

Título

O papel da conversão florestal, da degradação e do distúrbio na dinâmica do carbono dos territórios indígenas e das áreas protegidas da Amazônia

Filiação de autores

Wayne S. Walker^{1*}

Seth R. Gorelik¹

Alessandro Baccini¹

Jose Luis Aragon-Osejo^{2,3}

Carmen Josse^{2,3}

Chris Meyer⁴

Marcia N. Macedo^{1,5}

Cicero Augusto^{6,3}

Sandra Rios^{7,3}

Tuntiak Katan⁸

Alana Almeida de Souza^{6,3}

Saul Cuellar^{9,3}

Andres Llanos^{10,3}

Irene Zager^{11,3}

Gregorio Díaz Mirabal⁸

Kylen K. Solvik¹

Mary K. Farina¹

Paulo Moutinho⁵

Stephan Schwartzman⁴

¹ Woods Hole Research Center/WHRC, Falmouth, MA, 02540

² Fundación EcoCiencia, 170517, Quito, Equador

³ Rede Amazônica de Informação Socioambiental Georreferenciada/RAISG, 01238-001, São Paulo, Brasil

⁴ Environmental Defense Fund/EDF, Washington, DC, 20009

⁵ Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia, 70863-520, Brasília, Brasil

⁶ Instituto Socioambiental/ISA, 01238-001, São Paulo, Brasil

⁷ Instituto del Bien Común/IBC, Lima 11, Peru

⁸ Coordinadora de las Organizaciones Indígenas de la Cuenca Amazónica/COICA, 170525, Quito, Equador

⁹ Fundación Amigos de la Naturaleza, CP 2241 Santa Cruz, Bolívia

¹⁰ Fundación GAIA Amazonas, Bogotá, Colômbia

¹¹ Provita, Caracas, 1060, Venezuela

Autor correspondente

Wayne S. Walker; wwalker@whrc.org; +1-508-444-1541

Palavras-chave

Desmatamento, degradação florestal, dinâmica do carbono em florestas, Amazônia, povos indígenas

Resumo

Manter a abundância do carbono armazenado acima do solo em florestas amazônicas é essencial para qualquer estratégia abrangente de estabilização climática. Indícios crescentes apontam para os Povos Indígenas e Comunidades Locais (PICLs) como elementos protetores contra as extensas emissões de carbono em uma rede de Territórios Indígenas (TIs) e Áreas Naturais Protegidas (ANPs) que se estendem por nove países. Estudos anteriores demonstraram uma ligação entre a gestão das terras indígenas e a prevenção do desmatamento. No entanto, poucos estudos explicaram a degradação florestal e os distúrbios naturais; processos que ocorrem sem a abertura de clareiras, mas que vêm crescentemente se tornando importantes fatores da perda de biomassa. Neste artigo, oferecemos um amplo relato da dinâmica do carbono acima do solo, seja dentro ou fora das terras protegidas da Amazônia. Utilizando dados publicados sobre as alterações na densidade do carbono acima do solo e na cobertura florestal, monitoramos os ganhos e as perdas nessa densidade, oriundas da conversão florestal e da degradação/distúrbio. Detectamos que TIs e ANPs armazenaram mais da metade (58%; 41.991 MtC) do carbono da região em 2016, mas foram responsáveis por apenas 10% (-130 MtC) da variação líquida (-1.290 MtC). No entanto, quase meio bilhão de toneladas de carbono foram perdidas nos TIs e nas ANPs (-434 MtC e -423 MtC, respectivamente), com a degradação e o distúrbio sendo responsáveis por mais de 75% das perdas em sete países. Com o aumento do desmatamento e o negligenciamento da degradação e do distúrbio, fontes significativas das emissões em toda a região (47%), nossos resultados sugerem que é essencial oferecer apoio contínuo à gestão dos PICLs das florestas amazônicas. Os PICLs prestam um serviço ambiental global que merece mais proteção política e apoio financeiro, principalmente se os países da Bacia Amazônica tiverem de cumprir os compromissos assumidos no âmbito do Acordo Climático de Paris.

Declaração de significância

Durante décadas, os Povos Indígenas e Comunidades Locais (PICLs) da Amazônia têm impedido o desmatamento e as respectivas emissões de gases com efeito de estufa. Embora as emissões internas nos Territórios Indígenas (TIs) e nas Áreas Naturais Protegidas (ANPs) permaneçam bem abaixo dos níveis externos, a prática não sustentável de abertura de clareiras vem aumentando na região de nove países. Além disso, os TIs e as ANPs da Amazônia estão cada vez mais vulneráveis aos processos menos visíveis (e muitas vezes negligenciados) de degradação e distúrbio florestais, o que diminui o armazenamento de carbono e a integridade ecológica. Portanto, a tendência de enfraquecimento das proteções ambientais, bem como dos direitos indígenas à terra e do Estado de Direito, representa uma ameaça existencial para os PICLs e seus territórios. Inverter essa tendência é fundamental para o futuro das florestas amazônicas, que protegem o clima, e para o êxito do Acordo de Paris.

Introdução

Melhorar a gestão das terras é essencial para atingirmos as metas de mudança climática estabelecidas no Acordo de Paris (1, 2), bem como para reduzirmos os impactos projetados de um rápido aumento da população global sobre a sustentabilidade ambiental e a segurança alimentar (3). O manejo florestal representa práticas mais acessíveis, principalmente no que diz respeito à conservação e à restauração dos ecossistemas de florestas tropicais. Se reduzirmos significativamente as emissões de carbono oriundas da perda florestal antropogênica (ou seja, o desmatamento e a degradação florestal) e, ao mesmo tempo, aumentarmos a fixação de carbono em locais de perdas anteriores (ou seja, emissões negativas por meio de reflorestamento, restauração ou outras atividades de gestão), teremos a possibilidade de compensar um máximo de 60% das reduções de emissões necessárias para manter o aquecimento abaixo da meta de 2 °C do Acordo de Paris (2).

Embora as "soluções climáticas naturais" sustentem significativas promessas teóricas, sua aplicação prática exige a identificação de modelos replicáveis para intervenções nos locais, que sejam de baixo custo, moduláveis e tenham um histórico de êxitos. Em regiões como a Bacia Amazônica, as contribuições dos Povos Indígenas e Comunidades Locais (PICLs) para a conservação das florestas tropicais fornecem um modelo como esse. Por milênios, os PICLs da Amazônia têm realmente sido os guardiões do que hoje é o maior sistema remanescente de florestas tropicais do planeta. Atualmente, estima-se que 1,7 milhão de pessoas de mais ou menos 375 grupos indígenas vivem em aproximadamente 3.344 Territórios Indígenas (TIs) e aproximadamente 522 Áreas Naturais Protegidas (ANPs) (4) (Anexo SI, Tabela S1). Os territórios desses grupos se estendem pelos oito países (Bolívia, Brasil, Colômbia, Equador, Guiana, Peru, Suriname e Venezuela) e por um território ultramarino (Guiana Francesa), englobando o limite biogeográfico da Amazônia (cerca de 7 milhões de km²; Fig. 1). Só os TIs da Amazônia ocupam quase um terço (30%, incluindo a sobreposição de TIs e ANPs) da área de terras da região. Quando

somados às ANPs (22%), eles protegem juntos mais que a metade (52%) da floresta amazônica (Anexo SI, Tabela S1).

Ao contrário das ANPs, cuja principal finalidade é a conservação da biodiversidade, os TIs têm como objetivo proteger os direitos dos povos indígenas às suas terras e meios de subsistência, por razões sociais, culturais e de equidade (5). Os PICLs tendem a valorizar as bases diversificadas de recursos, permitindo-lhes evitar a dependência dos mercados para a subsistência (6). Como resultado, suas práticas de uso da terra são muitas vezes mais holísticas, combinando modos de vida tradicionais com perspectivas modernas sobre o uso sustentável. Seus esforços de conservação também tendem a ser mais eficazes e menos dispendiosos do que as alternativas convencionais patrocinadas pelo governo (7, 8). No entanto, os direitos dos PICLs à terra que ocupam e aos recursos dos quais dependem continuam sendo ambíguos e incertos em grande parte da região. Considerando que quase 87% dos TIs (cerca de 79% por área) têm algum tipo de reconhecimento legal (Anexo SI, Tabela S1), as concessões do governo para mineração e extração de petróleo se estendem por quase um quarto (24%) de todas as áreas territoriais reconhecidas, aumentando substancialmente sua vulnerabilidade a impactos adversos (9). Recentes turbulências sociopolíticas no Brasil, na Colômbia e na Venezuela têm agravado a situação, com o enfraquecimento das proteções ambientais, dos direitos indígenas à terra e do Estado de Direito. Esses eventos representam uma ameaça existencial para os PICLs e seus territórios, o que sugere que o reconhecimento legal pode não ser mais suficiente para proteger os direitos dos povos que habitam as florestas em toda a região.

Um crescente conjunto de evidências acumuladas ao longo da última década sugere que os PICLs desempenham um papel significativo e mensurável na manutenção de florestas intactas, reduzindo assim as emissões florestais de carbono e atenuando as mudanças climáticas (10). Diversos estudos têm demonstrado que os TIs da Amazônia funcionam como elementos protetores nas pressões externas relacionadas com a expansão das fronteiras, reduzindo o desmatamento (7, 11–14) e a ocorrência de incêndios (15) em comparação com as áreas fora de suas fronteiras. Entre 2000 e 2015, as ocorrências de desmatamento foram cinco vezes maiores fora dos TIs e das ANPs do que dentro de seus limites, mesmo com essas unidades juntas se estendendo por mais da metade da região amazônica (4). Outro grupo de estudos aprofundou-se nessa linha de pesquisa, utilizando

métodos rigorosos quase-experimentais para o controle das características perceptíveis e possivelmente confusas dos territórios, tais como o afastamento e a densidade populacional (16–19). Por exemplo, Blackman e Veit (17) combinaram análises de regressão e correspondência transversais para estimar os números evitados de desmatamento (com base na referência 20) e emissões de carbono (based on 21), atribuíveis à gestão indígena. Eles descobriram que as práticas de uso da terra por parte dos PICLs reduziram o desmatamento e as respectivas emissões de carbono na Bolívia (13 MtCO₂ evitados), Brasil (184 MtCO₂ evitados) e Colômbia (8 MtCO₂ evitados) durante o período de estudo (2001-2013), mas não tiveram efeito perceptível algum no Equador.

