et al., 2005; Asner et al., 2005, 2006]. Estudos futuros provavelmente focalizarão técnicas que equilibram questões de qualidade de imagens de satélite, disponibilidade e custo, tempo de

processamento e o nível de expertise necessário para produzir mapas verificáveis de extração seletiva de madeira. A pesquisa do LBA abriu caminho para esses desenvolvimentos atuais e futuros.

*Agradecimentos:* Agradecemos aos muitos indivíduos e agências do Brasil, Estados Unidos e de outros lugares pelo apoio científico, logístico e financeiro necessários para desenvolver um entendimento da mudança do uso da terra e das práticas de extração seletiva na região Amazônica. Este trabalho teve apoio do programa NASA LBA-ECO e da Fundação *Gordon and Betty Moore*.

## REFERÊNCIAS

- Alder, D., and J. N. M. Silva (2000), An empirical cohort model for management of terra firme forests in the Brazilian Amazon, *For. Ecol. Manage.*, *130*, 141-157.
- Asner, G. P., M. Keller, R. Pereira, and J. Zweede (2002a), Remote sensing of selective logging in Amazônia: Assessing limitations based on detailed field measurements, Landsat ETM+ and textural analysis, *Rem. Sens. Environ.*, *80*, 483-496.
- Asner, G. P., M. Palace, M. Keller, R. Pereira Jr., J. N. M. Silva, and J. C. Zweede (2002b), Estimating canopy structure in an Amazon forest from laser rangefinder and IKONOS satellite observations, *Biotropica*, *34*, 483-492.
- Asner, G. P., M. Keller, R. Pereira, J. C. Zweede, and J. N. M. Silva (2004a), Canopy damage and recovery following selective logging in an Amazon forest: Integrating field and satellite studies, *Ecol. Applic.*, *14*, 280-298.
- Asner, G. P., M. Keller, and J. N. M. Silva (2004b), Spatial and temporal dynamics of forest canopy gaps following selective logging in the eastern Amazon, *Global Change Biol.*, *10*, 765-783.
- Asner, G. P., D. E. Knapp, E. N. Broadbent, P. J. C. Oliveira, M. Keller, and J. N. M. Silva (2005), Selective logging in the Brazilian Amazon, *Science*, *310*, 480-482.
- Asner, G. P., E. N. Broadbent, P. J. C. Oliveira, D. E. Knapp, M. Keller, and J. N. Silva (2006), Condition and fate of logged forests in the Brazilian Amazon, *Proc. Nat. Acad. Sci.*, *103*, 12,947-12,950.
- Barreto, P., C. Souza Jr., R. Noguero, A. Anderson, and R. Salomão (2006), *Human Pressure on the Brazilian Amazon Forests*, 84 pp., World Resources Institute, Washington, DC.
- Barros, A. C., and C. Uhl (1995), Logging along the Amazon River and estuary - patterns, problems and potential, *For. Ecol. Manage.*, *77*, 87-105.
- Binswanger, H. P. (1991), Brazilian policies that encourage deforestation in the Amazon, *World Dev.*, *19*, 821-829.
- Boltz, F., D. R. Carter, T. P. Holmes, and R. Pereira Jr. (2001), Financial returns under uncertainty for conventional and reduced-impact logging in permanent production forests of the Brazilian Amazon, *Ecol. Econ.*, *39*, 387-398.
- Brienen, R. J. W., and P. A. Zuidema (2007), Incorporating persistent tree growth differences increases estimates of tropical timber yield, *Frontiers Ecol. Environ.*, *5*, 302-306.
- Broadbent, E. N., D. J. Zarin, G. P. Asner, M. Pena-Claros, A. Cooper, and R. Littell (2006), Forest structure and spectral properties after selective logging in Bolivia, *Ecol. Applic.*, *16*, 1148-1163.
- Broadbent, E. N., G. P. Asner, M. Keller, D. E. Knapp, P. J. C. Oliveira, and J. N. Silva (2008), Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. *Biol. Cons.*, *141*, 1745-1757, doi:10.1016/j.biocon.2008.04.024
- Brouwer, L. C. (1996), *Nutrient Cycling in Pristine and Logged Tropical Rain Forest, Tropenbos-Guyana Ser.*, vol. 1, Tropenbos-Guyana Programme, Georgetown, Guyana.
- Browder, J. O. (1988), Public Policy and Deforestation in the Brazilian Amazon, in *Public Policies and the Misuse of the Forest Resource*, edited by R. Repetto and M. Gillis, pp. 247-298, Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK.
- Bunker, D. E., F. DeClerck, J. C. Bradford, R. K. Colwell, I. Perfecto, O. L. Phillips, M. Sankaran, and S. Naeem (2005), Species loss and aboveground carbon storage in a tropical forest, *Science*, *310*, 1029-1031.

