

A Manutenção da Fertilidade do Solo em Sistemas Manejados na Amazônia

Flávio J. Luizão e Philip M. Fearnside
Departamento de Ecologia, INPA, Manaus, Brasil

Carlos E. P. Cerri
ESALQ, Universidade de São Paulo, Piracicaba, Brasil

Johannes Lehmann
Department of Crop and Soil Sciences, Cornell University, Ithaca, New York, USA

Grande parte da Amazônia brasileira está diante de limitações importantes com relação à agricultura e pastagens devido à fertilidade, em geral pobre, e às condições ambientais da região. Sem manejo adequado, a degradação do solo e a falta de sustentabilidade resultantes da produção agrícola e pecuária ocorrem em poucos anos, levando ao abandono da terra. O uso de cultivos perenes, especialmente baseados em espécies arbóreas nativas, seria fundamental para se conseguir a melhor forma de manejo, que garanta processos de reciclagem similares aos da floresta primária. Os processos de uso alternativo da terra recomendados são aqueles que produzem alto índice de matéria orgânica, reciclagem de nutrientes, produção agrícola substancial e viabilidade econômica. Isso inclui sistemas agroflorestais, enriquecimento do crescimento secundário com espécies madeireiras ou frutíferas nativas, regeneração acelerada da capoeira com cultivos de enriquecimento, agroflorestamento sequencial com corte e trituração, e cultivos florestais diversificados. A melhoria dos solos agrícolas pode se basear em lições aprendidas a partir de estudos de processos envolvidos na formação e manutenção das ricas “terras pretas”, cujo alto conteúdo de carbono e fertilidade se deve, em parte, ao alto índice de carvão. A adição de carvão combinado com nutrientes selecionados pode aumentar o carbono do solo na agricultura moderna. Considerando que há sérias limitações para a expansão dos usos intensificados da terra na Amazônia, o desenvolvimento regional deveria priorizar a floresta natural, que consegue se manter sem insumos externos de nutrientes. Ao invés de se criar condições para expandir ainda mais o desmatamento, as florestas poderiam ser usadas como estão, e assim fornecer uma variedade de serviços ambientais valiosos que possa oferecer uma base sustentável para o desenvolvimento da Amazônia.

1. INTRODUÇÃO

1.1. O Papel da Manutenção da Fertilização do Solo no Desenvolvimento da Amazônia

A floresta tropical amazônica é uma das últimas florestas remanescentes do mundo, suficientemente grande e intacta para fornecer importantes serviços ambientais em escala global [ASB, 2002], ocupando 7,86 milhões de km² em nove países e cobrindo aproximadamente 45% do continente sul americano.

Nas últimas décadas, a floresta amazônica vem sendo rapidamente destruída e substituída por pastagens para atividade pecuária. Áreas muito menores são mantidas para usos agrícolas como a soja e outras culturas anuais, e uma pequena parcela é usada para culturas perenes em sistemas agroflorestais (SAFs). De acordo com o último levantamento oficial de uso da terra na Amazônia [IBGE, 2006], 29% das terras brasileiras (ou 249 milhões de ha) foram ocupadas por atividades agrossilvopatoris, principalmente pastagens (70% do total). No campo, como um todo, a cobertura de pastagem diminuiu 3,8% em 1985, enquanto que nos 5 milhões de km² da Amazônia Legal houve uma expansão de 44,2% das áreas de pastagem entre 1985 e 2006. As pastagens representam 82,3% da terra ocupada por atividades agrossilvopatoris na Amazônia Legal, ou 61,6 milhões de hectares [IBGE, 2006]. Em escala nacional, isso significa que 36% da pecuária do país concentra-se na Amazônia Legal, bem como 39% da soja e 47% do cultivo de algodão do país. Além disso, 6% do etanol de cana-de-açúcar produzido no Brasil vem da Amazônia Legal [Smeraldi e May, 2008]. Embora o cerrado ocupe 6% da Amazônia Legal com alta produtividade de pastagens e cultivos, grandes áreas de florestas da Amazônia foram também convertidas em pastagens ou em áreas de cultivo. Isso também acontece, particularmente, com a pecuária: 73% do gado da região acha-se no "Bioma Amazônico", o que significa áreas de floresta amazônica [Smeraldi e May, 2008]. Por outro lado, presume-se que apenas 2% da produção de soja da Amazônia Legal seja produzida em áreas anteriormente ocupadas por florestas, o que não acontece com a produção de algodão (totalmente produzida em terras do

cerrado, embora algumas delas localizadas nos limites da Amazônia "biológica"; Figura 1).

Figura 1. Região da Amazônia Legal do Brasil [IBGE/SIDRA, 1997]: Savanas (a maior parte do cerrado) estão mostradas em cinza claro, as áreas desmatadas no bioma Amazônia estão descritas em cinza escuro e a floresta amazônica remanescente está mostrada em branco. As áreas florestais e anteriormente florestais, juntamente com pequenos fragmentos de savanas dentro dessa área, constituem a Amazônia "biológica".

Essas mudanças no uso da terra produzem impactos importantes na fertilidade do solo, em geral causando a degradação do solo e resultando na insustentabilidade da produção agrícola e pecuária. Para fins deste trabalho, definimos "sustentabilidade" como a manutenção das funções básicas e mecanismos do ecossistema original que tornam o sistema desenvolvido pelo homem economicamente produtivo por longos períodos sem a constante necessidade de entradas externas, tais como fertilizantes inorgânicos. É claro que isso implica a conservação da biodiversidade funcional e grandes extensões de ambientes naturais.

A falta de manejo adequado da terra, juntamente com as limitações naturais tais como a umidade excessiva e alta temperatura, alto grau de acidez e baixo suprimento de nutrientes do solo na maior parte da região, têm sido as causas da produtividade limitada de alimentos e fibras na Amazônia brasileira. Entretanto, o desenvolvimento de novas tecnologias e o entendimento dos princípios subjacentes às práticas de populações tradicionais da região podem ser usados para mudar essa situação. Além disso, uma melhor avaliação dos muitos serviços oferecidos pela floresta em pé poderá ser servir como uma base importante para o desenvolvimento sustentável da Amazônia.

1.2. A Dinâmica do Solo-Fertilidade Sob Usos da Terra na Amazônia

No início dos anos 1960, o governo brasileiro fez as primeiras tentativas para o uso dos abundantes recursos naturais da Amazônia (florestas, terras para agricultura e minerais) para fomentar o crescimento da economia regional e nacional. Entretanto, as tentativas iniciais para o desenvolvimento da região por meio de assentamentos agrícolas estabelecidos sob a orientação do governo encontrou sérias dificuldades. Após o estabelecimento de crédito

subsidiado pelo governo federal no final dos anos 1960, centenas de projetos agrícolas e industriais foram aprovados e implantados na Amazônia, mas a maior parte dos projetos agrícolas não teve sucesso e foi abandonada. Do mesmo modo, a principal razão para o fracasso foi que o processo de migração assistida e a colonização foram rápidos e intensos, e milhões de hectares de área de floresta foram passados aos pioneiros com pouco conhecimento do potencial dessas áreas para manter a agricultura, e pouca importância foi dada ao solo, água e condições das microbacias quando da escolha dos sítios [Walker e Homma, 1996].

Na Amazônia, dois sistemas de uso da terra (nenhum deles sustentável, se aplicado de modo contínuo) são amplamente praticados por agricultores [ASB, 2002]: (1) pastagem tradicional e (2) rotação tradicional anual (curta) de cultivo/pousio. Em pastagem tradicional, geralmente depois do crescimento das culturas anuais por dois ou três anos, são plantadas gramas de pastagem, normalmente a *Brachiaria* sp., e as pastagens são queimadas para controlar as ervas daninhas e insetos, às vezes anualmente, com pouco ou nenhum outro manejo. Na prática da tradicional rotação anual (curta) de cultivo/pousio, os cultivos anuais de alimento, que em geral são mantidos por apenas dois anos, são seguidos por três ou mais anos de pousio arbustivo natural. Usualmente, a isso se segue uma nova rotação de cultivos anuais e depois o terreno é deixado para pastagem.

O uso de da derruba e queima como principal método de preparação da terra para agricultura na Amazônia brasileira ocorre durante a estação seca, que acontece na maior parte da região (de um a quatro meses secos entre junho e outubro), em oposição ao sistema de corte e trituração encontrado em áreas mais úmidas da Amazônia, mas raramente praticado no Brasil [ASB, 2002]. No processo de derruba e queima, a vegetação removida é deixada secar e então é queimada antes do início das chuvas, quando ocorre o plantio de gramas ou de vegetação anuais ou perenes para pastagem utilizando os nutrientes liberados com a queima da biomassa. Entretanto, apesar dessa fertilização inicial por meio de cinzas, ricas em cátions, a produção do cultivo e da pastagem não é durável ou economicamente sustentável na região devido a várias limitações naturais e induzidas pelo homem. Uma razão é que a fertilidade do solo varia muito e é inconsistente, mas os tipos de solo

predominantes – Oxissolos e Ultissolos – têm fertilidade natural relativamente baixa, altos níveis de acidez, baixo conteúdo de fósforo, baixos níveis de troca de cátions e altos níveis de toxicidade de alumínio [Cochrane e Sanchez, 1982]. Embora as generalizações sobre os níveis de fertilidade do solo de uma vasta região como a Amazônia devam ser evitadas, somente 7% da área terrestre da Amazônia brasileira é considerada livre de limitações importantes ao crescimento da planta, enquanto as deficiências de fósforo (P) do solo são consideradas limitantes da produtividade em 90% da área, e o alumínio (Al) ocorre em 73% dos solos [Cochrane e Sanchez, 1982]. Tais limitações parecem particularmente evidentes na Amazônia central e oriental, longe dos Andes, e onde a maior parte dos solos é velha e lixiviada. Esses solos às vezes têm concentrações de nutrientes extremamente baixas para o crescimento de planta (ex., Tabela 1). Esses solos inférteis são frágeis e precisam de cuidado especial se forem usados para qualquer tipo de cultivo após a remoção da floresta.

Tabela 1. Conteúdo Volumétrico de Bases Trocáveis na Camada de 1m no Superior de Alic, Oxísol Distrófico, Próximo a Manaus (Amazônia) e em um Oxíssolo Eutrófico do Rio Grande do Sul^a

^a Valores de base trocáveis são dados em kg ha⁻¹ m⁻¹ (E.C. Fernandes, comunicação pessoal, 2006).

Em solos antigos, altamente lixiviados, as entradas regulares de novos nutrientes de materiais originários do solo são muito pequenas ou desprezíveis [Schubart et al., 1984; Brinkmann, 1989]. Assim, a biomassa sobre o solo e a camada de liteira são dois reservatórios importantes de nutrientes de plantas para a floresta amazônica [Brinkmann, 1989; Anderson e Spencer, 1991]. Sob essas condições, a deposição atmosférica (tanto a seca quanto a úmida) também constitui uma importante fonte de nutrientes, especialmente de cátions [Brinkmann, 1989], o que compensa as pequenas perdas do ecossistema causadas por lixiviação. Entretanto, a maior parte de suprimento de nutrientes para as plantas se dá principalmente por meio da remineralização de nutrientes da matéria orgânica. Em geral, os nutrientes são rápida e eficientemente reciclados no ecossistema da vegetação perene da floresta chuvosa de planície, e a maioria dos nutrientes tem pouco tempo de residência no sistema de liteira do solo, sendo

rapidamente remineralizada, tornando-se disponível para as plantas [Herrera et al., 1978; Luizão et al., 2004]. A concentração de nutrientes minerais na liteira de floresta primária na Amazônia é normalmente alta em nitrogênio; entretanto, o fósforo e cátions são mais baixos do que em outras florestas chuvosas tropicais perenes de planície [Proctor, 1984]. As concentrações mais baixas podem ser consideradas indicativas da limitação de nutrientes das plantas nessa região [Vitousek, 1984], e esses nutrientes são translocados em grande quantidade e retidos pelas plantas antes da abscisão da planta. Entretanto, outros padrões existem na região: é o caso de Maracá, ao norte da Amazônia, onde Scott et al. [1992] encontraram concentrações de nutrientes em liteira (especialmente fósforo e cálcio) muito maiores do que a média de valores da Amazônia, apesar das altas translocações de alguns nutrientes. Em geral, a rápida ciclagem de nutrientes em florestas tropicais se dá por meio de altas taxas de decomposição, permitidas pelas altas temperaturas e alta precipitação anual, que impulsionam a atividade biológica no solo e na liteira.

Apesar da fertilidade química intrinsecamente baixa da maioria dos solos amazônicos e do conteúdo relativamente baixo de carbono (C) do solo na maior parte da região [Moraes et al., 1996; Cerri et al., 2003], os solos em geral têm boa estrutura física. Isso, juntamente com a biota complexa, especializada e muito ativa do solo, pode manter a fertilidade natural dos solos se ele for mantido coberto e protegido contra impactos diretos do sol e da chuva, como ocorre sob a cobertura florestal natural [Ross et al., 1990]. Alguns dos fatores limitadores da produção do cultivo podem ser superados com avanços tecnológicos, mas outros não podem ser resolvidos, dado o alto custo operacional na região, que apresenta restrições tanto em termos da intensificação da agricultura e pecuária quanto da escala de expansão desses usos [Fearnside, 1997a]. Essas restrições incluem limites agrônômicos de produção por hectare, limites de recursos físicos tais como os reservatórios de fosfato disponíveis para a fertilização do solo e riscos ambientais. Portanto, outras estratégias deveriam ser adotadas para beneficiar a população humana da Amazônia. Para isso, muitos projetos têm buscado alternativas mais apropriadas do que a agricultura de derruba e queima [Palm et al., 2001, 2005; Almeida et al.,

2006]. Nos últimos anos, tem-se dado ênfase especial à manutenção da floresta em pé, mediante a criação de mecanismos de compensação aos serviços ambientais prestados pelas florestas intactas [Fearnside, 1997b, 2008a]; cientistas e tomadores de decisão estão chegando a um consenso sobre esses mecanismos, os quais devem ser perseguidos e colocados em prática. Portanto, a produção agrícola seria direcionada às áreas já desmatadas na Amazônia, a maioria delas abandonadas ou degradadas e que precisam de práticas alternativas (ex., enriquecimento da capoeira para agricultura sem queima, agroflorestamento, etc.) para torná-las produtivas novamente.

1.3. Conversão de Floresta em Pastagem Bem Manejada: Efeito na Acumulação de Carbono nos Solos

As pastagens para a criação de gado representam o maior uso de uma única atividade em terras de floresta desmatada em quase toda a Amazônia brasileira. Estimativas mostram que 70% das terras desmatadas foram convertidas em pastagens em diferentes estágios [Serrão e Toledo, 1990; Dias-Filho et al., 2001]. Cerca de 45% das terras desmatadas na Amazônia brasileira foram ocupadas por pastagem em atividade contínua do gado ou 24,7 Mha [Fearnside e Barbosa, 1998]. Estatísticas similares foram relatadas por Homma [1994] e Kitamura [1994]. Os fazendeiros eram motivados a converter as terras desmatadas em pastagem devido aos aumentos reais ou estimados do valor da terra. Os fazendeiros não apenas mantinham o gado como “contas bancárias” ativas e obtinham dinheiro vivo com a venda de animais e leite, mas também aumentavam o valor dessas “poupanças” ao investir tempo e recursos na pastagem, cercas de proteção, currais e açudes [Fujisaka et al., 1996].

Apesar da expansão da pastagem numa escala extraordinária, ainda não há entendimento claro da direção das mudanças nos estoques de C do solo. Fearnside e Barbosa [1998] relataram que a conversão de florestas amazônicas em pastagem pode produzir ou um sumidouro de carbono (C) líquido no solo (pastagem bem manejada) ou uma fonte líquida de C (pastagem de alta atividade), dependendo do tipo de manejo. Neill e Davidson [1999] observaram que a conversão de floresta em

pastagem na Amazônia ocorre em uma variedade de solos e em regiões que diferem quanto à quantidade e época em que ocorre a precipitação. A sequência que leva ao desenvolvimento da pastagem também difere. Algumas são criadas com o plantio de grama diretamente na floresta derrubada, enquanto outras são criadas após um ou dois anos de cultivo anual ou após uma sequência de cultivo e pousio. As escolhas das espécies de gramas e as práticas de interplântio com leguminosas também diferem. Esses fatores podem influenciar se o solo de uma pastagem se tornará fonte ou sumidouro de C. Uma vez estabelecido, o manejo da pastagem em termos de taxa de estoque, frequência da queimada, efetividade do controle de ervas daninhas, fertilização ou cultivo com disco podem também afetar o balanço de C do solo [Neill e Davidson, 1999].

Portanto, em algumas localidades, os estoques de C em pastagens são menores em comparação com a floresta primária [R.C. Luizão et al., 1992; Desjardins et al., 1994]. Em outras localidades, a produtividade da grama de pastagem diminui em pastagens antigas, mas as concentrações de C do solo permanecem relativamente constantes [Falesi, 1976; Serrão et al., 1979; Buschbacher et al., 1988]. Entretanto, em outras localidades, as entradas de C a partir de raízes de gramas de pastagem produzem aumentos nos estoques de C do solo [Cerri et al., 1991; Bonde et al., 1992; Trumbore et al., 1995; Moraes et al., 1996; Neill et al., 1997; Bernoux et al., 1998; Cerri et al., 2003].

Neill e Davidson [1999] sintetizaram a literatura disponível sobre estoques de C no solo de pastagem posterior ao desmatamento na Amazônia. Os autores relataram que 19 das 29 pastagens examinadas acumularam C na superfície dos solos e 10 mostraram perdas de C. Eles também observaram uma forte relação entre as espécies de gramas de pastagem e a mudança nos estoques de C das superfícies do solo. As pastagens plantadas com *Brachiaria humidicola* perderam C e as outras plantadas com *Panicum maximum* e *Brachiaria brizantha* ganharam C.