Estudos sobre a eficácia da gestão das terras indígenas na redução das mudanças climáticas frequentemente se concentram no desmatamento evitado. Esse fato não é surpresa alguma, dada a prática bem estabelecida de utilizar as mudanças em áreas florestais como ponto de partida para estimar as emissões de carbono. No entanto, essa abordagem ignora as emissões oriundas dos distúrbios naturais e degradações florestais antropogênicas – processos de perda que ocorrem na ausência de mudanças no uso da terra (ou seja, a floresta continua sendo floresta, mas com menor densidade de carbono acima do solo) e que são, cada vez mais, significativos impulsores das emissões de carbono provenientes das florestas tropicais (22). Além disso, uma análise mais completa das emissões florestais de carbono pode lançar nova luz sobre a crescente narrativa que vincula a gestão das terras indígenas à manutenção da cobertura florestal amazônica e aos estoques de carbono relacionados.

Aqui, oferecemos um amplo relato do papel que os TIs e as ANPs da Amazônia desempenham na dinâmica do carbono acima do solo da região. Essa análise aplica novos dados do período 2003-2016 (atualização da referência 22) para comparar as mudanças na quantidade e distribuição do carbono acima do solo armazenado *dentro* dos TIs e das ANPs da Amazônia que possuem terras *fora* de seus limites. Combinamos essas estimativas de densidade de carbono com os dados publicados sobre a perda de cobertura florestal (20) para discriminar as perdas de carbono florestal em perdas atribuíveis à *conversão florestal* (por exemplo, as remoções de biomassa associadas ao desmatamento de commodities (23) contra àquelas decorrentes das *degradações e distúrbios florestais* (por exemplo, reduções de biomassa atribuíveis a cortes seletivos, estiagens, queimadas,

etc.).

Embora a gestão dos TIs tenha se mostrado eficaz na prevenção das perdas florestais de larga escala, muito menos se sabe sobre sua capacidade de inibir a degradação e o distúrbio florestais, sobretudo tendo em conta que a gestão dos PICLs frequentemente inclui atividades extrativistas limitadas. Além disso, algumas classificações de ANPs permitem remover madeira, enquanto outras permitem ainda atividades extrativistas tradicionais (por exemplo, Reservas de Desenvolvimento Sustentável e Reservas Extrativistas no Brasil). Seja qual for a finalidade, a extração necessariamente reduz o armazenamento de carbono. Mesmo assim, florestas que sofreram degradação e distúrbio continuam acumulando carbono. Os ganhos provenientes do crescimento florestal podem compensar algumas ou até mesmo todas as perdas observadas quando ambos os processos são considerados na escala de unidades de conservação individuais. Tendo em conta essas dinâmicas complexas, também avaliamos o efeito líquido das mudanças no armazenamento de carbono, considerando tanto as emissões (perdas) quanto o sequestro de carbono (ganhos) dentro e fora dos TIs e das ANPs.

Resultados

Armazenamento de carbono acima do solo (2016)

Os TIs e as ANPs da Amazônia armazenaram mais da metade (58%, 41.991 MtC) do carbono acima do solo da região em 2016, com mais de um terço (34%, 24.641 MtC) armazenados somente nos TIs (incluindo a sobreposição de TIs e ANPs; Fig. 2; Anexo SI, Tabela S2). A Amazônia brasileira – cerca de 1,5 vez maior do que as porções amazônicas dos outros oito países juntos – reteve pouco mais da metade (51%) do carbono armazenado nos TIs da região (24.641 MtC; incluindo a sobreposição de TIs e ANPs) e 30% do carbono armazenado nos TIs e ANPs juntos (41.991 MtC).

A Venezuela teve a maior proporção (85%) de seu carbono sob proteção, com 74% apenas nos TIs (incluindo a sobreposição de TIs e ANPs), seguida pelo Equador (81%) e pela Colômbia (73%) (Fig. 2; Anexo SI; Tabela S2). Na verdade, sete dos nove países – não obstante, Guiana (18%) e Suriname (15%) – tiveram pelo menos metade (mais de 50%) de seu carbono armazenado nas áreas internas dos TIs e ANPs. Em termos absolutos, no entanto, a quantidade de carbono sob

proteção varia consideravelmente de país para país (Anexo SI; Fig. S1, Tabela S2). O total de área e armazenamento de carbono nos TIs e ANPs diferiu por duas ordens de grandeza entre os países (por exemplo, 2.119.000 km² e 24.826 MtC no Brasil contra 41.000 km² e 453 MtC na Guiana) (Anexo SI, Tabelas SI e S2). A diferença no armazenamento de carbono aumenta para quatro ordens de grandeza quando somente os TIs (incluindo a sobreposição de TIs e ANPs) são considerados. Essas variações refletem amplas diferenças nos quadros legais para a proteção da floresta que se estende pelos países amazônicos, bem como a distribuição geográfica das florestas amazônicas (por exemplo, a Amazônia brasileira é cerca de 50 vez maior do que a da Guiana Francesa) (Anexo SI, Fig. S1, Tabela S1), dos povos indígenas e dos centros populacionais.

Mudança no armazenamento de carbono acima do solo (2003-2016)

Nossa análise revela que a Amazônia foi uma fonte líquida de carbono para a atmosfera entre 2003 e 2016, liberando 1.290 MtC (cerca de 4.727 MtCO_{2e}) quando perdas e ganhos são considerados (Tabela 1). Isso é consistente com os resultados reportados por Baccini e outros estudiosos (22) em escalas regional (multinacional) e continental (América do Sul). Verificamos que as perdas de carbono florestal (-3.141 MtC) eram consideráveis, quase duas vezes a quantidade de ganhos (+1.851 MtC) (Anexo SI, Tabela S3). Essas estimativas "brutas" de perdas e ganhos são inerentemente conservadoras, considerando-se que esses processos ocorrem em escalas mais precisas que a unidade mínima de mapeamento de nossa análise (isto é, uma quadrícula de 21,4 hectares).

As terras fora dos TIs e ANPs (isto é, "Outras terras"; Tabela 1) representaram aproximadamente 70% do total de perdas (-3.141 MtC) e quase 90% da variação líquida (-1.290 MtC). Apesar dos ganhos substanciais (+1.025 MtC), a fixação de carbono compensou menos que a metade (47%) das perdas da categoria "Outras terras". Em contrapartida, os TIs e as ANPs representaram apenas 10% da variação líquida, com 86% das perdas (-956 MtC) compensadas pelos ganhos (+826 MtC) (Anexo SI, Tabela S3). No entanto, em termos absolutos, a categoria "Outras terras" ganhou mais carbono (+1.025 MtC) do que os TIs e ANPs (+826 MtC), que já armazenavam bem mais da metade (57%) do reservatório de carbono lenhoso acima do solo em 2003. Ganhos maiores observados fora dos TIs e ANPs são provavelmente atribuíveis à recomposição florestal na categoria "Outras terras", que contém grandes extensões de florestas degradadas/secundárias

(menos de 100 MgC ha⁻¹) (Anexo SI, Fig. S2A).

Considerando as categorias de terra como reservatórios independentes de carbono, vemos que os TIs da Amazônia (excluindo-se a sobreposição de TIs e ANPs) sofreram uma variação líquida de 0,1% (-24 MtC) entre 2003 e 2016, a menor perda líquida de qualquer categoria de terra (Fig. 3; Tabela 1). Por comparação, as ANPs (excluindo-se a sobreposição de TIs e ANPs) sofreram uma perda líquida de 0,6% (-96 MtC), e a categoria "Outras terras" apresentou 3,6% de perda líquida (-1.160 MtC) (Fig. 3; Tabela 1). No entanto, durante o período de estudo, entre 2003 e 2016, as perdas totais de carbono chegaram perto de meio bilhão de toneladas nos TIs (-434 MtC) e nas ANPs (-423 MtC) (excluindo-se a sobreposição de TIs e ANPs). Os TIs apresentaram maior perda absoluta, e as ANPs, uma variação líquida relativa maior (-0,6%). Esses resultados sugerem que os TIs e as ANPs foram (separadamente e juntos) mais eficazes do que a categoria "Outras terras" em preservar um equilíbrio entre as perdas e ganhos de carbono, mantendo, assim, seu estoque total de carbono intacto.

Na escala de país, nossos resultados revelam padrões espaciais intrínsecos (Fig. 1c) e temporais (Anexo SI, Fig. S3) que refletem uma variedade de circunstâncias políticas, sociais e ambientais interagindo de maneiras complexas e em diferentes escalas para impulsionar a dinâmica do carbono em terras subnacionais. Não surpreendentemente, a Amazônia brasileira desempenha um papel central na trajetória das emissões florestais de carbono da região (Anexo SI, Fig. S3), representando quase 90% (-1.154 MtC) da variação líquida observada entre 2003 e 2016 (Tabela 1). Aproximadamente 72% das perdas de toda a região ocorreram no Brasil, e tais perdas foram compensadas por quase 60% dos ganhos em toda a região (Anexo SI, Tabela S3). A grande maioria das perdas líquidas do Brasil (89%) ocorreram fora dos TIs e das ANPs (-5,4% na categoria "Outras terras"; Tabela 1). A maioria dessas mudanças ocorreu antes de 2008 e após 2012 (Anexo SI, Fig. S3). Essas descobertas são consistentes com as tendências temporais de mudanças das áreas florestais detectadas em estudos anteriores (20, 24), bem como com o desmatamento de longo prazo monitorado pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais do Brasil (25–27) (Anexo SI, Fig. S4)

Fora do Brasil, nenhum país foi responsável por mais de 2,5% do total de variação líquida da região. A Bolívia e a Colômbia foram os segundo (-30,5 MtC) e terceiro (-28 MtC) maiores colaboradores, respectivamente, mas ainda assim, juntos, foram responsáveis por menos de 5% da perda líquida (apenas 7% dos números associados com TIs e ANPs). Embora a lacuna que separa o Brasil dos outros oito países seja significativa em termos absolutos (refletindo a área demasiadamente grande de terras e o estoque de carbono em pé do Brasil), o diferencial talvez seja mais bem avaliado quando consideramos o desempenho individual de cada país em manter seus próprios armazenamentos de carbono acima do solo. Com essa medida, enquanto o Brasil registrou uma perda líquida de 2,6% entre 2003 e 2016 (a maior proporção de um país), a Bolívia e o Suriname ficaram distantes em segundo lugar, com perdas líquidas de 0,8% e 0,6%, respectivamente (Tabela 1).