- Bustamante, M. M. C., M. Keller, and D. A. da Silva (2009), Sources and sinks of trace gases in Amazonia and the cerrado, *Geophys. Monogr. Ser.*, doi 10.1029/2008GM000733, this volume.
- Cardille, J. A., and J. A. Foley (2003), Agricultural land-use change in Brazilian Amazonia between 1980 and 1995: evidence from integrated satellite and census data, *Rem. Sens. Envir.*, 87, 551-562.
- Chambers, J. Q., N. Higuchi, J. P. Schimel, L. V. Ferreira, and J. M. Melack (2000), Decomposition and carbon cycling of dead trees in tropical forests of the central Amazon, *Oecologia*, 122, 380-388.
- Chambers, J. Q., G. P. Asner, D. C. Morton, L. O. Anderson, S. S. Saatchi, F. D. B. Espirito-Santo, M. Palace, and C. Souza Jr. (2007), Regional ecosystem structure and function: ecological insights from remote sensing of tropical forests, *Trends Ecol. Evol.*, 22, 414-423.
- Chazdon, R. L., and N. Fetcher (1984), Photosynthetic light environments in a lowland tropical rain forest in Costa Rica, *J. Ecol.*, 72, 553-564.
- Cochrane, M. A., A. Alencar, M. D. Schulze, C. M. Souza, D. C. Nepstad, P. Lefebvre, and E. A. Davidson (1999), Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forests, *Science*, 284, 1832-1835.
- Dauber, E., T. S. Fredericksen, and M. Peña-Claros (2005), Sustainability of timber harvesting in Bolivian tropical forests, *For. Ecol. Manage.*, 214, 294-304.
- Fearnside, P. M., and W. M. Guimarães (1996), Carbon uptake by secondary forests in Brazilian Amazonia, *For. Ecol. Manage.*, 80, 35-46.
- Feldpausch, T. R., S. Jirka, C. A. M. Passos, F. Jasper, and S. Riha (2005), When big trees fall: damage and carbon export by reduced impact logging in southern Amazonia, *For. Ecol. Manage.*, 219, 199-215.
- Field, C. B., J. T. Randerson, and C. M. Malmström (1995), Global net primary production: Combining ecology and remote sensing, *Rem. Sens. Envir.*, 51, 74-88.
- Fimbel, R. A., A. Grajal, and J. G. Robinson (Eds.) (2001), *The Cutting Edge: Conserving Wildlife in Logged Tropical Forests*, 700 pp., Columbia Univ. Press, New York.
- Gerwing, J. (2002), Degradation of forests through logging and fire in the eastern Brazilian Amazon, *For. Ecol. Manage.*, 157, 131-141.
- Graça, P. M., L. A. Santos, J. R. Soares, and J.V. Souza (2005), Desenvolvimento metodológico para detecção e mapeamento de áreas florestais sob exploração madeireira: Estudo de caso, região norte do Mato Grosso, in *Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto 12*, Goiânia, pp. 1555-1562, Inst. Nac. Pesqui. Espaciais, São José dos Campos, Brazil.
- Healey, J. R., C. Price, and J. Tay (2000), The cost of carbon retention by reduced impact logging, *For. Ecol. Manage.*, 139, 237-255.
- Hill, J. K., K. C. Hamer, L. A. Lace, and W. M. T. Banham (1995), Effects of selective logging on tropical forest butterflies on Buru, Indonesia, *J. Appl. Ecol.*, 32, 754-760.
- Holmes, T. P., G. M. Blate, J. C. Zweede, R. Pereira Jr, P. B. Barreto, F. Boltz, and R. Bauch (2002), Financial and ecological indicators of reduced impact logging performance in the eastern Amazon, *For. Ecol. Manage.*, 163, 93-110.
- Huang, M., G. P. Asner, M. Keller, and J. A. Berry (2008), An ecosystem model for tropical forest disturbance and selective logging, *J. Geophys. Res.*, 113, G01002, doi:10.1029/2007JG000438.
- Johns, A. D. (1992), Vertebrate responses to selective logging: implications for the design of logging systems, *Trans. Royal Soc. London*, 335, 437-442.
- Johns, J. S., P. Barreto, and C. Uhl (1996), Logging damage during planned and unplanned logging operations in the Eastern Amazon, *For. Ecol. Manage.*, 89, 59-77.
- Keller, M., and W. A. Reiniers (1994), Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide, nitric oxide, and methane under secondary succession of pasture to forest in the Atlantic lowlands of Costa Rica, *Global Biogeochem. Cycles*, 8, 399-409.
- Keller, M., M. Palace, and G. Hurtt (2001), Biomass estimation in the Tapajos National Forest, Brazil: examination of sampling and allometric uncertainties, *For. Ecol. Manage.*, 154, 371-382.

