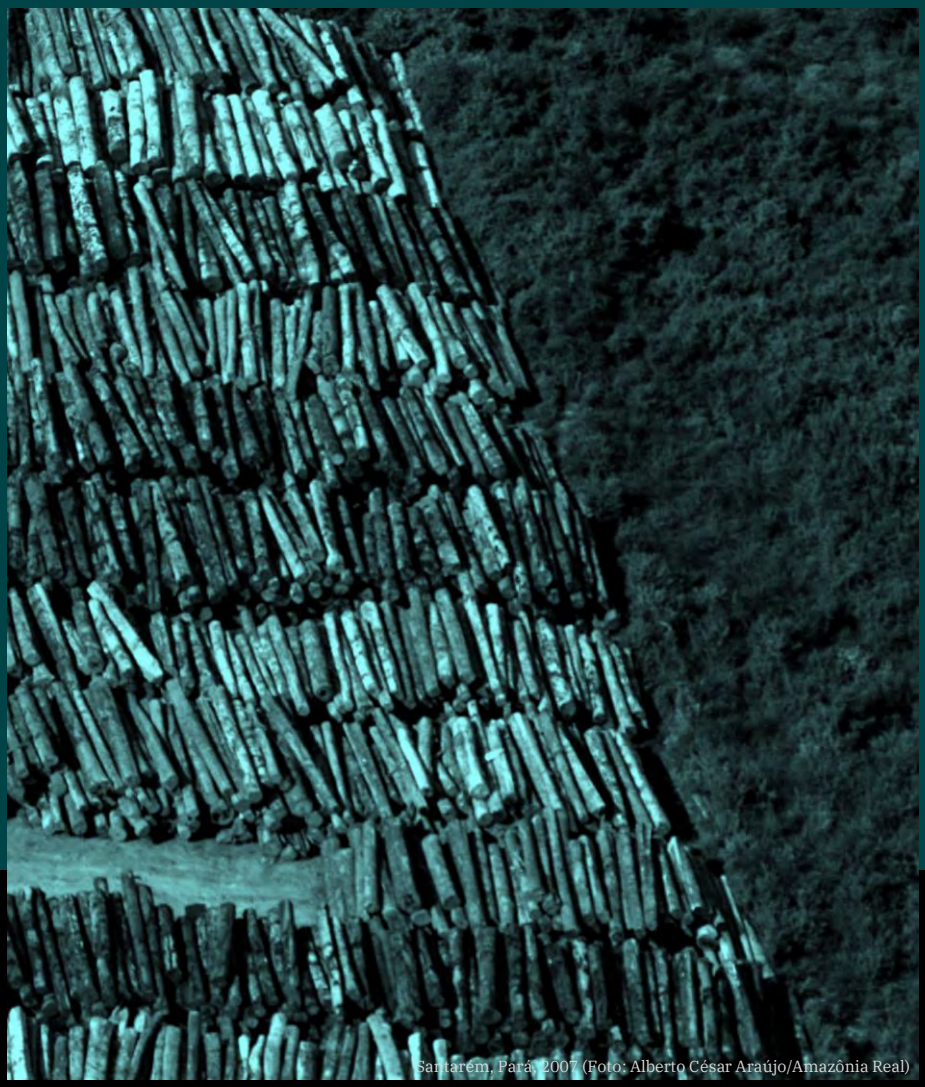
Relatório de Avaliação da Amazônia 2021

Capítulo 19

Causas e impactos ecológicos do desmatamento e da degradação florestal



Santarém, Pará, 2007. (Foto: Alberto César Araújo/Amazônia Real)

Sobre o Painel Científico para a Amazônia (SPA)

O Painel Científico para a Amazônia é uma iniciativa inédita convocada sob os auspícios da Rede de Soluções para o Desenvolvimento Sustentável das Nações Unidas (SDSN). O SPA é composto por mais de 200 cientistas e pesquisadores proeminentes dos oito países amazônicos, da Guiana Francesa e de parceiros globais. Esses especialistas se reuniram para debater, analisar e reunir o conhecimento acumulado da comunidade científica, dos Povos Indígenas e de outros atores que vivem e trabalham na Amazônia.

O Painel é inspirado no Pacto de Letícia pela Amazônia. Este é um relatório inédito que fornece uma avaliação científica abrangente, objetiva, aberta, transparente, sistemática e rigorosa do estado dos ecossistemas da Amazônia, das tendências atuais e de suas implicações para o bem-estar, a longo prazo, da região, bem como oportunidades e opções políticas relevantes para a conservação e o desenvolvimento sustentável.

Relatório de Avaliação da Amazônia 2021, Copyright @ 2021, Painel Científico para a Amazônia. Traduzido do Inglês para o Português por Jens Munck, Carol Moraes, Brian Rodrigues, Eráclito Sousa Neto, Henrique Braz, Matheus Almeida, Valeria Gauz, Azevedo Ventura, Ane Alencar, Igor Arnaldo de Alencar, Leonardo Mueller Vilela de Carvalho, Lucas Dutra, and Nathália Nasciemento. Este relatório é publicado sob uma licença Creative Commons Atribuição – Não-Comercial – Compartilhamento pela mesma Licença 4.0 Internacional (CC BY-NC-SA 4.0). ISBN: 978-1-7348080-6-3

Citação Sugerida

Berenguer E, Armenteras D, Lees AC, Fearnside PM, Smith CC, Alencar A, Almeida C, Aragão L, Barlow J, Bilbao B, Brando P, Bynoe P, Finer M, Flores BM, Jenkins CN, Silva Junior CHL, Souza C, García-Villacorta R, Nascimento N. 2021. Capítulo 19: Causas e impactos ecológicos do desmatamento e da degradação florestal. Em: Nobre C, Encalada A, Anderson E, Roca Alcazar FH, Bustamante M, Mena C, Peña-Claros M, Poveda G, Rodriguez JP, Saleska S, Trumbore S, Val AL, Villa Nova L, Abramovay R, Alencar A, Rodríguez Alzza C, Armenteras D, Artaxo P, Athayde S, Barretto Filho HT, Barlow J, Berenguer E, Bortolotto F, Costa FA, Costa MH, Cuvi N, Fearnside PM, Ferreira J, Flores BM, Frieri S, Gatti LV, Guayasamin JM, Hecht S, Hirota M, Hoorn C, Josse C, Lapola DM, Larrea C, Larrea-Alcazar DM, Lehm Ardaya Z, Malhi Y, Marengo JA, Melack J, Moraes R M, Moutinho P, Murmis MR, Neves EG, Paez B, Painter L, Ramos A, Rosero-Peña MC, Schmink M, Sist P, ter Steege H, Val P, van der Voort H, Varese M, Zapata-Ríos G (Eds). Relatório de Avaliação da Amazônia 2021. Traduzido do Inglês para o Português por Jens Munck. Rede de Soluções para o Desenvolvimento Sustentável das Nações Unidas, Nova Iorque, EUA. Disponível em https://www.aamazoniaquequeremos.org/pca-publicacoes/. DOI: 10.55161/EOGO1452

ÍNDICE

RESUMO GRÁFICO **19.2**

MENSAGENS-CHAVE **19.3**

RESUMO **19.3**

19.1 INTRODUÇÃO **19.4**

19.2 DESMATAMENTO: UMA VISÃO GERAL DOS IMPULSIONADORES E IMPACTOS DIRETOS **19.4**

19.3 PRINCIPAIS IMPULSIONADORES DO DESMATAMENTO E SEUS IMPACTOS ASSOCIADOS **19.10**

19.3.1 EXPANSÃO AGRÍCOLA 19.10
19.3.2 INFRAESTRUTURA 19.11
19.3.2.1 Estradas *19.11*
19.3.2.2 Barragens hidrelétricas *19.13*
19.3.2.3 Urbanização *19.18*
19.3.2.4 Ferrovias e hidrovias *19.18*
19.3.3. MINERAÇÃO 19.19
19.3.3.1 Minerais *19.19*
19.3.3.2 Petróleo e gás *19.19*

19.4 DEGRADAÇÃO: UMA VISÃO GERAL DOS IMPULSIONADORES E IMPACTOS DIRETOS **19.22**

19.4.1 INCÊNDIOS NOS SUB-BOSQUES 19.24
19.4.2 EFEITOS DE BORDA 19.26
19.4.3 EXPLORAÇÃO MADEIREIRA 19.27
19.4.4 CAÇA 19.28

19.5 CONCLUSÕES **19.29**

19.6 RECOMENDAÇÕES **19.30**

19.7 REFERÊNCIAS **19.30**

Resumo Gráfico

Figura 19.A Resumo gráfico

Os Impulsionadores e Impactos Ecológicos do Desmatamento e Degradação Florestal

Erika Berenguer[a,b], Dolors Armenteras[c], Alexander C. Lees[d], Charlotte C. Smith[b], Philip Fearnside[e], Nathália Nascimento[f], Ane Alencar[g], Cláudio Almeida[h], Luiz Aragão[h], Jos Barlow[b], Bibiana Bilbao[i], Paulo Brando[g,j,k], Paulette Bynoe[l], Matt Finer[m], Bernardo M. Flores[n], Clinton N. Jenkins[o], Celso H. L. Silva Junior[h], Carlos Souza[p], Roosevelt García-Villacorta[q]

Mensagens-Chave

- Até 2018, a Amazônia perdeu aproximadamente 870 mil km² de florestas primárias.
- Há pelo menos 1.036.080 km² de florestas amazônicas degradadas.
- A expansão agrícola, principalmente a pecuária, é o maior impulsionador do desmatamento na Amazônia.
- O desmatamento leva a impactos locais, regionais e globais.
- A degradação florestal engloba mudanças significativas na estrutura florestal, microclima e biodiversidade.
- O desmatamento e a degradação florestal são responsáveis por quantidades enormes de emissões de CO_2.

Resumo

O desmatamento, a remoção completa da cobertura florestal de uma área; e a degradação florestal, a perda significativa de estrutura, funções e processos florestais; são o resultado da interação entre vários impulsionadores diretos, muitas vezes operando em conjunto. Até 2018, o bioma Amazônia havia perdido aproximadamente 870 mil km² de sua cobertura florestal original, sobretudo devido à expansão agrícola (pastagens e lavouras). Outros impulsionadores diretos da perda florestal incluem a abertura de novas estradas, a construção de barragens hidrelétricas, a exploração de minerais e petróleo e a urbanização. Os impactos do desmatamento variam tanto localmente quanto globalmente, o que inclui mudanças locais na configuração da paisagem, clima e biodiversidade; impactos regionais nos ciclos hidrológicos; e aumento global das emissões de gases de efeito estufa. Das florestas amazônicas remanescentes, 17% estão degradadas, correspondendo a aproximadamente 1.036.080 km². Vários impulsionadores antropogênicos, incluindo incêndios florestais, efeitos de borda, extração seletiva de madeira, caça e mudanças climáticas, podem causar degradação florestal. As florestas degradadas têm estrutura, microclima e biodiversidade significativamente diferentes em comparação com as não perturbadas. Essas florestas tendem a ter uma mortalidade maior de árvores, estoques menores de carbono, mais aberturas de dossel, temperaturas mais altas, menos umidade, maior exposição ao vento e exibem mudanças de composição e funcionalidade na fauna e na flora. As florestas degradadas podem se assemelhar às suas contrapartes não perturbadas, mas isso depende do tipo, duração, intensidade e frequência do evento de perturbação. Em

[a] Environmental Change Institute, School of Geography and the Environment, University of Oxford, South Parks Road, OX1 3QY Oxford, UK, erika.berenguer@ouce.ox.ac.uk
[b] Lancaster Environment Centre, Lancaster University, LA1 4YQ, Lancaster, UK
[c] Ecología del Paisaje y Modelación de Ecosistemas ECOLMOD, Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia, Cra 45 #2685, Bogotá, Colombia, darmenterasp@unal.edu.co
[d] Manchester Metropolitan University, John Dalton Building, Manchester M1 5GD, UK
[e] Department of Environmental Dynamics, National Institute for Research in Amazonia (INPA), Av. André Araújo 2936, Petrópolis, Manaus AM 69067-375, Brazil
[f] Universidade Federal do Espírito Santo - UFES, Instituto de Estudos Climáticos, Vitória, Espírito Santo, Brazil.
[g] Amazon Environmental Research Institute, SCLN 211, Brasília DF 70863-520, Brazil.
[h] Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, Avenida dos Astronautas 1758, Jd. Granja 12227-010 São José dos Campos SP, Brasil
[i] Universidad Simón Bolívar, Apartado 89000, Caracas 1080, Venezuela.
[j] Department of Earth System Science, University of California, Croul Hall, Irvine CA 92697-3100, USA.
[k] Woodwell Climate Research Center, 149 Woods Hole Road, Falmouth MA 02540, USA
[l] University of Guyana, Turkeyen Campus, Greater Georgetown, Guyana
[m] Amazon Conservation Association, 1012 14th Street NW, Suite 625, Washington, DC 20005, USA
[n] Federal University of Santa Catarina, Campus Universitário Reitor João David Ferreira Lima, s/n. Trindade 88040-900, Florianópolis, Brazil.
[o] Florida International University, Department of Earth and Environment & Kimberly Green Latin American and Caribbean Center, Miami, FL 33199, USA.
[p] Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (IMAZON), Trav. Dom Romualdo de Seixas 1698, Edifício Zion Business 11th Floor, Bairro Umarizal 66055-200, Belém, PA, Brazil.
[q] Cornell University, E145 Corson Hall, Ithaca NY 14853, USA.

alguns casos, isso pode inibir o retorno a uma linha de base histórica. Evitar mais perdas e degradação das florestas amazônicas é crucial para garantir que elas continuem a fornecer serviços ecossistêmicos valiosos e de suporte à vida.

Palavras-chave: Desmatamento, degradação florestal, pecuária, agricultura, mineração, incêndios florestais, efeitos de borda, extração seletiva de madeira, caça, perda de biodiversidade, emissões de CO_2

19.1 Introdução

Em toda a Amazônia, o desmatamento e a degradação florestal são o resultado da interação entre vários impulsionadores subjacentes e diretos que atuam nas escalas global, regional e local (Armenteras *et al.* 2017; Barona *et al.* 2010; Clerici *et al.* 2020; Rudel *et al.* 2009). Os impulsionadores subjacentes são aqueles que afetam as ações humanas (IPBES 2019), como falta de governança e variação tanto no preço das commodities quanto no preço da terra (Brandão *et al.* 2020; Garrett *et al.* 2013; Nepstad *et al.* 2014). Por outro lado, os fatores diretos tratam as ações humanas que impactam a natureza (IPBES 2019), incluindo a expansão de pastagens e terras agrícolas, abertura de novas estradas, construção de barragens hidrelétricas ou exploração de minerais e petróleo (Fearnside 2016; Ometto *et al.* 2011; Sonter *et al.* 2017). Os impulsionadores geralmente agem simultaneamente, dificultando muito a quantificação de seus impactos individuais. Por exemplo, a construção de estradas e pavimentação leva à criação de novos centros urbanos e ao avanço da fronteira agrícola (Fernández-Llamazares *et al.* 2018; Nascimento *et al.* 2021). Embora cada um desses impulsionadores (construção de estradas, urbanização e expansão agrícola) aumente as taxas de desmatamento, é muito difícil estimar seus impactos isolados nos processos e funções dos ecossistemas.

Os impactos do desmatamento e da degradação florestal podem ser diretos ou indiretos e ter consequências locais, regionais ou globais (Davidson *et al.* 2012; Magalhães *et al.* 2019; Spracklen e Garcia-Carreras 2015). O impacto direto mais óbvio do desmatamento é a perda de biodiversidade - áreas florestais ricas em espécies são convertidas em terras agrícolas pobres em espécies. No entanto, há impactos mais enigmáticos resultantes do desmatamento e da degradação florestal, como mudanças nas temperaturas locais e regimes regionais de precipitação ou aumento das emissões globais de gases de efeito estufa (Longo *et al.* 2020; Mollinari *et al.* 2019). Esses impactos podem interagir com os outros, ampliando seus efeitos individuais. Por exemplo, mudanças nos padrões de precipitação podem aumentar a mortalidade das plantas, levando a mais emissões de gases de efeito estufa, o que, por sua vez, contribui para novas mudanças no clima (Esquivel-Muelbert *et al.* 2020; Nepstad *et al.* 2007).

Embora tanto os impulsionadores quanto os impactos diretos do desmatamento e da degradação florestal não acontecem necessariamente de forma isolada, vamos discuti-los separadamente neste capítulo, tentando reconhecer o papel de diferentes impulsionadores em toda a Amazônia, bem como seus variados impactos. Começamos apresentando uma discussão geral sobre o desmatamento, seguida de uma apresentação detalhada de seus principais impulsionadores, a saber, expansão agrícola (incluindo pastagens e terras agrícolas), infraestrutura e mineração. Sempre que possível, também tentamos quantificar os impactos diretos e indiretos de cada impulsionador individual. Em seguida, apresentamos um quadro geral de degradação das florestas amazônicas, discutindo mais detalhadamente seus principais impulsionadores, incluindo incêndios em sub-bosques, efeitos de borda, extração seletiva de madeira além da caça. Os impactos quantificáveis de cada um desses impulsionadores são discutidos em suas seções individuais. Apesar das fortes ligações entre os impulsionadores subjacentes e diretos do desmatamento e da degradação florestal, o primeiro não é tratado neste capítulo, mas sim nos Capítulos 14 a 18. Finalmente, embora os impulsionadores diretos do desmatamento e da degradação florestal também impactem os ecossistemas aquáticos e o bem-estar humano, esses impactos serão discutidos mais para frente (Capítulos 20 e 21, respectivamente).

Neste capítulo, nos concentramos apenas no bioma Amazônia (Figura 19.1), usando, portanto, um limite geográfico diferente daqueles usados nos capítulos anteriores; no entanto, a maioria dos mapas apresentará ambos os limites para a referência do leitor.