Entre países e categorias de terra, a variação líquida de carbono é mais bem compreendida em relação à posição inicial de estoque em pé em 2003 (Fig. 3). Considerando por essa perspectiva, detectamos que a categoria "Outras terras" representa a maior fonte líquida de carbono (entre -0,7 e -5,4%) das quatro categorias de terras em todos os países, exceto um deles (Tabela 1). Em outras palavras, as terras desprotegidas foram as menos eficazes em manter os estoques de carbono durante o período do estudo. Por comparação, os TIs e as ANPs (separadamente e juntos) foram mais eficazes em mantê-los em todos os nove países. De modo geral, detectamos que os TIs e as ANPs apresentaram valores líquidos nulos ou quase nulos (Fig. 3), desde uma pequena fonte líquida no Brasil (-0,5%) até um pequeno reservatório líquido no Peru (+0,3%), com a distribuição global pendendo mais para as fontes líquidas (Tabela 1). Em quatro dos nove países (Bolívia, Colômbia, Equador e Peru), as ANPs (excluindo-se a sobreposição de TIs) foram reservatórios líquidos de carbono (entre +0,5 e +0,8%). Por outro lado, a modesta fonte líquida atribuída às ANPs do Brasil (-116 MtC) mais do que anulou o relativamente pequeno reservatório líquido (+23,3 MtC) das ANPs de quatro dos outros países (Tabela 1).

Reconhecemos que os TIs e as ANPs têm importantes diferenças nas práticas de gestão e utilização da terra, seja entre os países ou entre as unidades dentro de uma categoria. O Brasil e o Peru, que abrangem juntos mais de 70% da área da região, ilustram como essas diferenças impulsionam as tendências de densidade do carbono. As ANPs do Brasil podem ser divididas em áreas que

forneem proteção rigorosa e áreas que permitem o uso sustentável (por exemplo, Áreas de Proteção Ambiental, Reservas Extrativistas e Reservas de Desenvolvimento Sustentável). A Reserva Extrativista Chico Mendes no estado do Acre talvez seja uma das áreas de uso sustentável mais conhecidas. A reserva, com cerca de 935.000 hectares, é administrada por populações tradicionais (historicamente, por seringueiros) cujos meios de sustento vêm do extrativismo (borracha e castanha-do-pará), da agricultura de subsistência (mandioca, arroz e grãos) e da pecuária (bovinos, aves, suínos) (28). Nossos resultados indicam que as ANPs de "Uso sustentável" (excluindo-se a sobreposição de TIs e ANPs) foram responsáveis por mais de 90% das perdas líquidas (-105 MtC) atribuídas às ANPs do Brasil (-116 MtC) e quase três vezes o total de perdas (-234 MtC) das ANPs de "Proteção rigorosa" (-79 MtC), que proíbem atividades extrativistas (Anexo SI, Tabela S4; Fig. S5). Enquanto as ANPs de proteção rigorosa tiveram dinâmicas de carbono relativamente equilibradas (isto é, perdas de 79 MtC contra ganhos de 68 MtC), as de uso sustentável apresentaram maior desequilíbrio, com as perdas (-234 MtC) superando os ganhos (130 MtC) em uma razão aproximada de 2 para 1 (Anexo SI, Tabela S4). Embora o uso sustentável resulte em perdas maiores do que a proteção rigorosa, como uma porcentagem da linha de base de 2003 (-1,3% contra -0,2%, respectivamente), a perda líquida de carbono sob um regime de uso sustentável ainda é mais de quatro vezes menor do que a observada na categoria "Outras terras" (-5,4%).

Os TIs do Peru são classificados como oficialmente reconhecidos, não oficialmente reconhecidos, reservas e zonas intangíveis, e reservas propostas. Nossos resultados mostram que os TIs Oficialmente Reconhecidos (TIORs), que representam quase 73% da área de TIs no Peru, foram responsáveis por 78% (-50 MtC) das perdas de TIs do país (-64 MtC) (Anexo SI, Tabela S5; Fig. S6). No entanto, a maioria dessas perdas (88%) foram compensadas por ganhos (44 MtC) obtidos dentro dos TIORs. As reservas indígenas e as reservas indígenas propostas, geralmente maiores e mais remotas do que os TIORs, foram consideradas como sendo reservatórios líquidos de carbono na ordem de 2,8 MtC. Esses reservatórios líquidos compensaram quase metade (47%) da fonte líquida (6,0 MtC) atribuível aos TIs com e sem reconhecimento oficial (Anexo SI, Tabela S5).

Impulsionadores de perda de carbono acima do solo (2003-2016)

Embora os TIs e as ANPs tenham sido mais eficazes do que a categoria "Outras terras" em manter os estoques de carbono durante o período do estudo, eles não ficaram imunes a perdas. Para compreender o porquê, avaliamos alguns dos processos subjacentes que impulsionam as emissões dentro e fora das terras protegidas. Verificamos que as perdas de carbono de toda a região estavam divididas quase que igualmente entre as atribuíveis à Conversão Florestal (CF, 53%) e as resultantes de Degradação e Distúrbio (D/D; 47%) (Anexo SI, Tabela S6; Fig. 4). As perdas de carbono dentro dos TIs e das ANPs foram impulsionadas principalmente por D/D (75%), enquanto as perdas fora das terras protegidas estavam mais comumente associadas à CF (66%). Dentro dos TIs (incluindo a sobreposição de TIs e ANPs), a proporção de perdas associadas a D/D aumentou para 82% (Anexo SI, Tabela S6; Fig. 4), com o equilíbrio (18%) atribuído à CF. Um pouco mais de um terço (35%) das perdas de ANPs (excluindo a sobreposição de TIs e ANPs) foram resultado da CF. Novamente, essa fração maior em relação aos TIs provavelmente é resultado da inclusão de classificações de ANPs no Brasil que permitem atividades extrativistas (Anexo SI, Fig. S5, Tabela S4).

Nossos resultados mostram que a proporção de perda total de carbono atribuída à Conversão Florestal (CF) contra a Degradação e o Distúrbio (D/D) variou consideravelmente de país para país: 2 para 1 no Brasil, 1 para 1 na Bolívia, 1 para 4 no Equador, e 1 para 12 na Guiana (Fig. 5). Em suma, a CF desempenhou um papel muito maior na perda dos estoques florestais de carbono na Bolívia e no Brasil quando comparada com os estoques do Equador e da Guiana, onde a Degradação e o Distúrbio (D/D) foram elevados e representaram 80% da perda total. No entanto, a Conversão Florestal nos TIs e nas ANPs foi consistentemente baixa, responsável por menos de 10% do total de perdas de carbono em oito dos nove países amazônicos (Fig. 5). Por outro lado, a Degradação e o Distúrbio nos TIs e nas ANPs contribuíram substancialmente para as perdas de carbono dos países, representando mais de um terço das perdas (33 a 64%) em cinco dos nove países. Quase a metade (49%) das perdas de carbono do Equador pode ser atribuída à Degradação e ao Distúrbio dentro dos TIs (incluindo a sobreposição de TIs e ANPs). Essa é a maior fração de qualquer país, provavelmente devido, em parte, ao fato de que quase metade dos TIs do Equador (48% por área, incluindo a sobreposição de TIs e ANPs) divide concessões de petróleo ativas que contêm pelo menos um poço (9, 29). Vias de acesso para exploração petrolífera na Amazônia

equatoriana são impulsionadores comprovados de perda florestal, incluindo a degradação associada à subsequente colonização e extração ilegal de madeira (30–33).

Ficou comprovado que os TIs e as ANPs são as barreiras mais eficazes para a CF entre todas as categorias de terra. Entre 2003 e 2016, as perdas resultantes da abertura de clareiras representaram de 5% a 18% das perdas de TI e ANP em sete dos nove países (Anexo SI, Tabela S6). Por outro lado, a Degradação e o Distúrbio (D/D) foram os óbvios impulsionadores de perda de carbono (63% a 95%) dentro das terras protegidas. Embora as causas subjacentes sejam variadas, a extração ilegal de recursos (34–36), as estiagens provocadas pelo clima e as queimadas (37–41) provavelmente desempenham um papel de grande proporção. Muitas dessas ameaças parecem vir de fora dos TIs e ANPs, mas essas dinâmicas exigem um estudo mais aprofundado.

Nossos resultados foram menos consistentes para a categoria "Outras terras". A Conversão Florestal (CF) dominou as perdas (mais de 50%) em quatro dos nove países (Bolívia, Brasil, Colômbia e Peru), enquanto a Degradação e o Distúrbio (D/D) dominaram as perdas (mais de 75%) em quatro dos cinco restantes (Guiana Francesa, Guiana, Suriname e Venezuela) (Anexo SI, Tabela S6). O Equador foi o único país onde as perdas fora dos TIs e das ANPs ficaram repartidas entre CF (45%) e D/D (55%). De modo alarmante, as trajetórias de perda de carbono entre 2003 e 2016 revelam acentuado aumento no final da série histórica (de 2012 a 2016; Fig. 4). Essa tendência geral é repetida em todos os países e categorias de terra, especialmente fora dos TIs e das ANPs, além de ser particularmente evidente na escala da Amazônia. Esses resultados são consistentes com os relatos recentes de acentuados aumentos no desmatamento no Brasil (26, 27) e em outros lugares da região (34, 42, 43).

Densidade do carbono como um indicador de floresta intacta

A densidade do carbono lenhoso na paisagem (MgC ha^{-1}), definida como a distribuição espacial do carbono armazenado acima do solo em tecidos lenhosos de árvores e arbustos, pode atuar como um simples (embora imperfeito) representante da integridade e da natureza intacta das florestas (44). Com todo o resto sendo igual, espera-se que as florestas intactas tenham uma densidade de carbono maior do que as florestas que sofreram degradação ou distúrbio. Nem sempre esse é o caso, considerando-se que a densidade de carbono é uma demonstração integrada de um conjunto

de processos antropogênicos (por exemplo, conversão florestal, degradação e distúrbio) e naturais (por exemplo, geológicos e ecológicos) (45, 46). Embora a vasta maioria da região do estudo (93%) esteja dentro do Bioma de Florestas Tropicais e Subtropicais Úmidas (47), a variabilidade dentro desse bioma (por exemplo, gradientes climáticos, latitudinais e altitudinais) exerce uma forte influência sobre a produtividade e o acúmulo de carbono associado (45). No entanto, verificamos que o impacto das atividades humanas sobre a capacidade de armazenamento de carbono da região é amplo, pronunciado, e claramente perceptível no contexto das variações biogeográficas.