- Keller, M., G. P. Asner, J. N. M. Silva, and M. Palace (2004a), Sustainability of selective logging of upland forests in the Brazilian Amazon: Carbon budgets and remote sensing as tools for evaluation of logging effects, in *Working Forests in the Tropics: Conservation through Sustainable Management?*, edited by D. Zarin, J. Alavalapati, F. E. Putz, and M. Schmink, Columbia Univ. Press, New York.
- Keller, M., M. Palace, G. P. Asner, R. Pereira, and J. N. M. Silva (2004b), Coarse woody debris in undisturbed and logged forests in the eastern Brazilian Amazon, *Global Change Biol.*, *10*, 784-795.
- Keller, M., R. K. Varner, J. Dias, H. Silva, P. Crill, R. de Oliveira Jr., and G. P. Asner (2005), Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide, nitric oxide, methane, and carbon dioxide in logged and undisturbed forest in the Tapajos National Forest, Brazil, *Earth Interactions*, *9*,(23), E1125, doi:10.1175/E1125.1.
- Lee, D. W. (1987), The spectral distribution of radiation in two neotropical rainforests, *Biotropica*, *19*, 161-166.
- Lentini, M., D. Pereira, D. Celentano, and R. Pereira (2005), *Fatos Florestais da Amazônia*, Inst. Do Homem e Meio ambiente da Amazônia, Belém, Brazil.
- Matricardi, E. A. T., D. L. Skole, M. A. Chomentowski, and M. A. Cochrane (2001), Multi-temporal detection of selective logging in the Amazon using remote sensing, *Spec. Rep. BRSI Res. Adv. RA03-01*, 27pp., Trop. For. Inf. Cent., Mich. State Univ., East Lansing.
- McNabb, K. L., M. S. Miller, B. G. Lockaby, B. J. Stokes, R. G. Clawson, J. A. Stanturf, and J. N. M. Silva (1997), Selection harvests in Amazonian rainforests: long-term impacts on soil properties, *For. Ecol. Manage.*, *93*, 153-160.
- Merry F., G. Amacher, D. Nepstad, P. Lefebvre, E. Lima, and S. Bauch (2006), Industrial development on logging frontiers in the Brazilian Amazon, *Int. J. Sustain. Dev.*, *9*, 277-296.
- Monteiro, A. L., C. M. Souza Jr., and P. Barreto (2003), Detection of logging in Amazonian transition forests using spectral mixture models, *Int'l J. Rem. Sens.*, *24*, 151-159.
- Monteith, J.L. (1972), Solar radiation and productivity in tropical ecosystems, *J. Appl. Ecol.*, *9*, 747-766.
- Nepstad, D. C., et al. (1999), Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire, *Nature*, *398*, 505-508.
- Olander, L. O., M. C. C. Bustamante, G. P. Asner, E. Telles, Z. Prado and B. P. Camargo (2005), Surface soil changes following selective logging in an Eastern Amazon forest, *Earth Interactions*, *9*,(4), E1135, doi: 10.1175/E1135.1.
- Palace, M., M. Keller, G. P. Asner, J. N. M. Silva, and C. Passos (2007), Necromass in undisturbed and logged forests in the Brazilian Amazon, *For. Ecol. Manage.*, *238*, 309-318.
- Pereira, R., J. Zweede, G. P. Asner, and M. Keller (2002), Forest canopy damage from conventional and reduced impact selective logging in Eastern Amazon, Brazil, *For. Ecol. Manage.*, *168*, 77-89.
- Peres, C. A. (2001). Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates, *Cons. Biol.*, *15*, 1490-1505.
- Peres, C. A., J. Barlow, and W. F. Laurance (2006), Detecting anthropogenic disturbance in tropical forest, *Trends Ecol. Evol.*, *21*, 227-229.
- Pinard, M. A., and W. P. Cropper (2000), Simulated effects of logging on carbon storage in dipterocarp forest, *J. Appl. Ecol.*, *37*, 267-283.
- Pinedo-Vasquez, M., D. J. Zarin, K. Coffey, C. Padoch, and F. Rabelo (2001), Post-boom logging in Amazonia, *Hum. Biol.*, *29*, 219-239.
- Putz, F. E., D. P. Dykstra, and R. Heinrich (2000), Why poor logging practices persist in the tropics, *Cons. Biol.*, *14*, 951-956.
- Rankin, J. M. (1985), Forestry in the Brazilian Amazon, in *Amazonia*, edited by G. Prance and T. Lovejoy, pp. 369-392, Pergamon Press, Oxford.
- Ray, D., D. Nepstad, and P. Moutinho (2005), Micrometeorological and canopy controls of fire susceptibility in a forested Amazon landscape, *Ecol. Appl.*, *15*, 1664-1678.
- Read, J. M., D. B. Clark, E. M. Venticinque, and M. P. Moreira (2003), Application of merged 1-m and 4-m resolution satellite data to