19.2 Desmatamento: uma visão geral dos impulsionadores e impactos diretos

O desmatamento é definido como a remoção completa de cobertura florestal de uma área (Putz e Redford 2010). Na Amazônia, 867.675 km^2 foram desmatados até 2018 (Map-Biomas 2020), o equivalente a 14% de sua área flor-

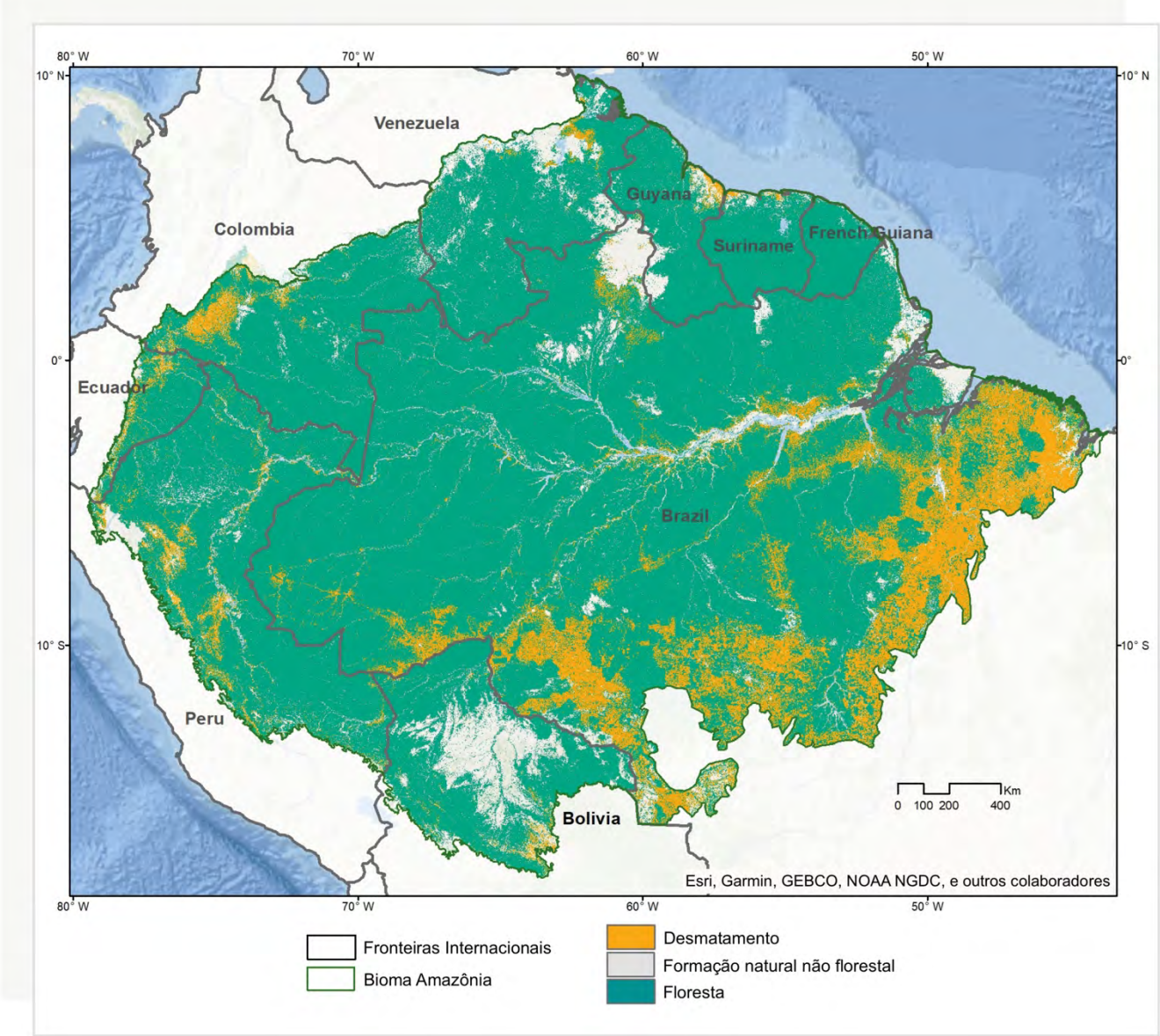


Figura 19.1 Terras atuais ocupadas por vegetação natural ou pastos e agricultura em todo o bioma amazônico. Os dados de desmatamento acumulado são apresentados até 2018 (MapBiomas 2020) e analisados de acordo com Smith *et al.* (2021).

estal original (Fig. 19.1). A maior parte do desmatamento se concentrou no Brasil, que perdeu aproximadamente 741.759 km² de florestas (MapBiomas 2020; Smith *et al.* 2021) – uma área 15 vezes maior do que a perdida pelo Peru, o país com a segunda maior área desmatada (Fig. 19.2a). Em termos relativos, o país que perdeu a maior parte de seu bioma Amazônia foi o Brasil (19%), seguido pelo Equador (13%). Até o momento, a Guiana Francesa, o Suriname e a Venezuela têm a maior proporção de cobertura vegetal original, 99,85%, 97,92% e 97,89%, respectivamente (Fig. 19.2b).

O desmatamento varia não apenas no espaço, mas também no tempo. Entre 1991 e 2006, o desmatamento anual foi consistentemente acima de 20.000 km², atingindo o pico em 2003, quando 31.828 km² de florestas foram perdidos (MapBiomas 2020). De 2007 a 2018, o desmatamento anual na região foi muito menor, variando entre 9.918 km² e 17.695 km² (Fig. 19.3). Em 1990, apenas 5% das florestas da bacia haviam sido perdidas. No entanto, esse número atingiu 9% em 2000 e 12% em 2010 (MapBiomas 2020; Smith *et al.* 2021). Veja o Anexo I para uma série temporal de perda florestal em cada país amazônico.

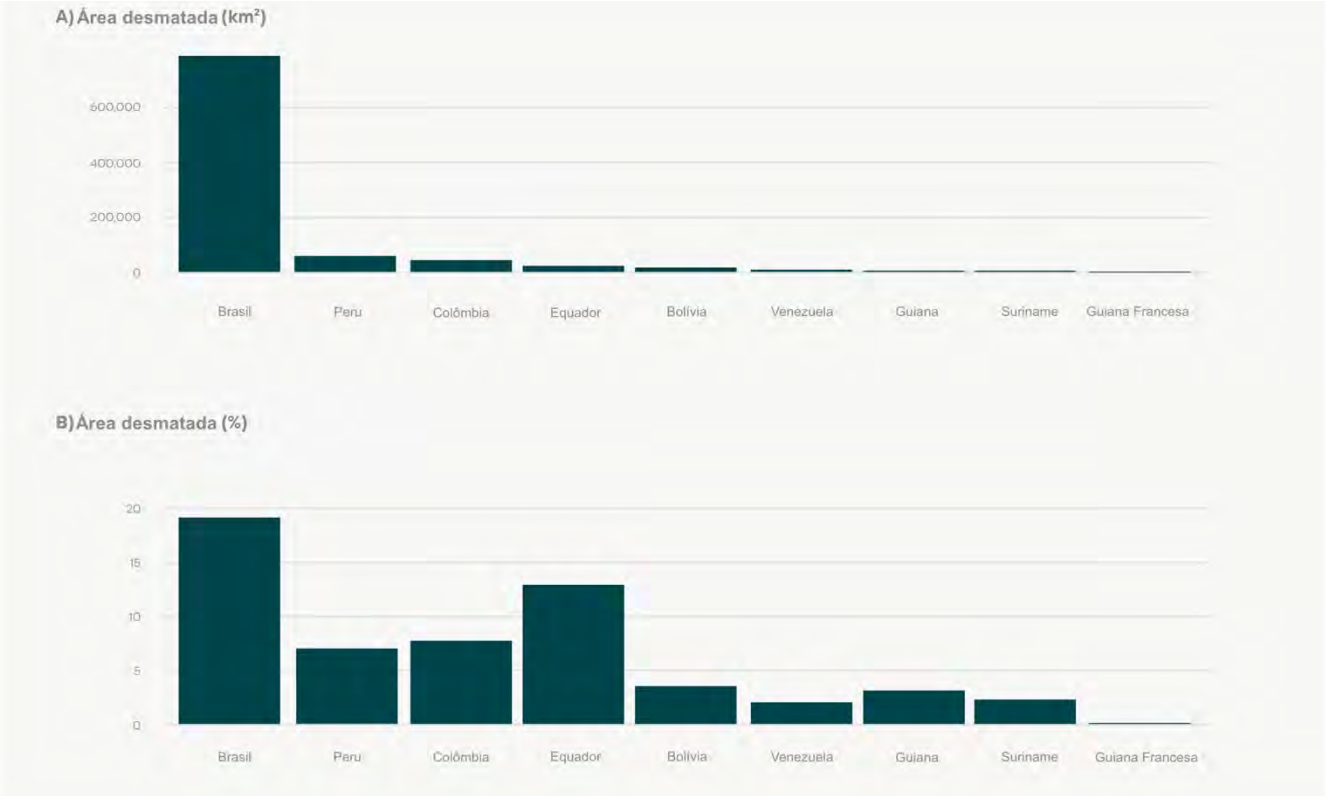


Figura 19.2 Desmatamento em nível de país no bioma Amazônia. A) Desmatamento acumulado até 2018. B) Percentual do bioma desmatado em cada país ou território amazônico. Dados obtidos do MapBiomas 2020 e analisados de acordo com Smith *et al.* (2021).

O desmatamento amazônico tem sido impulsionado principalmente pela expansão agrícola (incluindo pastagens e terras agrícolas), embora outros impulsionadores também contribuam, como o desenvolvimento de mineração e infraestrutura, incluindo a urbanização e a construção de estradas, ferrovias, hidrovias e barragens hidrelétricas de grande escala (Fig. 19.4).

Esses impulsionadores geralmente agem em conjunto, criando retroalimentações positivas. Por exemplo, após a construção de grandes estradas que atravessam a Amazônia brasileira, houve um afluxo de migrantes para a região, criando novas cidades e expandindo as já existentes. Em áreas rurais, muitas estradas secundárias que se ramificam da rodovia principal foram construídas por colonos agricultores, levando ao padrão conhecido de desmatamento de espinha de peixe (Fig. 19.5). Nas seções abaixo, discutimos cada impulsionador direto do desmatamento individualmente, destacando, sempre que possível, como sua importância relativa difere entre os países amazônicos.

O desmatamento pode levar a uma ampla gama de impactos ecológicos diretos, que são relevantes localmente, regionalmente e globalmente. Dos impactos locais, a perda de biodiversidade é extremamente preocupante, com várias espécies de árvores, mamíferos, aves, répteis, anfíbios e invertebrados terrestres classificados como globalmente ameaçados (IUCN 2021). O número de espécies amazônicas ameaçadas é altamente conservador, pois a maioria das espécies amazônicas sequer teve seu status avaliado (Quadro 19.1). Embora até o momento não haja registro de uma extinção regional, algumas podem já ter ocorrido, principalmente em plantas e invertebrados, dado o grande número de espécies ainda a serem descritas nesses táxons (Lees and Pimm 2015; Stork 2018; ter Steege *et al.* 2013). O endemismo em escala fina também pode contribuir para extinções não detectadas, pois muitas espécies podem ter distribuições geográficas muito restritas (Fernandes 2013), existindo apenas em áreas muito pequenas (Quadro 19.2).

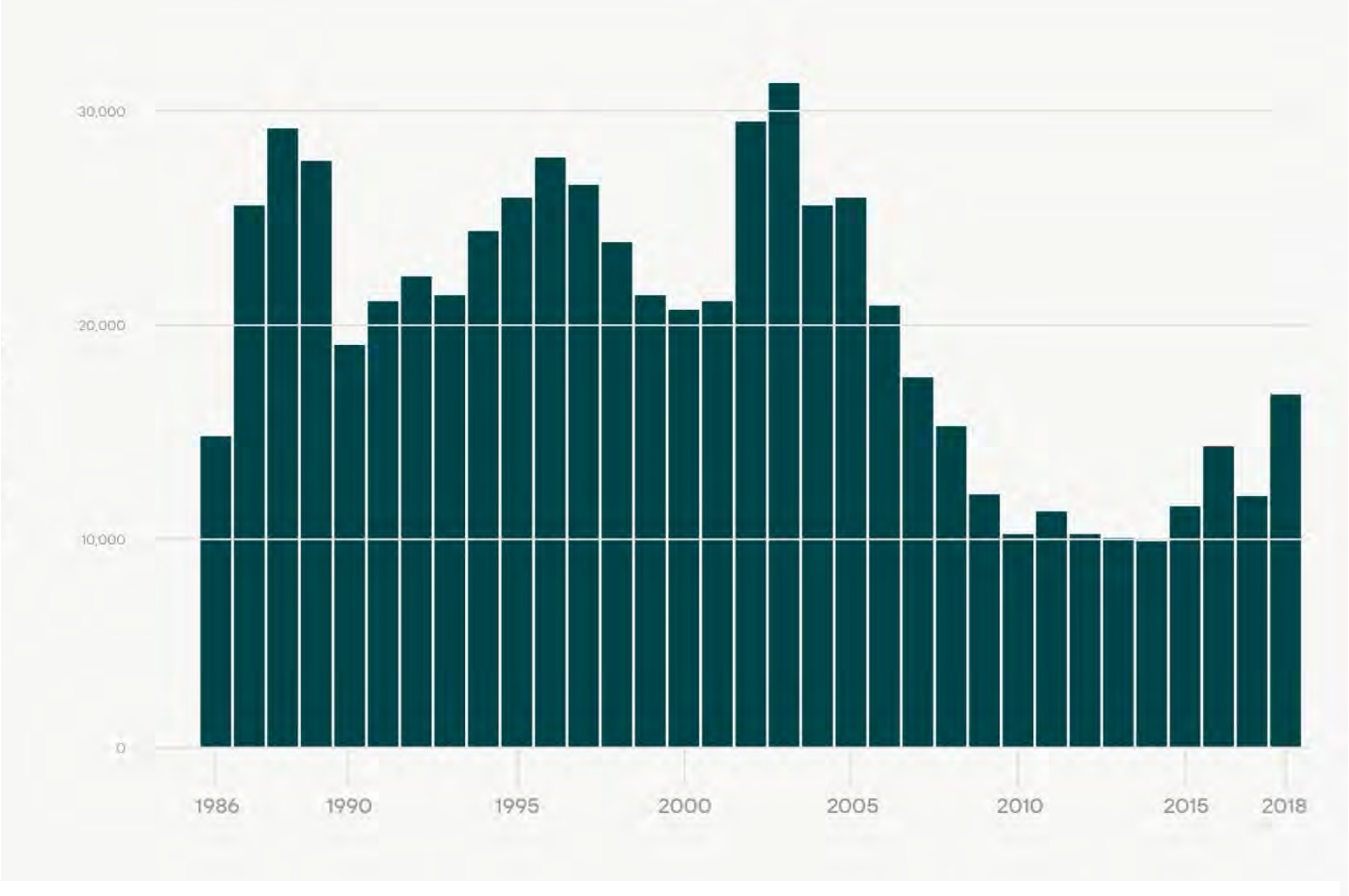


Figura 19.3 Desmatamento anual em todo o bioma Amazônia. Os dados de desmatamento compreendem o período de 1986 a 2018 (MapBiomas 2020).

Figura 19.4 Os fatores diretos do desmatamento e seus impactos diretos nas escalas local, regional e global.

Figura 19.5 Desmatamento impulsionado pela construção de estradas, urbanização e expansão agrícola, resultando em um padrão de desmatamento em forma de espinha de peixe. Imagens da Rodovia BR-163 e da Rodovia Transamazônica na Amazônia brasileira.

A fragmentação florestal, ou a subdivisão da cobertura florestal remanescente em manchas florestais de tamanho variável, é outro impacto local do desmatamento que remodela a configuração da paisagem. Um aumento na fragmentação florestal é causado pelo desmatamento contínuo (Armenteras Barreto *et al.* 2017; Broadbent *et al.* 2008; Laurance *et al.* 2018; Numata *et al.* 2017). Entre 1999 e 2002, aproximadamente 5.000 novos fragmentos foram criados anualmente devido ao desmatamento na Amazônia brasileira (Broadbent *et al.* 2008). Embora a maioria das florestas amazônicas permaneça em grandes blocos contíguos, há mais de 50.000 fragmentos entre 1-100 ha (Haddad *et al.* 2015).

A distribuição de pequenos fragmentos florestais na Amazônia não é uniforme; em vez disso, a fragmentação está concentrada ao longo das bordas sul e leste do bioma, ao longo das principais estradas e rios e ao redor dos centros urbanos (Montibeller *et al.* 2020; Vedovato *et al.* 2016). O desmatamento também promove o isolamento de fragmentos, com manchas florestais cada vez mais distantes umas das outras, bem como de grandes áreas florestais contíguas (de Almeida *et al.* 2020). Enquanto o tamanho do fragmento afeta a manutenção de populações viáveis de animais e plantas, o isolamento de fragmentos interrompe a dispersão e o movimento. Quanto menor o fragmento, menores as chances de sustentar a diversidade original de espécies florestais (Laurance *et al.* 2011; Michalski *et al.* 2007; Michalski e Peres, 2005), com animais de grande porte e aqueles que são altamente dependentes do habitat florestal sendo particularmente afetados (Lees e Peres 2008; Michalski e Peres 2007). O isolamento de fragmentos é mais prejudicial para espécies com baixa mobilidade, que são incapazes de atravessar matrizes abertas e não florestais (Lees e Peres 2009; Palmeirim *et al.* 2020). Até o momento, impactos negativos do tamanho do fragmento e/ou isolamento foram detectados em toda a Amazônia, afetando briófitas foliares, árvores, palmeiras, aves, carnívoros e primatas (Laurance *et al.* 2011; Michalski e Peres 2007). Os fragmentos florestais também experimentam toda uma gama de efeitos de borda, que levam à sua degradação (ver Seção 19.4.2).