De modo geral, os TIs (excluindo a sobreposição de TIs e ANPs) apresentaram a maior densidade de carbono de qualquer categoria de terra, com uma média de 116 MgC ha⁻¹, que é 26% maior do que a categoria "Outras terras" (92 MgC ha⁻¹) e 12% maior do que a média de 104 MgC ha⁻¹ de toda a região (Anexo SI, Tabela S7). Observamos uma relação similar em seis dos nove países, onde a densidade de carbono foi de 8% a 37% maior dentro dos TIs do que fora deles. O Brasil apresentou a maior disparidade em densidade de carbono, com 118 MgC ha⁻¹ dentro dos TIs (excluindo a sobreposição de TIs e ANPs) e 86 MgC ha⁻¹ fora deles (Anexo SI, Tabela S7).

Embora essas diferenças na densidade de carbono não possam ser exclusivamente atribuídas aos processos antropogênicos (ou seja, a perda florestal em todas as suas formas), os padrões observados são consistentes com as tendências de perda de carbono documentadas em toda a região (Anexo SI, Tabela S3). A conversão florestal, o principal impulsionador de perda de carbono fora de TIs e ANPs, envolve a remoção completa da biomassa acima do solo. Assim, a Conversão Florestal (CF) tende a impulsionar reduções significativamente maiores em densidade média de carbono do que a Degradação e o Distúrbio (D/D) por área de unidade. Não é por acaso que, na maioria dos países amazônicos, a categoria "Outras terras" apresenta perdas de carbono relativamente altas e baixa densidade de carbono associada, devido à predominância da CF. Independentemente de o impulsionador de perdas ser a conversão florestal, a degradação ou o distúrbio, as quedas na densidade de carbono servem para comprometer a integridade e a natureza intacta das florestas de modo geral.

Discussão

Nossos resultados reforçam o volume cada vez maior de pesquisas que demonstram que a posse e a gestão de terras indígenas são fundamentais para proteger as florestas amazônicas contra as crescentes demandas pelos recursos minerais, energéticos e fundiários da região. Dessa forma, os PICLs da Amazônia ajudaram a assegurar globalmente importantes repositórios de carbono florestal e uma ampla gama de serviços essenciais para os ecossistemas. Os TIs e as ANPs da Amazônia têm contribuído consideravelmente para manter a integridade das florestas tropicais da região, além de evitar as emissões de carbono resultantes do desmatamento e da degradação florestal. Entre 2003 e 2016, perdeu-se mais que o dobro de carbono fora dos TIs e das ANPs (-2.185 MtC) quando comparado com as perdas no interior (-956 MtC), mesmo os TIs e as ANPs tendo representado mais que a metade da área de terras da região (52%) e do estoque de carbono (57%) em 2003 (Anexo SI, Tabelas S1-S3). A prestação de contas da fixação de carbono revelou uma diferença quase nove vezes maior nas perdas líquidas de carbono fora dos TIs e das ANPs (-1.160 MtC) quando comparada com as perdas dentro dessas terras (-130 MtC) (Tabela 1). Embora nossa análise não tenha feito o controle das características possivelmente confusas dos territórios, como o afastamento ou a população, nossas descobertas são consistentes com os estudos existentes. Blackman e Veit (17) descobriram que a gestão dos PICLs reduziu o desmatamento e as respectivas emissões de carbono na Bolívia, no Brasil e na Colômbia, que, juntos, representam quase 75% da área de terras da região e 72% de seu carbono (Anexo SI, Tabelas S1 e S2).

Nossos resultados também explicam uma preocupante tendência: o desmatamento da Amazônia está em ascensão, principalmente no Brasil, na Bolívia, na Colômbia, no Equador, no Peru e na Venezuela. Após um período de relativa estabilidade entre meados e o final da década de 2000 (27, 34, 43, 48), observamos um aumento de 200% na perda de carbono em toda a região amazônica, entre 2012 e 2016 (Anexo SI, Fig. S3). Ao contrário dos estudos anteriores, nossa abordagem fornece um relato abrangente das emissões líquidas de carbono das florestas de toda a região, levando em consideração as remoções de biomassa (desmatamento), as reduções de biomassa (degradação e distúrbio) e os ganhos de biomassa. Esse entendimento mais diferenciado revela uma fonte de emissões quase duas vezes maior do que a reconhecida anteriormente, com as perdas em toda a Amazônia, decorrentes de degradação e distúrbio (-1.463,7 MtC), representando quase a metade (46,6%) do total estimado (-3.140,7 MtC).

O impacto da degradação e do distúrbio é mais acentuado onde os territórios indígenas amazônicos são uma preocupação. Esses processos foram responsáveis pela vasta maioria das perdas de carbono dentro dos TIs (mais de 75%, excluindo a sobreposição de TIs e ANPs) em sete dos oito países onde os TIs são reconhecidos. Por comparação, as perdas de conversão florestal foram modestas, e as perdas totais dentro dos TIs foram consideravelmente menores do que as externas (com uma compensação de quase 90% por parte dos ganhos). No entanto, os TIs ainda representaram uma pequena fonte líquida de carbono para a atmosfera (-23,6 Mt; -0,1%), com perdas líquidas observadas em todos os oito países (com a Bolívia à frente; -8,7 MtC).

A presença da degradação e do distúrbio florestais em toda a Amazônia serve como um lembrete de que nem todas as áreas classificadas como "floresta" são necessariamente repositórios de carbono sólidos ou eficazes. Além disso, novas ferramentas e técnicas são necessárias para monitorar e gerenciar melhor a integridade sólida estrutural da funcionalidade das florestas. Em muitos casos, os impulsionadores da degradação florestal vêm de fora das terras protegidas. Contudo, os efeitos em cascata podem resultar em impactos sofridos no interior de suas divisas. Os distúrbios ligados à mudança climática podem ter efeitos particularmente generalizados que transcendem os limites administrativos, e as instituições que aplicam esses limites não são suficientemente preparadas para responder à crescente ameaça. Por exemplo, os aumentos na frequência e na amplitude das estiagens extremas em várias regiões do Brasil elevaram a mortalidade das árvores e, com ela, a probabilidade de queimadas. Nos TIs de Xingu e Raposa Serra do Sol, a mortalidade de árvores provocada pelo clima (49) aumentou a propensão a queimadas florestais (38), levando a novos aumentos na mortalidade e vulnerabilidade a futuras estiagens e outros distúrbios naturais (41, 50).

Nossa pesquisa enfatiza a importância de considerar escala nas análises da dinâmica de carbono das florestas, de modo geral e por toda a Amazônia especificamente. A maioria dos estudos, incluindo este, são conduzidos em escalas espaciais que vão de milhares a milhões de quilômetros quadrados. No entanto, mudanças regionais no armazenamento de carbono acima do solo refletem o efeito líquido de muitos processos locais interligados – naturais e antropogênicos, sociais e políticos – cujos impactos sobre uma paisagem são mais bem compreendidos quando analisados da perspectiva dos lugares e das populações locais. Estudos de caso (por exemplo, Anexo SI, Fig.

S7 e S8) podem fornecer percepções valiosas sobre as circunstâncias locais e os impulsionadores específicos que permeiam as tendências regionais documentadas aqui.

A amplitude e a complexidade dos processos locais que afetam a dinâmica do carbono nas florestas reforçam a necessidade de mais pesquisas sobre a atribuição da conversão florestal, da degradação e do distúrbio a impulsionadores específicos. Uma primeira etapa essencial é a discriminação espacial das perdas de carbono resultantes de distúrbios naturais e da degradação antropogênica, o que por si só teria profundas implicações para a gestão das áreas protegidas, para a conservação da biodiversidade e para a política climática. Mais e melhores dados espaciais sobre a variedade de impulsionadores (naturais contra antropogênicos; legais contra ilegais, etc.) e sua distribuição são também necessários para melhorar a atribuição e informar os responsáveis pelo manejo florestal. A aplicação de dados de satélite de alta resolução (por exemplo, imagens Landsat de 30 m) para essas análises melhoraria ainda mais a atribuição de impulsionadores e reduziria a incerteza nas nossas estimativas de perda de carbono, principalmente as perdas brutas resultantes de degradação e distúrbio. O progresso nessas áreas poderia ajudar a responder a várias perguntas de pesquisa interessantes: Qual é a contribuição do distúrbio provocado pelo clima (por exemplo, estiagens) na perda de carbono da Amazônia? Em quais áreas das terras protegidas as atividades ilegais (por exemplo, extração ilegal de madeira, mineração, etc.) estão levando a perdas de carbono? Até que ponto a degradação antropogênica ameaça a integridade da floresta amazônica e o armazenamento de carbono, em relação a distúrbios naturais? Respostas para perguntas como essas são essenciais para o desenvolvimento de estratégias mais eficazes na gestão de recursos, na aplicação da lei e na redução das mudanças climáticas.

Onde os esforços para reduzir as mudanças climáticas globais são uma preocupação, os PICLs têm desempenhado um papel especial em limitar as emissões atmosféricas resultantes da perda florestal, ao atuarem como barreiras para o desmatamento em regiões sob pressão. O sucesso dos países da Bacia Amazônica em atingir suas Contribuições Nacionalmente Determinadas (CNDs) para a redução das emissões atendendo ao Acordo de Paris continuará dependendo, em parte, da capacidade dos PICLs de manter as florestas amazônicas intactas. Embora a maioria dos sistemas de monitoramento florestal dos países controlem o desmatamento, eles ignoram a degradação florestal devido à falta de abordagens operacionais robustas para detectá-la. Nossa análise é uma

das primeiras a quantificar a degradação e o distúrbio utilizando uma abordagem coerente em todos os países da Bacia Amazônica, além de categorias de terra fundamentais. Os resultados sugerem que um relato completo das emissões florestais de carbono nesses países poderia fazer com que alguns deles, se não todos, acabassem não cumprindo suas CNDs. Essa situação pode ser uma preocupação em particular para os países onde a degradação e o distúrbio em terras protegidas representam uma fração significativa da perda total de carbono, incluindo a Colômbia (50%), o Equador (62%) e a Venezuela (63%). Para os países que buscam aproveitar o setor de gestão de uso da terra para cumprir seus compromissos climáticos, reduzir as emissões resultantes do desmatamento e da degradação florestal (isto é, REDD+) continua sendo uma solução mais acessível.