- research and management in tropical forests, *J. Appl. Ecol.*, *40*, 592-600.
- Sanchez, P. A. (1976), *Properties and Management of Soils in the Tropics*, 235 pp., John Wiley and Sons, New York.
- Santos, J. R., T. Krug, L. S. Araujo, L. G. Meira Filho, and C. A. Almeida (2001), Dados multitemporais TM/Landsat aplicados ao estudo da dinâmica de exploração madeireira na Amazônia, in *Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto 12*, pp. 1751-1755, São José dos Campos, Brazil.
- Schlesinger, W. H. (1997), *Biogeochemistry: an Analysis of Global Change*, 2nd ed., 588 pp., Academic Press, San Diego, Calif.
- Schneider, R., E. Arima, A. Veríssimo, P. Barreto, and C. Souza Jr. (2000), *Sustainable Amazon: Limitations and Opportunities for Rural Development*, Inst. Do Homem e Meio ambiente da Amazônia, Brasília, Brazil.
- Scholz, I. (2000), *Overexploitation or Sustainable Management: Action Patterns of the Tropical Timber Industry: The Case of Pará, Brazil, 1960-1997*, 441 pp., Frank Cass Publishers, London.
- Schulze, M. and J. Zweede (2006), Canopy dynamics in unlogged and logged forest stands in the eastern Amazon, *For. Ecol. Manage.*, *236*, 56-64.
- Silva, J. N. M., J. O. P. de Carvalho, J. Lopes, B. F. de Almeida, D. H. M. Costa, L. C. de Oliveira, J. K. Vanclay, and J. P. Skovsgaard (1995), Growth and yield of a tropical rain forest in the Brazilian Amazon 13 years after logging, *For. Ecol. Manage.*, *71*, 267-274.
- Silver, W. L., J. Neff, M. McGroddy, E. Veldkamp, M. Keller, and R. Cosme (2000), Effects of soil texture on belowground carbon and nutrient storage in a lowland Amazonian forest ecosystem, *Ecosystems*, *3*, 193-209.
- Silver, W. L., A. W. Thompson, M. E. McGroddy, R. K. Varner, J. D. Dias, H. Silva, P. M. Crill, and M. Keller (2005), Fine root dynamics and trace gas fluxes in two lowland tropical forest soils, *Global Change Biol.*, *11*, 290-306.
- Sist, P. (2000), Reduced-impact logging in the tropics: objectives, principles and impacts, *Int'l For. Rev.*, *2*, 255-263.
- Souza, C., and P. Barreto (2000), An alternative approach for detecting and monitoring selectively logged forests in the Amazon, *Int. J. Rem. Sens.*, *21*, 173-179.
- Souza, C., L. A. Firestone, L. Moreira, and D. A. Roberts (2003), Mapping forest degradation in the eastern Amazon from SPOT 4 through spectral mixture models, *Rem. Sens. Envir.*, *87*, 494-506.
- Souza, C. M., D. A. Roberts, and M. A. Cochrane (2005), Combining spectral and spatial information to map canopy damage from selective logging and forest fires, *Rem. Sens. Envir.*, *98*, 329-343.
- Steininger, M. K. (1996), Tropical secondary forest regrowth in the Amazon: age, area, and change estimation with Thematic Mapper data, *Int. J. Rem. Sens.*, *17*, 9-27.
- Stewart, J. W. B., and H. Tiessen (1987), Dynamics of soil organic phosphorus, *Biogeochemistry.*, *4*, 41-60.
- Stone, S. W. (1998a), Evolution of the timber industry along an aging frontier: the case of Paragominas (1990-95), *World Dev.*, *26*, 433-448.
- Stone, S. W. (1998b), Using a geographic information system for applied policy analysis: the case of logging in the Eastern Amazon, *Ecol. Econ.*, *27*, 43-61.
- Stone, T. A., and P. Lefebvre (1998), Using multi-temporal satellite data to evaluate selective logging in Para, Brazil, *Int'l J. Rem. Sens.*, *19*, 2517-2526.
- Thiollay, J. M. (1992), Influence of selective logging on bird species diversity in a Guiana rain forest, *Cons. Biol.*, *6*, 47-63.
- Uhl, C., P., Barreto, A. Veríssimo, E. Vidal, P. Amaral, P., A.C. Barros, C., Souza, J. Johns, and J. Gerwing (1997), Natural resource management in the Brazilian Amazon, *Bioscience*, *47*, 160-168.
- Varner, R. K., M. Keller, J. R. Robertson, J. D. Dias, H. Silva, P. M. Crill, M. McGroddy and W. L. Silver (2003), Experimentally induced root mortality increased nitrous oxide emission from tropical forest soils, *Geophys. Res. Lett.*, *30*, doi: 10.1029/2002GL016164.
- Veríssimo, A., P. Barreto, M. Mattos, R. Tarifa, and C. Uhl (1992), Logging impacts and prospects for sustainable forest management in an old Amazonian frontier: the case of Paragominas, *For. Ecol. Manage.*, *55*, 169-199.

- Veríssimo, A., C. S. Junior, S. Stone, and C. Uhl (1998), Zoning of timber extraction in the Brazilian Amazon, *Cons. Biol.*, 12, 128-136.
- Veríssimo, A., C. Souza, and P. Amaral (2000), Identificação de Áreas com Potencial para a Criação de Florestas Nacionais na Amazônia Legal, report, 36 pp, Braz. Minist. of Environ., Brasília. (Available at [http://www.imazon.org.br/upload/im\\_livros\\_010.zip](http://www.imazon.org.br/upload/im_livros_010.zip)).
- Veríssimo, A., E. Lima, and M. Lentini (2002), Pólos Madeireiros do Estado do Pará, report, 72 pp., Inst. Do Homem e Meio Ambiente da Amazônia, Belém, Brazil (Available at <http://www.imazon.org.br/publicações/publicacao.asp?id=111>).
- Vitousek, P. M., and R. L. Sanford Jr. (1986), Nutrient cycling in moist tropical forest, *Anu. Rev. Ecol. Syst.*, 17, 137-167.
- Wadsworth, F. H., and J. C. Zweede (2006), Liberation: acceptable production of tropical forest timber, *For. Ecol. Manage.*, 233, 45–51.
- Watrín, O. S., and A. M. A. Rocha (1992), Levantamento da vegetação natural e do uso da terra no Município de Paragominas (PA) utilizando imagens TM/Landsat. Belém, *Boletim de Pesquisa, EMBRAPA, Cent. Tecnol Agri. Aliment.*, 124, 40-80.
- Zarin, D., V. F. G. Pereira, H. Raffles, F. G. Rabelo, M. Pinedo-Vasquez, and R. G. Congalton (2001), Landscape change in tidal floodplain near the mouth of the Amazon River, *For. Ecol. Manage.*, 154, 383-393.
- Zarin, D., M.D. Schulze, E. Vidal, and M. Lentini (2007), Beyond reaping the first harvest: management objectives for timber production in the Brazilian Amazon, *Cons. Biol.*, 21, 916-925.
- F. Merry, Woods Hole Research Center, Falmouth, MA 02540-1644, USA. ([fmerry@nova.whrc.org](mailto:fmerry@nova.whrc.org)).
- C. Souza Jr., Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia, Belém 66060-160, Brasil. ([souzajr@imazon.org.br](mailto:souzajr@imazon.org.br)).