Quadro 19.1 Por que as contagens atuais de espécies ameaçadas na Amazônia são subestimadas

Para entender quantas espécies amazônicas estão ameaçadas, primeiro precisamos saber quantas espécies existem no bioma. Estima-se que 86% das espécies existentes na Terra e 91% das espécies no oceano ainda aguardam descrição científica formal; apenas 1,7 milhão de espécies foram catalogadas até o momento (Mora *et al.* 2011). Espera-se que a maior parte dessa diversidade não descoberta esteja em florestas tropicais como a Amazônia. Tomar o primeiro passo e dar nomes à vida na Terra é o maior impedimento para entender quanto dessa vida está ameaçada de extinção. Estimativas globais de mais de um milhão de espécies ameaçadas (por exemplo, IPBES 2019) são derivadas de estimativas do número total de espécies que podem existir combinadas com proporções de quantas espécies descritas estão ameaçadas. Por exemplo, sabe-se que cerca de 10% dos insetos descritos estão ameaçados de extinção.

O número de espécies oficialmente listadas como ameaçadas na Amazônia é, portanto, baixo por uma variedade de razões. Primeiramente, é improvável que tenhamos descrito mais de 10% de todas as espécies do bioma. Em segundo lugar, mesmo para as espécies que foram nomeadas, o processo de Listagem Vermelha abrange desproporcionalmente espécies de vertebrados e não outras espécies na árvore evolutiva da vida. Mesmo muitas espécies de vertebrados que foram oficialmente avaliadas foram classificadas como 'Deficientes em Dados', o que significa que não há informações suficientes disponíveis para aplicar os critérios e avaliar seu estado de conservação. A grande maioria das espécies descritas não foi avaliada, seja por falta de informações sobre sua distribuição geográfica, respostas às mudanças globais ou tendências populacionais, agravadas pela falta de recursos humanos para realizar a tarefa de avaliação e verificação (IPBES 2019). Em terceiro lugar, a taxonomia é um processo iterativo e os dados genéticos apontam cada vez mais para uma medida incorreta da diversidade taxonômica amazônica, descobrindo várias linhagens dentro das espécies descritas que não compartilham genes há muito tempo (até milhões de anos) e que podem ser mais bem tratadas no nível da espécie. Essa inflação taxonômica (Isaac *et al.* 2004) tende a produzir mais "novas" espécies de alcance restrito, que são, portanto, mais propensas a atender aos critérios da Lista Vermelha se suas faixas tiverem sofrido perda intensiva de habitat.

O baixo nível atual de espécies "oficialmente" ameaçadas é, portanto, principalmente um produto de uma escassez de conhecimento sobre quantas espécies habitam o bioma amazônico e que proporção dessa biodiversidade "desconhecida" é, portanto, ameaçada. Isso também reflete deficiências em nosso conhecimento da resposta de espécies "conhecidas" à perda, fragmentação e perturbação do habitat, e como suas faixas geográficas se sobrepõem a regiões expostas a estressores. Em resumo, ainda não sabemos atualmente quantas espécies amazônicas estão ameaçadas.

A temperatura local e a precipitação também são afetadas pelo desmatamento. A temperatura da superfície da terra é 1,05-3,06°C maior em pastagens e terras agrícolas do que em florestas próximas, com essa diferença se tornando mais pronunciada durante a estação seca (Maeda *et al.* 2021). Além disso, à medida que a cobertura florestal diminui em escalas de paisagem, mais a paisagem se torna quente, de modo que paisagens com menor número de manchas florestais remanescentes podem ser até 2,5°C mais quentes do que aquelas com maior cobertura florestal (Silvério *et al.* 2015). A perda florestal também leva à redução da precipitação (Spracklen *et al.* 2012; Werth 2002), pois 25-50% das chuvas amazônicas são recicladas das florestas (Eltahir e Bras 1994). Portanto, a perda florestal acarreta uma diminuição na precipitação, aumentando o risco de morte florestal em grande escala (consulte os Capítulos 22 a 24). Estima-se que o desmatamento já tenha diminuído a precipitação em 1,8% em toda a Amazônia (Spracklen e Garcia-Carreras 2015), embora as mudanças nos padrões de precipitação variem em toda a bacia e entre as estações chuvosa e seca (Bagley *et al.* 2014; Costa e Pires 2010). Além disso, o desmatamento generalizado influencia negativamente a precipitação fora da Bacia Amazônica, influenciando os ciclos hidrológicos regionais. Um estudo de modelagem sugere que 70% da precipitação na Bacia do Prata; localizada na Argentina, Bolívia, Brasil, Paraguai e Uruguai; depende da umidade reciclada sobre a Amazônia (Van Der Ent *et al.* 2010).

Regionalmente, o desmatamento amazônico tem impactos surpreendentes e diversos, como a aceleração do derretimento das geleiras nos Andes e a contribuição para o florescimento do sargaço no Caribe. A queima de florestas derrubadas recentemente como parte do processo de desmatamento (Quadro 19.3) acaba liberando carbono negro para a atmosfera. As plumas de fumaça transportam o carbono negro para os Andes, onde pode ser depositado sobre as geleiras, acelerando o derretimento das geleiras. Este processo é altamente sazonal, com pico durante os meses de fogo intenso (Magalhães *et al.* 2019). Milhares de quilômetros de distância, no Mar do Caribe, as recentes florações de sargaço são provavelmente influenciadas por entradas anômalas de nutrientes no Atlântico resultantes do desmatamento da Amazônia (Wang *et al.* 2019). As flores de sargaço afetam negativamente o turismo e a pesca e causam mudanças na comunidade em prados de ervas marinhas e aumentam a mortalidade de corais (Tussenbroek *et al.* 2017).

Em escala global, as emissões de gases de efeito estufa são o impacto mais pronunciado da perda florestal na Amazônia. Entre 1980 e 2010, a Amazônia perdeu cerca de 283,4 Tg C anualmente devido ao desmatamento, resultando em emissões anuais de 1040,8 Tg de CO_2 (Phillips *et al.* 2017). As emissões relacionadas ao desmatamento não são homogêneas no espaço ou no tempo; por exemplo, as emissões anuais do Brasil pelo desmatamento da Amazônia são oito vezes maiores do que as da Bolívia, o segundo maior emissor da bacia entre 1980 e 2010 (Tabela 19.1). No geral, as emissões diminuíram na região, sendo maiores na década de 1980 do que na década de 2000 (Phillips *et al.* 2017).

País	Perda de carbono (Tg C ano^{-1})
Bolívia	28,6
Brasil	223,9
Colômbia	6,5
Equador	2,5
Guiana Francesa	1
Guiana	1
Peru	17,9
Suriname	1
Venezuela	1

Tabela 19.1 Perda anual estimada de carbono devido ao desmatamento na Amazônia entre 1980-2010 (Phillips *et al.*, 2017).

19.3 Principais impulsionadores do desmatamento e seus impactos associados

19.3.1 Expansão agrícola

Em toda a Amazônia, o desmatamento tem sido impulsionado principalmente pela expansão agrícola, sobretudo a pecuária (Nepstad *et al.* 2009), em razão de diversas políticas públicas (Ver Capítulo 14 e 15). Apenas na Amazônia brasileira, estima-se que 80% das áreas desmatadas sejam ocupadas por pastagens (Ministério do Meio Ambiente 2018). No início dos anos 2000, a expansão das terras cultiváveis em grande escala, principalmente a soja, tornou-se cada vez mais um impulsionador importante do desmatamento. Esse padrão se inverteu (Macedo *et al.* 2012) devido a extensas políticas de conservação, incluindo a moratória da soja, e a criação de uma série de áreas protegidas nas regiões do Brasil onde a maioria do desmatamento relacionado à soja estava ocorrendo (Nepstad *et al.* 2014; Soares-Filho *et al.* 2010). Atualmente, a expansão da soja na Amazônia brasileira ocorre principalmente em áreas que antes eram pastagens, em vez de substituir diretamente as florestas (Song *et al.* 2021). Na Bolívia, no entanto, a soja ainda está em expansão; a região de Santa Cruz foi identificada como o maior *hotspot* de desmatamento na Amazônia, principalmente devido à conversão da floresta em campos de soja (Kalamandeen *et al.* 2018; Redo *et al.* 2011). Desde meados da década de 2000, o dendezeiro tornou-se uma ameaça crescente às florestas amazônicas, especialmente na Colômbia, Equador, Peru e na parte oriental da Amazônia brasileira (Furumo e Aide, 2017). Embora as plantações de dendezeiros muitas vezes substituam outros usos agrícolas da terra, especialmente a pecuária, ela tem sido documentada substituindo diretamente as florestas primárias (Castiblanco *et al.* 2013; de Almeida *et al.* 2020; Gutiérrez-Vélez e DeFries 2013). Por exemplo, entre 2007 e 2013, 11% do desmatamento na Amazônia peruana foi impulsionado por plantações de dendezeiros (Vijay *et al.* 2018). As culturas ilícitas, mais especificamente a coca, também são um impulsionador do desmatamento, particularmente na Colômbia, mas também na Bolívia, Equador e Peru (Armenteras *et al.* 2006; Dávalos *et al.* 2016). No entanto, seu impacto na perda florestal é muito menor do que o causado por commodities lícitas (Armenteras Rodríguez *et al.* 2013). Desde 2016, após o acordo de paz entre o governo colombiano e as Forças Armadas Revolucionárias da Colômbia (FARC), o papel do desmatamento causado pela coca diminuiu, com áreas anteriormente em conflito sendo desmatadas para pastagem, inclusive dentro de áreas protegidas (Clerici *et al.* 2020; Prem *et al.* 2020).

Impactos diretos

Embora terras agrícolas e pastagens contenham algumas espécies animais, as comunidades ecológicas nessas áreas são dramaticamente diferentes daquelas das florestas, tanto em termos de composição taxonômica quanto funcional (Barlow *et al.* 2007; Bregman *et al.* 2016); com quase todas as espécies dependentes da floresta sendo perdidas. Entre os usos da terra agrícola, as pastagens possuem significativamente mais diversidade taxonômica do que as áreas de agricultura mecanizada (por exemplo, campos de soja) para vários táxons (Solar *et al.* 2015). As plantações de árvores também abrigam um subconjunto empobrecido de espécies florestais. Por exemplo, em uma plantação de dendezeiros no Peru, <5% das espécies de aves também foram encontradas em florestas (Srinivas e Koh 2016). Em síntese, a contribuição das terras agrícolas para a conservação da biodiversidade amazônica é desprezível (Moura *et al.* 2013), destacando o valor insubstituível das florestas (Barlow *et al.* 2007).

Impactos indiretos

Além das emissões de gases de efeito estufa durante o processo de desmatamento, as pastagens contribuem ainda mais para as emissões devido à queima regular (Box 19.3) e fermentação entérica bovina (Bustamante *et al.* 2012). Mudanças significativas nas propriedades físicas e químicas do solo, como compactação do solo e mudanças na concentração de nutrientes (Souza Braz *et al.* 2013; Fujisaki *et al.* 2015; Melo *et al.* 2017), também são resultado da conversão da floresta em pastagens e terras agrícolas na Amazônia. O uso de pesticidas e herbicidas em sistemas agrícolas é frequentemente excessivo na região (Bogaerts *et al.* 2017; Schiesari *et al.* 2013), mas os impactos disso nos ecossistemas terrestres não foram descritos nem quantificados.

19.3.2 Infraestrutura

19.3.2.1 Estradas

As principais estradas e rodovias oficiais, ou seja, aquelas construídas pelo governo, se estendem profundamente na Amazônia; apenas a parte ocidental da bacia é em grande parte livre de estradas (Figura 19.6). Estradas oficiais, mesmo que não pavimentadas, frequentemente geram redes de estradas não oficiais, ou seja, aquelas construídas por agentes locais, fornecendo acesso adicional a florestas anteriormente inacessíveis, resultando no padrão clássico de "desmatamento em espinha de peixe" (Figura 19.5). Em termos de extensão total, a rede de estradas não oficiais é tão extensa que ultrapassa as oficiais (Nascimento *et al.* 2021).

Impactos diretos

Os impactos das estradas na vida selvagem terrestre na Amazônia são diversos e multifacetados (Laurance *et al.* 2009). Seus efeitos diretos são ofuscados por seus impactos indiretos, mas, no entanto, permanecem importantes. Primeiro, as estradas levam a altos níveis de mortalidade por atropelamento. Por exemplo, ao longo de 50 dias de monitoramento de um trecho de estrada de 15,9 km em Napo (no oeste da Amazônia), 593 animais foram mortos, incluindo répteis, anfíbios, aves e mamíferos (Filius *et al.* 2020). Ocasionalmente, o atropelamento inclui espécies ameaçadas, como harpias, tamanduás-bandeira, tatus canastra, ariranhas, macacos-aranha preto, antas e tucanos (de Freitas *et al.* 2017; Medeiros 2019). Dado os aproximadamente 40.000 km de estradas oficiais em toda a Amazônia, o atropelamento é altamente subnotificado e pouco estudado. Em segundo lugar, as estradas podem atuar como impulsionadoras diretas da fragmentação do habitat, isolando as populações de ambos os lados (Lees e Peres 2009). Larguras de apenas 12-25 metros podem restringir os movimentos de espécies de aves adaptadas ao sub-bosque florestal (Laurance *et al.* 2004; Laurance *et al.* 2009).

Impactos indiretos

Os maiores impactos das estradas são indiretos. A construção de estradas oficiais e, posteriormente, não oficiais aumenta o valor da terra, pois torna a agricultura e a pecuária mais lucrativas, uma vez que os produtos podem ser transportados para centros urbanos e portos (Perz *et al.* 2008). Por sua vez, os preços mais altos da terra levam à especulação fundiária que motiva o desmatamento para garantir a posse da terra (Fearnside 2005). As estradas também induzem a migração, levando a invasões e assentamentos (Mäki *et al.* 2001; Perz *et al.* 2007). Como resultado, a presença de estradas está fortemente associada ao desmatamento na Amazônia do Brasil (Laurance *et al.* 2002; Pfaff *et al.* 2007), Peru (Bax *et al.* 2016; Chávez Michaelsen *et al.* 2013; Naughton-Treves 2004), e Equador. No entanto, no caso do Equador, a construção de estradas está ligada a concessões de petróleo (Mena *et al.* 2006; Sierra 2000). A pavimentação de estradas oficiais provoca desmatamento direto ao longo das rodovias (Fearnside 2007; Asner *et al.* 2010) e induz o desmatamento deslocado; pastagens são frequentemente vendidas para serem convertidas em terras agrícolas mais lucrativas,

Quadro 19.2 Endemismo em escala fina em aves amazônicas revela ameaças de desmatamento

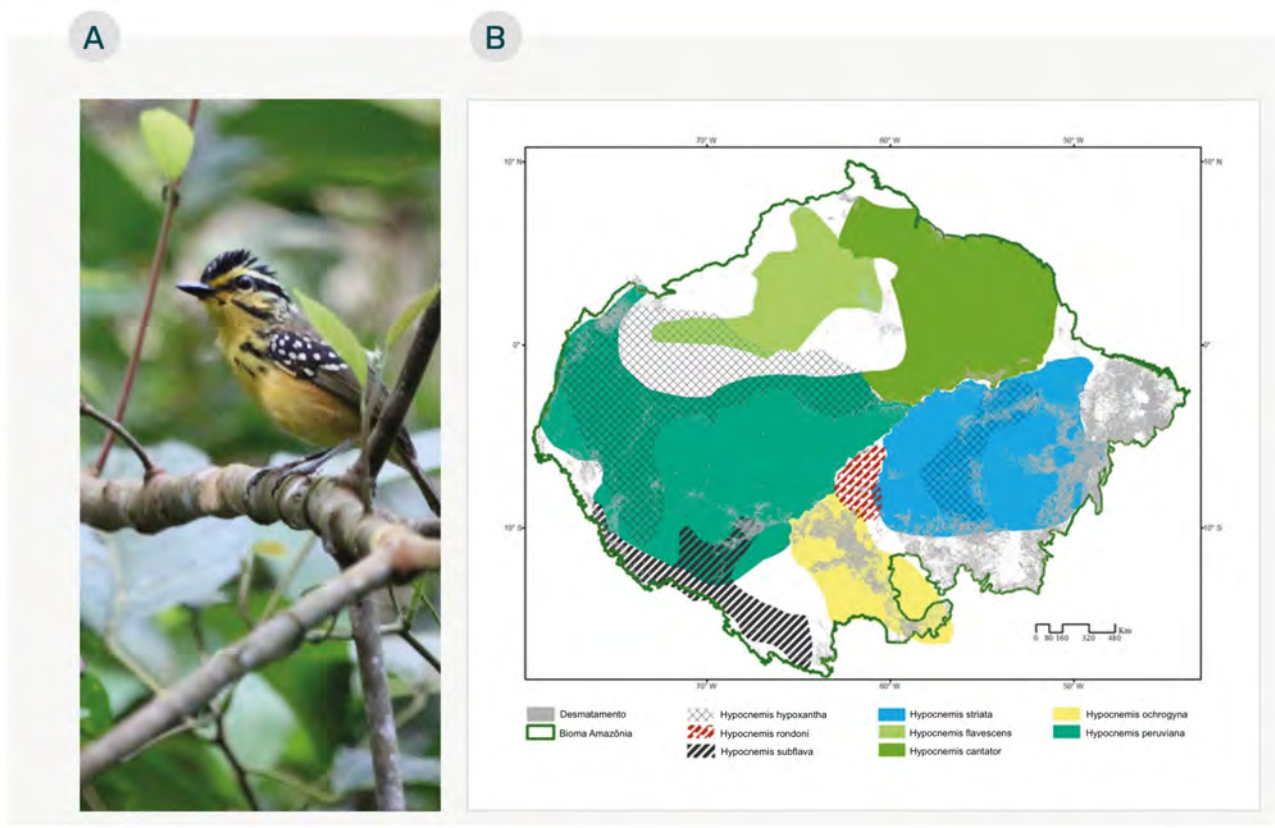


Figura 19.B2 Existem duas subespécies de cantador amarelo (*Hypocnemis hypoxantha*) que têm distribuições amazônicas disjuntas. Esta é a subespécie *ochraceiventris* oriental e é provável que esta espécie esteja sujeita a revisão taxonômica no futuro. Foto tirada em Belterra, na Amazônia brasileira, por Alexander Lees.