Moraes et al. [1996] verificaram que os conteúdos de C total do solo a uma profundidade de 30 cm em pastagens bem manejadas com idade de 20 anos foram 17% a 20% mais altos do que em sítios de florestas primárias na Amazônia ocidental. Uma comparação entre balanços de C de florestas e pastagens na Amazônia oriental foi desenvolvida por

Trumbore et al. [1995]. Em uma pastagem reabilitada e fertilizada de *B. brizantha*, eles avaliaram os ganhos, relativos aos estoques de C do solo da floresta, de mais de 20 Mg C ha⁻¹ em 1 m da camada superior do solo e uma perda de cerca de 0,5 Mg C ha⁻¹ em 1 – 8 m de profundidade no solo durante os 5 primeiros anos após a reabilitação da pastagem. Mais de 50% de C derivado da floresta nos solos da superfície de pastagens em florestas amazônicas convertidas retornam em 10 a 30 anos [Choné et al., 1991; Trumbore et al., 1995]. Cerri et al. [1999] relataram o sequestro de carbono de 0,27 Mg C ha⁻¹ a⁻¹ numa variação de 0–30 cm de profundidade (taxas de sequestro de carbono em um período de 20 anos), enquanto que Neill et al. [1997] relataram taxas de acumulação anual de C do solo, em 50 cm da camada superior do solo, com variação de 0,2 a 0,3 Mg C ha⁻¹ em crescimento secundário de 3 a 23 anos. Esses resultados estão na escala de variação (0,2 – 3,9 Mg C ha⁻¹ a⁻¹) daqueles relatados por Sampson et al. [2000, p. 199] para pastagens em áreas tropicais úmidas do mundo. Para o presente estudo, consideramos uma taxa média acumulada de 0,27 Mg C ha⁻¹ a⁻¹ em 30 cm da camada superior do solo. Se 20% das pastagens são bem manejadas (cerca de 5 Mha), o potencial de sequestro de C do solo está entre 1 e 19,5 Tg C a⁻¹ na pastagem bem manejada. Entretanto, as perdas de carbono nas áreas muito maiores de pastagens mal manejadas impedem esse ganho.

Ao contrário dos cultivos anuais, as gramas de pastagem mantêm uma cobertura vegetal contínua sobre o solo, reduzindo as temperaturas do solo, e em geral apresentando alta produtividade e taxas de *turnover* (particularmente abaixo do solo) que acrescentam matéria orgânica ao solo [Brown e Lugo, 1990]. Entretanto, qualquer diferença entre conteúdos de C e N de solos nos ecossistemas de floresta e pastagem não compensa o fato de que estoques muito significativos de C sobre o solo (100 – 300 Mg C ha⁻¹) são perdidos quando as florestas são convertidas em pastagens ou em áreas agrícolas [Fearnside, 2000]. Dias-Filho et al. [2001] relataram que a conversão da floresta em pastagem libera 100 – 200 Mg C ha⁻¹ de biomassa sobre o solo da floresta para a atmosfera. Há também benefícios adicionais das florestas intactas no controle de enchentes, conservação dos solos, manutenção da estabilidade climática regional, preservação da biodiversidade e apoio às comunidades indígenas e à indústria do ecoturismo [Laurence et al., 2001]. Portanto,

quaisquer mudanças nas políticas públicas que reduzam a taxa de desmatamento teriam o maior potencial de redução das emissões líquidas dos gases de efeito estufa. Além disso, é também altamente desejável que essas políticas públicas melhorem a taxa de sequestro de carbono do solo.

1.4. Conversão de Pastagem Degradada em Pastagem Bem Manejada

Mais da metade das áreas de pastagens de gado na Amazônia brasileira é degradada [Serrão e Toledo, 1990; Dias-Filho, 2003], o que representa aproximadamente 13 Mha. A produtividade das pastagens amazônicas é sempre boa durante os primeiros 3 a 5 anos após seu estabelecimento. Depois desse período, ocorre um rápido declínio da produtividade das gramas plantadas devido à invasão de espécies herbáceas e lenhosas [Uhl et al., 1988; Serrão e Toledo, 1990]. Se não controladas, as espécies invasoras dominam gradativamente e promovem a degradação severa das pastagens, uma condição caracterizada por um domínio completo da comunidade de ervas daninhas [Dias-Filho et al., 2001]. Se toda a área sob pastagem degradada pudesse ser bem manejada e, pressupondo a taxa de sequestro de C do solo de pastagens bem manejadas de 0,02 a 3,9 Mg C ha⁻¹ na camada de 0 a 30 cm do solo [Sampson et al., 2000], o potencial de sequestro de C do solo na conversão de pastagem degradada para bem manejada na Amazônia brasileira teria uma variação de 2,6 a 51 Tg C a⁻¹. Nota-se, entretanto, que o alto valor de 3,9 Mg C ha⁻¹ é muito maior do que o que provavelmente ocorra em uma área de grande extensão.

Há inúmeros fatores e processos que devem ser considerados para avaliar a direção e a taxa de mudança nos teores de carbono orgânico do solo (COS) a partir de mudanças no manejo do solo. Post e Kwon [2000] relataram fatores importantes para o aumento do sequestro de carbono, que incluem: (1) aumento das taxas de entrada de matéria orgânica; (2) mudança da decomposibilidade da entrada orgânica com aumento da fração leve do carbono orgânico; (3) deposição da matéria orgânica mais profundamente no solo de modo direto, mediante aumento das entradas subterrâneas, ou indireto, com a melhoria da mistura superficial com organismos do solo; e (4) melhoria da proteção física mediante a formação de agregados ou de complexos organo-minerais.

2. QUAIS SÃO AS CAUSAS DO DECLÍNIO DA FERTILIDADE DO SOLO SOB MANEJO AGRÍCOLA E FLORESTAL E QUAL A SUA IMPORTÂNCIA RELATIVA?

Os solos amazônicos parecem particularmente inclinados a rápidos declínios de fertilidade natural. Uma razão para isso é o nível – de médio a baixo – da matéria orgânica do solo (MOS), em geral associada à rápida mineralização de C e de nutrientes devido às condições favoráveis de umidade durante a maior parte do ano. Baixos conteúdos de MOS implicam baixa retenção de cátions e, conseqüentemente, a suscetibilidade dos solos à lixiviação de nutrientes.

Qualquer que seja a intervenção humana na floresta, ela implica algum grau de mudança na estrutura e funcionamento do ecossistema, embora algumas intervenções não sejam destrutivas e possam ser sustentáveis por um período razoavelmente longo. As práticas de manejo florestal, como a extração seletiva de madeira, que supostamente causa pouco impacto ao solo, podem ainda representar um impacto considerável às propriedades do solo, incluindo a compactação, erosão e lixiviação. Além disso, as florestas que sofrem extração seletiva tornam-se também suscetíveis ao fogo devido à adição de grandes quantidades de material seco sobre o solo e às aberturas de canais que permitem a entrada de vento na floresta; o vento resseca a superfície do solo e cria material combustível adicional [Nepstad et al., 1999]. Assim, as mudanças na ciclagem de carbono e nutrientes são introduzidas em florestas manejadas após a primeira intervenção.

Os impactos da extração seletiva de madeira podem ser consideravelmente reduzidos se forem conduzidas intervenções cuidadosamente desenhadas, tais como os procedimentos de extração de madeira de baixo impacto (RIL) (*reduced-impact logging* (RIL)) (Tabela 2).

Tabela 2. Porcentagem de Solo Florestal Afetado por Diferentes Ações Durante Manejo Florestal em Alguns Estudos de Extração Seletiva na Amazônia Brasileira

No Estado do Pará, uma comparação entre sítios submetidos à extração convencional de madeira, corte raso (CR), e sítios submetidos à extração seletiva (RIL), durante 4 anos, mostraram que a área total de solo afetado (trilhas de trator e ramais de

arraste, e pátios) sob extração convencional foi de 8,9% a 15,3%, enquanto que sob a RIL, foi entre 4,6% e 8,6% do total da área [Asner *et al.*, 2004a]. A maior proporção de danos ao sítio (4 – 12%) foi causada pelos ramais de arraste; entretanto, ao reduzir esse dano específico, o RIL reduziu também as aberturas do dossel e a suscetibilidade do material residual da floresta ao fogo devido a menor produção de material lenhoso bruto da floresta (CWD) [Asner *et al.*, 2004a]; Keller *et al.*, 2004]. A quantidade de liteira grossa (material lenhoso morto) encontrada nos sítios um ano após a extração seletiva foi 2,7 vezes mais alta sob o CR do que sob o RIL, e apenas 8 – 18% da massa de material lenhoso bruto tinha diâmetro pequeno (<10 cm), cuja decomposição é mais rápida. Na Floresta do Nacional do Tapajós, o material lenhoso morto aumentou de $50,7 \pm 1,1 \text{ Mg C ha}^{-1}$ em floresta intacta para $76,2 \pm 10,2$ no RIL, ao passo que em Cauaxi, aumentou de $55,2 \pm 4,7$ para $74,7$ no RIL e para $108 \pm 10,5 \text{ Mg C ha}^{-1}$ no CR [Keller *et al.*, 2004]. Contudo, apesar das muitas vantagens do RIL, a maior parte da extração madeireira na Amazônia não é realizada dessa forma, e sérios danos continuam a ser causados às áreas submetidas à extração madeireira.

Os impactos da extração seletiva nas características físicas, químicas e biológicas do solo são obviamente mais fortes nos pátios de extração e em partes das parcelas cortadas, tais como as trilhas de trator que são submetidas diretamente e por repetidas vezes aos impactos mecânicos, o que certamente afeta as propriedades físicas do solo e, portanto, produz a mudança da disponibilidade hídrica do solo às plantas. Próximo a Manaus, o Projeto Biomassa e Nutrientes na Floresta Tropical Úmida (BIONTE, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Departamento de Desenvolvimento Internacional (INPA/DFID)) avaliou o efeito de extração de $34,3 \text{ m}^3$ de madeira por ha [6 – 10 árvores, com diâmetro à altura do peito (DAP) >55 cm] nas propriedades do solo, ciclagem de nutriente e regeneração da floresta [BIONTE, 1977]. Logo após a extração, medidas realizadas por tensiômetros mostraram um aumento de 246% na tensão da água do solo nas trilhas de tratores (para 430 kPa) e um aumento de 37% no centro das clareiras (para 240 kPa), em comparação com a floresta-controle (175 mPa) [Mello-Ivo e Ross, 2006]. As trilhas de tratores criadas por um procedimento de extração seletiva 7 anos antes estavam ainda perfeitamente visíveis,

sem árvores e compactadas, e mostravam acumulação de água na superfície, uma clara indicação de que esses micro-sítios não poderiam ser reabilitados a curto ou médio prazo.

Diferentemente de pressupostos anteriores, de que as gramas produzem uma cobertura satisfatória depois da derruba e queima [Falesi, 1976], alguns estudos mostram fortes perdas por erosão/lixiviação na Amazônia [Barbosa e Fearnside, 2000] (Tabela 3). Por exemplo, em seus 3,5 anos de estudo sobre erosão de solo sob dois usos da terra, floresta primária e pastagem adjacente derivada de floresta em Apiaú, Roraima, Barbosa e Fearnside [2000] observaram que, em um declive de 20%, a erosão do solo da pastagem ($1128 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) foi 7,5 vezes mais alta do que da floresta $150 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. O escoamento superficial foi quase três vezes maior na pastagem ($31,8 \text{ cm a}^{-1}$) do que na floresta primária ($11,3 \text{ cm}^{-1}$).

Estudos adicionais também não mostraram grandes perdas de solo por erosão laminar após a conversão da floresta, tais como os estudos conduzidos na área da Rodovia Transamazônica por Smith [1976] e Fearnside [1980], ambos usando a metodologia de estacas. Ambos os estudos enfatizaram que a conversão da floresta primária em pastagem aumenta a erosão laminar do solo, que certamente se refletirá na socioeconomia regional e global. A principal razão é que a remoção da cobertura florestal expõe a superfície do solo a impactos diretos do sol e à chuva (ex., um aumento de 571 mm ou 37% no estudo de Apiaú), além da compactação direta causada por pisoteio de gado.

Os resultados acima confirmam estudos desenvolvidos em áreas de floresta, tais como o estudo de Ross *et al.*, [1990], na ilha de Maracá, Roraima (Tabela 3). Os autores descobriram que, logo após os tratamentos, o corte raso da floresta produziu um aumento quatro vezes maior de perdas de solo e nutrientes em um gradiente topográfico, em comparação com a floresta primária com liteira intacta e cobertura de dossel, cujas perdas foram quase 2,5 vezes maiores do que aquelas das parcelas florestais cujo dossel foi removido, mas a camada de liteira foi mantida no lugar.

Nos Oxissolos argilosos da Amazônia central, os microporos do solo (entre 0,01 e 0,03 μm) resultam de um conjunto de partículas argilosas de caulinita, enquanto que os macroporos (entre 0,1 e 100 μm) resultam principalmente das fissuras do solo e da

atividade biológica de várias formas: galerias, canais, câmaras, etc. [Grimaldi et al., 1993]. Sob florestas, os Oxissolos têm um espectro de poro bimodal (poros grandes e pequenos). Um estudo desenvolvido próximo a Manaus mostrou que o desmatamento mecanizado antes da queima e plantio causou uma diminuição de 70 – 80% nos poros >0,1 µm, que são aqueles que contêm disponibilidade de água às plantas, e o espectro tornou-se virtualmente unimodal, com forte compactação entre 20 – 40 cm de profundidade. Nessas condições, a condutividade hidráulica diminuiu, a água da chuva se acumula na superfície do solo, e a infiltração torna-se 10 vezes mais lenta do que sob floresta [Grimaldi et al., 1993]. No mesmo estudo, observou-se que uma pastagem jovem e bem manejada, em FUCADA (Fundação Centro de Apoio ao Distrito Agropecuário, Manaus), com 3 – 5 anos de idade sob desmatamento manual, mostrou uma forte diminuição nos poros >0,1 µm, o que traz implicações para o crescimento da raiz da gramínea, infiltração da água e difusão de oxigênio.

Além do impacto causado por pisoteio de gado, parte da compactação do solo encontrada em pastagens manejadas pode ser consequência de forte redução na diversidade da biota do solo que, portanto, influencia sua estrutura física e fertilidade. Uma manipulação experimental de solo realizada na Amazônia mostrou que um Oxissolo argiloso, sob pastagem antiga de *B. humidicola*, foi compactado na camada superior pela ação da minhoca pantropical *Pontoscolex corethrurus* [Barros et al., 2001]. Essa minhoca era muito abundante e amplamente dominante na área; suas fezes continham uma proporção muito alta de argila fina que, uma vez depositada na superfície do solo, produzia uma camada compacta minúscula. Quando um bloco de 1 -m³ de solo da pastagem compactada foi removido e inserido na floresta adjacente, em menos de um ano os organismos florestais colonizaram o solo anteriormente compactado e produziram agregados e porosidade similar aos solos da floresta; por outro lado, o solo bem estruturado da floresta, uma vez removido para a pastagem tornou-se compacto em um ano [Barros et al., 2001]. O mesmo padrão foi observado em Marabá (PA), o que mostrou que a biodiversidade do solo diminuiu abruptamente em 70% sob pastagens ativas comparadas à floresta: a compactação do solo, que começa com o cultivo de arroz após a derruba e queima, foi acelerada com o envelhecimento da pastagem e se tornou mais forte

nas camadas de 2 – 5 cm e de 5 – 10 (T. Desjardins, comunicação pessoal, 2007).

3. EVIDÊNCIA DE DECLÍNIO DE FERTILIDADE NAS FLORESTAS AMAZÔNICAS MANEJADAS

As mudanças na fertilidade do solo na Amazônia estão associadas aos diferentes níveis de intervenção humana no ecossistema florestal. Elas podem ter menor importância e serem reversíveis como o que acontece, por exemplo, na extração seletiva cuidadosa de madeira, ou podem altamente danosas como nas pastagens antigas mal manejadas que degradam o sistema do solo e tornam sua recuperação difícil. Ainda pior, as mudanças podem ser altamente destrutivas, como nas operações de mineração, as quais, embora normalmente se restrinjam às pequenas áreas, geralmente produzem um impacto destrutivo muito intenso nos ecossistemas nativos. Por exemplo, a mineração de bauxita envolve a remoção de toda a vegetação e de toda a camada superior do solo, causando o empobrecimento do solo, erosão e toxidade, o que afeta, de diferentes modos, a flora, fauna, a qualidade da água, e as pessoas da região.

3.1. A Fertilidade do Solo Sob Extração Seletiva

A extração seletiva conduzida na Amazônia central pelo Projeto BIONTE [BIONTE, 1997] resultou na exportação de 65,3 kg de N, 0,86 kg de P, e 18,8 kg de Ca por hectare de floresta. A exportação de nutrientes foi relativamente modesta e, ao nível do solo (ao invés do ecossistema), ela foi amplamente compensada pela adição de um novo reservatório de nutrientes de resíduos de plantas resultantes do corte. Entretanto, parte das clareiras continha micro sítios com superfícies de solo recentemente expostas onde as taxas de decomposição da liteira fina foram mais baixas nos primeiros meses, e os nutrientes disponíveis do solo foram perdidos (pelo menos temporariamente) da zona radicular pela percolação do solo (nas primeiras semanas após a extração) devido à adição de grandes quantidades de novo material orgânico e à falta de raízes absorventes [Mello-Ivo et al., 1996]. Perdas adicionais de N podem ocorrer, uma vez que a extração madeireira pode aumentar as emissões de N₂O e NO de 30% a 350%, dependendo das condições do solo [Bustamante et al., neste volume], afetadas pelas mudanças na circulação dos

nutrientes e água, juntamente com a compactação do solo por maquinaria pesada nos ramais de arraste e pátios de estocagem. No Projeto BIONTE, os micro-sítios das clareiras, onde ocorre uma acumulação de material orgânico de plantas (galhos, dosséis caídos, etc.), os quais, em geral se localizam próximos às bordas de florestas remanescentes, mostraram um aumento na disponibilidade de nutrientes nas camadas superiores do solo. Isso ocorreu porque as quantidades maiores de substrato orgânico, juntamente com a umidade mais alta, induziram à taxas de decomposição mais altas nos dois primeiros anos, resultando em concentrações mais altas de nutrientes disponíveis no solo (especialmente Ca e Mg) após 1,5 anos [BIONTE, 1997]. Um estudo paralelo confirmou que os resíduos lenhosos da extração seletiva causaram o aumento da disponibilidade de nutrientes do solo (por decomposição), especialmente nas bases trocáveis de K, Ca e Mg na estação chuvosa [Ferreira et al., 2001]. A decomposição de material lenhoso bruto (CWD) (com diâmetro >10 cm) liberou metade do seu conteúdo de C nos cinco primeiros anos (19,9 Mg C ha⁻¹); o conteúdo remanescente é liberado em 20 anos. Entretanto, o CWD com diâmetro entre 2 e 10 cm se decompõe em menos de cinco anos [Summers, 1998]. Uma alta proporção de nutrientes é liberada em quatro anos de decomposição de madeira, especialmente P e K: os fluxos foram quatro vezes mais altos de P e K, e três vezes mais altos em Mg nos sítios submetidos ao corte (embora ainda mais baixos do que os fluxos via liteira fina em florestas intactas) [Summers, 1998].