*Tradução: Ivani Pereira*

*Revisão: Carlos Souza Jr.*

*Copyright © 2010 American Geophysical Union, Washington, D.C., USA. All rights reserved.*

*These materials are protected by the United States Copyright Law, International Copyright Laws and International Treaty Provisions.*

*Estes materiais são protegidos pela Lei de Direitos Autorais dos Estados Unidos, Leis Internacionais de Direitos Autorais e Disposições de Tratados Internacionais.*

---

G. P. Asner, Department of Global Ecology, Carnegie Institution, 260 Panama Street, Stanford, CA 94305, USA. ([gpa@stanford.edu](mailto:gpa@stanford.edu)).

M. Keller, NEON, Inc., 3223 Arapahoe Avenue, Boulder, CO 80303, USA. ([mkeller@neoninc.org](mailto:mkeller@neoninc.org)).

M. Lentini, Instituto Floresta Tropical, Belém 66025-660, Brasil. ([lentini@ift.org.br](mailto:lentini@ift.org.br)).

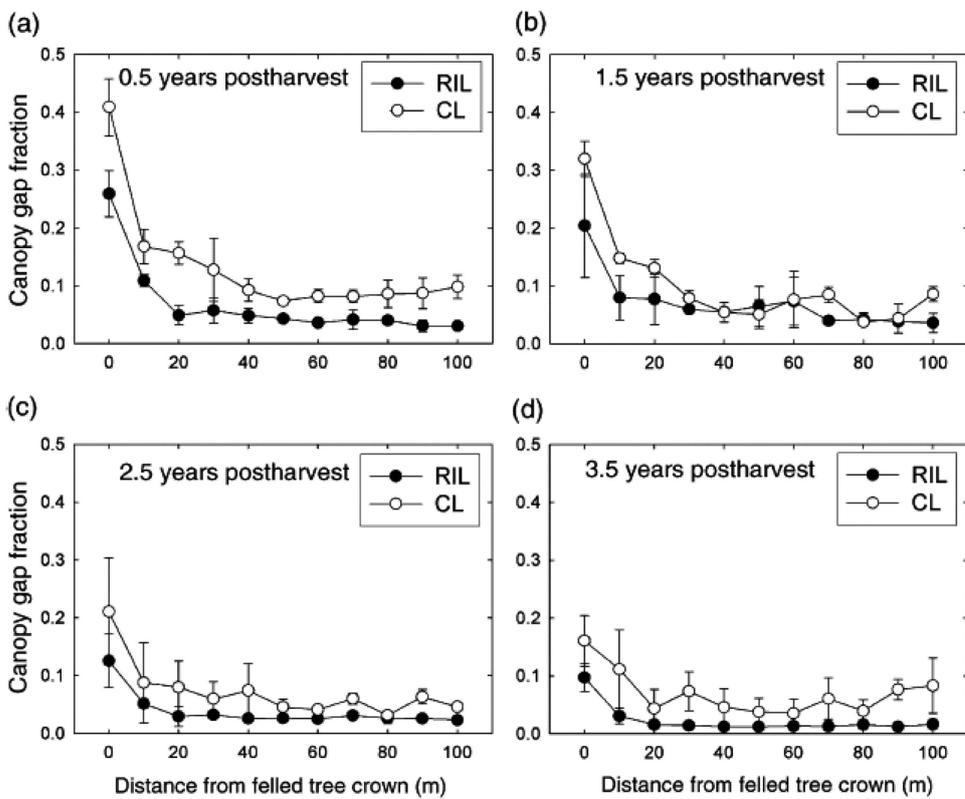


Figure 1

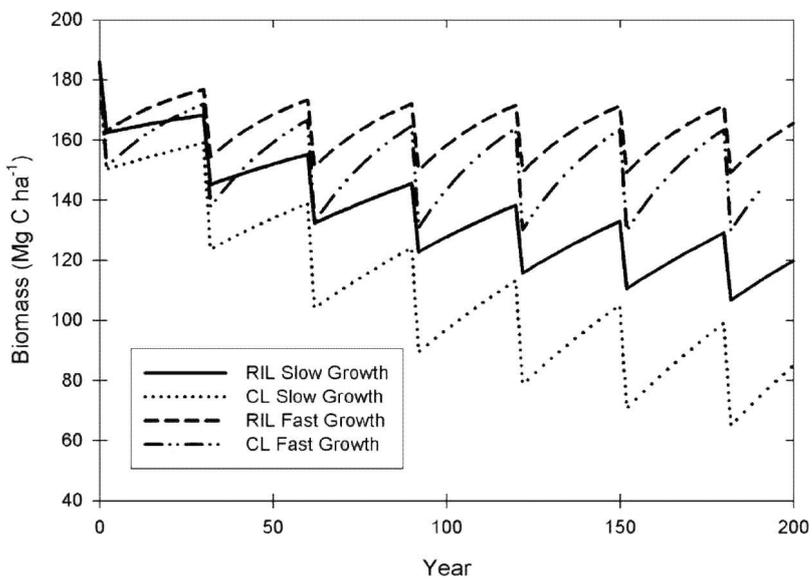


Figure 2

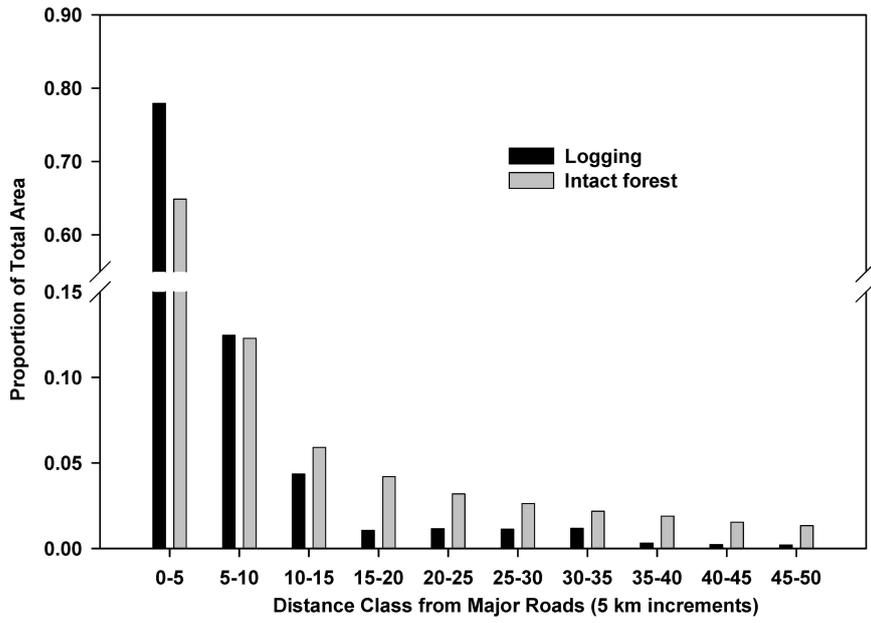


Figure 3

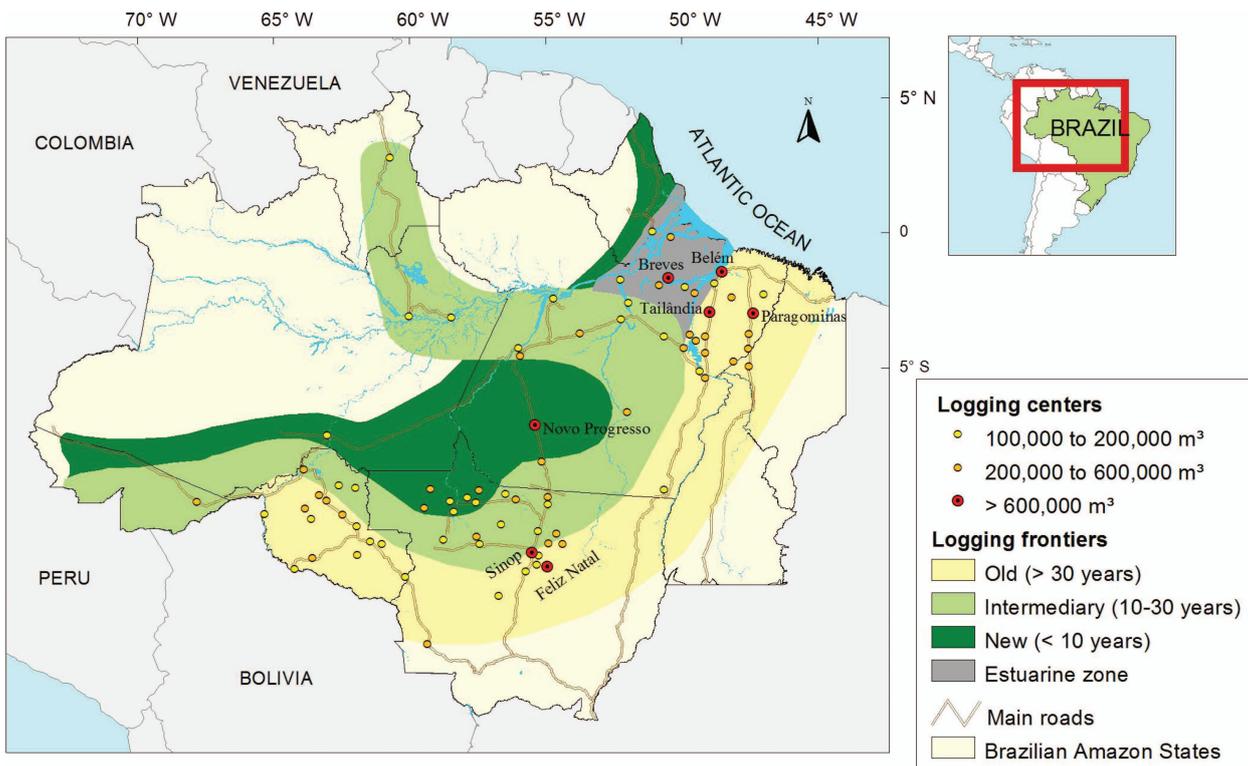


Plate 1

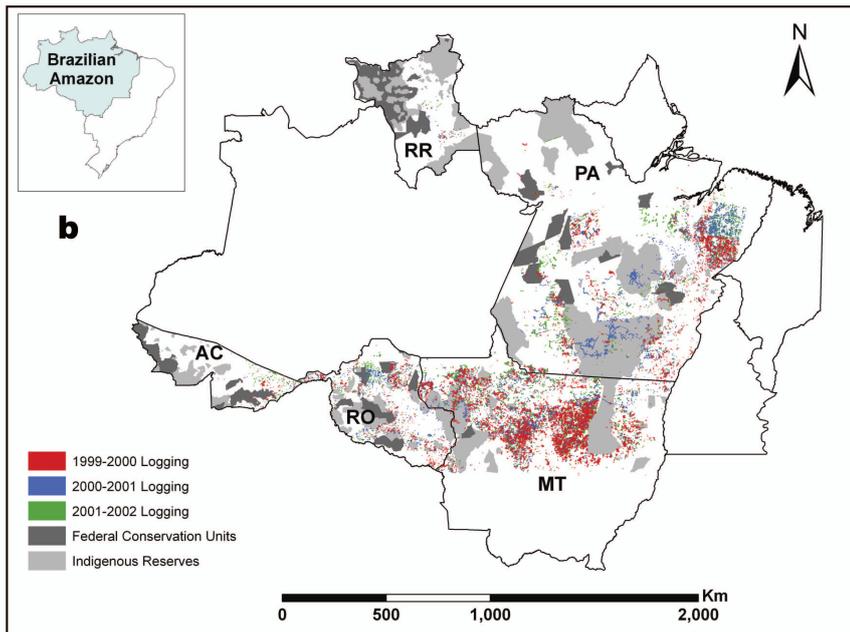
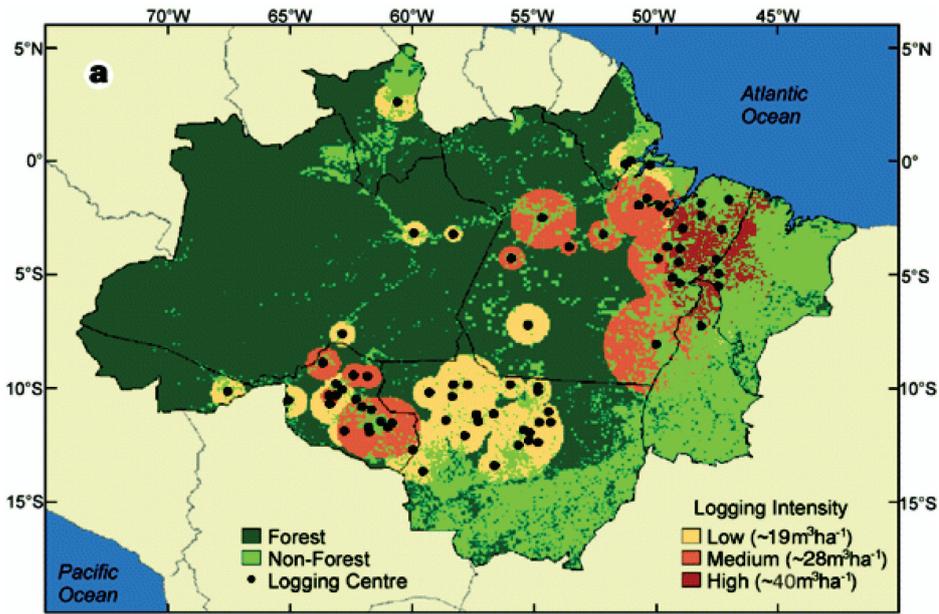