A biodiversidade amazônica é distribuída de forma não aleatória em toda a bacia, com descontinuidades geográficas como grandes rios largos conspirando ao lado de heterogeneidade topo-edáfica, variação climática e interações biológicas para delimitar faixas de espécies. Muitas espécies de vertebrados há muito são reconhecidas como restritas às 'áreas de endemismo' amazônicas delimitadas pelos principais rios; com diferentes 'espécies de substituição' presentes em ambos os lados dessas barreiras fluviais. Essas áreas de endemismo são frequentemente vistas como unidades de planejamento para conservação, incluindo a designação de área protegida (da Silva et al. 2005). Compreender os padrões de endemismo depende, no entanto, de quão completos são nossos inventários de biodiversidade e quão refinada é nossa taxonomia de diferentes grupos. Por exemplo, uma revolução na taxonomia aviária impulsionada pelo uso de kits de ferramentas moleculares juntamente com caracteres vocais revelou uma diversidade críptica em escala fina anteriormente não reconhecida. Isso apontou para uma medida errônea da diversidade aviária amazônica devido à dependência de caracteres morfológicos para definir os limites das espécies, caracteres que podem ser altamente conservados em algumas linhagens de aves da floresta tropical (Fernandes 2013, Pulido-Santacruz et al. 2018). O impacto do uso de novos critérios quantitativos para o diagnóstico de espécies tem sido um aumento no número total de espécies de aves na Amazônia e um aumento no número de espécies ameaçadas – à medida que as "divisões" que afetam espécies "parentais" anteriormente abrangentes criam várias espécies "filhas" com tamanhos de alcance menores. Por exemplo, uma revisão taxonômica do complexo de espécies 'Cantador da Guiana' *Hypocnemis cantator* (Thamnophilidae) por Isler et al. (2007) elevou seis populações (duas das quais ocorrem mesmo em simpatria) — considerado então como subespécie — para o status de espécie com base nas diferenças vocais. Esta decisão taxonômica foi posteriormente reforçada

Quadro 19.2 *continuação*

por dados moleculares (Tobias et al. 2008) e mais tarde um outro membro deste complexo de espécies - *Hypocnemis rondoni* foi posteriormente descrito com uma pequena faixa no interflúvio Aripuanã-Machado dentro da área de endemismo de Rondônia (Whitney et al. 2013). Essas descobertas e rearranjos taxonômicos significam que várias espécies neste complexo têm faixas restritas que se sobrepõem ao Arco do Desmatamento e, portanto, estão ameaçadas de extinção global – por exemplo, o vulnerável *Hypocnemis ochrogyna*. É provável que esse endemismo de escala fina seja um fenômeno biogeográfico amazônico comum que merece consideração urgente nos esforços sistemáticos de planejamento de conservação (Fernandes 2013).

como soja, e pecuaristas que venderam suas terras se mudam para áreas de floresta tropical para estabelecer novas fazendas (Arima *et al.* 2011; Richards *et al.* 2014).

As estradas também estimulam a degradação florestal, incluindo a extração seletiva de madeira (Amachar *et al.* 2009; Merry *et al.* 2009; Asner *et al.* 2006), pois fornecem acesso a máquinas (por exemplo, caminhões madeireiros, tratores) para áreas que ainda contêm madeira valiosa. O oposto também pode ser verdade; muitas vezes os madeireiros abrem pequenas estradas para extrair árvores (Gutierrez-Velez e MacDicken 2008; Johns *et al.* 1996; Uhl e Vieira 1989), que pode impulsionar então a degradação adicional. A proximidade com as estradas também está altamente correlacionada com os incêndios florestais (Alencar *et al.* 2004). Isso se deve ao influxo de migrantes e à expansão agrícola no entorno das estradas (Figura 19.5), resultando em mais desmatamento e incêndios relacionados a pastagens, que podem escapar para áreas florestais (Quadro 19.3).

19.3.2.2 Barragens hidrelétricas

Existem recursos energéticos substanciais na Amazônia, alguns explorados ativamente e outros como reservas potenciais (Ferreira *et al.* 2014). Atualmente, existem 307 barragens hidrelétricas em operação ou em construção, com propostas para pelo menos mais 239 (Figura 19.7). Destas, algumas são consideradas megabarragens, de >1 GW de capacidade. As barragens hidrelétricas não apenas perturbam os ecossistemas aquáticos (Capítulo 20), mas também têm graves consequências para os terrestres.

Impactos diretos

A maioria das barragens hidrelétricas exige que uma área seja inundada, atuando como um reservatório. Ambas as florestas de planícies (várzea) e de planaltos (terra firme) acabam morrendo por causa da inundação do reservatório (Lees et al. 2016), resultando em altos níveis de emissões de CO_2 e CH_4 devido à decomposição de árvores submersas (Figura 19.8; ver Capítulo 20). Embora as florestas inundadas sazonalmente possam sobreviver vários meses debaixo d'água, elas morrem se estiverem inundadas durante o ano todo. As florestas que fazem fronteira com o reservatório também sofrem estresse, o que inclui reduções nas taxas de fotossíntese das árvores (dos Santos Junior et al. 2015). Dependendo da topografia local, ilhas contendo florestas de planaltos podem ser formadas após a inundação. As ilhas recém-formadas sofrem efeitos de borda e fragmentação, pois foram cortadas do resto da floresta anteriormente contígua. Essas ilhas-reservatório têm uma composição de espécies de fauna e flora significativamente diferente das áreas continentais adjacentes (Tourinho 2020, Benchimol e Peres 2015), um padrão particularmente pronunciado em pequenas ilhas, onde a fauna de grande porte está extinta (Benchimol e Peres 2020). Os invertebrados também são impactados negativamente pelas inundações; um estudo descobriu que trinta anos após o enchimento do reservatório, várias ilhas careciam completamente de espécies de besouros rola-bosta (Storck-Tonon et al. 2020). As barragens também afetam as florestas a jusante; regimes de inundação alterados podem até impactar as florestas a 125 km de distância do reservatório (Schongart et al. 2021), resultando em mortalidade de árvores em grande escala (Assahira et al. 2017), levando à perda de habitat crucial para uma variedade de organismos (por exemplo, mamíferos arborícolas, aves e plantas) que podem ser extintos localmente (Lees et al. 2016). Finalmente, as barragens também podem afetar o status das áreas protegidas; por exemplo, a barragem planejada de São Luiz do Tapajós resultou no desmantelamento de parte do Parque Nacional da Amazônia no Brasil (Fearnside 2015a).

Figura 19.6 Estradas planejadas (amarelas), pavimentadas (vermelhas) e não pavimentadas (marrons) em toda a Amazônia, bem como ferrovias existentes (pretas) e planejadas (roxas). O bioma Amazônia é delineado em verde, enquanto a Bacia Amazônica (o limite usado em outros capítulos deste relatório) é delineada em azul.

Quadro 19.3 Incêndios, desmatamento e seca levam à degradação florestal

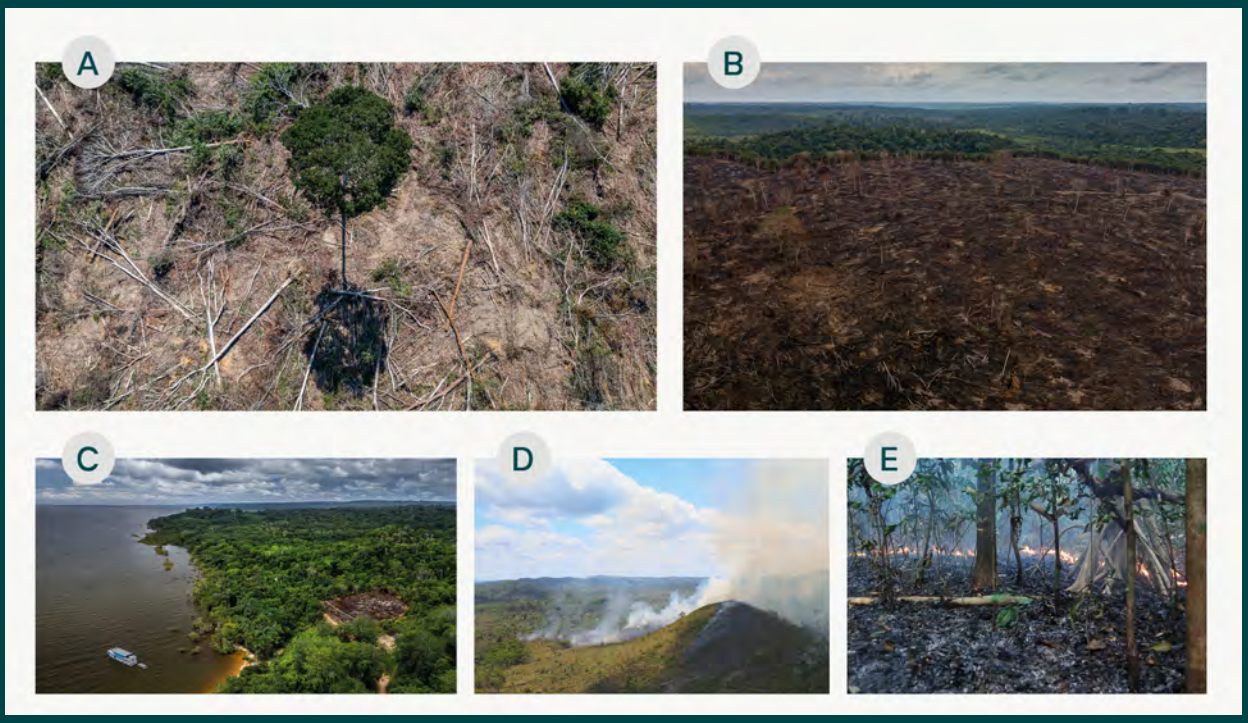


Figura 19.B3 A) Uma área recentemente desmatada (Foto: Marizilda Cruppe/Rede Amazônia Sustentável; B) Uma grande área desmatada que foi queimada recentemente (Foto: Flávio Forner/Rede Amazônia Sustentável); C) Uma pequena área desmatada e queimada para agricultura de subsistência (Foto: Marizilda Cruppe/Rede Amazônia Sustentável; D) Incêndio em pastagens (Foto: André Muggiati); E) Sub-bosque (Foto: Erika Berenguer).

Os incêndios são parte intrínseca do processo de desmatamento na Amazônia (Barlow *et al.* 2020). Primeiro, a terra é desmatada e as árvores podem ser derrubadas usando uma variedade de métodos, de motosserras a escavadeiras. Em seguida, a vegetação derrubada é deixada para secar por um período de algumas semanas a alguns meses na estação seca. Quando a vegetação derrubada está seca, ela é incendiada, transformando a maior parte da biomassa em cinzas. A terra está então pronta para ser plantada. Os incêndios também são usados na agricultura de subsistência, que muitas vezes é chamada de corte e queima. Tradicionalmente usado por Povos Indígenas e pequenos proprietários de terras, os incêndios são usados para queimar um pequeno pedaço de terra que foi recentemente desmatado. Após alguns anos de uso agrícola, essa área será abandonada e deixada em pousio, à medida que o agricultor rotaciona a produção agrícola para outro pousio. Finalmente, os incêndios também são usados como uma ferramenta comum de manejo em pastagens, para remover ervas daninhas e pequenas árvores e aumentar a produtividade. No entanto, incêndios causados por desmatamento, agricultura de subsistência ou pastagens podem escapar para áreas agrícolas vizinhas, levando a perdas econômicas à medida que culturas, cercas e edifícios são queimados (Cammelli *et al.* 2019). Eles também podem escapar para as florestas vizinhas se for um ano seco, pois a serapilheira com <23% de umidade pode sustentar um incêndio (Ray *et al.* 2005). Incêndios em florestas amazônicas, ou incêndios em sub-bosques, tendem a ser de baixa intensidade, com alturas de chama variando entre 10-50 cm, e de movimento lento, queimando 300 m por dia (Cochrane *et al*. 1999; Ray *et al.* 2005). Os incêndios no sub-bosque podem ser bloqueados pelo dossel e difíceis de detectar por abordagens de sensoriamento remoto (Pessôa *et al.* 2020). No entanto, desenvolvimentos tecnológicos recentes, como o Visible Infrared Imaging Radiometer Suite (VIIRS) e o Continuous Degradation Detection (CODED), têm sido fundamentais no mapeamento de incêndios em sub-bosques na Amazônia, ajudando a revelar a verdadeira extensão dos incêndios e a degradação geral da floresta (Bullock *et al.* 2020; Oliva e Schroeder 2015; Schroeder *et al.* 2014).

Figura 19.7 Barragens hidrelétricas e hidrovias planejadas e ativas em todo o bioma amazônico. O bioma Amazônia é delineado em verde, enquanto a Bacia Amazônica (o limite usado em outros capítulos deste relatório) é delineada em azul. Fontes: WCS / Venticinque 2016; RAISG 2020.

Figura 19.8 Alagamento do reservatório da barragem de Balbina no Brasil. a) Antes (1986) e b) depois (2020) do alagamento. Fonte: Google Earth.

Impactos indiretos

A construção de barragens hidrelétricas também leva a impactos indiretos; por exemplo, a população atraída para a região aumenta o desmatamento na área ao redor da barragem (Jiang *et al.* 2018; Velastegui-Montoya *et al.* 2020). Além disso, a construção de barragens geralmente resulta em problemas socioeconômicos, como o aumento da violência e da ilegalidade, e o deslocamento e destruição dos meios de subsistência de comunidades indígenas e não indígenas (Athayde *et al.* 2019; Castro-Diaz *et al.* 2018; Moran 2020; Randell 2017).

19.3.2.3 Urbanização

Aproximadamente 70% dos amazonenses vivem em centros urbanos (Padoch, C. *et al.* 2008; Parry *et al.* 2014), com a maior cidade, Manaus, abrigando >2,2 milhões de habitantes (IBGE 2021). Atualmente, a expansão urbana está concentrada em pequenas e médias cidades (Richards e VanWey 2015; Tritsch e Le Tourneau 2016) e resulta de vários processos, desde a migração rural-urbana e urbana-urbana até o deslocamento devido a conflitos armados e crescimento intrínseco da população (Camargo *et al.* 2020; Perz *et al.* 2010; Randell e VanWey 2014; Rudel *et al.* 2002). Consulte o Capítulo 14 para obter mais detalhes sobre a migração histórica para as cidades amazônicas.

Impactos diretos

A expansão urbana e suburbana aumenta o desmatamento (Jorge *et al.* 2020), especialmente em assentamentos fronteiriços. A biodiversidade urbana amazônica é pouco estudada, mas geralmente é taxonomicamente depauperada e tipicamente dominada por um pequeno subconjunto de espécies comuns encontradas em habitats secundários (Lees e Moura 2017; Rico-Silva *et al.* 2021). Como observado em outros lugares, a urbanização também influencia o clima local, que se torna mais quente (de Oliveira *et al.* 2020; Souza *et al.* 2016).

Impactos indiretos

Muitos migrantes rurais-urbanos continuam a consumir recursos florestais, desempenhando, portanto, um papel nas decisões de uso da floresta (Chaves *et al.* 2021; Padoch, C. *et al.* 2008). Por exemplo, levantamentos de duas cidades amazônicas no rio Madeira mostraram que 79% dos domicílios urbanos consumiam carne de caça, incluindo mamíferos terrestres e aves (Parry *et al.* 2014). Os animais caçados para consumo urbano podem ser provenientes de florestas localizadas a até 800 quilômetros de distância e frequentemente incluem espécies ameaçadas, como mutum-poranga, tatu-canastra, azulona, macaco-aranha-preto, anta, tucano-de-papo-branco e queixada (Bodmer e Lozano 2001; Bizri *et al.* 2020; IUCN 2021; Parry *et al.* 2010, 2014).

19.3.2.4 Ferrovias e hidrovias

Em toda a Amazônia, a densidade de ferrovias e hidrovias é muito menor do que a de rodovias (Figuras 19.6 e 19.7). Como resultado, há poucos estudos sobre os impactos dessas formas de infraestrutura nos ecossistemas terrestres (consulte o Capítulo 20 para impactos das hidrovias nos ecossistemas aquáticos).

Impactos diretos

A abertura de ferrovias na Amazônia resulta em desmatamento e fragmentação da floresta que é cortada pela linha férrea, impactando o movimento de animais que não conseguem atravessar nem mesmo clareiras estreitas (Laurance *et al.* 2009). Atualmente, não há investigação publicada sobre os impactos diretos dos cursos d'água nas florestas amazônicas.

Impactos indiretos

O movimento limitado de passageiros ao longo das ferrovias significa que os níveis de desmatamento adjacente são muito menores em relação às estradas. No entanto, as ferrovias ainda podem induzir indiretamente o desmatamento. Por exemplo, entre 1984 e 2014, aproximadamente 30.000 km^2 de florestas foram perdidos na área de influência da Ferrovia Carajás na Amazônia brasileira (Santos *et al.* 2020). No entanto, alguns desses impactos são difíceis de separar das estradas construídas perto de algumas das estações ferroviárias.

As ferrovias apresentam riscos importantes para o futuro da Amazônia. A Ferrovia "Ferro Grão", também localizada na Amazônia brasileira, ligaria áreas de soja em Mato Grosso (sul da Amazônia) ao porto de Miritituba, no baixo rio Tapajós, com acesso ao rio Amazonas (Figura 19.6). Pode-se esperar que os menores custos de frete da soja de Mato Grosso transportada pela Ferrovia Ferro Grão contribuam para a conversão de pastagens em soja, possivelmente levando ao desmatamento deslocado, como visto em outros lugares quando as estradas foram pavimentadas (Fearnside e Figureido 2016). Outra ferrovia proposta ligaria Mato Grosso ao porto de Bayóvar, no

estado peruano de Piura (Dourojeanni 2015). Essa ferrovia, conhecida como "Ferrovia para o Pacífico" no Peru, também poderia contribuir para a expansão da soja e o desmatamento deslocado no Brasil. O mesmo padrão de desmatamento deslocado é esperado como resultado das hidrovias propostas do Tapajós e Tocantins, o que estimularia a conversão de pastagens em grandes áreas de cultivo (Fearnside 2001).