Em muitos aspectos, a perspectiva referente às florestas amazônicas e a sua gestão contínua por parte dos PICLs está vinculada ao futuro político e econômico do Brasil, que contém mais de metade das terras protegidas (58%) e do carbono florestal (59%) da região. O desmatamento anual da Amazônia Legal brasileira aumentou 65% entre 2012 (4.571 km²) e 2018 (7.536 km²) (Anexo SI, Fig. S4). Só entre 2016 e 2018 (ou seja, o período posterior ao estudo), o desmatamento nos TIs do Brasil aumentou quase 150% (27). Essa inversão na trajetória do desmatamento registra um período de perda na governança (51), começando com uma polêmica revisão do Código Florestal do Brasil em 2012. A revisão concedeu anistia para os indivíduos acusados de desmatamento ilegal antes de 2008 e reduziu as proteções florestais sobre as propriedades privadas nos estados amazônicos onde mais de 65% de suas áreas são terras protegidas (52, 48).

No início de 2019, a equipe administrativa recém-criada do presidente Jair Bolsonaro reduziu ainda mais as proteções dos PICLs, com o congelamento do processo de reconhecimento dos direitos indígenas à terra, com a abertura de alguns TIs para a agricultura e a mineração, e com o enfraquecimento das agências governamentais encarregadas de gerenciar os TIs e as ANPs (25, 53). Em maio de 2019, o ministro do Meio Ambiente, Ricardo Salles, anunciou uma revisão das regras que regem a seleção de projetos no Fundo Amazônia, que é financiado pela Noruega e pela Alemanha para apoiar projetos que reduzam o desmatamento e auxiliem o desenvolvimento sustentável. Essa ação efetivamente paralisou os fundos que forneciam importante apoio para as agências governamentais (por exemplo, o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis, ou IBAMA) e as entidades responsáveis por atuar no combate ao desmatamento ilegal

nas terras protegidas. As políticas administrativas voltadas ao desenvolvimento provocaram uma nova onda de especulação e apropriação de terras, contribuindo com os recentes picos de desmatamento e queimadas generalizadas associados à abertura de clareiras (54). As atuais políticas podem apagar décadas de progresso ao deixar de limitar a perda florestal, reconhecer os direitos dos PICLs e promover o desenvolvimento sustentável. Uma pergunta em relação a elas continua em aberto: poderão ser influenciadas em sentido contrário por incentivos econômicos e/ou pressão política?

A pesquisa aqui apresentada confirma uma narrativa cada vez mais alarmante que aponta para uma combinação de fatores interligados como sendo responsáveis pela recente escalada na perda florestal em toda a Amazônia. Entre esses fatores, estão turbulência política, instabilidade econômica, pressões do mercado e impactos das mudanças climáticas. Em termos absolutos, as atuais taxas de perda estão fracas em comparação com os níveis observados na virada do século; no entanto, as comunidades indígenas da Amazônia e as florestas das que elas dependem estão em um momento crucial. Os direitos coletivos dos PICLs às suas terras tradicionais, territórios e recursos naturais associados devem ser compreendidos e respeitados como um direito humano fundamental. Ao mesmo tempo, a gestão das terras indígenas é um serviço ambiental global que merece proteção política e apoio financeiro. A segurança na posse e nos direitos à terra precisa ser reforçada e protegida, seja através de programas por país (por exemplo, Socio Bosque no Equador; e Fundo Amazônia no Brasil), estruturas reguladoras ou processos internacionais, como a Plataforma de Comunidades Locais e Povos Indígenas da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (CQNUMC). Além disso, há uma necessidade urgente de políticas diferenciadas que expandam e acelerem as oportunidades de diversificação de subsistência de modo sustentável, sem deixar de reconhecer as variadas pressões socioeconômicas que ameaçam os PICLs de maneiras diferentes por toda a extensão de reservas e territórios ocupados. É necessário também atualizar os esforços regionais para fortalecer a aplicação da lei e evitar atividades extrativistas ilegais nos TIs, nas ANPs e ao redor deles. Por último, é essencial investir em ferramentas e técnicas de última geração para facilitar o monitoramento da degradação e do distúrbio florestais. Sem medições, não pode haver gestão. Os PICLs têm um papel claro e presente a desempenhar no combate às mudanças climáticas globais. Por outro lado, a continuidade desse serviço subestimado depende de que se reconheçam os direitos à terra dos povos que habitam as

florestas, com ações locais, nacionais e regionais. Depende também de políticas inovadoras que prestem apoio aos modos tradicionais de vida desses povos.

Materiais e métodos

Esta análise combina dois elementos: uma atualização (2003-2016) dos dados recentemente publicados sobre as mudanças na densidade do carbono acima do solo (ACD, na sigla em inglês) nas regiões pantropicais; e um banco de dados espacial abrangente dos limites dos TIs e das ANPs, organizado pela *Rede Amazônica de Informação Socioambiental Georreferenciada* (RAISG). O banco de dados é composto de informações coletadas de várias fontes governamentais e não governamentais, e sua atualização é feita anualmente para refletir as mudanças (por exemplo, adições, exclusões e modificações) que impactam o status oficial e/ou extensão espacial das unidades individuais. Este estudo baseia-se na versão de 2016 do banco de dados (4). As unidades de TI do Suriname não estão presentes nessa versão porque o governo do país não reconhece oficialmente as comunidades indígenas ou tribais nem possui legislação que institua ou administre terras indígenas ou outros direitos (55).

A região do estudo é definida por limite biogeográfico do ecossistema amazônico maior (Fig. 1). Esse limite considera a relação funcional e biótica dos ecossistemas classificados como floresta amazônica pelos nove países, incluindo as florestas do Escudo das Guianas. Os limites dos países foram calculados a partir de ajustes feitos nas fronteiras nacionais, de acordo com considerações geográficas. Tais ajustes foram necessários para atender, de modo imparcial, à natureza ordinária dos bancos de dados de fronteiras, bem como as contínuas disputas de fronteira entre os países. Como resultado, os limites utilizados aqui não são estritamente oficiais.

Nossa estimativa de mudanças da ACD (de 2003 a 2016) foi feita com base em uma atualização na referência (22), que forneceu as primeiras estimativas por satélite espacialmente explícitas das emissões líquidas de carbono provenientes de florestas tropicais, incluindo ganhos e perdas na densidade de carbono entre 2003 e 2014, com uma resolução aproximada de 500 m. Os ganhos de carbono são produto do acúmulo de biomassa nas florestas (ou seja, crescimento), enquanto as perdas são resultado das (a) remoções de biomassa associadas à conversão florestal (por exemplo, desmatamento) para uso alternativo das terras, ou (b) das reduções na densidade de biomassa

dentro de uma floresta em pé (ou seja, degradação antropogênica ou distúrbio natural). Essa abordagem combinou medições de campo com dados compartilhados do sistema LIDAR (Light Detection and Ranging) da NASA, para calibrar um algoritmo de aprendizado de máquina (56, 57) que gera estimativas anuais espacialmente explícitas da densidade ativa de carbono lenhoso acima do solo de 12 anos (entre 2003 e 2014), a partir de imagens do satélite MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) com uma resolução espacial de 463 m (21,4 ha). A série histórica de 12 anos foi analisada por quadrícula com um algoritmo de ajuste por ponto de mudança para quantificar as perdas e os ganhos em carbono. A abordagem representa essas mudanças sem a necessidade de definir explicitamente e/ou identificar sua causa (por exemplo, mudanças no uso da terra). As atualizações na abordagem de (22) incluíram as seguintes ações: (a) migramos os dados do MODIS/Terra e Aqua NBAR (Nadir BRDF-Adjusted Reflectance) Collection 5 (agora desativado) para os dados (66 variáveis de prognóstico) do Collection 6 (MCD43A4 V006) equivalente; (b) adicionamos à pilha de prognóstico 67 variáveis climáticas do WorldClim 1.4 que refletem as condições climáticas (58) vigentes (aproximadamente entre 1960 e 1990) e 59 variáveis de solo (59) do SoilGrids; e (c) estendemos a série histórica original de 12 anos (2003-2014) em dois anos (2003-2016)

Analisamos as quatro fontes de dados descritas acima (ou seja, mudanças da ACD combinadas com limites regionais, nacionais e de TI/ANP) no pacote de software estatístico R utilizando estatísticas zonais baseadas em dados matriciais. Os limites políticos e administrativos forneceram a base espacial para quantificar a quantidade e a distribuição de ganhos e perdas em carbono observadas dentro e fora dos TIs e das ANPs em toda a Amazônia durante o período de 14 anos do estudo (2003-2016). As regiões de sobreposição de TIs e ANPs (Fig. 1A) foram analisadas separadamente. Para fins deste estudo, a categoria "Outras terras" foi definida como territórios que não possuem proteções formais associadas aos TIs e às ANPs, que necessariamente variam de país para país. Como tal, reconhecemos "Outras terras" como uma categoria ampla e diversa fundamentalmente distinta dos TIs, das ANPs ou de outras regiões da sobreposição.

As perdas de ACD dentro e fora dos TIs e das ANPs foram discriminadas em perdas atribuíveis à completa remoção de biomassa (por exemplo, conversão florestal para a agricultura após desmatamento, chamada neste artigo de "conversão florestal" ou CF) e perdas atribuíveis à redução

de biomassa (por exemplo, áreas florestais remanescentes dentro das florestas, mesmo tendo sofrido degradação ou distúrbio, chamados aqui de "degradação/distúrbio" ou D/D). Isso foi feito de acordo com os métodos desenvolvidos por (22). A análise foi realizada combinando-se os dados de perda de cobertura florestal de 30 m de (20) com os dados de ACD de 30 m referentes ao ano 2000 descritos por (60) e (22). Para gerar a camada de ACD de 30 m, foram utilizados os dados Landsat de 30 m provenientes de (20) com os dados de calibração de campo utilizados na geração de estimativas anuais de mudanças de ACD relatadas aqui. Mais detalhes sobre os conjuntos de dados da ACD e da cobertura florestal de 30 m podem ser encontrados nas referências (60) e (20), respectivamente.