Plate 2

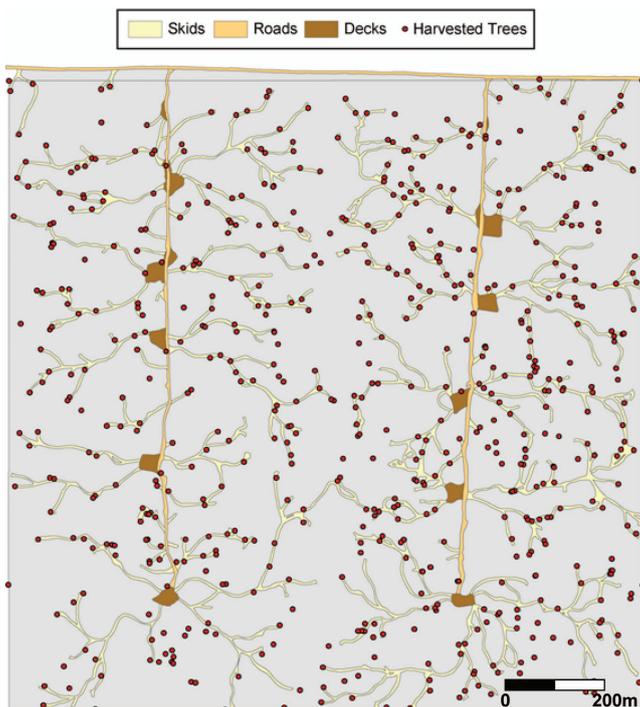


Plate 3

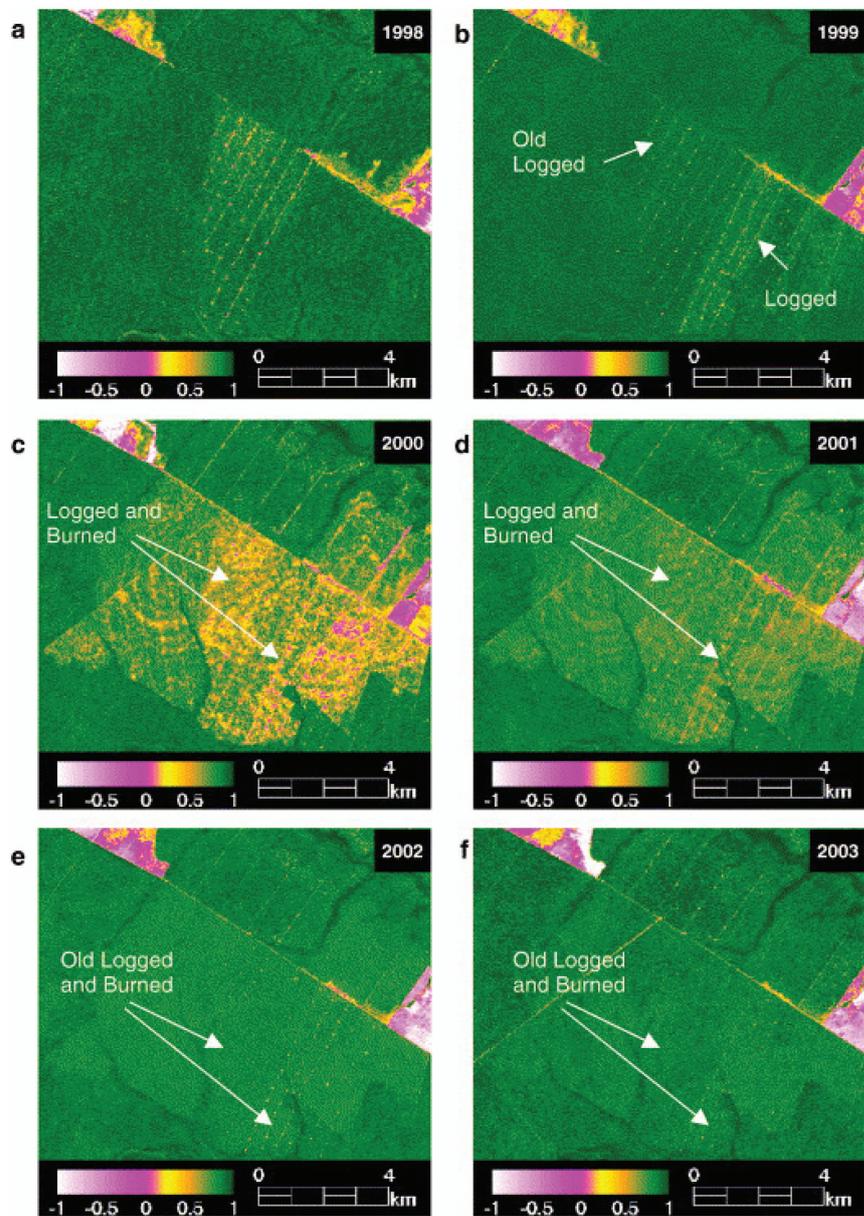


Plate 4

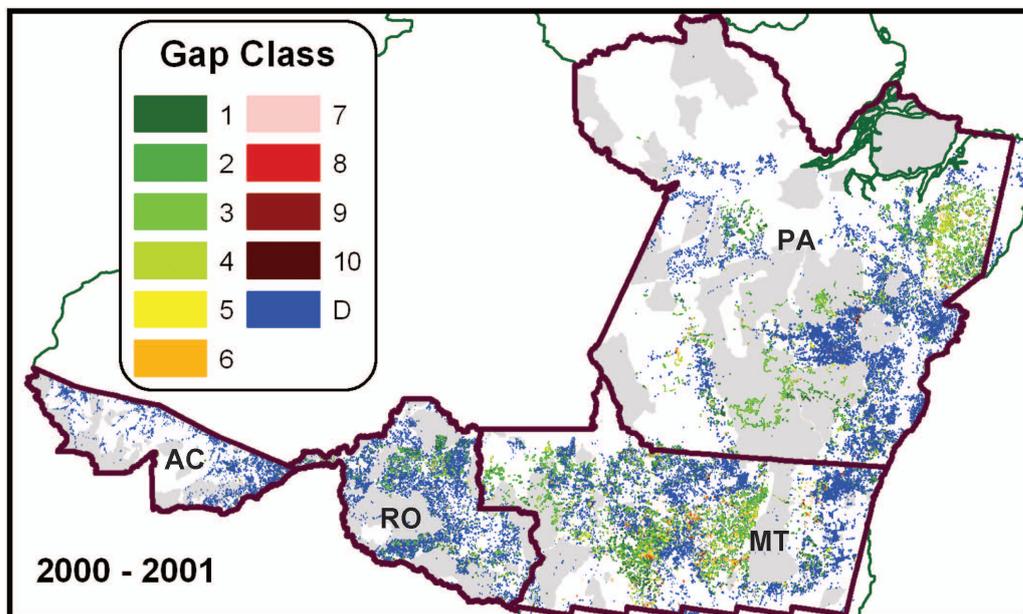


Plate 5