19.3.3. Mineração

19.3.3.1 Minerais

A mineração é uma das principais fontes de impactos ambientais na Amazônia, com 45.065 concessões de mineração em operação ou aguardando aprovação, das quais 21.536 se sobrepõem a áreas protegidas e Terras Indígenas (Figura 19.9). Enquanto alguns minerais, como bauxita, cobram e minério de ferro (Souza-Filho *et al.* 2021), são extraídas por meio de operações jurídicas conduzidas por grandes corporações (Sonter *et al.* 2017), a mineração de ouro é amplamente ilegal (Asner e Tupayachi 2017; Sousa *et al.* 2011). Apesar de sua ilegalidade, a mineração de ouro deixou de ser artesanal e passou a ser uma atividade semimecanizada, empregando máquinas grandes e caras, como perfuratrizes de prospecção e escavadeiras hidráulicas (Massaro and de Theije 2018; Springer *et al.*; Tedesco 2013).

Impactos diretos

No geral, a extensão do desmatamento causado pela mineração é muito menor do que a causada pela expansão agrícola (consulte a Seção 19.3.1). No entanto, ela ainda representa o principal impulsionador de perda florestal na Guiana Francesa, Guiana, Suriname e partes do Peru (Dezécache *et al.* 2017; Caballero-Espejo *et al.* 2018). Por exemplo, na Guiana, a mineração levou à perda de cerca de 89.000 ha de florestas entre 1990 e 2019, uma área 18 vezes maior do que a perdida para a expansão agrícola no mesmo período (Comissão Florestal da Guiana 2020). No Suriname, 71% do desmatamento é atribuído à mineração (República do Suriname 2019). No sudeste da Amazônia peruana, aproximadamente 96.000 ha foram desmatados devido à mineração entre 1985 e 2017 (Caballero-Espejo *et al.* 2018), incluindo áreas dentro da Reserva Nacional de Tambopata e sua zona tampão (Asner e Tupayachi 2017). Em um único ano, o desmatamento devido à mineração de ouro na região de Madre de Dios resultou na perda direta de c. 1,12 Tg C (Csillik e Asner 2020).

Outro impacto direto da mineração é a possível perda de biodiversidade em um dos menores ecossistemas da Amazônia, as cangas. Este é um ecossistema semelhante a uma savana ferruginosa associado a afloramentos de sideritos no leste da Amazônia (Skirycz *et al.* 2014). Originalmente ocupava uma área de 144 km^2, mas 20% dessa área foi perdida para a mineração de minério de ferro (Souza-Filho *et al.* 2019). Apesar da pequena área ocupada, a canga amazônica possui 38 plantas vasculares endêmicas, das quais 24 são consideradas raras (Giulietti *et al.* 2019). As cangas também são ricas em fauna endêmica de cavernas (Giupponi e Miranda 2016; Jaffé *et al.* 2018). Pouco se sabe sobre os impactos da mineração neste ecossistema único. Os impactos diretos e indiretos da mineração nos ecossistemas aquáticos e no bem-estar humano são abordados nos Capítulos 20 e 21, respectivamente.

Impactos indiretos

Os impactos indiretos das atividades de mineração são muitas vezes maiores do que os diretos. No Brasil, por exemplo, a mineração foi responsável pela perda de 11.670 km^2 de florestas amazônicas entre 2000 e 2015, correspondendo a 9% de todo o desmatamento nesse período (Sonter *et al.* 2017), com efeitos que se estendem por 70 km além dos limites das concessões de mineração. A mineração também estimula a perda florestal, motivando a construção de estradas e outras infraestruturas de transporte que levam a altos níveis de migração humana e o desmatamento consequente (Fearnside 2019; Sonter *et al.* 2017). A Estrada de Ferro Carajás, na Amazônia brasileira, é um exemplo disso (ver Seção 19.3.2.4). Finalmente, a mineração pode levar ao aumento da exploração madeireira e do desmatamento para a produção de carvão vegetal, especialmente para ser usado na produção de ferro-gusa (Sonter *et al.* 2015).

19.3.3.2 Petróleo e gás

A exploração de petróleo e gás ocorre principalmente na Amazônia ocidental, onde a exploração de petróleo bruto começou na década de 1940 e cresceu substancialmente a partir da década de 1970 (Finer *et al.* 2009; San Sebastián e Hurtig 2004). Atualmente, 192 arrendamentos de petróleo e gás estão em produção e 33 estão sendo prospectados; alguns deles se sobrepõem a áreas protegidas e Terras Indígenas (Figura 19.10).

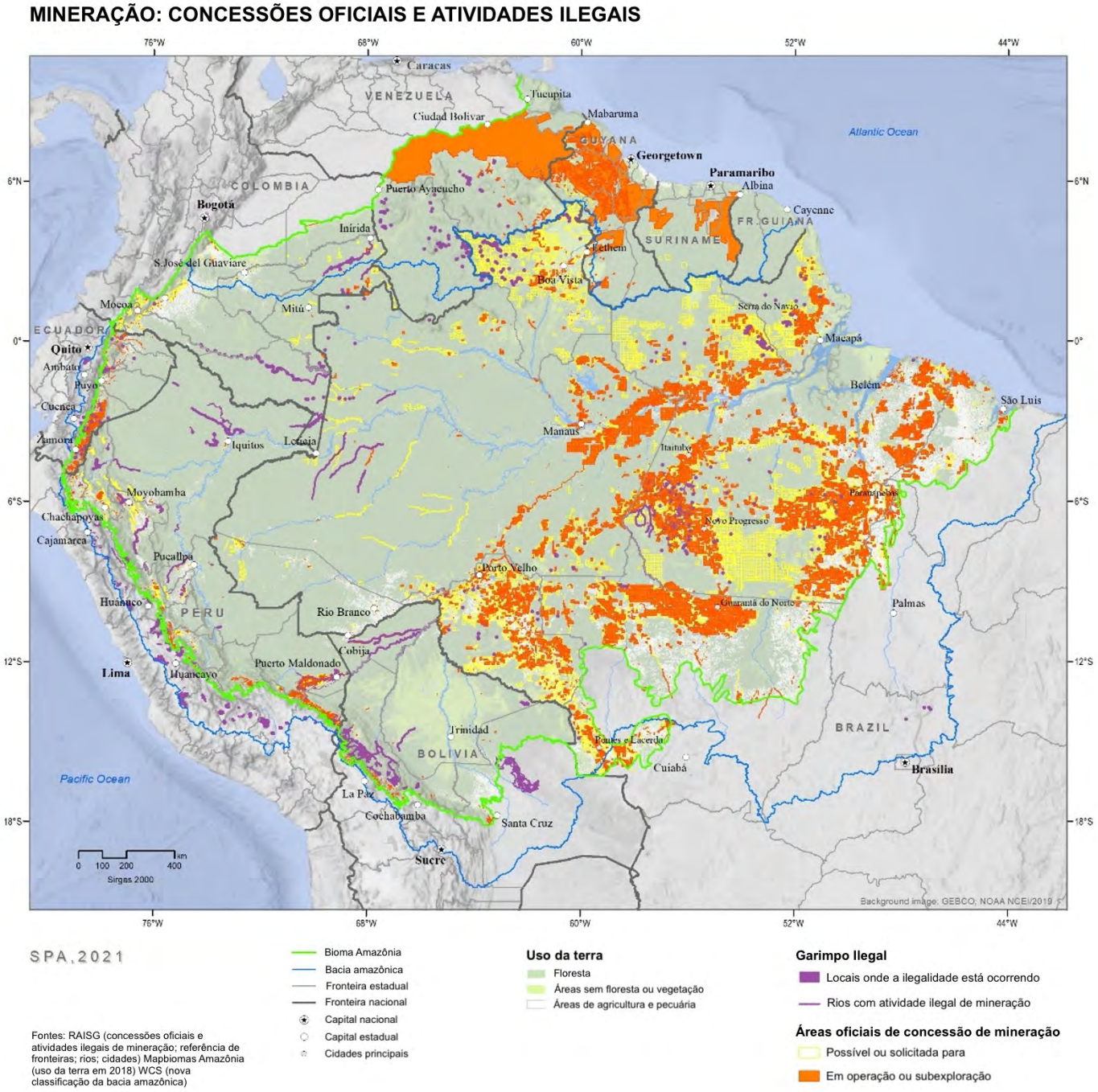


Figura 19.9 Mineração ilegal (roxo) e legal planejada (amarelo) ou sob preparação (laranja) em toda a Amazônia. O bioma Amazônia é delineado em verde, enquanto a Bacia Amazônica (o limite usado em outros capítulos deste relatório) é delineada em azul. Fontes: WCS / Venticinque 2016; RAISG 2020.

Figura 19.10 Arrendamentos de petróleo e gás em toda a Amazônia. O bioma Amazônia é delineado em verde, enquanto a Bacia Amazônica (o limite usado em outros capítulos deste relatório) é delineada em azul. Fontes: WCS / Venticinque 2016; RAISG 2020.

Impactos diretos

As principais ameaças do desenvolvimento de hidrocarbonetos incluem desmatamento e derramamentos de petróleo, como ocorreu em várias ocasiões na Colômbia, Equador e Peru (Cardona 2020; San Sebastian e Hurtig 2004; Vargas-Cuentas e Gonzalez 2019). Por exemplo, no nordeste da Amazônia equatoriana, ocorreram 464 derramamentos de petróleo entre 2001 e 2011, totalizando 10.000 toneladas métricas de petróleo bruto liberadas no meio ambiente (Durango-Cordero *et al.* 2018). Isso corresponde a aproximadamente 25% da quantidade vazada no derramamento de óleo da Exxon Valdez. No entanto, o número de derramamentos de petróleo na Amazônia é amplamente subestimado (Orta-Martínez *et al.* 2007). Os impactos dos derramamentos de petróleo nos ecossistemas terrestres permanecem pouco compreendidos. No entanto, foi relatado que antas, pacas, queixadas e veados-mateiros consomem solos e águas contaminados pelo petróleo derramado de tanques de petróleo e poços abandonados (Orta-Martínez *et al.* 2018). Não está claro como esse consumo pode afetar as populações animais.

Impactos indiretos

Assim como é o caso da exploração mineral, os efeitos indiretos da exploração de petróleo e gás sobre os ecossistemas terrestres superam os diretos. A construção de uma grande rede rodoviária para acessar campos de petróleo levou à colonização de áreas anteriormente remotas, especialmente no Equador, resultando no aumento do desmatamento (Bilsborrow *et al.* 2004). As populações de animais ao redor dessas estradas são afetadas negativamente (Zapata-Ríos *et al.* 2006), com declínio de 80% de mamíferos de grande e médio porte e aves de caça (Suárez *et al.* 2013). Algumas dessas estradas penetram em áreas protegidas e Terras Indígenas, onde levaram ao desmatamento, fragmentação de habitats, extração de madeira, caça excessiva, colisão veículo-vida selvagem e erosão do solo (Finer *et al.* 2009).

19.4 Degradação: uma visão geral dos impulsionadores e impactos diretos

A degradação florestal é definida como a redução da capacidade global de uma floresta para fornecer bens e serviços (Parrotta *et al.* 2012), o que representa uma perda de valor ecológico da área afetada (Putz e Redford 2010). Enquanto o desmatamento é binário (ou seja, a floresta ou está presente ou ausente), a degradação florestal é caracterizada por um gradiente de impacto, variando de florestas com pouca, embora significativa, perda de valor ecológico, até aquelas que sofrem com graves perturbações nas funções e processos do ecossistema (Barreto *et al.* 2021; Berenguer *et al.* 2014; Longo *et al.* 2020). No total, cerca de 1 milhão de km^2 de florestas amazônicas foram degradadas até 2017 (Figura 19.11), o equivalente a 17% do bioma, principalmente no Brasil (Bullock, Woodcock, Souza, *et al.* 2020). Essas florestas degradadas são uma parte persistente da paisagem, pois apenas 14% delas foram desmatadas posteriormente (Bullock, Woodcock, Souza, *et al.* 2020).

Vários distúrbios antrópicos atuam como impulsionadores diretos da degradação florestal na Amazônia (Figura 19.12), como incêndios em sub-bosques, extração seletiva de madeira, efeitos de borda, caça e mudanças climáticas (Andrade *et al.* 2017; Barlow *et al.* 2016; Bustamante *et al.* 2016; Phillips *et al.* 2017). Uma floresta pode ser degradada pela ocorrência de uma única ou múltiplas perturbações (Michalski e Peres 2017; Nepstad *et al.* 1999). Por exemplo, um fragmento florestal que sofre efeitos de borda também pode ser registrado e/ou queimado (Figura 19.13). Entre 1995 e 2017, 29% das florestas degradadas em todo o bioma sofreram diferentes distúrbios (Bullock, Woodcock, Souza, *et al.* 2020). Além disso, a mudança climática é um impulsionador onipresente de degradação, afetando todas as florestas amazônicas, já degradadas ou não (ver Capítulo 24).

Uma floresta amazônica perturbada pode ser caracterizada como degradada devido a mudanças significativas em sua estrutura, microclima e biodiversidade, que afetam as funções e processos do ecossistema. Por exemplo, incêndios no sub-bosque, extração seletiva de madeira e efeitos de borda podem levar a uma alta mortalidade das árvores, um aumento da dominância de cipós, uma presença maior de lacunas no dossel, a diminuição da área basal da floresta e dos estoques de carbono, mudanças na densidade do caule e a diminuição da presença de árvores de grande porte, acompanhados por um aumento na ocorrência de indivíduos de pequeno diâmetro (Alencar *et al.* 2015; Balch *et al.* 2011; Barlow e Peres 2008; Berenguer *et al.*2014; Brando *et al.* 2014; Laurance *et al.* 2006, 2011; Pereira *et al.* 2002; Schulze and Zweede 2006; Silva *et al.* 2018; Uhl e Vieira 1989). Essas mudanças estruturais podem resultar em uma intensidade de luz, temperatura, exposição ao vento e déficit de pressão de vapor significativamente maiores, bem como menos umidade do ar e do solo (Balch *et al.* 2008; Kapos 1989; Laurance *et al.* 2011; Mollinari *et al.* 2019). Essas mudanças abióticas e bióticas afetam a biodiversidade, que é ainda mais impactada pela caça. Comunidades de fauna e flora experimentarão mudanças composicionais e funcionais, com algum-

Figura 19.11 Florestas degradadas (vermelhas) e desmatadas (brancas) em toda a Bacia Amazônica. O bioma Amazônia é delineado em verde, enquanto os limites amazônicos usados em outros capítulos deste relatório são delineados em azul. Fontes: Bullock, Woodcock, Souza, et al., 2020; Mapbiomas 2020.

Figura 19.12 Impulsionadores diretos da degradação florestal na Amazônia, bem como seus impactos diretos nas escalas local e global.

as espécies em declínio severo, levando a extinções locais (Barlow *et al.* 2016; de Andrade *et al* 2014; Miranda *et al.* 2020; Paolucci *et al.* 2016; Zapata-Ríos *et al.* 2009). A duração dos impactos das perturbações antrópicas nas florestas amazônicas varia dependendo da natureza, frequência e intensidade da perturbação; enquanto as florestas desmatadas podem retornar aos estoques de carbono de linha de base dentro de algumas décadas (Rutishauser *et al.* 2015), as florestas queimadas podem nunca recuperar seus estoques originais (Silva *et al.* 2018). A recuperação de florestas degradadas também depende do contexto da paisagem, ou seja, se há florestas próximas que podem atuar como fontes de sementes e animais, acelerando assim a recuperação.

Há uma grande lacuna em nossa compreensão dos impactos regionais da degradação florestal; uma lacuna de conhecimento com uma necessidade urgente de ser preenchida. Globalmente, o principal impacto da degradação florestal é o aumento das emissões de gases de efeito estufa devido à perda de carbono (Aguiar *et al.* 2016). Estima-se que as emissões de CO_2 resultantes da degradação florestal já superem as provenientes do desmatamento (Baccini *et al.* 2017; Qin *et al.* 2021).

19.4.1 Incêndios nos sub-bosques

Na maioria dos anos, e na maioria das florestas não perturbadas, a alta carga de umidade no sub-bosque das florestas primárias amazônicas mantém os níveis de inflamabilidade próximos de zero (Nepstad *et al.* 2004, Ray *et al.* 2005, 2010). No entanto, milhares de hectares de florestas queimam em toda a bacia a cada ano (Aragão *et al.* 2018; Withey *et al.* 2018). Esses incêndios de sub-bosque, também chamados de incêndios florestais, se espalham lentamente, têm alturas de chama de 10-50 cm e liberam pouca energia (≤250 kW/m) (Brando *et al.* 2014, Cochrane 2003). No entanto, seus impactos podem ser enormes, pois as florestas amazônicas não coevoluíram com incêndios.

Figura 19.13 Um pequeno fragmento de floresta, cercado por plantações de soja, que foi explorado seletivamente e depois queimado durante o El Niño de 2015, em Belterra, Brasil. Foto: Marizilda Cruppe/Rede Amazônia Sustentável.

Impactos diretos

Incêndios em sub-bosques causam impactos ecológicos importantes a longo prazo. Eles causam altos níveis de mortalidade do caule, afetando negativamente os estoques de carbono (Barlow *et al.* 2003; Berenguer *et al.* 2014; Brando *et al.* 2019), e as florestas levam muitos anos para se recuperar. Um estudo realizado em toda a Amazônia estimou que as florestas queimadas têm estoques de carbono 25% menores do que o esperado 30 anos após os incêndios, com a dinâmica de crescimento e mortalidade sugerindo que a recuperação havia se estabilizado (Silva *et al.* 2018). Os impactos do incêndio também variam regionalmente. As taxas de mortalidade tendem a ser menores em florestas nas regiões mais secas da Amazônia, refletindo potencialmente a variação regional na espessura da casca (Staver *et al.* 2020). Os impactos são muito maiores em florestas inundadas do que em terra firme (Quadro 19.4). No sul da bacia, no ecótono entre a Amazônia e o Cerrado, observou-se espécies de gramíneas nativas e exóticas invadindo florestas queimadas (Silvério 2013); padrão não registrado em outras partes da região. No sudoeste da bacia, as florestas queimadas experimentaram um aumento na dominância de espécies nativas de bambu (Silva *et al.* 2021). Tanto a invasão de grama quanto de bambu aumenta significativamente a inflamabilidade dessas florestas já queimadas (Dalagnol *et al.* 2018; Silverio *et al.* 2013).