Um estudo recente em uma floresta tropical aberta em Juruena, Mato Grosso (10°28'S; 58°30'W), na fronteira ao sul da Amazônia, mostrou que a extração seletiva induziu a um forte aumento da mortalidade de palmeiras (120 – 340%) e a uma diminuição na produção anual de CWD nos sítios submetidos ao corte mais recentemente: respectivamente, somente 1,1 Mg ha⁻¹ a⁻¹ e 2,8 Mg ha⁻¹ a⁻¹ nos sítios anteriormente sob corte durante 2 e 6-7 anos, versus 5,3 Mg ha⁻¹ a⁻¹ em um sítio anteriormente sob corte por 11 – 12 anos, e 5,7 Mg ha⁻¹ a⁻¹ em floresta não perturbada [Pauletto, 2006]. Entretanto, a principal mudança observada foi o aumento acentuado de 105% nos estoques e 37% no volume da fração de CWD com menores diâmetros (2 – 10 cm). Essa fração representou somente 15 – 16% do estoque total de CWD, mas armazenou 29% do N total; 35–40% de P, 18–20% de K, 37–42% de

Ca, e 30–35% de Mg. Houve um aumento geral de 54–109% de conteúdos de nutrientes dessa fração nos sítios submetidos ao corte em comparação com as áreas não perturbadas. A razão de tais aumentos em relação aos estoques totais de nutrientes em CWD é que as concentrações de nutrientes nessa fração são muito mais altas (especialmente de Ca e Mg) do que de madeira morta com maiores diâmetros.

Nas clareiras produzidas durante as operações de extração seletiva, os micro-sítios sob decomposição de CWD apresentaram concentrações significativamente mais altas de nutrientes, até 590% maiores nos micro-sítios de solo sob CWD.

Entretanto, deve ser lembrado que a liberação de nutriente de CWD é restrita a micro-sítios específicos e espacialmente limitados na área das clareiras, e há um risco de serem absorvidos pelas raízes e, subsequentemente, serem removidos da zona radicular do sistema da floresta [Mello-Ivo et al., 1996]. Remoções similares foram encontradas em um estudo paralelo de nutrientes liberados pela decomposição de liteira fina nas clareiras: no início da estação chuvosa, cinco meses após a extração, as concentrações de bases trocáveis de K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ e Na⁺ foram de duas a quatro vezes mais altas do que aquelas na floresta-controle, mas dois meses depois, quase no final da estação chuvosa, uma diminuição acentuada nas concentrações, provavelmente devido à lixiviação, especialmente de Mg, foi observada nas clareiras [Ferreira et al., 2006].

Os resultados gerais da extração seletiva mostram, então, uma forte redistribuição de carbono e nutrientes da biomassa em pé, associada à criação de micro-sítios, com significativas adições de novos materiais orgânicos à superfície do solo, tais como a liteira fina ou grossa [Luizão et al., 1998], que podem afetar a regeneração natural da floresta, favorecendo as espécies pioneiras ou clímax em diferentes momentos após a extração madeireira. Além disso, observa-se a remoção de alguns nutrientes de médio prazo por percolação do solo nas áreas desmatadas devido à alta liberação por decomposição de novos resíduos de planta e falta de raízes absorventes nesses micro-sítios.

3.2. Fragmentação da Floresta e Fertilidade do Solo

Uma das consequências da extração seletiva (e de vários outros tipos de intervenção humana na

floresta tropical densa) é a fragmentação florestal, que também afeta os ciclos de elementos minerais. Estudos de longo prazo desenvolvidos pelo Projeto Dinâmico Biológica de Fragmentos Florestais (BDFFP, INPA/Smithsonian Institution), próximo a Manaus, registraram um aumento dos estoques, tanto da liteira fina como grossa, sobre o solo, em consequência da fragmentação florestal, principalmente como resultado do efeito de borda [Nascimento e Laurance, 2004]. A produção anual de queda de liteira fina, medida durante três anos, foi de $0,68 \text{ Mg ha}^{-1}$ maior na área de influência das bordas do que no interior da floresta, $>300 \text{ m}$ da borda ($9,50 \pm 0,23$ vs. $8,82 \pm 0,14 \text{ Mg ha}^{-1}$) [Vasconcelos e Luizão, 2004]. As concentrações de Ca na queda da liteira foliar foram maiores próximas às bordas, provavelmente devido a uma forte mobilização de Ca do solo pelas espécies pioneiras que crescem nas bordas dos fragmentos florestais [Lucas et al., 1993]. Portanto, a fragmentação florestal pode também afetar a qualidade da liteira pelo favorecimento ao recrutamento de espécies arbóreas sucessionais à custa das velhas espécies [Laurence et al., 1998, 2004], pois esses dois grupos se diferenciam enormemente quanto aos conteúdos nutricionais e taxas de decomposição [Mesquita et al., 1998]. Essas mudanças estão intimamente relacionadas às variações em termos de abundância, riqueza de espécies e composição de muitos grupos de invertebrados de solo em resposta ao efeito borda ou às mudanças na cobertura vegetal [Didham, 1998]. Há indicações de que as mudanças na cobertura da terra na Amazônia afetam a decomposição, principalmente devido às mudanças na composição das espécies de plantas que, por sua vez, afetam a qualidade da liteira nas bordas dos fragmentos, particularmente aquelas altamente afetadas, onde as árvores sucessionais tornam-se dominantes [Vasconcelos e Laurance, 2005].

3.3. Fertilidade do Solo Sob Práticas de Derruba e Queima

Apesar de os impactos da extração seletiva de madeira e especialmente a fragmentação da floresta serem severos em alguns aspectos ou para alguns organismos e, ainda, para o funcionamento das florestas ao longo de muito tempo, sem dúvida, os maiores impactos na fertilidade do solo e sua dinâmica são causados pelo uso generalizado da derruba e queima para a limpeza e preparação da

terra para agricultura e pastagens na Amazônia. A queima de biomassa é usada para liberar nutrientes estocados na biomassa para fertilizar solos quimicamente pobres na grande parte da Amazônia. O aumento de nutrientes incorporados ao solo pelas cinzas foi confirmado em muitos estudos na Amazônia [ASB, 2002; Palm et al., 2005]. Seubert et al. [1977] calcularam que a queima da vegetação primária em um Utissolo peruano em floresta de planície incorporou 67 kg ha^{-1} de N, 6 kg ha^{-1} de P, 38 kg ha^{-1} de K, 75 kg ha^{-1} de Ca, e 16 kg ha^{-1} de Mg ao solo. A situação de fertilidade do solo recentemente melhorada pode perdurar por vários anos, apesar de a produção do cultivo geralmente diminuir acentuadamente anos antes do declínio da fertilidade [Seubert et al., 1977; Sanchez et al. 1983; Desjardins et al. 2000]. Isso implica que outros fatores estejam também envolvidos, dentre os quais as perdas gasosas de nutrientes e a diminuição das atividades biológicas envolvidas na decomposição da matéria orgânica e mineralização. A queima usada para a liberação de nutrientes minerais da biomassa também representa uma perda direta e considerável dos reservatórios de nutrientes pela volatilização logo no início do processo de cultivo [Kaufman et al., 1998; Kato et al., 2004; Palm et al., 2005]. Um experimento de campo sobre queima de biomassa de um crescimento secundário de 7 anos no Estado do Pará mostrou perdas significativas de nutrientes pelo fogo: 98% de C; 96% de N; 47% de P; 48% de K; 35% de Ca; 40% de Mg; e 76% de S são estocados no material queimado [Mackensen et al., 1996] (Projeto SHIFT). Outras perdas podem ser esperadas nos períodos subsequentes porque a conversão da floresta em uso agrícola pelo sistema de derruba e queima muda tanto a quantidade quanto a qualidade da matéria orgânica depositada na superfície do solo, alterando os regimes de umidade e temperatura do solo e, conseqüentemente, os processos biológicos que controlam a decomposição e a dinâmica da matéria orgânica do solo. A queima de biomassa tem efeito imediato de diminuição do estoque de biomassa e dos reservatórios de nutrientes do sistema, e impedindo a alta e contínua entrada de carbono e nutrientes nos solos da floresta por meio da queda de liteira, seja fina ou grossa. Na Amazônia central, a entrada anual de carbono e nutrientes à superfície do solo de uma floresta de terra firme em um platô com Oxissolo argiloso foi de $3,9 \text{ Mg de C}$, 151 kg de N , 3 kg de P , 15 kg de K , 37 kg de Ca , e 14 kg de Mg

por meio da queda de liteira fina apenas [Luizão, 1989]. Esse material é rapidamente decomposto, geralmente dentro de um ano após a queda da liteira, liberando carbono e nutrientes às raízes das plantas.

Sem uma cobertura com camada de liteira, o solo fica exposto ao calor direto do sol e ao impacto de gotas de chuva, que aumentam a compactação, erosão e a conseqüente perda de nutrientes. Em Rondônia um estudo de 16 meses da solução do solo de uma floresta intacta comparado com uma área de derruba e queima mostrou diferentes resultados em tempos distintos [Piccolo et al., 1994]. Na primeira estação chuvosa, os fluxos dos íons mais abundantes (Si^{4+} , NH_4^+ , NO_3^- , Mg^{2+} , SO_4^{2-} , K^+ , Ca^{2+} , e Mn^{2+}) foram maiores sob floresta queimada do que sob floresta intacta; entretanto, nas estações seca e chuvosa seguintes, os fluxos de nutrientes foram mais altos sob floresta intacta. Isso sugere um significativo declínio nas concentrações de nutrientes da solução do solo a 25 cm em áreas queimadas, depois de um curto período de enriquecimento por nutriente.

Após a instalação de pastagens, as queimadas periódicas são comuns como uma prática cultural para limpeza e fertilização da terra, representando perdas adicionais de carbono e nutrientes do sistema de cultivo. Um estudo desenvolvido em uma pastagem de 7 anos de idade em Apiauí, Estado de Roraima, Brasil, durante sua terceira queima, mostrou que 210 dias depois da queima, os estoques de C ($20,2 \text{ Mg ha}^{-1}$) foram significativamente mais baixos do que na pré-queima (26,0) na camada superior de 20 cm do solo [Barbosa e Fearnside, 2003]. Os autores salientam que as perdas de C por queima e mineralização são maiores do que os ganhos pela umidificação de raízes e remanescentes de plantas, mas o desequilíbrio cumulativo somente se torna aparente após um certo tempo (nesse caso, depois de 210 dias).

As mudanças nas condições físicas do solo, tais como descritas acima, têm fortes influências na reciclagem de nutrientes e disponibilidade às plantas, possivelmente porque elas afetam as transformações biológicas de nutrientes, tais como N, P, e S no solo. Isso foi confirmado por uma reanálise de dados anteriores [ex., Falesi, 1976], que mostraram que as pastagens melhoram a fertilidade do solo [Fearnside, 1980]. De fato, o P disponível (P_2O_5 de extração na Carolina do Norte: $0,05 \text{ N HCl}$ e

$0,025 \text{ N H}_2\text{SO}_4$), considerado um nutriente limitante crítico com concentrações iniciais de P_2O_5 de $6,9 \mu\text{g g}^{-1}$ na floresta, aumentou a $41,8 \mu\text{g g}^{-1}$ depois da queima de biomassa na região de Paragominas, mas após 5 anos, ele decresceu a um platô de $4,6 \mu\text{g g}^{-1}$ (uma ordem menor de magnitude), permanecendo lá até 10 anos de idade na pastagem [Fearnside, 1980]. Mesmo considerando a remota possibilidade de P agora estocada na biomassa da grama, observou-se uma diminuição líquida considerável nas concentrações disponíveis do solo, ao invés de enriquecimento. Provavelmente, uma parte de P no solo foi fixada em óxidos, enquanto que outra foi perdida da zona radicular por percolação lenta.

A derrubada da floresta muda as propriedades físicas do solo as quais, por sua vez, afetam os processos químicos: ela expõe o solo e a liteira residual aos eventos de precipitação que podem acelerar a lixiviação, causando a remoção de nutrientes em taxas mais altas do que aquelas produzidas pela mineralização de nutrientes de raízes mortas e matéria orgânica do solo via decomposição microbiana. A longo prazo, essas mudanças podem diminuir o estado dos nutrientes do solo e as concentrações de matéria orgânica [Woomer et al., 1999]. Esses impactos severos no funcionamento do solo após a conversão da floresta, geralmente envolvendo a remoção do dossel da floresta, deveriam ser esperados porque resultam da substituição de uma densa floresta tropical, com alta diversidade biológica e biomassa, por um sistema muito simplificado de cultivo (em geral uma monocultura) ou por pastagens, compostas de uma única espécie de grama usualmente exótica, e implantadas em áreas cuja infraestrutura é precária. Nessas condições, os mecanismos básicos de funcionamento do ecossistema nativo são rompidos, inclusive seu processo eficiente de reciclagem de nutrientes, baseado no estoque e nas transformações biológicas da matéria orgânica. A biota do solo é seriamente reduzida e se torna dominada por algumas espécies resistentes aos impactos. A nova produção de liteira é geralmente muito baixa nos primeiros anos e a qualidade pode também ser baixa, deixando de fornecer a adequada diversidade de substratos e a cobertura apropriada da superfície do solo, essenciais para a regeneração da biodiversidade do solo, necessária para promover a reciclagem de nutrientes no sistema. Além disso, alguns nutrientes, tais como o N e S, que se perdem em

altas proporções nas queimadas iniciais e nas subsequentes, podem se tornar limitantes para o novo sistema [Fernandes et al., 1997].

As pastagens da Amazônia brasileira são formadas principalmente com a *B. humidicola*, que normalmente tem bom crescimento nos primeiros anos, cobrindo a superfície do solo, e pode recuperar em alguns anos (5 – 7 anos) o conteúdo de C do solo [Cerri et al., 1991]. Entretanto, a qualidade da nova matéria orgânica oriunda da grama é pobre (com maior razão C:N e menores conteúdos mineralizáveis de N e P) e impede que a biota do solo aja eficientemente na reciclagem de nutrientes, levando à deficiências no solo [R. C. Luizão et al., 1992; Feigl et al., 1995]. O manejo de pastagem tem sido quase sempre pobre e inadequado na região, e os fatores de degradação do solo e/ou da pastagem se desenvolvem muito rapidamente e podem causar o abandono da pastagem em poucos anos.

O estudo de uma cronosequência de 2 a 13 anos de idade em Oxissolos argilosos (>70% argila), todos localizados num raio de 10 km de distância entre si e todos sobre um platô achatado na região de Manaus, mostrou mudanças significativas na dinâmica de C e N do solo [Luizão et al., 1999]: (1) a biomassa microbiana do solo, a mineralização de C e N no solo aumentaram até os 5 anos de idade das pastagens, com posterior declínio gradativo, muito acentuado após 8 anos de idade (Figura 2); (2) as pastagens apresentaram maiores proporções de N no solo na forma de $N-NO_3$ (enquanto que a floresta controle, como resultado de conservação de nutrientes, tinha mais N como $N-NH_4$), facilitando perdas por lixiviação, desnitrificação, ou complexação do solo; (3) as baixas taxas de mineralização de N corresponderam a uma diminuição do estoque de N orgânico, levando a uma deficiência de N no solo nas pastagens mais antigas; (4) as pastagens mais velhas (12-13 anos de idade) também mostraram um acentuado decréscimo de C orgânico do solo. Esse padrão foi convergente com aquele observado na massa de raiz fina na camada superior de 0 a 20 cm do solo [Luizão et al. 1999]: em raízes com diâmetro de 0,1 – 1 mm, a biomassa diminuiu de 1110 g m^{-2} (pastagens de 5 anos de idade) para 361 g m^{-2} (7 anos) para 243 g m^{-2} (12 anos). Essa é uma mudança expressiva, se comparada a valores obtidos em uma pastagem jovem e bem manejada de 2 anos de idade em solos similares, onde a massa da raiz fina

(0,1 – 1 mm de diâmetro) potencialmente renovável era de $8,9 \text{ Mg ha}^{-1}$ vs. $5,1 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ na floresta, nos 20 cm da camada superior do solo [F.J. Luizão et al., 1992]. Na cronosequência, a razão C:N em raízes aumentou com a idade da pastagem, o que também indica um decréscimo na qualidade nutricional da matéria orgânica derivada de raízes.

O estudo de duas cronosequências de pastagens em Santarém, Pará, uma sobre solos argilosos e outra sobre solos arenosos [Asner et al., 2004b], confirmou que os estoques de C da biomassa aérea e solo diminuíram com a idade das pastagens. Esses declínios na biomassa de plantas estariam relacionados com a diminuição de C, P disponível e concentração de Ca trocável no solo; além disso, o P do ecossistema diminuiu com a idade das pastagens.

Outro estudo de uma cronosequência de pastagens, também em Santarém [Towsend et al., 2002], mostrou perdas significativas de matéria orgânica e de P-total do solo com a idade das pastagens, em solos já deficientes em P; entretanto, as perdas ocorreram nas frações inorgânicas de P, enquanto que as formas orgânicas de P permaneceram constantes ou até mesmo aumentaram, apesar das perdas de matéria orgânica. As perdas observadas foram atribuídas às mudanças nas comunidades de micro-organismos do solo.

As perdas de N do solo das pastagens jovens para a atmosfera podem ser substanciais, conforme demonstrado em um estudo comparativo dos fluxos de N_2O em floresta, áreas queimadas e numa pastagem jovem, todas adjacentes e sobre Oxissolo argiloso (>70% de argila), em Manaus [Luizão et al., 1989]. O fluxo anual de N_2O na pastagem aumentou três vezes em relação à floresta controle (que, nos trópicos, é considerado naturalmente alto) [Davidson et al., 2004b]: $1,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ na floresta e na queimada, contra $5,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ na pastagem jovem. Houve um forte efeito sazonal: na estação seca, os fluxos de N_2O na floresta e pastagem foram similares, mas na estação chuvosa os fluxos foram de 3-5 vezes maiores na pastagem ($>10 \text{ ng cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$ em março e abril, os meses mais chuvosos). Medidas posteriores, em pastagens próximas, mostraram que com a idade as pastagens diminuem as emissões de gases nítrico e nitroso e as taxas de mineralização de N e de disponibilidade de P; assim, com o aumento da idade das pastagens, a concentração de nitrato no solo diminui (devido à desnitrificação, lixiviação de nitrato e acidificação do solo e

aumentam as concentrações relativas de amônio [Luizão et al., 1999]. As taxas mais baixas de mineralização e nitrificação se relacionam aos decréscimos do potencial de desmineralização e taxas menores associadas de N₂O e emissões de NO_x de solos de pastagens mais velhas [Bustamante et al., neste volume].

4. REGIMES DE MANEJO DE NUTRIENTES EM USO NA AGRICULTURA E FLORESTAMENTO

Os sistemas agroflorestais são quase sempre mencionados como um tipo de agricultura sustentável apropriado para as condições edafoclimáticas da Amazônia porque a seleção de espécies e o planejamento do manejo conseguem produzir um regime de nutrientes adequado para manter ou melhorar a fertilidade do solo [Fernandes et al. 1997]. Entretanto, estudos de longo prazo sobre a sustentabilidade desse uso da terra não existem na Amazônia.