As etapas empregadas na repartição das perdas de ACD entre CF ou D/D são as seguintes: (1) usando um SIG (Sistema de Informação Geográfica), sobreposamos os dados de perda de cobertura florestal de 30 m (20) nos dados de ACD de 30 m (60); (2) para cada quadrícula do MODIS com 500 m aproximadamente e apresentando perda estatisticamente significativa na densidade de carbono, calculamos o total de carbono acima do solo associado à perda de cobertura florestal entre 2003 e 2016; (3) em seguida, subtraímos a estimativa de perda de carbono atribuível a CF (etapa 2) da perda de carbono total medida na escala aproximada de 500 m (22) para estimar a perda de carbono de D/D. As etapas 1 e 2 fornecem a estimativa mais contemporânea e sólida da perda de ACD associada a conversão florestal (por exemplo, desmatamento) utilizando produtos de dados projetados para minimizar as inconsistências e imprecisões espaciais. De acordo com a nossa experiência, o resultado constitui a única estimativa disponível de toda a região, da perda de ACD atribuível a conversão florestal, degradação e distúrbio.

Os dados espaciais e tabulares que foram essenciais para essa análise podem ser encontrados no repositório GitHub do Woods Hole Research Center (<https://github.com/whrc/Amazon-Indigenous-Carbon>).

Reconhecimentos

Nossos agradecimentos a R.A. Houghton, por ter contribuído com valiosos comentários sobre um esboço anterior do manuscrito. Esta pesquisa foi generosamente apoiada por subsídios da International Climate and Forest Initiative do governo norueguês (RAM-2019 RAM-16/0003), do

projeto Carbon Monitoring System da NASA (#NNX14AO81G) e da Fundação Gordon e Betty Moore (5483).

Referências

1. B. W. Griscom, *et al.*, Natural climate solutions. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **114**, 11645–11650 (2017).
2. R. A. Houghton, A. A. Nassikas, Negative emissions from stopping deforestation and forest degradation, globally. *Glob. Change Biol.* **24**, 350–359 (2018).
3. J. A. Foley, *et al.*, Solutions for a cultivated planet. *Nature* **478**, 337–342 (2011).
4. RAISG, Amazonia 2016 Protected Areas and Indigenous Territories. Deforestation 2000-2015. (2016) (July 30, 2019).
5. C. C. Maretti, *et al.*, “State of the Amazon: Ecological Representation in Protected Areas and Indigenous Territories” (WWF Living Amazon (Global) Initiative, 2014).
6. S. Schwartzman, Chico Mendes, the rubber tappers and the Indians: reimagining conservation and development in the Amazon. *Desenvolv. E Meio Ambiente* **48** (2018).
7. C. Stevens, R. Winterbottom, J. Springer, K. Reytar, Securing Rights, Combating Climate Change: How Strengthening Community Forest Rights Mitigates Climate Change. *Wash. DC World Resour. Inst.*, 64 (2014).
8. V. Tauli-Corpuz, J. Alcorn, A. Molnar, “Cornered by Protected Areas” (Rights and Resources Initiative, 2018).
9. RAISG, Pressures and Threats on the Protected Areas and Indigenous Territories of the Amazon 2018 (2018) (July 30, 2019).
10. T. H. Ricketts, *et al.*, Indigenous Lands, Protected Areas, and Slowing Climate Change. *PLOS Biol.* **8**, e1000331 (2010).
11. T. Jusys, Changing patterns in deforestation avoidance by different protection types in the Brazilian Amazon. *PLoS ONE* **13**, 1–16 (2018).
12. P. J. C. Oliveira, *et al.*, Land-Use Allocation Protects the Peruvian Amazon. *Science* **317**, 1233 (2007).
13. S. Schwartzman, *et al.*, The natural and social history of the indigenous lands and protected areas corridor of the Xingu River basin. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* **368**, 20120164–20120164 (2013).
14. B. Soares-Filho, Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. *Proc Natl Acad Sci USA* **107**, 10821–10826 (2010).
15. D. Nepstad, *et al.*, Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands. *Conserv. Biol.* **20**, 65–73 (2006).

16. A. Blackman, L. Corral, E. S. Lima, G. P. Asner, Titling indigenous communities protects forests in the Peruvian Amazon. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **114**, 4123–4128 (2017).
17. A. Blackman, P. Veit, Titled Amazon Indigenous Communities Cut Forest Carbon Emissions. *Ecol. Econ.* **153**, 56–67 (2018).
18. A. Nelson, K. M. Chomitz, Effectiveness of strict vs. multiple use protected areas in reducing tropical forest fires: A global analysis using matching methods. *PLoS ONE* **6**, e22722 (2011).
19. C. Nolte, A. Agrawal, K. M. Silvius, B. S. Soares-Filho, Governance regime and location influence avoided deforestation success of protected areas in the Brazilian Amazon. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **110**, 4956–4961 (2013).
20. M. C. Hansen, *et al.*, High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science* **342**, 850–853 (2013).
21. S. S. Saatchi, *et al.*, Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **108**, 9899 LP – 9904 (2011).
22. A. Baccini, *et al.*, Tropical forests are a net carbon source based on aboveground measurements of gain and loss. *Science* **358**, 230–234 (2017).
23. P. G. Curtis, C. M. Slay, N. L. Harris, A. Tyukavina, M. C. Hansen, Classifying drivers of global forest loss. *Science* **361**, 1108 (2018).
24. D. Nepstad, *et al.*, Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. *Science* **344**, 1118–1123 (2014).
25. P. Artaxo, Working together for Amazonia. *Science* **363**, 323 (2019).
26. H. Escobar, Deforestation in the Amazon is shooting up, but Brazil’s president calls the data ‘a lie.’ *Science* (2019) <https://doi.org/doi:10.1126/science.aay9103>.
27. INPE, TerraBrasilis (2019) (July 30, 2019).
28. R. C. G. Maciel, F. C. da S. Cavalcanti, E. F. de Souza, O. F. de Oliveira, P. G. Cavalcante Filho, The “Chico Mendes” extractive reserve and land governance in the Amazon: Some lessons from the two last decades. *J. Environ. Manage.* **223**, 403–408 (2018).
29. J. Lessmann, J. Fajardo, J. Muñoz, E. Bonaccorso, Large expansion of oil industry in the Ecuadorian Amazon: biodiversity vulnerability and conservation alternatives. *Ecol. Evol.* **6**, 4997–5012 (2016).
30. M. Finer, *et al.*, Future of oil and gas development in the western Amazon. *Environ. Res. Lett.* **10** (2015).

31. C. Baynard, J. Ellis, H. Davis, Roads, petroleum and accessibility: The case of eastern Ecuador. *GeoJournal* **78** (2012).
32. M. Finer, C. N. Jenkins, S. L. Pimm, B. Keane, C. Ross, Oil and gas projects in the Western Amazon: Threats to wilderness, biodiversity, and indigenous peoples. *PLoS ONE* **3**, e2932 (2008).
33. W. F. Laurance, M. Goosem, S. G. W. Laurance, Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends Ecol. Evol.* **24**, 659–669 (2009).
34. J. Caballero Espejo, *et al.*, Deforestation and Forest Degradation Due to Gold Mining in the Peruvian Amazon: A 34-Year Perspective. *Remote Sens.* **10** (2018).
35. C. Heck, J. Tranca, “The reality of illegal mining in Amazonian countries” (Peruvian Environmental Law Center (SPDA), 2014).
36. A. J. Bebbington, *et al.*, Resource extraction and infrastructure threaten forest cover and community rights. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **115**, 13164–13173 (2018).
37. L. E. O. C. Aragão, *et al.*, 21st Century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions. *Nat. Commun.* **9**, 536 (2018).
38. P. M. Brando, *et al.*, Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought–fire interactions. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **111**, 6347 (2014).
39. A. A. Alencar, P. M. Brando, G. P. Asner, F. E. Putz, Landscape fragmentation, severe drought, and the new Amazon forest fire regime. *Ecol. Appl.* **25**, 1493–1505 (2015).
40. Y. Yang, *et al.*, Post-drought decline of the Amazon carbon sink. *Nat. Commun.* **9**, 3172 (2018).
41. P. M. Brando, *et al.*, Droughts, Wildfires, and Forest Carbon Cycling: A Pantropical Synthesis. *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.* **47**, 555–581 (2019).
42. M. Kalamandeen, *et al.*, Pervasive Rise of Small-scale Deforestation in Amazonia. *Sci. Rep.* **8**, 1600 (2018).
43. S. Reardon, FARC and the forest: Peace is destroying Colombia’s jungle — and opening it to science. *Nature* **558**, 169–170 (2018).
44. M. Herold, *et al.*, The Role and Need for Space-Based Forest Biomass-Related Measurements in Environmental Management and Policy. *Surv. Geophys.* **40**, 757–778 (2019).
45. G. P. Asner, *et al.*, High-resolution forest carbon stocks and emissions in the Amazon. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **107**, 16738–16742 (2010).

46. G. P. Asner, *et al.*, Human and environmental controls over aboveground carbon storage in Madagascar. *Carbon Balance Manag.* **7**, 2 (2012).
47. E. Dinerstein, *et al.*, An Ecoregion-Based Approach to Protecting Half the Terrestrial Realm. *BioScience* **67**, 534–545 (2017).
48. P. R. R. Rochedo, *et al.*, The threat of political bargaining to climate mitigation in Brazil. *Nat. Clim. Change* **8**, 695–698 (2018).
49. S. L. Lewis, P. M. Brando, O. L. Phillips, G. M. F. Van Der Heijden, D. Nepstad, The 2010 Amazon drought. *Science* **331**, 554 (2011).
50. B. L. De Faria, *et al.*, Current and future patterns of fire-induced forest degradation in Amazonia. *Environ. Res. Lett.* **12**, 095005 (2017).
51. W. D. Carvalho, *et al.*, Deforestation control in the Brazilian Amazon: A conservation struggle being lost as agreements and regulations are subverted and bypassed. *Perspect. Ecol. Conserv.* (2019) <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2019.06.002>.
52. F. L. M. Freitas, *et al.*, Potential increase of legal deforestation in Brazilian Amazon after Forest Act revision. *Nat. Sustain.* **1**, 665–670 (2018).
53. H. Escobar, Bolsonaro’s first moves have Brazilian scientists worried. *Science* **363**, 330 (2019).
54. H. Escobar, Amazon fires clearly linked to deforestation, scientists say. *Science* **365**, 853 (2019).
55. D. N. Berger, “The Indigenous World 2019” (The authors and The International Work Group for Indigenous Affairs (IWGIA), 2019).
56. A. Baccini, *et al.*, Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. *Nat. Clim. Change* **2**, 182–185 (2012).
57. L. Breiman, Random forests. *Mach. Learn.* **45**, 5–32 (2001).
58. R. J. Hijmans, S. E. Cameron, J. L. Parra, P. G. Jones, A. Jarvis, Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.* **25**, 1965–1978 (2005).
59. T. Hengl, *et al.*, SoilGrids250m: Global gridded soil information based on machine learning. *PLoS ONE* **12**, e0169748 (2017).
60. D. J. Zarin, *et al.*, Can carbon emissions from tropical deforestation drop by 50% in 5 years? *Glob. Change Biol.* **22**, 1336–1347 (2016).
61. P. M. Fearnside, Brazil’s Cuiabá- Santarém (BR-163) Highway: The Environmental Cost of Paving a Soybean Corridor Through the Amazon. *Environ. Manage.* **39**, 601 (2007).