A alta mortalidade de árvores causada por incêndios em sub-bosques leva a mudanças taxonômicas e funcionais significativas na comunidade vegetal, que perde espécies clímax de alta densidade de madeira e vê um domínio de espécies pioneiras de madeira leve (Barlow *et al.* 2012; Berenguer *et al.* 2018). Atualmente, não se sabe se as florestas queimadas acabarão retornando à sua composição original da comunidade vegetal. Devido a mudanças na estrutura da floresta e na abundância de árvores frutíferas, a fauna também é impactada por incêndios em sub-bosques. Por exemplo, os incêndios extirpam muitas aves e mamíferos especialistas em florestas, enquanto favorecem espécies que ocorrem em bordas florestais e florestas secundárias (Barlow e Peres 2004, 2006). Além disso, os incêndios no sub-bosque afetam negativamente a abundância de várias ordens de invertebrados da serapilheira, como Coleoptera, Collembola, Dermaptera, Diptera, Formicidae, Isoptera, Hemiptera e Orthoptera (França *et al.* 2020; Silveira *et al.* 2010). Essas mudanças são duradouras mesmo em florestas contínuas, onde não deve haver barreiras para a recolonização (Mestre *et al.* 2013).

Futuro dos incêndios e seus impactos

As interações entre o clima e as mudanças no uso da terra em toda a Amazônia podem criar as condições necessárias para incêndios mais generalizados e intensos (Malhi *et al.* 2008, de Faria *et al.* 2017, Brando *et al.* 2019). À medida que o clima muda, esperamos observar um aumento na frequência de eventos climáticos extremos e condições climáticas mais quentes (Le Page *et al.* 2017, de Faria *et al.* 2017, Fonseca *et al.* 2019). Ao mesmo tempo, o desmatamento continua a promover fragmentações florestais e os efeitos de borda associados são muito maiores em florestas que queimaram várias vezes (Alencar *et al.* 2006, Armenteras *et al.* 2017). Em algumas regiões da Amazônia, já podemos observar como as interações entre tais fatores têm contribuído para incêndios de sub-bosques maiores e mais frequentes que queimaram cerca de 85.000 km^2 de florestas primárias no sul da Amazônia durante a década de 2000 (Morton *et al.* 2013, Aragão *et al.* 2018). À medida que as mudanças no clima e no uso da terra continuarão em um futuro próximo, elas podem desencadear incêndios queimando áreas ainda maiores (Le Page *et al.* 2017, Brando *et al.* 2020). Consequentemente, as queimadas poderiam se tornar a principal fonte de emissão de carbono na Amazônia, superando as associadas ao desmatamento (Aragão *et al.* 2018, Brando *et al.* 2020).

Um dos principais motivos para se preocupar é que as atuais transformações nas florestas causadas pelo clima e pelas mudanças no uso da terra não queimarão apenas grandes áreas, mas também matarão mais árvores do que atualmente. No sudeste da Amazônia, para um aumento

Quadro 19.4 Impactos dos incêndios florestais nas florestas das planícies aluviais

Embora as florestas amazônicas de planícies sejam inundadas por vários meses a cada ano, elas são notavelmente inflamáveis quando comparadas às florestas de terra firme, particularmente em rios de água negra (Flores *et al.* 2014, 2017; Resende et al. 2014; Nogueira et al. 2019). Por causa das inundações, a serapilheira da floresta leva mais tempo para se decompor e se acumular, formando um tapete radicular (raízes finas e húmus) no solo superficial que pode espalhar incêndios durante eventos extremos de seca (dos Santos e Nelson 2013, Flores et al. 2014). Em comparação com as florestas de terra firme, os sub-bosques das florestas de planícies também são um pouco mais abertos, permitindo que o combustível seque mais rapidamente (Almeida et al. 2016). Como resultado, quando os incêndios florestais se espalham, eles podem ser intensos, matando até 90% de todas as árvores pelos sistemas radiculares (Flores et al. 2014, 2017; Resende et al. 2014). Após um único incêndio, as florestas ainda podem se recuperar lentamente, mas permanecem vulneráveis a incêndios recorrentes por décadas. Ao longo do médio Rio Negro, por exemplo, metade de todas as florestas queimadas foram afetadas por outro incêndio, o que fez com que ficassem presas em um estado de vegetação aberta (Flores et al. 2016). Evidências recentes revelam que, após um primeiro incêndio, o solo superficial das florestas de várzea começa a perder nutrientes e sedimentos finos e a ganhar areia. Ao mesmo tempo, a composição das árvores muda, com espécies típicas de savanas de areia branca se tornando dominantes, juntamente com plantas herbáceas nativas. Em somente 40 anos, florestas em solos argilosos são substituídas por savanas de areia branca devido a incêndios florestais recorrentes (Flores *et al.* 2021). As florestas de planície de inundação são, portanto, ecossistemas frágeis e inflamáveis e, como estão espalhadas por toda a Amazônia, podem potencialmente espalhar incêndios em regiões remotas (Flores et al. 2017) que poderia acelerar os pontos de inflexão em grande escala (consulte o Capítulo 24). Os planos de manejo do fogo na Amazônia devem levar em conta a existência desses ecossistemas inflamáveis de várzea, para evitar que os incêndios se espalhem quando ocorrer a próxima grande seca.

de 100 kW/m na intensidade da linha de fogo, a mortalidade das árvores aumentou em 10% (Brando *et al.* 2014). Com mais bordas e condições climáticas mais secas, esperamos que a intensidade da linha de fogo aumente muito, potencialmente causando a mortalidade de muito mais árvores e, posteriormente, resultando em ainda mais emissões de CO_2. Além disso, algumas projeções apontam para uma possível expansão da geografia do fogo para áreas historicamente mais úmidas, um provável efeito da combinação de mudanças climáticas e de uso da terra.

19.4.2 Efeitos de borda

Entre 2001 e 2015, cerca de 180.000 km^2 de bordas florestais foram criados na Amazônia (Silva Junior *et al.* 2020). A proliferação resultante no habitat de borda, muitas vezes sem 'núcleo' de habitat, é onipresente em paisagens de fronteira agrícola na Amazônia do Brasil (Broadbent *et al.* 2008; Fearnside 2005; Numata *et al.* 2017; Silva *et al.* 2018), Bolívia (Paneque-Gálvez *et al.* 2013), Colômbia, Equador e Peru (Armenteras e Barreto *et al.* 2017).

Impactos diretos

Em escalas locais, aumentos na intensidade da luz, temperatura do ar, déficit de pressão de vapor e exposição ao vento, acompanhados por reduções na umidade do ar e na umidade do solo, resultam em dessecação ao redor das bordas (Broadbent *et al.* 2008; Kapos 1989; Laurance *et al.* 2018), o que pode se estender por centenas de metros em florestas adjacentes (Briant *et al.* 2010). Essa mudança no microclima contribui para a elevada mortalidade de árvores, que por sua vez leva a colapsos de biomassa, especialmente nos primeiros 100 m de uma borda florestal (Laurance *et al.* 1997; Numata *et al.* 2011). Em toda a Amazônia, 947 Tg C foram perdidos entre 2001 e 2015 devido a efeitos de borda, representando um terço das perdas por desmatamento no mesmo período (Silva Junior *et al.* 2020). As perdas de carbono não são compensadas pelo crescimento ou recrutamento de árvores; as bordas da floresta sofrem uma mudança drástica na composição das espécies, tornando-se dominadas por lianas e árvores de menor tamanho e com madeira de menor densidade, que armazenam menos carbono (Laurance *et al.* 2006; Michalski *et al.* 2007). Em última análise, a

proliferação de árvores pioneiras faz com que as florestas próximas às bordas apresentem densidades de árvores mais altas do que aquelas mais distantes (Laurance *et al.* 2011).

Não é apenas a flora que é diretamente impactada pelos efeitos de borda; tanto a fauna de vertebrados quanto a de invertebrados também experimentam mudanças composicionais e funcionais consideráveis, com algumas espécies prosperando enquanto outras declinam (Bitencourt *et al.* 2020; Santos-Filho *et al.* 2012). No geral, as espécies generalistas são favorecidas pelos habitats de borda, enquanto os especialistas ficam restritos ao núcleo florestal. Isso pode levar a extinções locais de espécies especializadas incapazes de se adaptar as novas condições perturbadas, favorecendo espécies especializadas de borda e de lacunas ou até facilitando a colonização e a expansão do alcance para espécies não florestais (Palmeirim *et al.* 2020; Mahood, Lees e Peres 2012; Rutt *et al.* 2019). Por exemplo, os ungulados evitam as bordas da floresta, enquanto os roedores têm abundâncias semelhantes nas bordas ou núcleos da floresta (Norris *et al.* 2008). Entre os invertebrados, um exemplo marcante é o das formigas cortadeiras; dentro dos primeiros 50 m de uma borda florestal, a densidade de colônias aumenta quase 20 vezes quando comparada ao interior da floresta (Dohm *et al.* 2011).

Impactos indiretos

As bordas da floresta são mais suscetíveis a outros tipos de perturbações (Brando *et al.* 2019), especialmente incêndios em sub-bosques (Armenteras, González, *et al.* 2013; Devisscher *et al.* 2016; Silva *et al.* 2018). Isso é mediado por mudanças na estrutura e composição da vegetação, além das alterações microclimáticas que ocorrem quando uma borda é criada (Cochrane 2003), que são exacerbadas pelas mudanças climáticas (Cochrane e Laurance 2008; Cochrane e Barber 2009). Regiões florestais fragmentadas na bacia experimentam uma frequência maior de incêndios florestais, incluindo a Bolívia (Maillard *et al.* 2020) e Brasil (Silva *et al.* 2018; Silva *et al.* 2018; Silvério *et al.* 2018), e Colômbia (Armenteras, Barreto, *et al.* 2017; Armenteras, González, *et al.* 2013).

19.4.3 Exploração Madeireira

A produção madeireira por meio da exploração madeireira seletiva é uma das atividades mais importantes em áreas de floresta tropical (Edwards *et al.* 2014). Os países pan-amazônicos representam 13% da produção de madeira serrada tropical, onde o Brasil sozinho é responsável por mais da metade (52%) da produção, seguido pelo Equador (11%), Peru (10%) e Bolívia (10%). Venezuela, Colômbia, Suriname e Guiana representam os 17% restantes (Itto 2020) (Figura 19.14). A extensão das atividades madeireiras nos países amazônicos também é grande. Na Amazônia brasileira, a exploração madeireira seletiva afeta uma área tão grande quanto a desmatada anualmente (Asner *et al.* 2005, 2009; Matricardi *et al.* 2020), concentrou-se principalmente ao longo da fronteira de desmatamento e no entorno dos principais centros madeireiros (SFB e Imazon 2010). A extração seletiva de madeira é o segundo impulsionador mais comum de degradação florestal na Amazônia brasileira, atrás apenas dos efeitos de borda (Matricardi *et al.* 2020).

Impactos diretos

A ilegalidade da exploração madeireira nos países da Bacia Amazônica é comumente associada às práticas madeireiras convencionais, que diferem da exploração madeireira de impacto reduzido (RIL). A exploração madeireira convencional extrai uma quantidade maior de madeira por hectare (por exemplo, volume e número de espécies) e não segue um plano coerente de extração de infraestrutura que permitiria menos impacto para a colheita futura (ou seja, menos estradas e áreas de exploração madeireira) (Lima *et al.* 2020; Sist e Ferreira 2007). As práticas convencionais de perfilagem aumentam a compactação do solo a partir de trilhas de derrapagem não planejadas (DeArmond *et al.* 2019), e têm um impacto maior na redução dos estoques de carbono (Sasaki *et al.* 2016), aumentando a necromassa e a queda de árvores (Palace *et al.* 2007; Schulze e Zweede 2006), e aumentando as emissões de CO_2 (até 30%) quando comparado com a floresta não explorada (Blanc *et al.* 2009; Pearson *et al.* 2014). Além disso, as práticas convencionais de exploração madeireira têm maiores impactos na biodiversidade quando comparadas às RIL, incluindo a redução da abundância, riqueza e diversidade filogenética e funcional das espécies, principalmente durante os primeiros anos após a exploração madeireira (Azevedo-Ramos *et al.* 2006; Jacob *et al.* 2021; Mestre *et al.* 2020; Montejo-Kovacevich *et al.* 2018). Mudanças na riqueza e abundância de espécies podem, em parte, ser explicadas por aumentos pós-corte no estresse fisiológico dos indivíduos (França *et al.* 2016). Em última análise, isso leva a impactos subsequentes nos processos ecossistêmicos; por exemplo, na Amazônia brasileira, a extração seletiva de madeira levou ao declínio da riqueza de besouros rola-bosta e mudou significativamente sua composição comunitária, o que, por sua vez, diminuiu as taxas de bioturbação do solo, uma função desempenhada por esses animais (França *et al.* 2017).

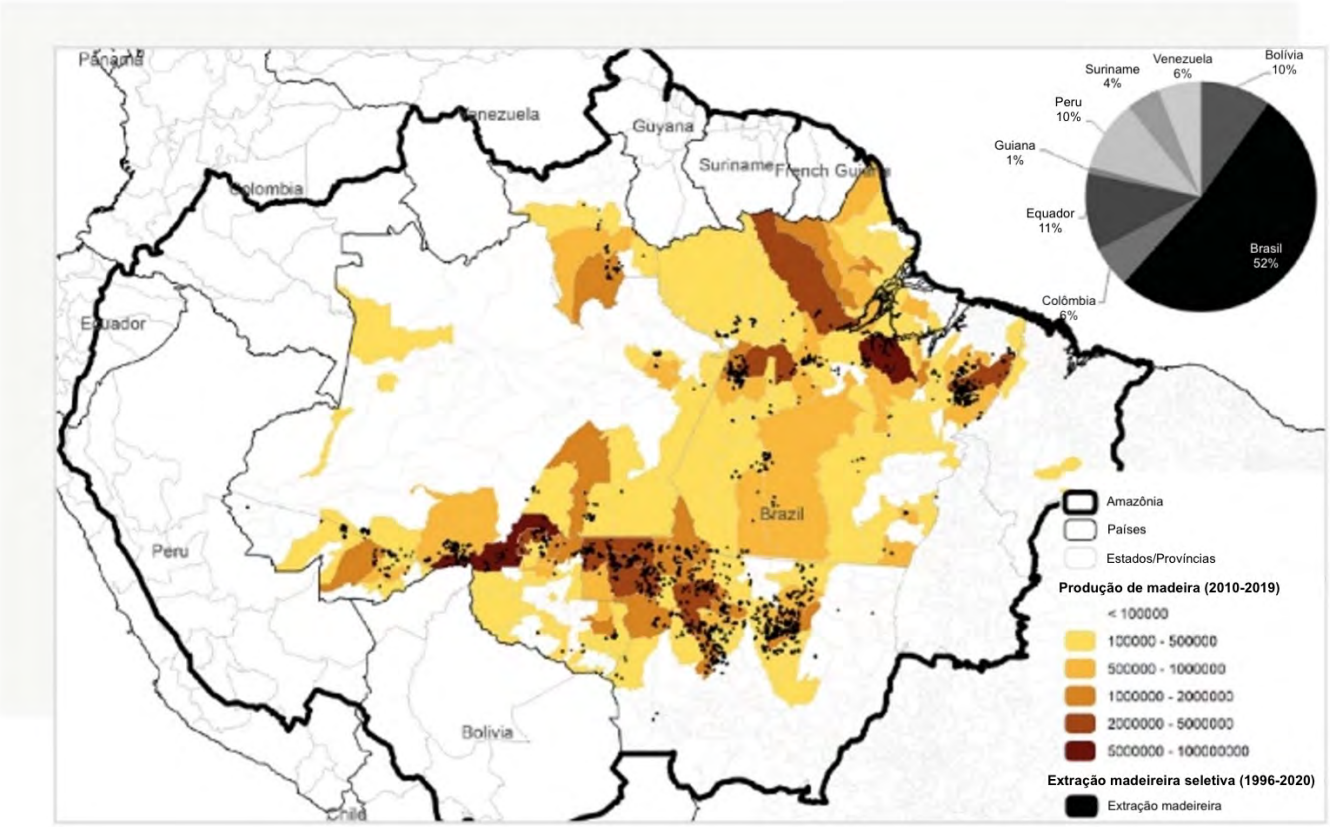


Figura 19.14 Perfilagem seletiva em toda a Amazônia. Gráfico de pizza – distribuição da produção madeireira nos países amazônicos (Itto 2021). Mapa - produção legal de madeira por município brasileiro de 2010 a 2019 (IBGE 2020).

Práticas madeireiras distintas também impactam a dinâmica e os serviços ecossistêmicos em florestas desmatadas na Amazônia. A exploração madeireira afeta os fluxos de energia e água devido a mudanças no albedo e na rugosidade da superfície causadas por altos níveis de abertura do dossel, principalmente no curto prazo (1-3 anos) (Huang *et al.* 2020). Essas práticas também promovem temperaturas mais quentes dentro da floresta (Mollinari *et al.* 2019), e dependendo da intensidade da extração, a recuperação de biomassa para novos ciclos de corte fica comprometida.

A rede rodoviária criada pela exploração madeireira seletiva fornece acesso a novas áreas de caça (Robinson *et al.* 1999), o que pode levar a declínios nas populações animais. A exploração madeireira também facilita a ocorrência de incêndios em sub-bosques; o dano intenso ao dossel causado pelas atividades de exploração madeireira leva a mudanças no microclima nos dois primeiros anos após as operações de exploração madeireira (Mollinari *et al.* 2019). A floresta mais quente e seca é, portanto, mais propensa a sustentar incêndios no sub-bosque (Uhl e Vieira, 1989).