Pequenos agricultores em Nova Califórnia, Rondônia, Brasil, estão conduzindo o primeiro amplo e organizado experimento sobre a sustentabilidade de tais sistemas (agora completando 19 anos), implementado após a usual limpeza da terra por meio da derruba e queima de floresta nativa densa. Os sistemas baseiam-se apenas em três frutas regionalmente importantes: o “cupuaçu” (*Theobroma grandiflorum*, Sterculiaceae), palmeira (*Bactris gasipaes*, Palmae), e a castanha do Brasil (*Bertholletia excelsa*, Lecythidaceae). Todos os agricultores também possuem áreas de pastagens em suas fazendas. Mais de 200 agricultores envolvidos (na associação do Projeto Reflorestamento Econômico Consorciado Adensado (RECA)) não incluíam plantas leguminosas na cobertura dos SAFs nos primeiros 10 – 12 anos, quando foi feita uma avaliação comparativa de SAFs e pastagens de idades similares e sítios de florestas originais [Alfaia et al., 2004]. Os solos dos SAFs mantiveram as condições químicas melhoradas derivadas da queima de biomassa, especialmente os níveis maiores de Ca e Mg e a redução de Al trocável, enquanto se mantiveram estáveis os níveis de C orgânico, mesmo quando comparados com solos de floresta primária adjacente. Por outro lado, as condições melhoradas do solo em pastagens foram transitórias e duraram pouco: após os primeiros anos, o pH baixo do solo, o alto nível de

Al, e os baixos níveis de bases trocáveis retornaram. Entretanto, o K e P caíram a níveis extremamente baixos nos SAFs. Essa redução foi atribuída às exportações de nutrientes por extrações consecutivas das frutas *T. Grandiflorum* e *B. gasipaes*, uma vez que o K é um dos nutrientes mais importantes na produção dessas espécies frutíferas. Considerando o alto custo dos fertilizantes minerais na região e as características do solo que favorecem a lixiviação de nutrientes minerais, uma solução simples, adotada pelos agricultores, foi parar de queimar as cascas da fruta *T. Grandiflorum*, ricas em K (e também em N e P) e triturá-las para adicionar aos solos dos SAFs. Além disso, alguns agricultores decidiram introduzir cobertura de plantas leguminosas (principalmente *Pueraria phaseoloides*) em seus sítios o que, aparentemente, resolveu o problema de equilíbrio do nutriente nas fazendas do RECA [S. Alfaia, comunicação pessoal, 2007].

Na Amazônia central, a eficiência de SAFs multiestrato na reciclagem de matéria orgânica foi estudada nos níveis completos de fertilização (FF) e nos baixos níveis de fertilização (LF), em comparação com a capoeira natural [Uguen, 2001; Schroth et al., 2002]. (O nível completo de fertilização inicial compreende aplicações de 38 – 215 g planta⁻¹ a⁻¹ de N, 18 – 90 g planta⁻¹ a⁻¹ de P, 30 – 311 g planta⁻¹ a⁻¹ de K, e 0,2 – 1,5 kg de calcário dolomítico a cada árvore; o nível LF correspondeu à aplicação de apenas 30% dos níveis completos de fertilizante e calcário. As entradas orgânicas e de nutrientes pela queda de liteira e poda foram avaliadas durante um ano em um SAF de 5 anos, composto por quatro espécies de árvores castanha-do-Brasil (*B. excelsa*) cupuaçu (*T. grandiflorum*), pupunha (*B. gasipaes*), anato (*Bixa orellana*). O solo foi coberto heterogeneamente com um cultivo de leguminosas *P. phaseoloides*. Foram encontradas grandes diferenças nas concentrações de nutrientes nas folhas de liteira entre as quatro espécies de árvores [Uguen, 2001]. A folha de anato apresentou as maiores concentrações de todos os macronutrientes medidos, enquanto que a castanha-do-Brasil e o cupuaçu mostraram as menores concentrações de N, P e K.

Os inputs orgânicos totais foram mais baixos nos SAFs (4,56 e 3,59 Mg ha⁻¹ no FF e LF, respectivamente) do que na capoeira (5,1 Mg ha⁻¹). A liteira fina mostrou-se relativamente baixa (1,6 e 1,5 Mg ha⁻¹ em FF e LF, respectivamente) nos SAFs, e a biomassa oriunda de poda representou mais de

50% dos inputs orgânicos totais (2,95 e 2,12 Mg ha⁻¹ na FF e LF, respectivamente). A fertilização química não teve efeito significativo na liteira, mas aumentou significativamente a biomassa de poda, especialmente de anato, de onde veio a contribuição principal às entradas totais de nutrientes. Inputs de Ca e Mg foram melhorados em todas as espécies, e os inputs de P foram maiores apenas para a pupunha e o anato. Num SAF similar vizinho, a *Pueraria* (leguminosa usada para cobertura) apresentou uma alta produção de liteira (1300 g m²), o que mostra a sua importância no balanço de nutrientes e reciclagem no SAF [Uguen, 2001]. A fertilização química, que aumentou a biomassa da poda, também causou o aumento do crescimento da *Pueraria* e, portanto, a liteira de cobertura do cultivo.

Houve grandes diferenças nas entradas de nutrientes entre as espécies. De todos os nutrientes, exceto o cálcio, a liteira do cupuaçu representou a entrada mais baixa, enquanto que o anato contribuiu com as maiores entradas de nutrientes totais. As entradas dos nutrientes principais no sistema agroflorestal vêm das podas: cerca de dois terços do N e P, e 80% do K, enquanto que 60% de Mg e 50% do Ca vieram da liteira [Uguen, 2001; Schroth et al., 2002]. Portanto, aparentemente, a alternância espacial de espécies com ciclagem alta e baixa de nutrientes pode favorecer uma boa cobertura do solo e reduzir a lixiviação de nutrientes a partir de podas. Além disso, a presença de um cultivo de cobertura, tal como a *Pueraria*, que produz liteira abundante e de alta qualidade, parece ter grande importância na reabilitação da fertilidade do solo em SAFs.

Na Estação Experimental do Centro de Pesquisa Agroflorestal da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa, na Amazônia central, próxima a Manaus, diferentes formulações de Sistemas Agroflorestais (SAFs) foram testadas em pastagens abandonadas, após uma derruba e queima inicial de uma capoeira jovem de (4 – 6 anos) e uma leve fertilização com P (20 kg ha⁻¹), juntamente com 1,5 Mg ha⁻¹ de calcário, aplicado somente no início do experimento [Fernandes et al., 1999]. Nos primeiros anos, o sistema, planejado para reproduzir uma pastagem melhorada (*B. brizantha* misturada com a leguminosa *Desmodium ovalifolium*) plantada juntamente com espécies de madeiras comerciais (*Schilozobium amazonicum* e *Swetenia macrophylla*, mostrou ser a melhor

cobertura do solo e as melhores condições para a reciclagem de nutrientes e atividades biológicas do solo [Luizão et al., 2006]. Entretanto, alguns anos depois, o crescimento arbóreo rápido em dois SAFs com árvores frutíferas, palmeiras e espécies madeireiras mostraram melhores condições de ciclagem de nutrientes do solo com a alta produção de liteira, juntamente com a qualidade mais alta da liteira e fertilizantes verdes podados de *Inga edulis* (plantadas em fileiras na pastagem melhorada e no multi-estrato do SAF) e *Gliricidia sepium* (usada como cercas-vivas em todos os SAFs). Quando o SAF multi-estrato, plantado principalmente com pupunha atingiu 6 – 7 anos, a produção de liteira fina correspondeu a apenas 25 a 35% da quantidade produzida pela vegetação secundária adjacente (usada como controle). Entretanto, a maioria das espécies dos SAFs apresentou conteúdos maiores de nutrientes na queda da liteira, e os SAFs receberam adições regulares de fertilizantes verdes, originários de podas periódicas das leguminosas *G. sepium* (das cercas-vivas) e *I. edulis* (plantadas em fileiras dentro dos SAFs); ambas foram espalhadas como adubos na superfície do solo do SAF. Por causa da adição da biomassa de poda, observou-se um balanço de nutriente similar ou ainda melhor do que crescimento secundário de 6 – 7 anos de idade (Tabela 4).

Esses resultados sugerem que um sistema jovem de agroflorestamento, especialmente se não for suficientemente denso, requer fontes adicionais de matéria orgânica tais como cultivos de cobertura ou fertilizantes verdes para suprir a matéria orgânica do solo e equilibrar a ciclagem de nutrientes e, portanto, permitir a ciclagem inicial e adequada, essencial para o desenvolvimento ótimo do cultivo.

Os pequenos produtores tradicionais que cultivam arroz, grãos, milho e, muito frequentemente, mandioca, depois da limpeza da terra com a derruba e queima, em geral não aplicam nenhum fertilizante inorgânico ao solo, e raramente usam adubos orgânicos em seus campos na Amazônia brasileira. A prática mais comum é a queima de quaisquer resíduos orgânicos gerados na propriedade, cujas cinzas são usadas para fertilizar o solo.

Por outro lado, a rápida expansão do cultivo da soja em escala industrial se vale das pesadas doses de fertilizantes e pesticidas para garantir boas produções na Amazônia [Fearnside, 2001]. Aplicações significativas de fertilizantes e pesticidas

são necessárias também para a cana de açúcar superar limitações climáticas e edáficas. As plantações de cana de açúcar atualmente estão concentradas numa pequena porção do bioma amazônico, mas têm potencial para atingir muitas outras partes da região nos próximos anos [Smeraldi e May, 2008].

5. POTENCIAL DE SEQUESTRO DE CARBONO EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS CONVERTIDOS DE PASTAGENS DEGRADADAS

O agroflorestamento é uma opção possível não apenas para o sequestro de carbono, mas também para aumentar o valor da área de floresta anteriormente devastada nos trópicos úmidos [Fujisaka e White, 1998]. Em qualquer área de agroflorestamento bem sucedido, que consiga manter a fertilidade do solo em nível satisfatório e aumentar a renda de fazendeiros, haverá a redução do desmatamento de novas áreas de florestas primárias e de emissões de carbono. Quando estabelecidos em solos degradados, a madeira e os cultivos de árvores nesses sistemas sequestram carbono na biomassa e solo, e também fornecem lenha e carvão como compensação pelo combustível fóssil. Por outro lado, quando os SAFs ou plantações de árvores se estabelecem em capoeiras (pousio) anteriormente desmatadas ou áreas de floresta secundária, o carbono é liberado da vegetação da capoeira (pousio) que teria acumulado carbono na biomassa e liteira. Mas, o estabelecimento de árvores pioneiras, árvores madeireiras, cultivos anuais e, algumas vezes, os cultivos de cobertura afetam o balanço de C do ecossistema devido ao manejo do solo, aplicação de fertilizantes e supressão de vegetação espontânea de gramíneas [Schroth et al., 2002].

Alguns dados estão disponíveis sobre a taxa de sequestro de carbono pelo agroflorestamento na Amazônia. A taxa média de 2,7 Mg C ha⁻¹ a⁻¹ no período de 25 – 30 anos é confirmada pela literatura, na qual os valores variam de 0,5 a 3,8 Mg C ha⁻¹ a⁻¹. Woome et al., [1999] baseado em medições do carbono total de sistemas em cronosequências na Amazônia brasileira (Estados de Rondônia e Acre), Camarões, Indonésia e Peru relataram que o SAF sequestrou cerca de 3,3 Mg C ha⁻¹ a⁻¹ nos e vegetação. Sampson et al. [2000, p. 1999] mencionou uma variação de 0,5 a 1,8 Mg C

ha⁻¹ a⁻¹ de acumulação de manejo florestal nos trópicos. McCaffery et al. [2002] observaram que o SAF composto por frutas e palmeiras nativas, plantadas em pastagem severamente degradada na Amazônia central, acumulou 33 Mg C ha⁻¹ na biomassa acima do solo depois de 12 anos de manejo. A biomassa de pastagem degradada foi de 9 Mg C ha⁻¹, indicando um sequestro de C líquido de 120 Mg C ha⁻¹ comparado com o solo da pastagem degradada que estocou 110 Mg C ha⁻¹. Isso resultou em taxas de acumulação do carbono no solo de 0,83 Mg C ha⁻¹ a⁻¹. Schroth et al. [2002] relataram que as árvores plantadas como monoculturas acumularam carbono em taxas menores, ou seja, 1,0 Mg C ha⁻¹ a⁻¹ de “Citrus”, 1,3 Mg C ha⁻¹ a⁻¹ de cupuaçu (*T. grandiflorum*), e 2,5 Mg C ha⁻¹ a⁻¹ de seringueiras (*Hevea brasiliensis*). Entretanto, o agroflorestamento multi-estrato favorece mais o sequestro de carbono do que monoculturas. Um sistema de crescimento rápido na Amazônia central acumulou 3,8 Mg ha⁻¹ a⁻¹ de carbono sob tratamento FF (conforme descrito na seção 3,4) e 3,0 Mg ha⁻¹ a⁻¹ sob LF (somente 30% dos níveis completos de fertilizante e calcário). Essas altas taxas comparadas com a maioria das monoculturas foram atribuídas a uma densidade arbórea relativamente alta e à associação de pequenas culturas arbóreas, tais como cupuaçu e pupunha (*B. gasipaes*) para a produção de palmito, com árvores maiores e de crescimento rápido, ou seja, as castanheiras do Brasil (*B. excelsa*).

Schroth e colegas também observaram que em todos os sistemas de plantação investigados, havia duas vezes mais carbono na matéria orgânica do solo do que na biomassa e liteira combinadas. As mudanças nos estoques de matéria orgânica do têm, portanto, uma importância crucial na avaliação do efeito das transformações do uso da terra no balanço de carbono. Entretanto, Schroth e colegas não observaram nenhum efeito dos tipos de vegetação e espécies de plantas nos estoques da matéria orgânica em perfil de solo a 2 m de profundidade, embora o conteúdo de carbono da camada superior do solo tenha sido afetado, sendo estocado mais superficialmente. Esses autores propuseram duas possíveis explicações para essa tendência. Primeiro, a conversão da floresta primária em diferentes cultivos de árvores pode ter afetado a distribuição do carbono no solo, mas não sua quantidade total. Tais mudanças podem ocorrer por uma distribuição alterada da massa radicular no

perfil do solo ou pelas diferenças na abundância e atividades da fauna que habita tocas entre os tipos de vegetação e espécies de plantas. Segundo, o estoque de carbono total no solo a 2 m de profundidade pode ser menos sensível do que o conteúdo de carbono na camada superior do solo como medida de perda de matéria orgânica do solo num período relativamente curto de tempo [Schroth *et al.*, 2002]. Os autores também observaram que as culturas arbóreas com pouca qualidade de liteira (ex., cupuaçu e castanha do Brasil) reestabeleceram e mantiveram os níveis de matéria orgânica na camada superior do solo comparável aos da floresta primária, mesmo quando cresceram em associação com árvores e cultivos de cobertura que produziram liteira facilmente decomponível. Quando integradas aos SAFs multiestratos, tais culturas arbóreas reduzem a perda de matéria orgânica do solo. Portanto, esses sistemas devem ser estabelecidos em sítios com baixa biomassa em pé (ex., pastagens degradadas ou outros solos degradados) enquanto se preservam as florestas secundárias em vigoroso crescimento. Entretanto, as pastagens amazônicas tendem, com frequência, à compactação da superfície do solo e erosão [Fearnside, 1985], com efeitos adversos no crescimento e produção dos cultivos arbóreos.

Considerando as complexidades envolvidas, é evidente que as estimativas de 6,5 a 49,4 Tg C a⁻¹ de ganho potencial da conversão de pastagem degradada em agroflorestamento num período de 25 a 30 anos sejam bem imprecisas. Essa estimativa é obtida multiplicando-se 13 Mha da área de pastagem degradada pelo solo mais a variação da acumulação de carbono na biomassa de 0,5 a 3,8 Mg C ha⁻¹ a⁻¹. Essa estimativa baseia-se no pressuposto de que toda a área de pastagem degradada é convertida ao agroflorestamento. Além disso, o sequestro de carbono orgânico do solo no agroflorestamento é afetado por espécies. Embora a área total na Amazônia dedicada ao agroflorestamento seja relativamente pequena comparada com outros sistemas de manejo e, apesar das severas limitações que restringem o potencial de conversão de pastagens degradadas em SAF [Fearnside, 1995], as agroflorestas continuam sendo uma alternativa viável de uso da terra na região, e a área desses sistemas têm mostrado crescimento contínuo desde os meados de 1980.

6. ALTERNATIVAS PROMISSORAS AGRICULTURA DE DERRUBA E QUEIMA

A insuficiência de conhecimento apropriado sobre solos e manejo de cultivo ou pastagem resulta em cultivos de curta duração (em geral de 2 – 3 anos) ou pastagens (a maioria de 5 a 10 anos), que são abandonadas ou colonizadas com crescimento secundário espontâneo (“capoeira”). Após um período de pousio, um novo cultivo ou pastagem se estabelece, e novamente ocorre a derruba e queima para a limpeza da terra. Nas terras abandonadas, o desenvolvimento da biomassa do segundo crescimento e a diversidade de espécies dependerão do uso anterior da terra (métodos de limpeza, intensidade do uso e manejo) e da extensão da área cultivada [Uhl *et al.*, 1988; Moran *et al.*, 2000; Mesquita *et al.*, 2001]. Entretanto, mesmo uma área sujeita somente a uso moderado poderá recuperar apenas parcialmente a diversidade original de plantas e biomassa, mesmo após longos períodos de tempo [Moran *et al.*, 2000]. Um estudo recente do Museu Emílio Goeldi (Belém, Pará), em parceria com o Experimento de Grande Escala da Biosfera-Atmosfera na Amazônia (LBA), na Zona Bragantina (a zona mais antiga de colonização na Amazônia), mostrou que uma vegetação secundária de 70 anos recuperou somente 20 a 30% do número de espécies arbóreas da floresta original e 50 a 60% dos estoques originais de C (I.C.G.Vieira, comunicação pessoal, 2008). Outro estudo conduzido na mesma região mostrou que o ciclo de nitrogênio (N) leva 70 anos para recuperar a condição similar à da floresta primária [Davidson *et al.*, 2007]. Em consequência, pode-se supor que os ciclos de matéria orgânica e nutrientes nesses crescimentos secundários são também distintos daqueles de floresta original e que o ritmo e a dinâmica do crescimento arbóreo são afetados por deficiências de nutrientes chave [Markewitz *et al.*, 2004]. Um experimento com fertilizantes em um crescimento secundário de 6 anos em Paragominas mostrou que adições de N e de N mais P produziram um aumento da biomassa de espécies lenhosas, enquanto que a adição de P aumentou apenas a biomassa de ervas e gramíneas. Portanto, a regeneração de biomassa florestal é limitada por N em pastagens antigas e submetidas a queimas sucessivas [Davidson *et al.*, 2004a]. Um experimento de fertilização na região de Bragantina mostrou que o crescimento secundário foi principalmente limitado por P, em menor extensão,

por N [Gehring et al., 1999]. Em uma cronosequência de crescimento secundário de 14 ano na Amazônia central, observou-se que os solos a 45 cm de profundidade acumulavam N mas perdia P disponível, o que sugere possíveis limitações por P (e Ca) no crescimento secundário [Feldpausch et al., 2004].