Legendas das figuras

Fig. 1. A Bacia Amazônica. (A) Distribuição (mais ou menos de 2016) dos Territórios Indígenas (laranja) e Áreas Naturais Protegidas (verde) por toda a região de nove países localizada dentro do limite biogeográfico da Amazônia (linha roxa tracejada) em relação à quantidade e à distribuição de (B) estoques de carbono acima do solo (mais ou menos de 2016) e (C) mudanças (entre 2003 e 2016) nos estoques de carbono acima do solo.

Fig. 2. Distribuição da perda (entre 2003 e 2016) e do estoque de carbono acima do solo (2016) por região (ou seja, país/Amazônia) em Territórios Indígenas (TIs), Áreas Naturais Protegidas (ANPs), regiões de Sobreposição TIs/ANPs e Outras terras. As regiões incluem as porções amazônicas de Bolívia (BOL), Brasil (BRA), Colômbia (COL), Equador (ECU), Guiana Francesa (GUF), Guiana (GUY), Peru (PER), Suriname (SUR) e Venezuela (VEN), bem como a totalidade da Amazônia (AMA). As barras sobrepostas refletem a contribuição percentual sobre o total de estoque (ou perda), em que a soma de todas elas é 100%.

Fig. 3. Estimativas de perda de carbono (valores negativos), ganho de carbono (valores positivos) e a variação líquida do carbono (linhas pretas em negrito) durante o período 2003-2016 do estudo como uma porcentagem do estoque total de 2003 em Territórios Indígenas, Áreas Naturais Protegidas, regiões de Sobreposição de TIs/ANPs e Outras terras. As barras de erro refletem o intervalo de confiança de 95% referente ao valor de mudança (perda/ganho) (Anexo SI, Tabela S8).

Fig. 4. Trajetórias de perda anual (2003-2016) do carbono acima do solo em Territórios Indígenas (TI), incluindo a região de Sobreposição de TIs/ANPs, Áreas Naturais Protegidas (ANPs) e Outras terras. As perdas são discriminadas entre aquelas atribuídas a conversão florestal (CF; remoção de biomassa) e aquelas atribuídas a degradação e distúrbio natural (D/D; redução de biomassa). Os valores em vermelho refletem a fração da perda total atribuída a CF em cada caso.

Fig. 5. Perda de carbono na Amazônia e sua atribuição. As linhas correspondem a uma região (ou seja, país/Amazônia), e as colunas indicam uma categoria de terra (por exemplo, Territórios Indígenas (TIs), Áreas Naturais Protegidas (ANPs), Sobreposição TIs/ANPs e Outras terras). Os valores das células (%) em cada linha representam a fração de perda da categoria em questão e somam 100%. Com o aumento da fração de perda, aumenta também a temperatura da célula. A metade esquerda da matriz, que ilustra as perdas oriundas de conversão florestal, revela um claro contraste entre as temperaturas relativamente elevadas fora das terras protegidas e as temperaturas muito baixas no interior delas. A metade direita da matriz, que resume as perdas oriundas de degradação e distúrbio, distingue-se pelas temperaturas mais quentes em geral, mas falta um padrão claro de atribuição entre as categorias de terra.

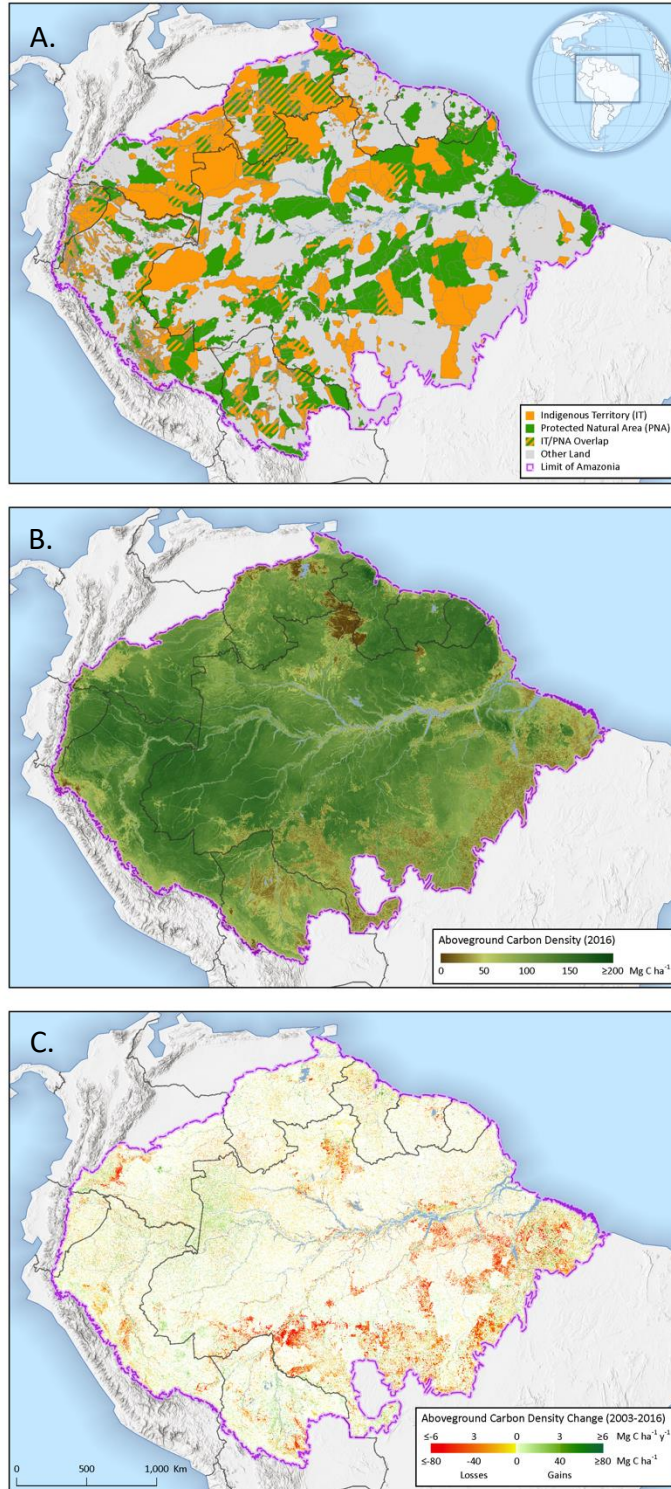


Fig. 1.

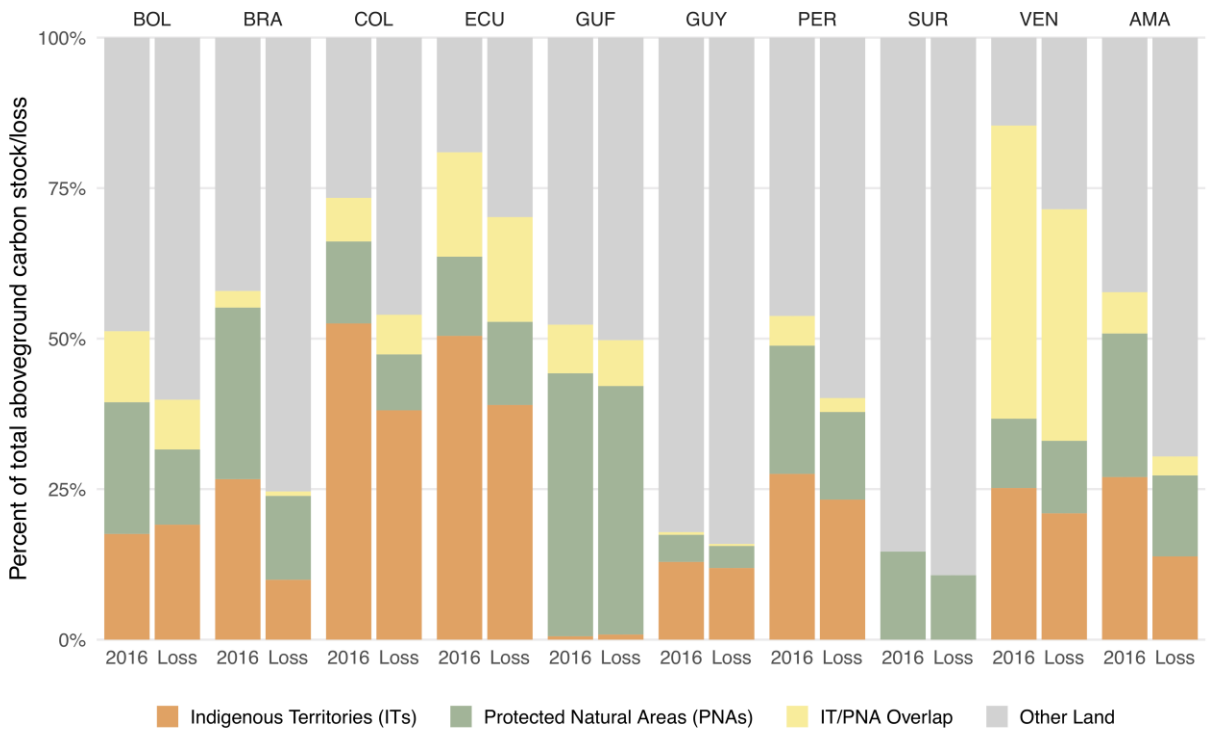


Fig. 2.