19.4.4 Caça

Atualmente, há declínios populacionais contínuos em muitas espécies de mamíferos, répteis e aves associadas à colheita excessiva, que são tendenciosas para espécies de grande porte. Os resultados dessa defaunação podem ter consequências profundas para a composição de espécies, biomassa populacional, processos ecossistêmicos e bem-estar humano em paisagens amazônicas superexploradas.

A exploração comercial de peles de animais no século XX foi intensa; entre 1904 e 1969, estima-se que 23,3 milhões de mamíferos silvestres e répteis de pelo menos 20 espécies foram caçados comercialmente por suas peles (Antunes *et al.* 2016). Essa exploração comercial agora

está bastante reduzida, embora aproximadamente 41.000 peles de queixada (principalmente caititu) sejam exportadas pela indústria da moda anualmente (Sinovas *et al.* 2017). A exploração agora é predominantemente para alimentos, com Peres *et al.* (2016) estimando que a caça afeta 32% das florestas remanescentes na Amazônia brasileira (~ 1M km^2), com um forte esgotamento de grandes populações de vertebrados nas proximidades de assentamentos, estradas e rios (Peres e Lago 2003).

Impactos diretos

Os impactos variam entre as espécies, dependendo de suas características de história de vida; táxons que normalmente são de longa duração, com baixas taxas de natalidade e longos períodos de geração são mais vulneráveis à extinção local (Bodmer *et al.* 1997). Por exemplo, no sudeste do Peru, a caça resultou na extirpação local de grandes espécies de primatas e reduziu as populações de primatas de tamanho médio em 80% (Nuñez-Iturri e Howe 2007). A vulnerabilidade à caça também pode ser exacerbada por peculiaridades biogeográficas, com a caça representando uma grande ameaça para espécies micro-endêmicas como o jacamim-de-costas-escuras (*Psophia obscura*) ou espécies terrestres restritas a habitats específicos que são mais acessíveis como o mutum-fava (*Crax globulosa*), que é encontrado apenas ao longo de florestas ribeirinhas mais acessíveis. Perda de habitat, fragmentação e distúrbios causados pelo homem, como extração de madeira e incêndios florestais, interagem sinergicamente com a caça na redução e isolamento de populações que não usam a matriz de habitat não florestal, inibindo os 'efeitos de resgate' das florestas vizinhas e, portanto, a dinâmica fonte-dreno (Peres 2001). Além disso, há evidências de impactos subletais da caça em vertebrados amazônicos, com o chumbo sendo encontrado nos fígados de espécies silvestres amazônicas (Cartró-Sabaté *et al.* 2019).

Embora a caça represente o principal impulsionador de defaunação direta, existem outros impulsionadores de perda, incluindo conflitos entre humanos e animais selvagens decorrentes de depredações de gado por panteras (*Panthera onca*) (Michalski *et al.* 2006) e harpias (*Harpia harpyja*) (Trinca *et al.* 2008). O comércio de animais silvestres também impacta um conjunto diversificado de táxons; por exemplo, a exportação de papagaios vivos gira em média de 12.000 aves por ano, principalmente indivíduos capturados na natureza da Guiana, Peru e Suriname (Sinovas e al. 2017) e ~4.000 macacos-da-noite (*Aotus* sp.) foram estimados como tendo sido vendidos para um laboratório biomédico no lado colombiano da região da tríplice fronteira do noroeste da Amazônia (Maldonado *et al.* 2009). O esgotamento direto para o comércio de animais de estimação tem uma longa história e provavelmente levou à extinção regional de espécies como o guaruba (*Guaruba guarouba*) desde meados do século XIX (Moura *et al.* 2014). Embora o comércio tenha sido reduzido graças a estratégias eficazes de comando e controle, ele continua sendo a principal ameaça para espécies regionalmente ameaçadas de extinção, como o bicudo-verdadeiro (*Sporophila maximiliani*) (Ubaid *et al.* 2018).

Impactos indiretos

A caça excessiva pode ter impactos generalizados nas florestas amazônicas, interrompendo ou removendo totalmente o controle "de cima para baixo" em ecossistemas mediados por predadores e herbívoros de grande porte, levando a alterações generalizadas e potencialmente irreversíveis do ecossistema e à perda de resiliência e função (Ripple *et al.* 2016). A caça excessiva interrompe as interações ecológicas entre as plantas e seus dispersores de sementes, pois alguns grandes mamíferos realizam serviços não redundantes de dispersão de sementes (Ripple *et al.* 2016). Como consequência, há uma mudança nos padrões de recrutamento de mudas em áreas fortemente caçadas (Bagchi *et al.* 2018), com aumento de espécies dispersadas pelo vento ou com sementes pequenas (Terborgh *et al.* 2008). Isso, por sua vez, poderia levar a uma diminuição nos estoques futuros de carbono das florestas, pois as espécies favorecidas nas florestas caçadas tendem a ter menor capacidade de armazenamento de carbono (Peres *et al.* 2016).

19.5 Conclusões

A partir de 2018, aproximadamente 14% do bioma Amazônia havia sido desmatado, principalmente devido à substituição de florestas por pastagens. A perda florestal afeta a temperatura e a precipitação locais, com aumentos nas temperaturas da superfície terrestre e reduções na precipitação de até 1,8% em toda a Amazônia. As extinções locais também são resultado direto do desmatamento. O fato de não haver registro oficial de uma extinção regional ou global de espécies na Amazônia não deve ser bem-visto, pois um grande número de espécies ainda precisa ser descrito pela ciência; é possível, e até provável, que as espécies estejam desaparecendo antes de serem conhecidas. Incêndios florestais, extração seletiva de madeira, efeitos de borda e caça exercem pressões adicionais sobre a biodiversidade, contribuindo para graves mudanças na composição de espécies das florestas remanescentes. As interações entre os múltiplos

impulsionadores do desmatamento e da degradação florestal amplificam seus efeitos individuais. É necessário interromper imediatamente os impulsionadores do desmatamento e da degradação florestal para evitar mais emissões de gases de efeito estufa e perda de biodiversidade.

19.6 Recomendações

- Os governos, o setor privado e a sociedade civil precisam tomar medidas urgentes para evitar mais desmatamento na Amazônia, particularmente das florestas primárias. Evitar a perda de florestas primárias é, de longe, a maior prioridade para evitar emissões de carbono, perda de biodiversidade e mudanças hidrológicas regionais.
- Os governos devem fechar os mercados de produtos ilegais (por exemplo, madeira, ouro e carne de caça).
- Implementar um sistema integrado de monitoramento do desmatamento e da degradação florestal em toda a bacia com conjuntos de dados comparáveis, transparentes e acessíveis. Os conjuntos de dados podem ser gerados por meio de parcerias entre governos e a comunidade científica. Não podemos mais aceitar que o desmatamento seja o único foco do monitoramento florestal.
- Desenvolver avaliações de impacto ambiental em toda a bacia para infraestrutura, como estradas, hidrovias e barragens, pois seus impactos não são apenas locais. O planejamento deve levar em conta os impactos indiretos da infraestrutura nos ecossistemas circundantes, pois estes podem superar os impactos diretos.
- Licenciamento, concessões e autorizações para conversão florestal e desenvolvimento de infraestrutura devem ser acessíveis em toda a Bacia Amazônica para apoiar a integração com sistemas de monitoramento terrestres e por satélite, permitindo a rastreabilidade da cadeia de suprimentos e a avaliação de risco dos investimentos.
- A urbanização precisa ser planejada para substituir o atual modo de invasão orgânica.
- Desenvolver um sistema de monitoramento de risco de incêndio e um sistema de alerta precoce para prevenir e combater incêndios florestais, especialmente em anos de secas extremas, quando os incêndios têm maior probabilidade de escapar de usos não florestais da terra. Estes devem ser acompanhados por programas que estimulem técnicas alternativas de manejo da terra que não usem fogo.
- Restringir as concessões de exploração madeireira a empresas que empregam técnicas de exploração madeireira de impacto reduzido, a fim de diminuir a inflamabilidade da floresta e promover uma economia sustentável baseada na floresta. É crucial que as concessões madeireiras reservem parte de seu território para atuar como fontes de recolonização de áreas desmatadas.

19.7 Referências

Aguiar APD, Vieira ICG, Assis TO, *et al.* 2016. Land use change emission scenarios: anticipating a forest transition process in the Brazilian Amazon. *Glob Chang Biol* **22**: 1821–40.

Alencar A, Nepstad D, and Diaz MCV. 2006. Forest understory fire in the Brazilian Amazon in ENSO and non-ENSO years: area burned and committed carbon emissions. *Earth Interact* **10**: 1–17.

Alencar A, Nepstad D, and Diaz MCV. 2006. Forest understory fire in the Brazilian Amazon in ENSO and non-ENSO years: area burned and committed carbon emissions. Earth Interact 10: 1–17.

Alencar AA, Brando PM, Asner GP, and Putz FE. 2015. Landscape fragmentation, severe drought, and the new Amazon forest fire regime. *Ecol Appl* **25**: 1493–505.

Alencar AAC, Solórzano LA, and Nepstad DC. 2004. Modeling forest understory fires in an eastern Amazonian landscape. *Ecol Appl* **14**: 139–49.

Antunes AP, Fewster RM, Venticinque EM, *et al.* 2016. Empty forest or empty rivers? A century of commercial hunting in Amazonia. *Sci Adv* **2**: e1600936.

Antunes AP, Fewster RM, Venticinque EM, et al. 2016. Empty forest or empty rivers? A century of commercial hunting in Amazonia. Sci Adv 2: e1600936.

Aragão LEOC, Anderson LO, Fonseca MG, *et al.* 2018. 21st Century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions. *Nat Commun* **9**: 536.

Arima EY, Richards P, Walker R, and Caldas MM. 2011. Statistical confirmation of indirect land use change in the Brazilian Amazon. *Environ Res Lett* **6**: 24010.

Arima EY, Richards P, Walker R, and Caldas MM. 2011. Statistical confirmation of indirect land use change in the Brazilian Amazon. Environ Res Lett 6: 24010.

Armenteras D and Retana J. 2012. Dynamics, Patterns and Causes of Fires in Northwestern Amazonia (B Bond-Lamberty, Ed). *PLoS One* **7**: e35288.

Armenteras D, Barreto JS, Tabor K, *et al.* 2017. Changing patterns of fire occurrence in proximity to forest edges, roads and rivers between NW Amazonian countries. *Biogeosciences* **14**: 2755–65.

Armenteras D, Cabrera E, Rodríguez N, and Retana J. 2013. National and regional determinants of tropical deforestation in Colombia. *Reg Environ Chang* **13**: 1181–93.

Armenteras D, Espelta JM, Rodríguez N, and Retana J. 2017. Deforestation dynamics and drivers in different forest types in Latin America: Three decades of studies (1980–2010). *Glob Environ Chang* **46**: 139–47.

Armenteras D, González TM, and Retana J. 2013. Forest fragmentation and edge influence on fire occurrence and intensity under different management types in Amazon forests. *Biol Conserv* **159**: 73–9.

Armenteras D, González TM, Retana J, and Espelta JM. 2016. Degradación de bosques en Latinoamérica. Síntesis conceptual, metologías de evaluación y casos de estudio nacionales.

Armenteras D, Rodríguez N, and Retana J. 2013. Landscape Dynamics in Northwestern Amazonia: An Assessment of Pastures, Fire and Illicit Crops as Drivers of Tropical Deforestation (DQ Fuller, Ed). *PLoS One* **8**: e54310.

Armenteras D, Rudas G, Rodriguez N, *et al.* 2006. Patterns and causes of deforestation in the Colombian Amazon. *Ecol Indic* **6**: 353–68.

Asner GP and Tupayachi R. 2016. Accelerated losses of protected forests from gold mining in the Peruvian Amazon. *Environ Res Lett* **12**: 094004.

Asner GP and Tupayachi R. 2016. Accelerated losses of protected forests from gold mining in the Peruvian Amazon. *Environ Res Lett* **12**: 094004.

Asner GP, Broadbent EN, Oliveira PJC, *et al.* 2006. Condition and fate of logged forests in the Brazilian Amazon. *Proc Natl Acad Sci* **103**: 12947–50.

Asner GP, Broadbent EN, Oliveira PJC, et al. 2006. Condition and fate of logged forests in the Brazilian Amazon. Proc Natl Acad Sci 103: 12947–50.

Asner GP, Knapp DE, Broadbent EN, *et al.* 2005. Selective Logging in the Brazilian Amazon. *Science* **310**: 480–2.

Asner GP, Llactayo W, Tupayachi R, and Luna ER. 2013. Elevated rates of gold mining in the Amazon revealed through high-resolution monitoring. *Proc Natl Acad Sci* **110**: 18454–9.

Asner GP, Powell GVN, Mascaro J, *et al.* 2010. High-resolution forest carbon stocks and emissions in the Amazon. *Proc Natl Acad Sci* **107**: 16738–42.

Asner GP. 2009. Automated mapping of tropical deforestation and forest degradation: CLASlite. *J Appl Remote Sens* **3**: 033543.

Asner RSDJAFGP. 2004. Balancing human needs and ecosystem function RS DeFries et al. *Front Ecol Environ* **2**: 249–57.

Assahira C, Piedade MTF, Trumbore SE, *et al.* 2017. Tree mortality of a flood-adapted species in response of hydrographic changes caused by an Amazonian river dam. *For Ecol Manage* **396**: 113–23.

Assahira C, Piedade MTF, Trumbore SE, et al. 2017. Tree mortality of a flood-adapted species in response of hydrographic changes caused by an Amazonian river dam. For Ecol Manage 396: 113–23.

Athayde S, Mathews M, Bohlman S, *et al.* 2019. Mapping research on hydropower and sustainability in the Brazilian Amazon: advances, gaps in knowledge and future directions. *Curr Opin Environ Sustain* **37**: 50–69.

Azevedo-Ramos C, Carvalho O and Amaral BD do. 2006. Short-term effects of reduced-impact logging on eastern Amazon fauna. *For Ecol Manage* **232**: 26–35.

Baccini A, Walker W, Carvalho L, *et al.* 2017. Tropical forests are a net carbon source based on aboveground measurements of gain and loss. *Science* **358**: 230–4.

Bagchi R, Swamy V, Latorre Farfan J, *et al.* 2018. Defaunation increases the spatial clustering of lowland Western Amazonian tree communities (G Durigan, Ed). *J Ecol* **106**: 1470–82.

Bagley JE, Desai AR, Harding KJ, *et al.* 2014. Drought and Deforestation: Has Land Cover Change Influenced Recent Precipitation Extremes in the Amazon? *J Clim* **27**: 345–61.

Balch JK, Nepstad DC, Brando PM, *et al.* 2008. Negative fire feedback in a transitional forest of southeastern Amazonia. *Glob Chang Biol* **14**: 2276–87.

Balch JK, Nepstad DC, Curran LM, *et al.* 2011. Size, species, and fire behavior predict tree and liana mortality from experimental burns in the Brazilian Amazon. *For Ecol Manage* **261**: 68–77.

Barlow J and Peres CA. 2004. Avifaunal responses to single and recurrent wildfires in Amazonian forests. *Ecol Appl* **14**: 1358–73.

Barlow J and Peres CA. 2004. Ecological responses to El Niño–induced surface fires in central Brazilian Amazonia: management implications for flammable tropical forests (Y Malhi and OL Phillips, Eds). *Philos Trans R Soc London Ser B Biol Sci* **359**: 367–80.

Barlow J and Peres CA. 2006. Effects of Single and Recurrent Wildfires on Fruit Production and Large Vertebrate Abundance in a Central Amazonian Forest. *Biodivers Conserv* **15**: 985–1012.

Barlow J and Peres CA. 2008. Fire-mediated dieback and compositional cascade in an Amazonian forest. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **363**: 1787–94.

Barlow J, Berenguer E, Carmenta R, and França F. 2020. Clarifying Amazonia's burning crisis. *Glob Chang Biol* **26**: 319–21.

Barlow J, França F, Gardner TA, *et al.* 2018. The future of hyperdiverse tropical ecosystems. *Nature* **559**: 517–26.

Barlow J, Gardner TA, Araujo IS, *et al.* 2007. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proc Natl Acad Sci* **104**: 18555–60.

Barlow J, Lennox GD, Ferreira J, *et al.* 2016. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature* **535**: 144–7.

Barlow J, Overal WL, Araujo IS, *et al.* 2007. The value of primary, secondary and plantation forests for fruit-feeding butterflies in the Brazilian Amazon. *J Appl Ecol* **44**: 1001–12.

Barlow J, Peres CA, Lagan BO, and Haugaasen T. 2002. Large tree mortality and the decline of forest biomass following Amazonian wildfires. *Ecol Lett* **6**: 6–8.

Barlow J, Silveira JM, Mestre LAM, *et al.* 2012. Wildfires in Bamboo-Dominated Amazonian Forest: Impacts on Above-Ground Biomass and Biodiversity (B Bond-Lamberty, Ed). *PLoS One* **7**: e33373.

Barona E, Ramankutty N, Hyman G, and Coomes OT. 2010. The role of pasture and soybean in deforestation of the Brazilian Amazon. *Environ Res Lett* **5**: 024002.

Barreto JR, Berenguer E, Ferreira J, *et al.* 2021. Assessing invertebrate herbivory in human-modified tropical forest canopies. *Ecol Evol* **11**: 4012–22.

Bax V, Francesconi W, and Quintero M. 2016. Spatial modeling of deforestation processes in the Central Peruvian Amazon. *J Nat Conserv* **29**: 79–88.

Berenguer E, Ferreira J, Gardner TA, *et al.* 2014. A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. *Glob Chang Biol* **20**: 3713–26.

Berenguer E, Gardner TA, Ferreira J, *et al.* 2018. Seeing the woods through the saplings: Using wood density to assess the recovery of human-modified Amazonian forests (GB Nardoto, Ed). *J Ecol* **106**: 2190–203.

Bilsborrow RE, Barbieri AF, and Pan W. 2004. Changes in population and land use over time in the Ecuadorian Amazon. *Acta Amaz* **34**: 635–47.