Para evitar novos ciclos de desmatamento, culturas de curta duração e/ou sistemas de pastagem com abandono subsequente, recentemente têm sido propostos usos alternativos da terra e a utilização de áreas já desmatadas [Vieira et al., 1993; Fearnside, 1997a]. Essas grandes áreas de terras abandonadas poderiam ser reutilizadas com a aplicação de técnicas alternativas: (1) enriquecimento do crescimento secundário (especialmente com a introdução de espécies madeireira valiosas e/espécies frutíferas), (2) criação de novos sistemas de cultivos usando biomassa da planta sem queima e (3) uso de SAFs.

O uso de alternativas à agricultura de derruba e queima na Amazônia brasileira é relativamente raro e, muitas vezes, essas práticas não são conhecidas fora de um sítio específico, onde são aplicadas. Entretanto, elas existem e poderiam ser adotadas mais amplamente, se divulgadas e testadas adequadamente. Por exemplo, os caboclos do assentamento Arroz Cru (região do Xingu), vindos das ilhas fluviais do Xingu, receberam lotes de 100 hectares para cultivo: eles usaram pousios de 4 anos para plantações mistas, obtiveram uma boa e continuada produção de mandioca, milho, grãos e bananas [Silva-Forsberg e Fearnside, 1995]. Esse poderia ser um sistema potencialmente adequado para cultivo de áreas de segundo crescimento, sem necessidade de novas derrubadas e queimas de floresta.

Na América Central, o “frijol tapado” (*Phaseolus vulgaris* L.) é um feijão produzido pelo sistema de corte e trituração, que vem sendo praticado desde a era pré-colombiana na região, hoje Costa Rica [Meléndez et al., 1999]. Nesses sistemas, os cultivos são semeados em direta associação com a matéria vegetal cortada *in situ*. Eles ainda são comuns em toda a América Central tropical úmida e no norte da América do Sul, onde a alta pluviosidade evita queimadas e induz a rápida decomposição e mineralização dos nutrientes. Com a cobertura contínua do solo, esse cultivo se adapta excepcionalmente bem às encostas íngremes que compõem a maior parte da área da América Central.

Tradicionalmente, o sistema “frijol tapado” permitia um período de pousio de 3 anos ou mais, mas atualmente, o período de pousio é de apenas 9 meses ou até menos, o que suscita sérias preocupações sobre sua sustentabilidade [Meléndez et al., 1999].

No nordeste do Pará, Brasil, o Projeto Tipitamba (Projetos Embrapa-Amazônia Oriental/SHIFT/LBA) utilizou o enriquecimento do solo pousio e o sistema de corte e trituração, sem o uso do fogo, para a preparação da área e obteve safras anuais com resultados positivos por vários anos [Sá et al., 2007]. O experimento consistiu do enriquecimento do pousio, no início do abandono da terra, com leguminosas de crescimento rápido (*Acacia* sp. ou outras espécies arbóreas) para aumentar e manter a produtividade de biomassa e diversificar a qualidade química do material orgânico produzido. Após um curto período de pousio (reduzido a aproximadamente 3 anos, ao invés de 7 anos ou mais geralmente usados), o preparo da área para novo plantio sem o uso do fogo foi então testado (o fogo não foi usado no processo). A biomassa vegetal da capoeira melhorada foi submetida ao corte e trituração com o uso de um triturador acoplado a um trator agrícola e o material orgânico resultante foi espalhado como cobertura morta do solo, seguido dos plantios de feijão, milho, mandioca, maracujá, etc. Apesar de alguns problemas (e falta de incentivos específicos aos agricultores), o sistema mostrou-se economicamente mais rentável do que o sistema tradicional de derruba e queima, a partir do quinto ano. Isso coincidiu com o período quando a fauna do solo (especialmente a de macro-invertebrados) é reconstituída a níveis similares àqueles encontrados nas florestas próximas (T. Sá, comunicação pessoal, 2008). Embora tenha havido um aumento acentuado de emissões de CH₄ nos dois anos após a aplicação de matéria orgânica, as emissões equivalentes de CO₂ calculadas para todo o sistema de cultivo foram pelo menos cinco vezes menores do que no processo tradicional de derruba e queima [Davidson et al., 2008]. Embora tenha sido necessária uma fertilização moderada de NPK no sistema de corte e trituração no primeiro ano, o P disponível e o N mineral (NH₄ e NO₃) aumentaram significativamente no final do segundo ano, contrastando com um declínio acentuado nas áreas de queima e derruba. Esses resultados indicam que, se forem oferecidos incentivos e supervisão técnica apropriados na Amazônia, é possível evitar, ou pelo menos reduzir, o

uso do fogo por fazendeiros durante a preparação da terra para cultivo. Esse experimento de corte e trituração tem sido aplicado também nos Estados do Acre, Amapá, Amazonas, Maranhão, Rondônia e Roraima com o uso de espécies anuais e semiperenes (pimenta do reino, maracujá) e pastagens.

Do mesmo modo, na Amazônia brasileira, como parte do Projeto “Cultivo sem Queima” (da Fundação Viver, Produzir e Preservar), no final dos anos 1990, pequenos agricultores foram envolvidos em sistemas diversificados de plantio com diferentes espécies perenes e anuais. Foram adotados princípios da transição agro ecológica que agora fazem parte do Programa Pro-Ambiente no Brasil [Sá et al., 2007]. Fazendeiros bem estabelecidos e com recursos econômicos podem adotar o Sistema Bragantino de produção, com cultivo contínuo de espécies variadas em regimes de rotação e consorciação que usa cobertura morta do solo para manter o solo cultivado e coberto durante todo o ano [Cravo et al., 2005]. Esse regime de cultivo demanda o uso de calcário e fertilizantes (P e micronutrientes, pelo menos temporariamente).

A recuperação, rápida e direta, das propriedades do solo em áreas abandonadas usadas para agricultura e/ou pastagens na Amazônia foi tentada em alguns experimentos no Brasil. Por exemplo, na Amazônia central, o uso de dois cultivos de cobertura diferentes foi testado para reabilitar a estrutura e o funcionamento do solo. As espécies leguminosas *P. phaseoloides* e *D. ovalifolium* foram plantadas como vegetação de cobertura juntamente com uma plantação de *Elaeis guineensis* (palmeira do azeite) para reverter os efeitos de compactação tanto do desmatamento mecanizado como manual na limpeza da terra [Grimaldi et al., 1993]. Após dois anos, os solos cultivados com a palmeira do azeite e uma cobertura de *Desmodium* recuperaram o padrão bimodal de distribuição de poros do solo, similar ao da floresta intacta, com poros >0,1 µm nos sítios desmatados manualmente, mas não nos sítios desmatados com o uso de maquinário. Com a cobertura *Pueraria*, nas duas situações, a macroporosidade do solo foi recuperada após dois anos devido ao forte desenvolvimento das raízes, além da atividade biológica favorecida pela *Pueraria*.

Na Amazônia, alguns SAFs tradicionais que se mostraram sustentáveis, como parte da agricultura indígena [Hecht et al., 1989] e de pequenos agricultores [de Jong, 1996], são agora considerados um modo de uso sustentável da terra na Amazônia

especialmente adequado às áreas degradadas [Fernandes et al., 1997]. Espera-se que os SAFs multiestrato sejam usos da terra mais sustentáveis do que os cultivos anuais, pois incluem várias espécies lenhosas de vida longa, com dosséis mais amplos que propiciam maior cobertura ao solo, limitando as perdas de nutrientes por escoamento e lixiviação com a mesma – ou até maior – eficiência do que a capoeira natural na regeneração do solo [Young, 1997]. Elas mantêm a matéria orgânica do solo e a atividade biológica em níveis satisfatórios para a fertilidade e a regeneração do solo [Ewel, 1986; Young, 1997]. Dependendo do tipo e diversidade do novo ecossistema, a biomassa microbiana do solo, que mostra uma surpreendente capacidade de recuperação, pode retornar aos níveis anteriores da floresta em alguns anos [Woomer et al., 1999; Barros et al., 2003]. Em Manaus, a biomassa microbiana foi medida em quatro diferentes SAFs de cinco anos de idade [Tapia-Coral et al., 1999]. Todas elas continham quantidades de biomassa microbiana de 1,3 a 3,1 vezes maiores do que o sistema de segundo crescimento de dez anos usado como controle e os valores mais altos foram encontrados no sistema multiestrato denso e mais diversificado.

Apesar de algumas limitações à expansão do SAF em grandes sistemas produtivos, principalmente devido às limitações de mercado [Fearnside, 1995], eles parecem ser boas alternativas para pequenos produtores, como mostram alguns experimentos bem sucedidos desenvolvidos na região. No Brasil, o sistema RECA em Rondônia é um exemplo de sucesso, depois de superadas as limitações do mercado para a venda de seus produtos. O experimento de Manaus realizado pela Embrapa/CPAA com a utilização de quatro diferentes formulações de SAF também produziu bons resultados e ajudou a entender os processos envolvidos e a estabelecer princípios úteis para serem aplicados em outro SAF [Fernandes et al., 1997; Luizão et al., 2006].

A evolução do sistema de agroflorestamento em Manaus mostrou o seguinte: (1) Nos dois primeiros anos, os sistemas com pastagens melhoradas, com cobertura rápida e eficiente do solo (mistura de grama *B. humidicola* e leguminosa *D. ovalifolium*), permitiram uma cobertura orgânica e melhor recuperação da diversidade da fauna do solo [Barros et al., 2001]. (2) Após 4 anos, houve um decréscimo das concentrações de cátions em todos os solos devido à exportação de nutrientes por meio dos

cultivos e do crescimento arbóreo no sistema agroflorestal. (3) Após 5 anos, o sistema agroflorestal mais diversificado tinha maior variedade de grupos taxonômicos e mais biomassa de macroinvertebrados de solo, que também foram associados à quantidade e qualidade (C/N,C/P,N/P, P) da liteira produzida e depositada na superfície do solo [Tapia-Coral et al., 1999]. Após 6 – 7 anos, o sistema agroflorestal composto de espécies madeireiras e frutíferas, mais as leguminosas verdes das bordas, produziam uma liteira fina equivalente a somente 25 a 30% do total de queda de liteira comparada com o segundo crescimento de 10 anos de idade (usado como controle), mas com conteúdos nutricionais mais elevados. Juntos, os fertilizantes verdes da cerca viva de *G. sepium* e a *I. edulis* plantada no SAF, essa entrada produziu um balanço de nutrientes no sistema agroflorestal (Tabela 4). (5) Após 10 anos, o sistema agroflorestal apresentou estoques similares ou maiores de C e nutrientes (altamente variáveis, dependendo da composição das espécies arbóreas no sistema agroflorestal) do que o crescimento secundário, indicando o alto potencial de sequestro de C e de recuperação dos mecanismos de reciclagem de nutrientes do ecossistema do SAF. (6) Após 10 anos, o sistema agroflorestal também apresentou melhor estrutura de solo (especialmente a macroporosidade produzida por macroinvertebrados do solo e raízes e essencial para o movimento hídrico e disponibilidade no solo) do que o crescimento secundário, indicando a recuperação de outro serviço do ecossistema no sistema agroflorestal: a reciclagem da água no sistema [Cortes-Tarra, 2003]. Dentre as espécies do sistema agroflorestal, a *I. edulis* apresentou taxas maiores de biomassa de macroinvertebrados de solo por hectare e a melhor macroporosidade no solo diretamente influenciado pelas árvores, provavelmente devido à alta qualidade da liteira associada à produção de raízes altamente energéticas e à transpiração da ramificação. (7) Após 12 anos, o sistema agroflorestal mostrava concentrações de P do solo e cátions mais altos do que os solos do crescimento secundário que, pelo menos em parte, podem ser atribuídos à melhor qualidade da liteira e às entradas das no solo (Tabela 5).

As plantações florestais com espécies de árvores nativas ainda são surpreendentemente raras na Amazônia brasileira, apesar de representarem uma vocação natural das áreas desmatadas na região. Essas plantações poderiam ser usadas para (1)

enriquecimento de floresta secundária ou madura com espécies madeireiras valiosas [Yared, 1996], (2) produção de madeira ou carvão, (3) reabilitação de terras degradadas [Higuchi et al., 1998] (Projeto Jacaranda). Apenas alguns exemplos desses três casos são conhecidos, e geralmente não há registros de avaliações de nutrientes do solo. As plantações florestais na Amazônia deveriam seguir uma abordagem mista de espécies para evitar problemas com doenças, que se espalham facilmente em monoculturas, ou deficiências nutricionais no solo (todas as árvores demandando o mesmo nutriente ao mesmo tempo e na mesma posição no solo), ou problemas com o ritmo das taxas de liberação de nutrientes. Um exemplo é a plantação da castanha-do-Brasil em Itacoatiara, Amazonas, cuja liteira tem decomposição lenta (Tabela 6). Por outro lado, ela cobre a superfície do solo, o que melhora a umidade e outras condições do solo.

Alguns experimentos foram realizados para a reabilitação de áreas de mineração na Amazônia, tais como a recente plantação de espécies clímax e pioneiras em área de extração petrolífera em Urucu, Amazonas (experimentos da CT-Petro). Outro exemplo é o de Trombetas, Pará, onde as plantações diversificadas de espécies florestais foram instaladas para reabilitar solos de minas de bauxita. Para reabilitar esses sítios extremamente danificados, programas de reflorestamento que utilizam espécies de árvores nativas, foram implementados pelo projeto “Systems of Production and Studies of Degraded Land, Reconstitution and Rehabilitation of Forest Ecosystems”, UNESCO/Comunidade Econômica Européia (CEE), Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ)/Mineração Rio do Norte (MRN). Na Mina de Saracá, no leste do Pará, os tratamentos de reflorestamento (reposição da camada superior do solo vs. não reposição); regeneração natural vs. reflorestamento) foram comparados em sítios experimentais incluindo um sítio de um ano de idade onde não houve reposição da camada superior do solo, dois sítios de 11 anos de idade, onde a camada superior do solo foi substituída (um reflorestado e o outro deixado para crescimento vegetal natural, espontâneo) e uma floresta primária, usada para controle. As plantações de um ano de idade sem reposição da camada superior do solo sempre apresentou baixas concentrações de nutrientes no solo, particularmente de P e K (Tabela 7). O Ca trocável do solo e Mg foram mais altos nos

dois sítios experimentais de 11 anos [Costa et al., 2002].

Portanto, o reflorestamento com espécies de árvores nativas (e, em menor extensão, a floresta naturalmente regenerada) permite a recuperação da liteira do solo e do microclima em alguns anos. Isto, por sua vez, leva à recuperação da atividade microbiana do solo e ao processo de decomposição. A melhoria da disponibilidade de nutrientes da camada superior do solo ocorre em uma ou duas décadas devido a mobilização de nutrientes do solo, particularmente Ca e Mg, promovida pelas espécies pioneiras ou plantadas. O conteúdo de carbono orgânico do solo é o mais lento para ser recuperado e pode, portanto, atuar como o indicador final do processo de reabilitação. Nos sítios de mineração, a reposição da camada superior do solo antes do plantio de espécies de árvores nativas acelera o processo de reabilitação do solo [Costa et al., 2002].

Estudos da regeneração natural na Amazônia central mostraram que espécies pioneiras, tais como a *Cecropia* sp. e algumas espécies plantadas de agroflorestamento, produzem liteira foliar que é rica em cátions, particularmente Ca [Lucas et al., 1993; Gallardo-Ordinola, 1999; Tapia-Coral et al., 2005]. Essas espécies parecem ter uma alta capacidade de extrair Ca e Mg dos compostos do solo, os quais são incorporados como biomassa e liberados para a superfície do solo sob uma forma mais disponível, como a liteira da planta.

As florestas secundárias associadas com agricultura na Amazônia seguem um padrão de desenvolvimento. Durante o uso da pastagem, a queima e ervas daninhas atrasam a sucessão, mas a floresta começa a se regenerar assim que o campo é abandonado. A vegetação secundária se estabelece por meio de quatro processos principais: a regeneração de indivíduos remanescentes, germinação do banco de sementes do solo, brotamento de cortes ou de raízes e hastes esmagadas, e dispersão ou migração de sementes de outras áreas [Tucker et al., 1998]. Variações na velocidade da regeneração de floresta são evidentes através das regiões e ao longo de um gradiente de fertilidade na Amazônia brasileira. A taxa de sucessão florestal é determinada por vários fatores. A composição florística original, vegetação do entorno, fertilidade e textura do solo podem afetar a regeneração. Além disso, as decisões sobre o uso da terra por fazendeiros (como o tamanho da clareira, procedimento de limpeza, tipos de cultivos,

frequência e duração do uso) influenciam o desenvolvimento arbóreo e a trajetória da sucessão secundária [Moran et al., 2000; Mesquita et al., 2001]. Em escala regional, a fertilidade do solo e a história do uso da terra são fatores críticos, que influenciam a regeneração florestal [Tucker et al., 1998].

Na Amazônia, as florestas secundárias mostram altas taxas de regeneração após a agricultura de derruba e queima e uma regeneração mais lenta depois do abandono de pastagem degradada [Fearnside e Guimarães, 1996; Mesquita et al., 2001]. Brown e Lugo [1990] relataram que terras agrícolas abandonadas convertidas em florestas acumularam carbono em taxas proporcionais à biomassa inicial da floresta. A variação foi de 1,5 Mg C ha⁻¹ a⁻¹ em florestas com biomassa inicial de <100 Mg C ha⁻¹ para cerca de 5,5 Mg C ha⁻¹ a⁻¹ em florestas com biomassa de >190 Mg C ha⁻¹. Woome et al. [1999] observaram uma taxa de 6,2± 1,2 Mg C ha⁻¹ a⁻¹ de sequestro de carbono em crescimento secundário em pousos agrícolas na Amazônia brasileira (Rondônia e Acre). Sampson et al. [2000, p. 200] sugeriram uma variação na acumulação de carbono de 3,1 a 4,6 Mg C ha⁻¹ a⁻¹ em regiões tropicais acima de 40 anos. Schroth et al. [2002] relataram que a floresta secundária em um solo de terra firme infértil em Manaus, Amazônia central, mostrou acumulação de carbono em biomassa subterrânea e sobre o solo, e em liteira de cerca de 4 Mg C ha⁻¹ a⁻¹. A taxa de acumulação de biomassa sobre o solo relatada por Nepstad et al. [2001] mostrou variação de 2,5 a 5 Mg C ha⁻¹ a⁻¹ em floresta secundária de 20 anos no Pará, leste da Amazônia. Em Paragominas, Pará, uma floresta secundária de 19 anos acumulou 20% da biomassa de floresta a uma taxa de 9 kg C ha⁻¹ a⁻¹ [Markewitz et al., 2004]. Em Manaus, Feldpausch et al. [2004] relataram acumulação de C de 128 Mg C ha⁻¹ em floresta secundária de 12 anos dominada por *Vismia* spp., resultante da regeneração de pastagem severamente degradada e abandonada. Entretanto, a degradação do solo sob pastagem manejada por práticas tradicionais pode retardar seriamente a regeneração da floresta secundária [Uhl et al., 1988; Fearnside e Guimarães, 1996].