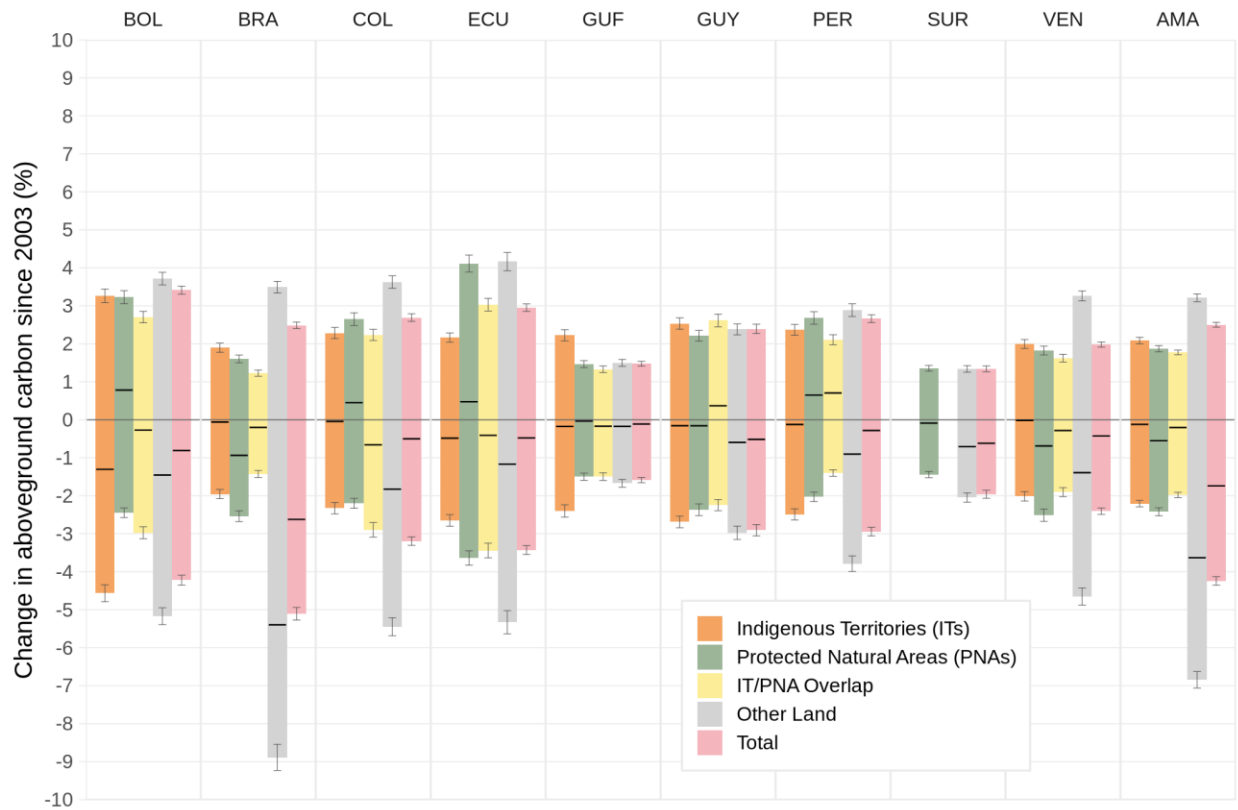


Fig. 3.

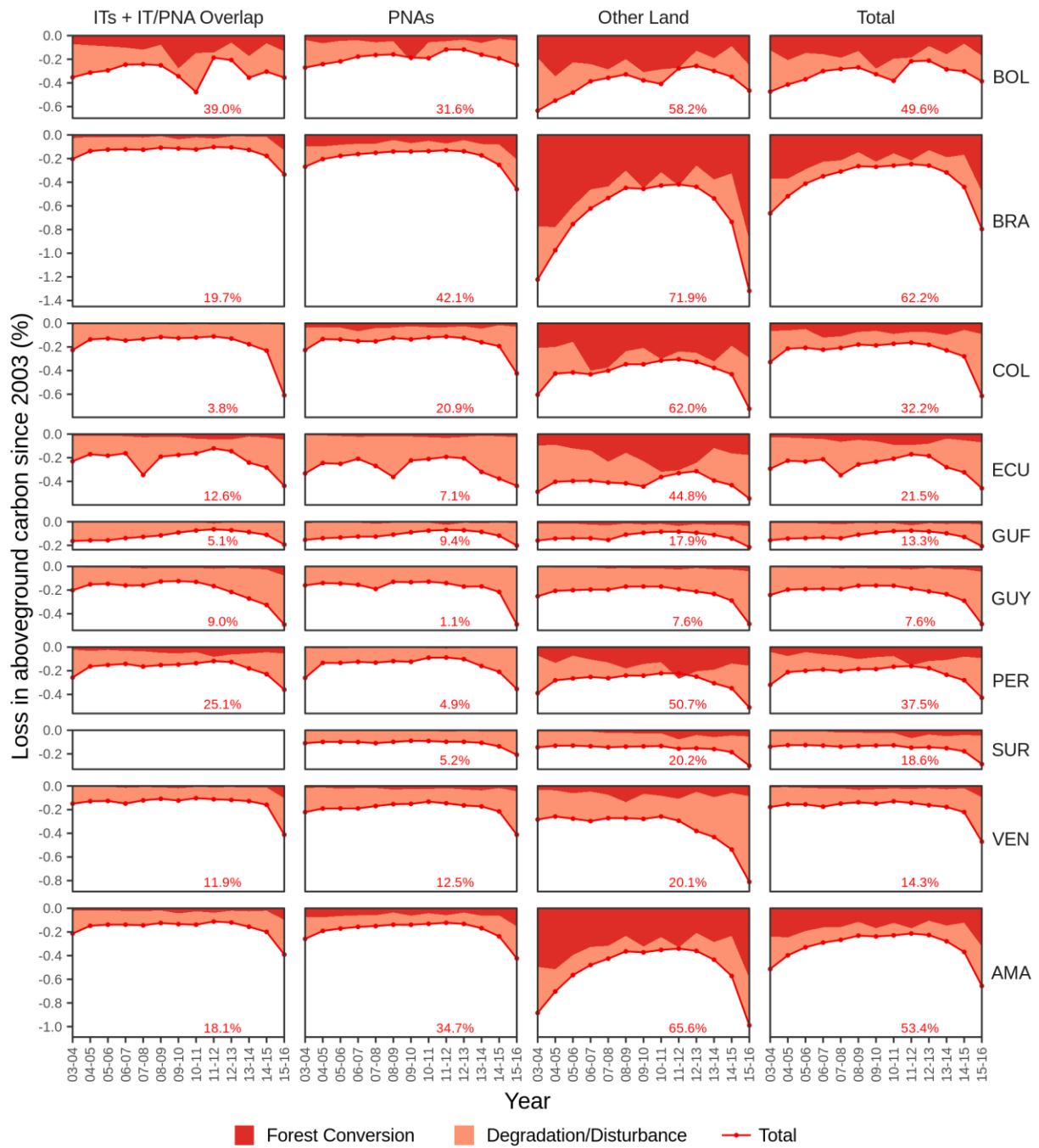


Fig. 4.

		CARBON LOSS (%)							
		FOREST CONVERSION				DEGRADATION / DISTURBANCE			
		INSIDE			OUTSIDE	INSIDE			OUTSIDE
		ITs	PNA	Overlap	Other Land	ITs	PNA	Overlap	Other Land
BOL	8	4	2	35	11	9	6	25	
BRA	2	6	0	54	8	8	1	21	
COL	2	2	0	29	36	7	6	18	
ECU	7	1	0	13	32	13	17	17	
GUF	0	4	0	9	1	37	8	41	
GUY	1	0	0	6	11	4	0	78	
PER	6	1	0	30	17	14	2	30	
SUR	0	1	0	18	0	10	0	71	
VEN	2	1	5	6	19	11	34	23	
AMA	3	5	0	46	11	9	3	24	

Fig. 5.

Tabela 1. A variação líquida (2003-2016) no estoque de carbono (em milhões de toneladas métricas; MtC) dentro de Territórios Indígenas (TIs) e Áreas Naturais Protegidas (ANPs) contra o estoque fora dessas unidades (Outras terras) em toda a região do estudo, que engloba o território amazônico de nove países (Fig. 1). As porcentagens refletem as mudanças no estoque de carbono dentro de cada categoria de terra durante o período do estudo (ou seja, em relação à linha de base de 2003).

	BOL	BRA	COL	ECU	GUF	GUY	PER	SUR	VEN	AMA
TIs	-8,7	-6,8	-1,2	-3,0	0,0	-0,5	-3,2	0,0	-0,2	-23,6
	-1,3%	-0,1%	0,0%	-0,5%	-0,2%	-0,2%	-0,1%	0,0%	0,0%	-0,1%
ANPs	6,3	-115,5	3,4	0,8	-0,2	-0,2	12,8	-0,2	-3,6	-96,4
	0,8%	-0,9%	0,4%	0,5%	0,0%	-0,2%	0,6%	-0,1%	-0,7%	-0,6%
Sobreposição TIs/ANPs	-1,2	-2,4	-2,7	-0,9	-0,2	0,0	3,2	0,0	-6,2	-10,3
	-0,3%	-0,2%	-0,7%	-0,4%	-0,2%	0,4%	0,7%	0,0%	-0,3%	-0,2%
Total TIs/ANPs	-3,5	-124,7	-0,5	-3,1	-0,4	-0,7	12,9	-0,2	-10,0	-130,3
	-0,2%	-0,5%	0,0%	-0,3%	-0,1%	-0,1%	0,3%	-0,1%	-0,3%	-0,3%
Outras terras	-26,9	-1.029,1	-27,5	-2,8	-1,0	-12,5	-39,3	-11,3	-9,3	-1.159,6
	-1,5%	-5,4%	-1,8%	-1,2%	-0,2%	-0,6%	-0,9%	-0,7%	-1,4%	-3,6%
Total	-30,5	-1.153,8	-28,0	-5,9	-1,3	-13,2	-26,4	-11,5	-19,3	-1.289,9
	-0,8%	-2,6%	-0,5%	-0,5%	-0,1%	-0,5%	-0,3%	-0,6%	-0,4%	-1,7%