O potencial de sequestro de carbono quando as pastagens degradadas na Amazônia brasileira são deixadas para o crescimento secundário foi calculado multiplicando-se 13 Mha (área de pastagem degradada) pela variação de acumulação de 1,5 a 5,5 Mg C ha⁻¹ a⁻¹ ou 19,5 a 71,5 Tg C a⁻¹. Esse potencial de

sequestro de carbono compreende o carbono no solo mais a biomassa sobre o solo. Em 1986, as florestas secundárias cobriam 30% da área da Amazônia brasileira desmatada nos anos 1980 [Houghton et al., 2000]. É importante notar que atualmente há menos floresta secundária na região do que em 1986, ano do estudo das imagens do Landsat desenvolvido por D. Skole, que aparentemente fundamenta a afirmação de Houghton et al. [2000] de que 30% da região era constituída de floresta secundária. Em 2002, imagens do satélite Landsat mostravam 16,1 milhões de hectares de florestas secundárias na Amazônia brasileira, ou 19% de área desmatada [Neeff et al., 2006]. Se essa área de 16,1 milhões de hectares fosse mantida abandonada, ela poderia sequestrar carbono pelo solo e biomassa de planta. Assim, multiplicando-se os mesmos valores da variação de acumulação ($1,5$ a $5,5 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) haveria um sequestro adicional de 24 a 86 Tg C ha^{-1} . Portanto, o sequestro potencial de carbono do solo, mais a biomassa na Amazônia brasileira devido ao crescimento da floresta secundária, é de $43,5$ e $157,6 \text{ Tg C ha}^{-1}$.

Ao fixar carbono na biomassa e regenerar gradativamente as propriedades físicas e químicas do solo, as florestas que se desenvolvem em áreas abandonadas também atuam no sentido de contrabalançar os impactos nocivos da conversão da floresta em agricultura e pastagem para criação de gado. Essas florestas desempenham um papel importante no balanço regional do carbono, pois reassimilam parte do carbono liberado pela derrubada e queima da vegetação original. As florestas secundárias permitem a expansão de plantas nativas e de populações de animais de remanescentes de floresta primária às paisagens agrícolas [Nepstad et al., 2001]; as florestas secundárias restabelecem as funções hidrológicas desenvolvidas pelas florestas primárias e reduzem a inflamabilidade das paisagens agrícolas; elas também transferem nutrientes do solo à biomassa viva, reduzindo assim o potencial de perdas de nutrientes da terra causadas por lixiviação e erosão.

Em Paragominas, Pará, as pastagens degradadas e as manejadas, e as florestas secundárias de 19 anos mostraram conteúdos de nutrientes similares ou mais altos, especialmente de cátions (Ca, Mg), em relação à floresta primária [Markewitz et al., 2004]. Em parte, isso pode ser atribuído ao efeito de longo prazo da queima de biomassa e à liberação inicial de nutrientes, como o Ca das cinzas. Os cátions básicos K, Ca e Mg estavam, em grande parte, retidos no solo

após 19 anos de crescimento secundário, embora o solo tenha gradativamente retornado à condição de acidez [Markewitz et al., 2004]. A reacumulação de macronutrientes na vegetação no crescimento secundário de 19 anos era equivalente a 20% do N, 21% do P, 42% do K, 50% do Ca e 27% do Mg da floresta primária. Nas pastagens degradadas, a reacumulação foi muito menor, como era esperado: 2% do N, 4% do P, 15% do K, 11% do Ca, e 6% do Mg da floresta original. Tanto as pastagens manejadas como as degradadas apenas apresentaram cerca de 2% do N original da biomassa da floresta, o que implica que N não foi transferido ao solo pela conversão do uso da terra; ao contrário, o N provavelmente tenha sido transportado do ecossistema pelo ou por lixiviação para a solução do solo profundo ou aos pequenos rios [Markewitz et al., 2004]. Assim, as demandas das plantas são provavelmente supridas pela mineralização de N a partir do N orgânico do solo, mas em crescimento secundário, as taxas de ciclagem eficiente de N, incluindo o N orgânico do solo, são baixas. O N mais baixo em soluções de solo em florestas secundárias indica baixa ciclagem de formas disponíveis de N e possível limitação de N [Davidson et al., 2004a]. Fósforo (extração Mehlich-III) tanto em pastagens como em crescimento secundário de 19 anos foi muito baixo ($<1 \mu\text{g g}^{-1}$), e foram encontrados apenas $8,8 \text{ kg ha}^{-1}$ de P na biomassa de segundo crescimento, representando uma acumulação de apenas $0,25 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ de P biodisponibilizado. Isso também indica que as perdas de P do ecossistema por ciclagem interna de P ocorrem predominantemente por meio da queda de liteira e turnover de grama, que reciclam os nutrientes anualmente de tal modo que o ecossistema consegue conservativo acumular [Markewitz et al., 2004].

7. SOLOS DE TERRA PRETA E MANEJO CONTEMPORÂNEO DE NUTRIENTES NA AMAZÔNIA

Porções de solo com extensões espaciais variáveis mostram alta fertilidade em comparação com diferentes paisagens inférteis. Essas terras, denominadas de “terras pretas do índio” ou Terra Preta da Amazônia, são solos com horizonte a antrópico e ocorrem em toda a Bacia Amazônica,

com maiores concentrações no médio Amazonas e ao longo de seus maiores tributários [Sombroek et al., 2003]. A contribuição total dessas terras aos solos amazônicos e, particularmente, aos solos agrícolas na Bacia Amazônica não é clara, podendo até ser alta, de alguns percentuais, mas provavelmente menor do que 0,01% ou 0,3% [Sombroek et al., 2003]. Qualquer que seja o caso, a proporção de solos agrícolas de terra preta é pequena e de importância local. Entretanto, tais fragmentos de terra firme são altamente valorizados pelos agricultores locais devido à sua produtividade superior [Lehman et al., 2003]. A relevância da terra preta se dá não pela sua quantidade na agricultura amazônica, mas pelas lições que se podem tirar para a sua recriação. É preciso um conhecimento mais profundo dos mecanismos pelos quais a terra preta tem mantido sua alta fertilidade ao longo de milênios para o desenvolvimento de projetos significativos para a agricultura moderna. Além disso, a alta concentração de C estável nesses solos poderia se tornar um importante sumidouro e estoque de C atmosférico, se essas áreas fossem aumentadas para 5–10% da Amazônia [Sombroek et al., 2003].

O nosso entendimento, até o momento, sugere que um dos aspectos mais importantes da fertilidade da terra preta é o seu alto teor de *black carbon* [Glaser et al., 2001]. O *black carbon* aumenta a capacidade de troca de cátions através de uma maior área de superfície e densidade de carga [Liang et al., 2006]. Entretanto, essa maior habilidade de retenção de cátions da terra preta não explica, em si mesma, o fato de que os conteúdos totais de nutrientes são muitas vezes maiores em ordem de magnitude do que em outros tipos de solo, principalmente de P e Ca [Lehmann et al., 2003]. A fonte mais provável de grandes quantidades de P e Ca são os resíduos de peixes de preparação de alimentos [Lima, 2001; Lehmann et al., 2004]. Outros materiais residuais podem também desempenhar um papel importante, e sua importância muito provavelmente irá se alterar, de modo significativo, em função das características do sítio e da história da habitação humana.

Embora o manejo do solo com resíduos de peixe sejam factíveis em certas situações onde há sobras de peixe disponíveis em quantidades suficientes, a aplicação de carvão vegetal tem uma aplicabilidade mais ampla. Na verdade, as pesquisas sobre a aplicação de carvão vegetal no solo têm se

intensificado nos últimos anos e mostrado evidências claras sobre o potencial de melhoria de produtividade de cultivos em solos altamente intemperizados [Lehmann e Rondon, 2006]. O carvão vegetal pode ser aplicado anualmente em campos de cultivo, com algumas toneladas por hectare e também em uma única vez em quantidades maiores, de várias dezenas de toneladas, para recuperar as funções do solo. Tais aplicações têm sido feitas usando-se o método de *broadcast* ou mediante a aplicação direta na zona radicular. Além disso, cultivos de árvores em plantações ou em SAFs podem receber o carvão vegetal na cova da planta no momento do estabelecimento do sítio ou colocado ao redor da haste/talo depois do plantio. Lehman e Rondon [2006] demonstraram que mesmo florestas relativamente jovens na Amazônia fornecem quantidades suficientes de biomassa para produzir carvão vegetal em quantidades que possam melhorar significativamente a produtividade do cultivo. Portanto, a carbonização da biomassa ao invés da queima durante a mudança do ciclo de cultivo poderá fornecer as quantidades de carvão vegetais necessárias para transformar um solo com baixa capacidade de troca de cátions em um solo com capacidade de retenção de cátions significativamente melhorada. Ao longo do tempo, conforme observado em solos de terra preta, pode-se conseguir que a capacidade de troca de cátions seja dobrada [Liang et al., 2006].

Entretanto, outros fatores que podem limitar a aplicação de carvão vegetal em escala mais ampla não foram suficientemente considerados até agora. A carga de trabalho associada à carbonização, ao invés da queima da biomassa derrubada, pode constituir um obstáculo significativo. Muito embora a maioria dos agricultores esteja familiarizada com as técnicas de produção do carvão vegetal ou tem acesso à tecnologia, o tempo ou o custo financeiro podem parecer excessivos para engajá-los na produção de carvão vegetal. A alternativa de comercializar qualquer forma de carvão como combustível oferece retorno imediato. E o benefício financeiro da aplicação do carvão vegetal não tem sido demonstrado aos agricultores para que se construa a confiança no retorno no longo prazo, condição necessária para justificar os investimentos essenciais de curto prazo.

8. LIMITES À INTENSIFICAÇÃO DE AGRICULTURA E PECUÁRIA

Limites severos restringem a intensificação da agricultura e as práticas pecuárias, e ainda, a escala de expansão desses usos da terra [Fearnside, 1997a]. Além dos limites agronômicos da produção por hectare, os limites de recursos físicos, tais como os depósitos de fosfato, também podem limitar os usos da terra que dependem dessas entradas. Os solos amazônicos são pobres em fósforo e a vasta extensão da Amazônia significa que a conversão dessas áreas em usos da terra que requerem fertilização com fosfato esgotariam rapidamente os depósitos existentes tanto no Brasil como em escala global. As limitações de mercado reduzem o potencial de expansão de alguns sistemas de produção menos destrutivos, como o agroflorestamento [Fearnside, 1995], mas oferecem pouca restrição aos usos da terra mais destrutivos como a pastagem para a pecuária [Fearnside, 2005]. Ainda, a conversão da floresta tropical para esses usos apresenta riscos que tornam as políticas voltadas à perda florestal sem relevância como estratégia para o desenvolvimento da região.

Em resumo, a degradação do solo e da floresta não é inevitável na Amazônia. As pastagens de gado, que dominam as paisagens desmatadas na Amazônia brasileira, podem ter a matéria orgânica do solo aumentada com melhores técnicas de manejo, inclusive com certas adições aos solos. A matéria orgânica do solo mantém os níveis de uma série de nutrientes que levam a uma maior produtividade da planta. Os solos agrícolas podem ser melhorados com base em lições aprendidas a partir da história da região anterior ao contato com os europeus: as populações indígenas deixaram muitos fragmentos de ricas terras pretas, que deve o seu alto teor de carbono e fertilidade, em parte, ao alto conteúdo de carvão vegetal. O carbono do solo e a retenção de nutrientes podem ser aumentados com a adição de carvão vegetal em pós no solo, especialmente se combinado com suprimento de nutrientes por meio de fertilização. O SAF também representa um meio de manter e aumentar a fertilidade do solo devido à sua maior capacidade de ciclagem de nutrientes em relação a outros usos da terra e à proteção que a camada de liteira oferece à superfície do solo. Os vários meios de manutenção da fertilidade do solo estão sujeitos a severas limitações que impedem de serem

expandidos para vastas áreas já desmatadas, o que preservaria áreas muito maiores que ainda estão cobertas por florestas em pé, mas que podem ter o mesmo destino se as tendências de desmatamento continuarem sem controle.

Alguns fatores limitantes podem ser combatidos com avanços tecnológicos ou com a aplicação do que já se conhece sobre os sistemas produtivos na Amazônia. Seja qual for o sistema de produção bem sucedido na Amazônia, é necessário que a natureza e a alta biodiversidade da região sejam respeitadas para que a produtividade seja mantida por longo tempo. É essencial reconhecer que alguns fatores limitantes podem ser superados. Portanto, outras estratégias deveriam ser adotadas para beneficiar a população da Amazônia. Os limites para a expansão dos usos intensificados da terra mostram que o desmatamento futuro deve ser evitado e que o desenvolvimento deve enfatizar a floresta natural, que pode se manter sem insumos de nutrientes externos aos seus domínios.

9. SERVIÇOS AMBIENTAIS COMO BASE PARA O DESENVOLVIMENTO

A manutenção da fertilidade do solo em sistemas manejados na Amazônia não é um objetivo em si mesmo, mas um meio para se atingir objetivos tais como a subsistência da população humana da região de modo sustentável e a manutenção dos serviços ambientais da região. As escolhas dos sistemas a serem implantados e manejados serão fatores chave para se determinar a extensão do alcance desses grandes objetivos. As pastagens destinadas à pecuária que, sem dúvida, são o uso da terra mais comum em áreas desmatadas da Amazônia brasileira, não são apenas as que apresentam menor sustentabilidade, tal como manejadas na região; elas são também um dos piores usos em termos de manutenção da população humana. Poucos empregados são necessários para manter as cercas e o rebanho nas médias e grandes fazendas responsáveis pela grande parte do desmatamento na Amazônia [Fearnside, 1983]. A soja cresce em grandes propriedades com agricultura mecanizada que requer pouca mão de obra [Fearnside, 2001].

Os serviços ambientais propiciados pelas florestas amazônicas oferecem uma base muito mais valiosa e sustentável para o desenvolvimento

do que a expansão do desmatamento [Fearnside, 1996, 1997b, 2008a]. A utilização dos serviços ambientais da floresta intacta, incluindo a manutenção dos estoques de carbono do seu ecossistema para evitar o aquecimento global [Fearnside, 2008b], a manutenção do ciclo da água [Fearnside, 2004] que propicia as chuvas não apenas na Amazônia, mas no restante do Brasil, e a manutenção da biodiversidade [Fearnside, 1999], devem ser reconhecidas como estratégias eficientes para a região.

10. CONCLUSÕES

1. Os sistemas manejados amazônicos têm efeitos muito diferentes na fertilidade do solo, dependendo do tipo de sistema manejado, o modo como é manejado e o estágio inicial de degradação do solo.

2. O manejo de pastagem afeta o conteúdo de matéria orgânica do solo e, portanto, sua capacidade de retenção de nutrientes. Pastagens bem manejadas favorecem o aumento da fertilidade do solo, ao contrário das pastagens degradadas mediante práticas de manejo extensivo que hoje são predominantes na Amazônia brasileira. Cabe observar que a conversão da floresta amazônica em pastagem sempre implica uma grande perda de estoques de carbono do ecossistema devido ao teor muito mais alto de biomassa da floresta.

3. O SAF pode ter um papel importante na manutenção e melhoria da fertilidade do solo e oferecer sobrevivência potencialmente sustentável aos pequenos produtores na Amazônia.

4. A possibilidade de expansão em grande escala de pastagens intensivas, agroflorestamento ou outros usos com insumos de fertilizantes está sujeita às limitações severas das fontes disponíveis de nutrientes, especialmente depósitos de fosfato. A expansão do agroflorestamento sofre limitação do mercado para seus produtos. Essa limitação soma-se às evidências que apontam para o bom senso em impedir futuros desmatamentos da floresta amazônica e administrar áreas já desmatadas de tal modo que a produção seja sustentável (um desafio que inclui a manutenção e a melhoria da fertilidade do solo). Os solos em áreas desmatadas precisam ser usados de modo que seja assegurada a sobrevivência da população da região, um papel que

cabe aos pequenos produtores em sistemas de agroflorestamento e não às grandes fazendas pecuaristas ou operações de agronegócio como o cultivo da soja.

5. Os limites da expansão dos usos intensificados da terra mostram que outros desmatamentos devem ser evitados e que o desenvolvimento deve se basear na manutenção da floresta natural. As florestas amazônicas fornecem serviços ambientais que são mais valiosos e mais sustentáveis como base para o desenvolvimento da região do que a expansão do desmatamento.

REFERÊNCIAS

- Alfaia, S.S., G.A. Ribeiro, A.D. Nobre, R.C. Luizão and F.J. Luizão, Evaluation of soil fertility in smallholder agroforestry systems and pastures in western Amazonia, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 102, 409–414, 2004.
- Almeida, E., C. Sabogal and S. Brienza Júnior, *Recuperação de Áreas Alteradas na Amazônia Brasileira: Experiências Locais, Lições Aprendidas e Implicações para Políticas Públicas*. CIFOR, Belém, Brazil, 2006.
- Anderson, J.M. and T. Spencer, *Carbon, Nutrient and Water Balances of Tropical Rainforest Subject to Disturbance*, 54 pp., MAB Digest No.7. UNESCO, Paris, France, 1991.
- ASB (Alternatives to Slash-and-Burn), *Alternatives to Slash-and-Burn in Brazil - Summary Report and Synthesis of Phase II*, Edited by Lewis et al., 100pp., Nairobi, Kenya, 2002.
- Asner, G. P., M. Keller, R. Pereira Jr., J.C. Zweede and J.N.M. Silva, Canopy damage and recovery after selective logging in Amazonia: field and satellite studies, *Ecological Applications*, 14:S280–S298, 2004a.
- Asner, G.P., A.R.Townsend, M.M.C. Bustamante, G.B Nardotto and L.P. Olander, Pasture degradation in the central Amazon: linking changes in carbon and nutrient cycling with remote sensing, *Global Change Biology*, 10, 844-862, 2004b.
- Barbosa, R.I. and P.M. Fearnside, Erosão do solo na Amazônia: estudo de caso na região do Apiaú, Roraima, Brasil, *Acta Amazonica*, 30, 601-613, 2000.
- Barbosa, R.I. and P.M. Fearnside, Burning of pasture in Amazonia: short-term changes in soil carbon

- stocks, *Brazilian Journal of Ecology* (1-2), 11-16, 2003.
- Barros, E. P. Curmi, V. Hallaire, A. Chauvel and P. Lavelle, The role of macrofauna in the transformation and reversibility of soil structure of an Oxisol in the process of forest to pasture conversion, *Geoderma*, 100, 193-213, 2001.
- Barros, E. A. Neves, E. Blanchart, E. Fernandes, E. Wandelli and P. Lavelle, Soil macrofauna community of Amazonian agroforestry systems, *Pedobiologia*, 47, 267-274, 2003.
- Bernoux, M., D. Arrouays, C.C. Cerri and H. Bourennane, Modeling vertical distribution of carbon in Oxisols of the western Brazilian Amazon. *Soil Science*, 163, 941-951, 1998.
- BIONTE, *Relatório Final Projeto BIONTE – Biomassa e Nutrientes na Floresta Tropical Úmida*. INPA/DFID, Manaus, Brazil, 365 pp., 1997.
- Bonde, T.A., B.T. Christensen and C.C. Cerri, Dynamics of soil organic matter as reflected by natural ¹³C abundance in particle size fractions of forested and cultivated Oxisols. *Soil Biol. Biochem.*, 24, 275-277, 1992.
- Brinkmann, W.L.F., System propulsion of an Amazonian lowland forest: an outline. *GeoJournal*, 19, 369-380, 1989.
- Brown, S. and A.E. Lugo, Tropical secondary forests. *J. Trop. Ecol.*, 6, 1-32, 1990.
- Buschbacher, R., C. Uhl and A.S. Serrão, Abandoned pastures in eastern Amazonia. II. Nutrient stocks in the soil and vegetation, *J. Ecol.*, 76, 682-699, 1988.
- 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.
- Cerri, C.C., M. Bernoux, B.J. Feigl and M.C. Piccolo, Carbon dynamics in forest and pasture soils of the Brazilian Amazon. *Workshop on Tropical Soils. Academia Brasileira de Ciências. Rio de Janeiro, Brazil*, pp. 65-72. 1999.
- Cerri, C.C., B. Volkoff and F. Andreux, Nature and behavior of organic matter in soils under natural forest, and after deforestation, burning and cultivation, near Manaus, *For. Ecol. Manage.*, 38, 247-257, 1991.
- Cerri, C.E.P. K. Coleman, D.S. Jenkinson, M. Bernoux, R.L. Victoria and C.C. Cerri, Soil carbon dynamics at Nova Vida Ranch, Amazon, Brazil, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 67, 1879-1887, 2003.
- Choné, T., F. Andreux, J.C. Correa, B. Volkoff and C.C. Cerri, Changes in organic matter in an oxisol from the central Amazonian forest during eight years as pasture, determined by ¹³C composition, *Diversity of environmental biogeochemistry*, edited by J. Berthelin, pp. 307-405, Elsevier, New York, USA, 1991.
- Cochrane, T.T. and P.A. Sanchez, editors, Land resources, soils and their management in the Amazon region: a state of knowledge report. Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT), Cali, Colombia, 1982.
- Cortes-Tarrá, I.L., Relações entre os grupos funcionais da macrofauna e o volume dos macroporos do solo em sistemas agroflorestais na Amazônia central, *Dissertação de Mestrado*, 80 pp., INPA, Manaus, Brazil, 2003.
- Costa, E.S., F.J. Luizão, R.C. Luizão and A. Macmillan, Litter layer and soil microbial biomass in reforested areas after bauxite mining in eastern Amazon, *Tropical Plantation-Forests and their Soil-Litter System: Litter, Biota and Soil-nutrient Dynamics*, edited by M.V. Reddy, pp.127-145, Science Publishers, Inc., Enfield, USA, 2002.
- Cravo, M.S., J. Corteletti, O.L. Nogueira, T.J. Smyth and B.D.L. Souza, *Sistema Bragantino: Agricultura Sustentável para a Amazônia*, Embrapa-Amazônia Oriental, Belém, Brazil, 2005.
- Dantas, M. and J. Phillipson, Litterfall and litter nutrient content in primary and secondary Amazonian 'terra firme' rain forest, *J. Trop. Ecol.*, 5, 27-36, 1989.
- Davidson, E.A., C.J.R. Carvalho, I.C.G. Vieira, R.O. Figueiredo, P. Moutinho, F.Y. Ishida, M.T.P. Santos, J.B. Guerrero, K. Kalif and R.T. Sabá, Nitrogen and phosphorus limitation of biomass growth in a tropical secondary forest, *Ecological Applications*, 14, S150–S163, 2004.
- Davidson, E.A., C.J.R. Carvalho, A.M. Figueira, F.Y. Ishida, J.P.H.B. Ometto, G.B. Nardoto, R.T. Sabá, S.N. Sanae, E.C. Leal, I.C.G. Vieira and L.A. Martinelli, Recuperation of nitrogen cycling in Amazonian forests following agricultural abandonment, *Nature*, 447, 995-998, 2007.
- Davidson, E.A., F.Y. Ishida and D.C. Nepstad, Effects of an experimental drought on soil emissions of carbon dioxide, methane, nitrous oxide, and nitric oxide in a moist tropical forest, *Global Change Biology*, 10, 718-730, 2004.
- Davidson, E.A., T.D.A. Sá, C.J.R. Carvalho, R.O. Figueiredo, M.S.A. Kato, O.R. Kato and F.Y. Ishida,

- An integrated greenhouse gas assessment of an alternative to slash-and-burn agriculture in eastern Amazonia, *Global Change Biology*, 14, 998-1007, 2008.
- Davidson, E. A., T. D. A. Sá, C. J. R. Carvalho, R. O. Figueiredo, M. S. A. Kato, O. R. Kato, and F. Y. Ishida (2008), An integrated greenhouse gas assessment of an alternative to slash-and-burn agriculture in eastern Amazonia, *Global Change Biol.*, 14, 998-1007.
- Desjardins, T., F. Andreux, B. Volkoff and C.C. Cerri, Organic carbon and ¹³C contents in soils and soil size-fractions, and their changes due to deforestation and pasture installation in eastern Amazonia, *Geoderma*, 61, 103-118, 1994.
- Desjardins, T., P.; Lavelle, E. Barros, M. Brossard, L. Chapuis-Lardy, A. Chauvel, M. Grimaldi, F. Guimarães, P. Martins, D. Mitja, M. Muller, M. Sarrazin, J. Tavares Filho and O. Topall, Dégradation des pâturages amazoniens, *Étude et Gestion des Sols*, 7, 353-378, 2000.
- Dias-Filho, M.B., *Degradação de Pastagens: Processos, Causas e Estratégias de Recuperação*, Embrapa Amazônia Oriental, Belém, 2003.
- Dias-Filho, M.B.; E.A. Davidson and C.J.R. Carvalho, Linking biogeochemical cycles to cattle pasture management and sustainability in the Amazon basin, *The biogeochemistry of the Amazon basin*, edited by McClain et al., pp.84-105, Oxford University Press, New York, USA, 2001.
- Didham, R.K., Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forest fragments, *Oecologia*, 116, 397-406, 1998.
- Ewel, J.J., Designing agricultural ecosystems for the humid tropics, *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 17, 245-271, 1986.
- Falesi, I.C., *Ecosistema de pastagem cultivada na Amazônia Brasileira*, Boletim Técnico 1, 193 pp, Centro de Pesquisa Agropecuária do Trópico Úmido. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária Belém, Brazil, 1976.
- Fearnside, P.M., The effect of cattle pasture on soil fertility in the Brazilian Amazon: consequences for beef production sustainability, *Tropical Ecology*, 21, 125-137, 1980.
- Fearnside, P.M., Development alternatives in the Brazilian Amazon: An ecological evaluation. *Interciencia*, 8, 65-78, 1983.
- Fearnside, P.M., Agriculture in Amazonia. *Key Environments: Amazonia*, edited by Prance, G.T. and T.E. Lovejoy, pp. 393-418, Pergamon, New York, USA, 1985.
- Fearnside, P.M., *Human Carrying Capacity of the Brazilian Rainforest*. Columbia University Press, New York, USA, 1986.
- Fearnside, P.M., Agroforestry in Brazil's Amazonian development policy: The role and limits of a potential use for degraded lands. *Brazilian Perspectives on Sustainable Development of the Amazon Region*, edited by Clüsener-Godt, M. and I. Sachs, pp. 125-148, UNESCO, Paris, and Parthenon Publishing Group, Carnforth, UK, 1995.
- Fearnside, P.M., Amazonian deforestation and global warming: Carbon stocks in vegetation replacing Brazil's Amazon forest, *Forest Ecology and Management*, 80, 21-34, 1996.
- Fearnside, P.M., Limiting factors for development of agriculture and ranching in Brazilian Amazonia, *Revista Brasileira de Biologia*, 57, 531-549, 1997a.
- Fearnside, P.M., Environmental services as a strategy for sustainable development in rural Amazonia, *Ecological Economics*, 20, 53-70, 1997b.
- Fearnside, P.M., Phosphorus and Human Carrying Capacity in Brazilian Amazonia. *Phosphorus in Plant Biology: Regulatory Roles in Molecular, Cellular, Organismic and Ecosystem Processes*. Edited by Lynch, J.P. and J. Deickman, pp. 94-108, American Society of Plant Physiologists, Rockville, MD, USA, 1998.
- Fearnside, P.M., Biodiversity as an environmental service in Brazil's Amazonian forests: Risks, value and conservation. *Environmental Conservation*, 26, 305-321, 1999.
- Fearnside, P.M., Global warming and tropical land-use change: greenhouse gas emissions from biomass burning, decompositions and soils in forest conversion, shifting cultivation and secondary vegetation, *Climate Change*, 46, 115-158, 2000.
- Fearnside, P.M., Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. *Environmental Conservation*, 28, 23-38, 2001.
- Fearnside, P.M., A água de São Paulo e a floresta amazônica. *Ciência Hoje*, 34(203), 63-65, 2004.
- Fearnside, P.M., Deforestation in Brazilian Amazonia: History, rates and consequences. *Conservation Biology* 19, 680-688, 2005.
- Fearnside, P.M., Amazon forest maintenance as a source of environmental services, *Anais da Academia Brasileira de Ciência*, 80, 101-114, 2008a.

- Fearnside, P.M., Deforestation in Brazilian Amazonia and global warming. *Annals of Arid Zone*, 47(3-4), 1-20, 2008b (in press).
- Fearnside, P.M and R.I. Barbosa, Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazon, *Forest Ecology and Management*, 108, 147-166, 1998.
- Fearnside, P.M. and W.M. Guimarães, Carbon uptake by secondary forests in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 80, 35-46, 1996.
- Feigl, B.J., J. Melillo and C.C. Cerri, Changes in the origin and quality of soil organic matter after pasture introduction in Rondonia (Brazil). *Plant and Soil*, 175: 21-29. 1995.
- Feldpausch, T.R., M.A. Rondon, E.C.M. Fernandes, S.J. Riha and E. Wandelli, Carbon and nutrient accumulation in secondary forests regenerating on pastures in central Amazonia, *Ecological Applications*, 14, S164–S176, 2004.
- Fernandes, E.C.M., Y.; Biot, C. Castilla, A. Canto, J.C.S. Matos, S. Garcia, R. Perin and E. Wandelli, The impact of selective logging and forest conversion for subsistence agriculture and pastures on terrestrial nutrient dynamics in the Amazon, *Ciencia e Cultura Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science*, 49, 34-47, 1997.
- Fernandes, E.M.C., R. Perin, E. Wandelli, S.G. Souza, J.C. Matos, M. Arco-Verde, T. Ludewigs and A. Neves, Agroforestry systems to rehabilitate abandoned pastureland in the Brazilian Amazon. International Symposium on multi-strata agroforestry systems with perennial crops, *Turrialba*, 28, 24-26, 1999.
- Ferreira, S.J.F., S. Crestana, F.J. Luizão and S.A.F. Miranda, Nutrientes no solo em floresta de terra firme cortada seletivamente na Amazônia Central, *Acta Amazonica*, 31, 381-396, 2001.
- Ferreira, S.J.F., F.J. Luizão, S.A.F. Miranda, M.S.R. Silva and A.R.T. Vital, Nutrientes na solução do solo em floresta de terra firme submetida à extração seletiva de madeira na Amazônia central, *Acta Amazonica*, 36, 59-68, 2006.
- Fujisaka, S., and D. White (1998), Pasture or permanent crops after slash-and-burn cultivation? Land-use choice in three amazon colonies, *Agroflor. System*, 42, 45-59.
- Fujisaka, S., W. bell, N. Thomas, L. Hurtado, and E. Crawford (1996), Slash-and-burn agriculture, conversion to pasture, and deforestation in two Brazilian Amazon colonies. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 59, 115-130, 1996.
- Gallardo-Ordinola, J.L.E., Produção e qualidade de liteira em sistemas agroflorestais e seus efeitos sobre as propriedades químicas do solo, *Dissertação de Mestrado*, 97pp, INPA/FUA, Manaus, Brazil, 1999.
- Gehring, C., M. Denich, M. Kanashiro, P.L.G. Vlek, Response of secondary vegetation in Eastern Amazonia to relaxed nutrient availability constraints, *Biogeochemistry*, 45, 223-241, 1999.
- Glaser, B., L. Haumaier, G. Guggenberger and W. Zech, The Terra Preta phenomenon - a model for sustainable agriculture in the humid tropics, *Naturwissenschaften*, 88, 37–41, 2001.
- Grimaldi, M., M. Sarrazin, A. Chauvel, F. Luizão, N. Nunes, M.R. Lobato-Rodrigues, P. Amblard and D. Tessier, Effects de la déforestation et des cultures sur la structure des sols argileux d'Amazonie brésilienne, *Cahiers Agricultures*, 2, 36-47, 1993.
- Hecht, S.B., D.A. Posey and W. Balee, Preliminary results on soil management techniques of the Kayapo Indians. Resource management in Amazonia: indigenous and folk strategies, *Adv. Econ. Bot.*, 7, 174-188, 1989.
- Herrera, R., C.F., Jordan, H. Klinge and E. Medina, Amazon ecosystems. Their structure and functioning with particular emphasis on nutrients, *Interciencia*, 3, 223-232, 1978.
- Higuchi, N., M.A. Campos, P.T.B. Sampaio and J. Santos, *Pesquisas Florestais para a Conservação da Floresta e Reabilitação de Áreas Degradadas da Amazônia*, INPA, Manaus, AM, 264 pp, 1998.
- Holmes, T.P., G.M. Blate and J.C. Zweede, Financial and ecological indicators of reduced impact logging performance in the eastern Amazon, *Forest Ecology and Management*, 163, 93-110, 2002.
- Homma, A.K.O., Amazônia: desenvolvimento econômico e questão ambiental, *Agricultura e meio ambiente*, edited by Vilhena, E.F. and L.C. Santos pp. 25-37, UFV-NEPEMA, Viçosa, Brazil, 1994.
- Houghton, R.A., D.L. Skole, C.A. Nobre, J.L. Hackler, K.T. Lawrence and W.H. Chomentowski, Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon, *Nature*, 403, 301-304, 2000.
- IBGE, Censo Agropecuário do Brasil, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística -IBGE, Rio de Janeiro, Brazil, 2006.

- IBGE/SIDRA, Sistema IBGE de Recuperação Automática de Dados Agregados, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística [online], 1997, URL: <http://www.sidra.ibge.gov.br/>
- INPE, Monitoramento da floresta amazônica brasileira por satélite – Projeto PRODES. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais [online], 2000 and 2005, URL: <http://www.obt.inpe.br/prodes/>.
- Kato, A.K., *Dinâmica da entrada de nutrientes via liteira em plantios de castanheira-do-Brasil (Bertholletia excelsa H.B.K.) em ecossistemas de pastagens degradadas e de floresta primária*, PhD. Thesis, INPA/Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Brazil, 1995.
- Kato, O.R., M.S. Kato, T.A. Sá and R. Figueiredo, Plantio direto na capoeira, *Ciência e Ambiente*, 29, 99-111, 2004.
- Kauffman, J.B., D.L. Cummings and D.E. Ward, Fire in the Brazilian Amazon. 2. Biomass, nutrient pools and losses in cattle pastures, *Oecologia*, 113, 415-427, 1998.
- Keller, M.; M. Palace, G.P. Asner, R. Pereira and J.N.M. Silva, Coarse wood debris in undisturbed and logged forests in the eastern Brazilian Amazon, *Global Change Biology*, 10, 784-795, 2004.
- Kitamura, P.C., A Amazônia e o desenvolvimento sustentável, Brasília: Embrapa, 182 pp, 1994.
- Laurance, W.F., M.A. Cochrane, S. Bergen, P.M. Fearnside, P. Delamonica, C. Barber, S. D'Angelo and T. Fernandes, The future of the Brazilian Amazon, *Science*, 291, 438-439, 2001.
- Laurance, W.F., L.V. Ferreira, J.M. Rankin-de Merona and S.G. Laurance, Rainforest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities, *Ecology*, 79, 2032-2040, 1998.
- Laurance, W.F., A.A. Oliveira, S.G. Laurance, R. Condit, H.E.M. Nascimento, A.C. Sanchez-Thorin, T.E. Lovejoy, A.S. Andrade, S. D'Angelo, J.E. Ribeiro, C.W. Dick, Pervasive alteration of tree communities in undisturbed Amazonian forests. *Nature*, 428, 171-175, 2004.
- Lehmann, J. and M. Rondon, Bio-char soil management on highly weathered soils in the humid tropics, *Biological Approaches to Sustainable Soil Systems*, edited by Uphoff, N., pp. 517-530, CRC Press, Boca Raton, FL, USA, 2006.
- Lehmann, J., D.C. Kern, L.A. German, J. McCann, G.C. Martins and A. Moreira, Soil fertility and production potential, *Amazonian Dark Earths: Origin, Properties, Management*, edited by Lehmann, J., D.C. Kern, B. Glaser and W.I. Woods, pp. 105-124, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 2003.
- Lehmann, J., C.V. Campos, J.L.V. Macedo and L. German, Sequential fractionation and sources of P in Amazonian Dark Earths. *Amazonian Dark Earths: Explorations in Time and Space*, edited by Glaser, B. and Woods, W.I. (eds.), pp. 113-123, Springer, Berlin, Germany, 2004.
- Liang, B., J. Lehmann, D. Solomon, J. Kinyangi, J. Grossman., B. O'Neill, J.O. Skjemstad, J. Thies, F.J. Luizão, J. Petersen and E.G. Neves, Black carbon increases cation exchange capacity in soils, *Soil Science Society of America Journal*, 70, 1719-1730, 2006.
- Lima, H.N., Gênese, química, mineralogia e micromorfologia de solos da Amazônia Ocidental, PhD Thesis, Universidade de Viçosa, Viçosa, Brazil, 2001.
- Lucas, Y., F.J. Luizão, A. Chauvel, J. Rouiller and D. Nahon, The relation between biological activity of the rain forest and mineral composition of soils, *Science*, 260, 521-523, 1993.
- Luizão, F.J., Litter production and mineral element input to the forest floor in a central Amazonian forest, *GeoJournal*, 19, 407-417, 1989.
- Luizão, F.J., R.C. Luizão and A. Chauvel, Premiers résultats sur la dynamique des biomasses racinaires et microbiennes dans un "latossol" d'Amazonie Centrale (Brésil) sous forêt et sous pâturage, *Cahiers ORSTOM, sér. Pédol.*, 27, 69-79, 1992a.
- Luizão, F.J.; J. Proctor, J. Thompson, R.C.C. Luizão, R.H. Marrs, D.A. Scott and V. Viana, Rain forest on Maracá Island, Roraima, Brazil: soil and litter process response to artificial gaps, *Forest Ecology and Management*, 102, 291-301, 1998.
- Luizão, F.J., S. Tapia-Coral, J. Gallardo-Ordinola, G.C. Silva, R.C.C. Luizão, L. Trujillo-Cabrera, E. Wandelli and E.C.M. Fernandes, Ciclos biogeoquímicos em agroflorestas na Amazônia, *Sistemas Agroflorestais: Bases Científicas para o Desenvolvimento Sustentável*, edited by Gama-Rodrigues, A.C., N.F. Barros, E.F. Gama-Rodrigues, M.S.M. Freitas, A.P. Viana, J.M. Jasmin, C.R. Marciano and J.G.A. Carneiro, pp. 87-100, UENF, Campos dos Goytacazes, Brazil, 2006.
- Luizão, R.C., T.A. Bonde and T. Rosswall, Seasonal variation of soil microbial biomass: the effect of clearfelling a tropical rainforest and establishment of pasture in the central Amazon, *Soil Biol. Biochem.*, 24, 805-813, 1992b.

- Luizão, R.C.C., E.S. Costa, F.J. Luizão, Mudanças na biomassa microbiana e nas transformações de nitrogênio do solo em uma seqüência de idades de pastagens após derruba e queima da floresta na Amazônia central, *Acta Amazonica*, 29, 43-56, 1999.
- Luizão, R.C.C., F.J. Luizão, R.Q. Paiva, T.F. Monteiro, L.S. Souza and B. Kruijt, Variation of carbon and nitrogen cycling processes along a topographic gradient in a central Amazonian forest, *Global Change Biology*, 10, 592-600, 2004.
- Mackensen, J., D. Hölscher, R. Klinge and H. Fölster, Nutrient transfer to the atmosphere by burning of debris in eastern Amazonia, *Forest Ecology and Management*, 86, 121-128, 1996.
- McCaffery, K., M. Rondon, J. Gallardo, S. Welsch, T. Feldpausch, E. Fernandes, S. Riha, E. Wandelli, Carbon and nutrient stocks in agroforestry systems and secondary forest in the Central Amazon, *Proceedings of the Second Scientific Conference of the LBA Project*, Manaus, Brazil, 2002.
- Meléndez, G., R. Ocampo, F. Herrera and J. Briceño, 1999. La biodiversidad vegetal y el funcionamiento ecológico del frijol tapado. In: El Frijol Tapado en Costa Rica: Fortalezas, Opciones y Desafíos. University of Costa Rica, San José, Costa Rica, pp. 79–102.
- Mello-Ivo, W., S. Ferreira, Y. Biot and S. Ross, Nutrients in soil solution following selective logging of a humid tropical “terra-firme” forest north of Manaus, Brazil, *Environmental Geochemistry and Health*, 18, 69-75, 1996.
- Mello-Ivo, W.M.P. and S. Ross, Efeito da colheita seletiva de madeira sobre algumas características físicas de um latossolo amarelo sob floresta na Amazônia Central, *Rev. Bras. Ciênc. Solo*, 30, 769-776, 2006.
- Mesquita, R.C.G., K. Ickes, G. Ganade and G.B. Williamson, Alternative successional pathways in the Amazon Basin, *Journal of Ecology*, 89, 528–537, 2001.
- Mesquita, R., S.W. Workman and C.L. Neely, Slow litter decomposition in a Cecropia-dominated secondary forest of central Amazonia, *Soil Biol. Biochem*, 30, 167-175, 1998.
- Moran, E.F., E.S. Brondizio, J.M. Tucker, M.C. Silva-Forsberg, S. McCracken and I. Falesi, Effects of soil fertility and land-use on forest succession in Amazonia. *Forest Ecology Management*, 139, 93-108, 2000.
- Nascimento, H.E.M. and W.F. Laurance, Biomass dynamics in Amazonian forest fragments. *Ecological Applications*, 14, S127–S138, 2004.
- Neeff, T. R.M., Lucas, J. R. Santos, E.S. Brondizio and C.C. Freitas, Area and age of secondary forests in Brazilian Amazonia 1978–2002: An empirical estimate. *Ecosystems*, 9, 609–623, 2006.
- Neill, C., C.C. Cerri, J. Melillo, B.J. Feigl, P.A. Steudler, J.F.L. Moraes and M.C. Piccolo. Stocks and dynamics of soil carbon following deforestation for pasture in Rondonia, *Soil processes and the carbon cycle*, edited by Lal, R., J.M. Kimble, R.F. Follett and B.A. Stewart, pp. 9-28, CRC Press, Boca Raton, FL, USA, 1997.
- Neill, C. and E.A. Davidson, Soil carbon accumulation or loss following deforestation for pasture in the Brazilian Amazon, *Global Climate Change and Tropical Ecosystems*, edited by Lal, R., J.M. Kimble and B.A. Stewart, pp.197-211, CRC Press, Boca Raton, FL, USA, 1999.
- Nepstad, D., P.R.S. Moutinho and D. Markewitz, The recovery of biomass, nutrient stocks, and deep-soil functions in secondary forests, *The biogeochemistry of the Amazon basin*, Edited by McClain, M.E., R.L. Victoria, J.E. Richey pp.139-155, Oxford University Press, New York, USA, 2001.
- Nepstad, D.C., A. Verissimo, A. Alencar, C. Nobre, E. Lima, P. Lefebvre, P. Schlesinger, C. Potter, P. Moutinho, E. Mendoza, M. Cochrane and V. Brooks, Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire, *Nature*, 398, 505–508, 1999.
- Oliveira, M.V. and Braz, E.M., Damage reduction through planned harvesting in Brazilian moist tropical forest, *Commonwealth Forestry Review*, 74, 208-210, 1995.
- Palm, C.A., K.E. Giller, P.L. Mafongoya and M.J. Swift, Management of organic matter in the tropics: translating theory into practice. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 61, 63-75, 2001.
- Palm, C.A., S.A. Vosti, P. Sanchez and P.I. Ericksen, *Slash-and-Burn Agriculture – the Search for Alternatives*, Columbia University Press, New York, USA, 2005.
- Pauletto, D., *Estoque e produção de liteira grossa em floresta submetida ao manejo florestal no noroeste de Mato Grosso*, Dissertação de Mestrado, 85p, INPA/UFAM, Manaus, Brazil, 2006.

- Piccolo, M.C., F. Andreux and C.C. Cerri, Hydrochemistry of soil solution collected with tension-free lysimeters in native and cut-and-burned tropical rain forest in Central Amazonia, *Geochim. Brasil.*, 81, 51-63, 1994.
- Post, W.M. and K.C. Kwon, Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential, *Global Change Biology*, 6, 317-327. 2000.
- Proctor, J., Tropical forest litterfall. II. The data set, *Tropical rain Forest: The Leeds Symposium*, edited by Chadwick, A.C. and S.L. Sutton, pp. 83-113, The Leeds Philosophical and Literary Society, Leeds, UK, 1984.
- Rondon, M., E. Fernandes, R. Lima and E. Wandelli, Carbon storage in soils from degraded pastures and agroforestry systems in Central Amazonia: The role of charcoal, *Proceedings of the Second Scientific Meeting of the LBA-Eco project*, Atlanta, USA, 2000.
- Ross, S.M.; J.B. Thornes and S. Nortcliff, Soil hydrology, nutrient and erosional response to the clearance of terra firme forest, Maracá Island, Roraima, northern Brazil, *Geographical Journal*, 156, 267-282, 1990.
- Sá, T.D.A., O.R. Kato, C.J.R. Carvalho and R.O. Figueiredo, Queimar ou não queimar? De como produzir na Amazônia sem queimar, *Revista USP*, 72, 90-97, 2007.
- Sampson, R.N. and 32 others, Additional human-induced activities – Article 3.4. *Land use, land use change, and forestry*, A special report of the IPCC, edited by Watson, R.T., I.R. Noble, B. Bolin, N.H. Ravindranath, D.J. Verardo and D.J. Dokken, pp. 181-281, Cambridge University Press, Cambridge, UK, 2000.
- Sanchez, P.A., J.H. Villachica, D.E. Band, Soil fertility dynamics after clearing a tropical rainforest in Peru, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 47, 1171–1178, 1983.
- Schroth, G., S.A. D'Angelo, W.G. Teixeira, D. Haag and R. Lieberei, Conversion of secondary forest into agroforestry and monoculture plantations in Amazonia: consequences for biomass, litter and soil carbon stocks after 7 years, *Forest Ecology and Management*, 163, 131-150, 2002.
- Schubart, H.O.R.; Franken, W. and Luizão, F.J., Uma floresta sobre solos pobres, *Ciência Hoje*, 2, 26-32, 1984.
- Scott, D.A., J. Proctor and J. Thompson, Ecological studies on a lowland evergreen rain forest on Maracá Island, Roraima, Brazil. II. Litterfall and nutrient cycling, *Journal of Ecology*, 80, 705-717, 1992.
- Serrão, E.A.S., I.C. Falesi, J.B. Veiga and J.F.T. Neto, Productivity of cultivated pastures on low fertility soils of the Amazon Basin, *Pasture production in acid soils of the tropics*, edited by Sanchez, P.A. and L.E. Tergas, pp.195-225, Centro Internacional de Agricultura Tropical, Cali, Colombia, 1979.
- Serrão, E.A.S. and J.M. Toledo, The search for sustainability in Amazonian pastures. *Alternatives to deforestation: steps towards sustainable utilization of Amazon forests*, edited by Anderson, A.B., pp. 195-214, Columbia University Press, New York, USA, 1990.
- Seubert, C.E., P.A. Sanchez and C. Valverde, Effects of land clearing methods on soil properties and crop performance in an Ultisol of Amazon jungle of Peru, *Trop. Agric. (Trin.)*, 54, 307–321, 1977.
- Silva-Forsberg, M.C. and P.M. Fearnside, Agricultural management of caboclos of the Xingu river: a starting point for sustaining populations in degraded areas in the Brazilian Amazon, *Management and rehabilitation of degraded lands and secondary forests in Amazonia*, edited by J.A. Parrota and M. Kanashiro, pp. 90-95, International Institute of Tropical Forestry, USDA-Forest Service, Río Piedras, Puerto Rico, 1995.
- Silva, G.C., *Fluxos e estoques de nutrientes, colonização por micorrizas arbusculares e influência das raízes na decomposição da liteira em sistemas agroflorestais e vegetação secundária na Amazônia central*, Tese de Doutorado, 154pp., INPA/UFAM, Manaus, Brazil, 2005.
- Silva, S.M.A., J.N.M. Silva, A.M.V. Baima, N.M. Lobato, I.S. Thompson and P.P. Costa-Filho, Impacto da exploração madeireira em floresta de terra firme no município de Moju, estado do Pará. A Silvicultura na Amazônia Oriental: contribuições do Projeto Embrapa/DFID, edited by Silva, J.N.M., J.O.P. Carvalho and J.A.G. Yared, pp. 309-323, Embrapa/DFID, Belém, Brazil, 2001.
- Smeraldi, R. and P. May, *O Reino do Gado: Uma nova fase na pecuarização da Amazônia*, São Paulo: Amigos da Terra – Amazônia Brasileira, 2008.
- Smith, N.J.H., *Transamazon Highway: a Cultural-Ecological Analysis of Colonization in the Humid Tropics*, PhD. Dissertation in Geography, University of California, Berkeley, CA, USA, 1976.
- Sombroek, W., M.L. Ruivo, P.M. Fearnside, B. Glaser and J. Lehmann, Anthropogenic dark earths as

- carbon stores and sinks, *Amazonian Dark Earths: Origin, Properties, Management*, edited by Lehmann, J., D.C. Kern, B. Glaser and W.I. Woods, pp. 125-139, Kluwer, Dordrecht, The Netherlands, 2003.
- Summers, P.M., *Estoque, decomposição e nutrientes da liteira grossa em floresta de terra firme na Amazônia central*, Dissertação de Mestrado, 103 pp., INPA/UFAM, Manaus, Brazil, 1998.
- Tapia-Coral, S.C., F.J. Luizão and E.V. Wandelli, Macrofauna da liteira em sistemas agroflorestais sobre pastagens abandonadas na Amazonia central, *Acta Amazonica*, 29, 447-495, 1999.
- Tapia-Coral, S.C., F.J. Luizão, E.V. Wandelli and E.C.M. Fernandes, Carbon and nutrient stocks in the litter layer of agroforestry systems in Central Amazonia, *Agroforestry Systems*, 65, 33-42, 2005.
- Townsend, A.R., G.P. Asner, C.C. Cleveland, M.E. Lefer and M.M.C. Bustamante, Unexpected changes in soil phosphorus dynamics along pasture chronosequences in the humid tropics, *J. Geophys. Res.*, 107(D20), 8067, LBA 1-9, 2002.
- Trumbore, S.E., E.A. Davidson, P.B. Camargo, D.C. Nepstad and L.A. Martinelli, Below-ground cycling of carbon in forest and pastures of eastern Amazonia, *Global Biogeochem. Cycles*, 9, 515-528, 1995.
- Tucker, J.M., E.S. Brondizio and E.F. Moran, Rates of forest regrowth in Eastern Amazonia: a comparison of Altamira and Bragantina regions, Para State, Brazil, *Interciencia*, 23, 64-73, 1998.
- Uguen, K., *Effect de la Qualité de Litière sur la Mineralization d'Azot du Sol en Systemes Agroforestiers*, PhD. Thesis, 108 p, Université Paris VI, Paris, France, 2001.
- Uhl, C., R. Buschbacher and E.A.S. Serrão, Abandoned pastures in Eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession, *Journal of Ecology*, 76, 663-681, 1988.
- Vasconcelos H.L. and W.F. Laurance, Influence of habitat, litter type, and soil invertebrates on leaf-litter decomposition in a fragmented Amazonian landscape, *Oecologia*, 144, 456-462, 2005.
- Vasconcelos, H.L. and F.J. Luizão, Litter production and litter-nutrient concentrations in a fragmented Amazonian landscape: edge and soil effects, *Ecological Applications*, 14, 884-892, 2004.
- Vieira, I.C.G., D.C.Nepstad, S. Brienza-Junior and Pereira, C., A importância de áreas degradadas no contexto agrícola e ecológico da Amazônia, *Bases Científicas para Estratégias de Preservação e Desenvolvimento da Amazonia*, vol. 2, edited by Ferreira, E.G., G.M. Santos, E.L.M. Leão and L.A. Oliveira, pp. 43-53, INPA, Manaus, Brazil, 1993.
- Vitousek, P.M., Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests, *Ecology*, 65, 285-298, 1984.
- Walker, R. and A.K.O. Homma, Land use and land cover dynamics in the Brazilian Amazon: an overview, *Ecological Economics*, 18, 67-80, 1996.
- Woomer, P.L., C.A. Palm, J. Alegre, C. Castilla, D.G. Cordeiro, K. Hairiah, J. Kotto-Same, A. Moukam, A. Reise, V. Rodrigues and M. van Noordwijk, Slash-and-burn effects on carbon stocks in the humid tropics, *Global Climate Change and Tropical Ecosystems*, edited by Lal, R., J.M. Kimble and B.A. Stewart, pp. 99-115, CRC Press, Boca Raton, FL, USA, 1999.
- Yared, J.A.G., *Efeitos de sistemas silviculturais na florística e na estrutura de florestas secundária e primária na Amazônia Oriental*, PhD. Thesis, 179 pp., Viçosa, Brazil, 1996.
- Young, A., *Agroforestry for soil management*, 306 pp., CAB International and ICRAF, Wallingford, UK, 1997.
-
- C.E.P. Cerri, ESALQ, Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP 13400-970, Brasil.
- P.M. Fearnside e F. J. Luizão, Departamento de ecologia, INPA, Manaus, aM 69060-001, Brasil. (fluizao@inpa.gov.br).
- J. Lehman, Department of Crop and Soil Sciences, Cornell University, Ithaca, NY 14853, USA.

Tradução: Ivani Pereira

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, por Leis Internacionais de Direitos Autorais e Disposições de Tratados Internacionais.

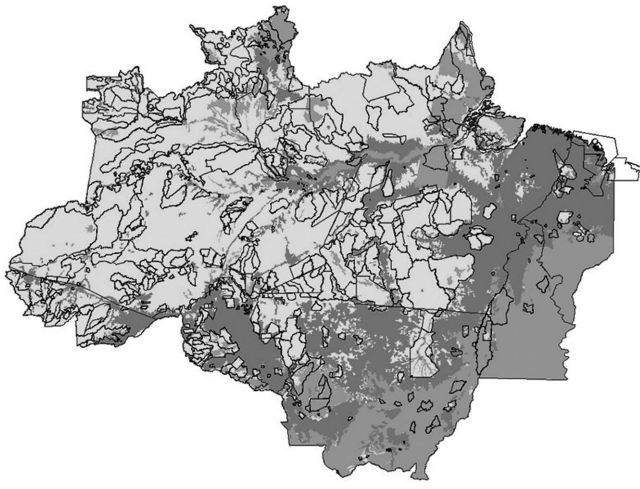


Figure 1

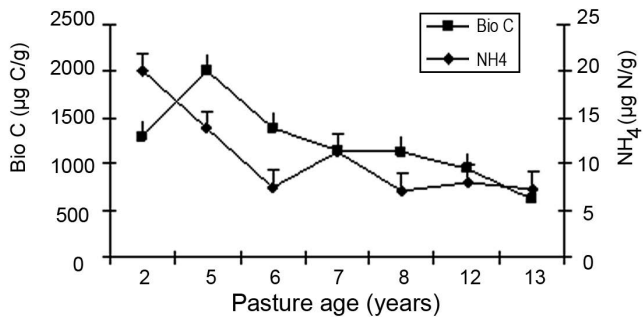


Figure 2