Bird JP, Buchanan GM, Lees AC, *et al.* 2012. Integrating spatially explicit habitat projections into extinction risk assessments: a reassessment of Amazonian avifauna incorporating projected deforestation. *Divers Distrib* **18**: 273–81.

Bitencourt BS, Dimas TM, Silva PG Da, and Morato EF. 2020. Forest complexity drives dung beetle assemblages along an edge-interior gradient in the southwest Amazon rainforest. *Ecol Entomol* **45**: 259–68.

Bizri HR El, Morcatty TQ, Valsecchi J, *et al.* 2020. Urban wild meat consumption and trade in central Amazonia. *Conserv Biol* **34**: 438–48.

Blanc L, Echard M, Herault B, *et al.* 2009. Dynamics of aboveground carbon stocks in a selectively logged tropical forest. *Ecol Appl* **19**: 1397–404.

Bodmer RE and Lozano EP. 2001. Rural Development and Sustainable Wildlife Use in Peru. *Conserv Biol* **15**: 1163–70.

Bodmer RE, Eisenberg JF, and Redford KH. 1997. Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals: Caza y Probabilidad de Extinción de Mamiferos Amazónicos. *Conserv Biol* **11**: 460–6.

Bodmer RE, Eisenberg JF, and Redford KH. 1997. Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals: Caza y Probabilidad de

Extinción de Mamiferos Amazónicos. Conserv Biol 11: 460–6.
Bogaerts M, Cirhigiri L, Robinson I, *et al.* 2017. Climate change mitigation through intensified pasture management: Estimating greenhouse gas emissions on cattle farms in the Brazilian Amazon. *J Clean Prod* **162**: 1539–50.
Brandão F, Piketty M-G, Poccard-Chapuis R, *et al.* 2020. Lessons for Jurisdictional Approaches From Municipal-Level Initiatives to Halt Deforestation in the Brazilian Amazon. *Front For Glob Chang* **3**.
Brando P, Macedo M, Silvério D, *et al.* 2020. Amazon wildfires: Scenes from a foreseeable disaster. *Flora* **268**: 151609.
Brando PM, Balch JK, Nepstad DC, *et al.* 2014. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought-fire interactions. *Proc Natl Acad Sci* **111**: 6347–52.
Brando PM, Silvério D, Maracahipes-Santos L, *et al.* 2019. Prolonged tropical forest degradation due to compounding disturbances: Implications for CO 2 and H 2 O fluxes. *Glob Chang Biol* **25**: 2855–68.
Brando PM, Soares-Filho B, Rodrigues L, *et al.* 2020. The gathering firestorm in southern Amazonia. *Sci Adv* **6**: eaay1632.
Brando PM, Soares-Filho B, Rodrigues L, et al. 2020. The gathering firestorm in southern Amazonia. Sci Adv 6: eaay1632.
Bregman TP, Lees AC, MacGregor HEA, *et al.* 2016. Using avian functional traits to assess the impact of land-cover change on ecosystem processes linked to resilience in tropical forests. *Proc R Soc B Biol Sci* **283**: 20161289.
Briant G, Gond V, and Laurance SGW. 2010. Habitat fragmentation and the desiccation of forest canopies: A case study from eastern Amazonia. *Biol Conserv* **143**: 2763–9.
Broadbent EN, Asner GP, Keller M, *et al.* 2008. Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. *Biol Conserv* **141**: 1745–57.
Bullock EL, Woodcock CE, and Olofsson P. 2020. Monitoring tropical forest degradation using spectral unmixing and Landsat time series analysis. *Remote Sens Environ* **238**: 110968.
Bullock EL, Woodcock CE, Souza C, and Olofsson P. 2020. Satellite-based estimates reveal widespread forest degradation in the Amazon. *Glob Chang Biol* **26**: 2956–69.
Bustamante MMC, Nobre CA, Smeraldi R, *et al.* 2012. Estimating greenhouse gas emissions from cattle raising in Brazil. *Clim Change* **115**: 559–77.
Bustamante MMC, Roitman I, Aide TM, *et al.* 2016. Toward an integrated monitoring framework to assess the effects of tropical forest degradation and recovery on carbon stocks and biodiversity. *Glob Chang Biol* **22**: 92–109.
Caballero Espejo J, Messinger M, Román-Dañobeytia F, *et al.* 2018. Deforestation and Forest Degradation Due to Gold Mining in the Peruvian Amazon: A 34-Year Perspective. *Remote Sens* **10**: 1903.
Camargo G, Sampayo AM, Peña Galindo A, *et al.* 2020. Exploring the dynamics of migration, armed conflict, urbanization, and anthropogenic change in Colombia (B Xue, Ed). *PLoS One* **15**: e0242266.
Cammelli F, Coudel E, and Freitas Navegantes Alves L de. 2019. Smallholders' Perceptions of Fire in the Brazilian Amazon: Exploring Implications for Governance Arrangements. *Hum Ecol* **47**: 601–12.
Cartró-Sabaté M, Mayor P, Orta-Martínez M, and Rosell-Melé A. 2019. Anthropogenic lead in Amazonian wildlife. *Nat Sustain* **2**: 702–9.
Cartró-Sabaté M, Mayor P, Orta-Martínez M, and Rosell-Melé A. 2019. Anthropogenic lead in Amazonian wildlife. Nat Sustain 2: 702–9.
Castiblanco C, Etter A, and Aide TM. 2013. Oil palm plantations in Colombia: a model of future expansion. *Environ Sci Policy* **27**: 172–83.
Castro-Diaz L, Lopez MC, and Moran E. 2018. Gender-Differentiated Impacts of the Belo Monte Hydroelectric Dam on Downstream Fishers in the Brazilian Amazon. *Hum Ecol* **46**: 411–22.
Chaves WA, Valle D, Tavares AS, *et al.* 2021. Impacts of rural to urban migration, urbanization, and generational change on consumption of wild animals in the Amazon. *Conserv Biol* **35**: 1186–97.
Chávez Michaelsen A, Huamani Briceño L, Fernandez Menis R, *et al.* 2013. Regional Deforestation Trends within Local Realities: Land-Cover Change in Southeastern Peru 1996–2011. *Land* **2**: 131–57.
Clerici N, Armenteras D, Kareiva P, *et al.* 2020. Deforestation in Colombian protected areas increased during post-conflict periods. *Sci Rep* **10**: 4971.
Cochrane MA and Barber CP. 2009. Climate change, human land use and future fires in the Amazon. *Glob Chang Biol* **15**: 601–12.
Cochrane MA and Laurance WF. 2008. Synergisms among Fire, Land Use, and Climate Change in the Amazon. *AMBIO A J Hum Environ* **37**: 522–7.
Cochrane MA, Alencar A, Schulze MD, *et al.* 1999. Positive Feedbacks in the Fire Dynamic of Closed Canopy Tropical Forests. *Science* **284**: 1832–5.
Cochrane MA. 2003. Fire science for rainforests. *Nature* **421**: 913–9.
Costa MH and Pires GF. 2010. Effects of Amazon and Central Brazil deforestation scenarios on the duration of the dry season in the arc of deforestation. *Int J Climatol* **30**: 1970–9.
Csillik O and Asner GP. 2020. Aboveground carbon emissions from gold mining in the Peruvian Amazon. *Environ Res Lett* **15**: 014006.

Da Silva, J.M.C., Rylands, A.B. and Da Fonseca, G.A., 2005. The fate of the Amazonian areas of endemism. Conservation Biology, 19(3), pp.689-694.
Dalagnol R, Wagner FH, Galvão LS, *et al.* 2018. Life cycle of bamboo in the southwestern Amazon and its relation to fire events. *Biogeosciences* **15**: 6087–104.
Dávalos LM, Sanchez KM, and Armenteras D. 2016. Deforestation and Coca Cultivation Rooted in Twentieth-Century Development Projects. *Bioscience* **66**: 974–82.
Davidson EA, Araújo AC de, Artaxo P, *et al.* 2012. The Amazon basin in transition. *Nature* **481**: 321–8.
de Almeida AS de, Vieira ICG, and Ferraz SFB. 2020. Long-term assessment of oil palm expansion and landscape change in the eastern Brazilian Amazon. *Land use policy* **90**: 104321.
de Andrade RB de, Balch JK, Parsons AL, *et al.* 2017. Scenarios in tropical forest degradation: carbon stock trajectories for REDD+. *Carbon Balance Manag* **12**: 6.
de Andrade RB de, Barlow J, Louzada J, *et al.* 2014. Tropical forest fires and biodiversity: dung beetle community and biomass responses in a northern Brazilian Amazon forest. *J Insect Conserv* **18**: 1097–104.
de Freitas MA De, Printes RC, Motoyama EK, *et al.* 2017. Roadkill records of Lowland Tapir Tapirus terrestris (Mammalia: Perissodactyla: Tapiridae) between kilometers 06 and 76 of highway BR-163, state of Pará, Brazil. *J Threat Taxa* **9**: 10948.
de Moraes KF de, Santos MPD, Gonçalves GSR, *et al.* 2020. Climate change and bird extinctions in the Amazon (D de P Silva, Ed). *PLoS One* **15**: e0236103.
de Oliveira JV de, Cohen JCP, Pimentel M, *et al.* 2020. Urban climate and environmental perception about climate change in Belém, Pará, Brazil. *Urban Clim* **31**: 100579.
de Souza Braz AM de, Fernandes AR, and Alleoni LRF. 2013. Soil attributes after the conversion from forest to pasture in Amazon. *L Degrad Dev* **24**: 33–8.
DeArmond D, Emmert F, Lima AJN, and Higuchi N. 2019. Impacts of soil compaction persist 30 years after logging operations in the Amazon Basin. *Soil Tillage Res* **189**: 207–16.
Devisscher T, Malhi Y, Rojas Landívar VD, and Oliveras I. 2016. Understanding ecological transitions under recurrent wildfire: A case study in the seasonally dry tropical forests of the Chiquitania, Bolivia. *For Ecol Manage* **360**: 273–86.
Dezécache C, Faure E, Gond V, *et al.* 2017. Gold-rush in a forested El Dorado: deforestation leakages and the need for regional cooperation. *Environ Res Lett* **12**: 034013.
Dohm C, Leal IR, Tabarelli M, *et al.* 2011. Leaf-cutting ants proliferate in the Amazon: an expected response to forest edge? *J Trop Ecol* **27**:

645–9.
dos Santos AR dos and Nelson BW. 2013. Leaf decomposition and fine fuels in floodplain forests of the Rio Negro in the Brazilian Amazon. *J Trop Ecol* **29**: 455–8.
dos Santos Junior UM dos, Gonçalves JF de C, Strasser RJ, and Fearnside PM. 2015. Flooding of tropical forests in central Amazonia: what do the effects on the photosynthetic apparatus of trees tell us about species suitability for reforestation in extreme environments created by hydroelectric dams? *Acta Physiol Plant* **37**: 166.
Doughty CE, Wolf A, Morueta-Holme N, *et al.* 2016. Megafauna extinction, tree species range reduction, and carbon storage in Amazonian forests. *Ecography (Cop)* **39**: 194–203.
Doughty CE, Wolf A, Morueta-Holme N, et al. 2016. Megafauna extinction, tree species range reduction, and carbon storage in Amazonian forests. Ecography (Cop) 39: 194–203.
Durango-Cordero J, Saqalli M, Laplanche C, *et al.* 2018. Spatial Analysis of Accidental Oil Spills Using Heterogeneous Data: A Case Study from the North-Eastern Ecuadorian Amazon. *Sustainability* **10**: 4719.
Edwards DP, Tobias JA, Sheil D, *et al.* 2014. Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests. *Trends Ecol Evol* **29**: 511–20.
Eltahir EAB and Bras RL. 1994. Precipitation recycling in the Amazon basin. *Q J R Meteorol Soc* **120**: 861–80.
Esquivel-Muelbert A, Phillips OL, Brienen RJW, *et al.* 2020. Tree mode of death and mortality risk factors across Amazon forests. *Nat Commun* **11**: 5515.
Fearnside PM. 2001. Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. *Environ Conserv* **28**: 23–38.
Fearnside PM. 2005. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, Rates, and Consequences. *Conserv Biol* **19**: 680–8.
Fearnside PM. 2007. Brazil's Cuiabá-Santarém (BR-163) Highway: The environmental cost of paving a soybean corridor through the Amazon. *Environ Manage* **39**: 601.
Fearnside PM. 2007. Brazil's Cuiabá-Santarém (BR-163) Highway: The environmental cost of paving a soybean corridor through the Amazon. *Environ Manage* **39**: 601.
Fearnside PM. 2016. Environmental and Social Impacts of Hydroelectric Dams in Brazilian Amazonia: Implications for the Aluminum Industry. *World Dev* **77**: 48–65.
Fernandes AM. 2013. Fine-scale endemism of Amazonian birds in a threatened landscape. *Biodivers Conserv* **22**: 2683–94.

Fernandes, A.M., 2013. Fine-scale endemism of Amazonian birds in a threatened landscape. Biodiversity and conservation, 22(11), pp.2683-2694.
Fernández-Llamazares Á, Helle J, Eklund J, *et al.* 2018. New law puts Bolivian biodiversity hotspot on road to deforestation. *Curr Biol* **28**: R15–6.
Ferreira J, Aragão LEOC, Barlow J, *et al.* 2014. Brazil's environmental leadership at risk. *Science* **346**: 706–7.
Filius J, Hoek Y, Jarrín-V P, and Hooft P. 2020. Wildlife roadkill patterns in a fragmented landscape of the Western Amazon. *Ecol Evol* **10**: 6623–35.
Finer M, Vijay V, Ponce F, *et al.* 2009. Ecuador's Yasuní Biosphere Reserve: a brief modern history and conservation challenges. *Environ Res Lett* **4**: 034005.
Flores BM and Holmgren M. 2021. White-Sand Savannas Expand at the Core of the Amazon After Forest Wildfires. *Ecosystems*.
Flores BM, Holmgren M, Xu C, *et al.* 2017. Floodplains as an Achilles' heel of Amazonian Forest resilience. *Proc Natl Acad Sci* **114**: 4442–6.
Flores BM, Piedade M-TF, and Nelson BW. 2014. Fire disturbance in Amazonian blackwater floodplain forests. *Plant Ecol Divers* **7**: 319–27.
Fonseca LDM, Dalagnol R, Malhi Y, *et al.* 2019. Phenology and seasonal ecosystem productivity in an Amazonian floodplain forest. *Remote Sens* **11**: 1530.
Fonseca LDM, Dalagnol R, Malhi Y, et al. 2019. Phenology and Seasonal Ecosystem Productivity in an Amazonian Floodplain Forest. Remote Sens 11: 1530.
França F, Barlow J, Araújo B, and Louzada J. 2016. Does selective logging stress tropical forest invertebrates? Using fat stores to examine sublethal responses in dung beetles. *Ecol Evol* **6**: 8526–33.
França FM, Ferreira J, Vaz-de-Mello FZ, *et al.* 2020. El Niño impacts on human-modified tropical forests: Consequences for dung beetle diversity and associated ecological processes. *Biotropica* **52**: 252–62.
França FM, Frazão FS, Korasaki V, *et al.* 2017. Identifying thresholds of logging intensity on dung beetle communities to improve the sustainable management of Amazonian tropical forests. *Biol Conserv* **216**: 115–22.
Fujisaki K, Perrin A-S, Desjardins T, *et al.* 2015. From forest to cropland and pasture systems: a critical review of soil organic carbon stocks changes in Amazonia. *Glob Chang Biol* **21**: 2773–86.
Furumo PR and Aide TM. 2017. Characterizing commercial oil palm expansion in Latin America: land use change and trade. *Environ Res Lett* **12**: 024008.
Garrett RD, Lambin EF, and Naylor RL. 2013. The new economic geography of land use change: Supply chain configurations and land use in the Brazilian Amazon. *Land use policy* **34**: 265–75.
Giulietti AM, Giannini TC, Mota NFO, *et al.* 2019. Edaphic Endemism in the Amazon: Vascular Plants of the canga of Carajás, Brazil. *Bot Rev* **85**: 357–83.
Giupponi AP de L and Miranda GS de. 2016. Eight New Species of Charinus Simon, 1892 (Arachnida: Amblypygi: Charinidae) Endemic for the Brazilian Amazon, with Notes on Their Conservational Status (C Wicker-Thomas, Ed). *PLoS One* **11**: e0148277.
Gomes VHF, Vieira ICG, Salomão RP, and Steege H ter. 2019. Amazonian tree species threatened by deforestation and climate change. *Nat Clim Chang* **9**: 547–53.
Gutiérrez-Vélez VH and DeFries R. 2013. Annual multi-resolution detection of land cover conversion to oil palm in the Peruvian Amazon. *Remote Sens Environ* **129**: 154–67.
Gutierrez-Velez VH and MacDicken K. 2008. Quantifying the direct social and governmental costs of illegal logging in the Bolivian, Brazilian, and Peruvian Amazon. *For Policy Econ* **10**: 248–56.
Guyana Forestry Commission and Indufor. 2013. Guyana REDD + Monitoring Reporting & Verification System (MRVS). Year 3 Interim Measures Report. http://www.theredddesk.org/sites/default/files/resources/pdf/2011/guyana_mrvs_interim_measures_report_2010_final.pdf.
Haddad NM, Brudvig LA, Clobert J, *et al.* 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth ' s ecosystems. *Sci Adv* **1**: e1500052.
Huang M, Xu Y, Longo M, *et al.* 2020. Assessing impacts of selective logging on water, energy, and carbon budgets and ecosystem dynamics in Amazon forests using the Functionally Assembled Terrestrial Ecosystem Simulator. *Biogeosciences* **17**: 4999–5023.
IBGE. 2021. IBGE Cidades. http://cidades.ibge.gov.br/xtras/home.php.
IPBES. 2019. The global assessment report on biodiversity and ecosystem services. In: Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.
Isaac N. 2004. Taxonomic inflation: its influence on macroecology and conservation. *Trends Ecol Evol* **19**: 464–9.
Isler ML, Isler PR, and Whitney BM. 2007. Species limits in antbirds (Thamnophilidae): The Warbling Antbird (Hypocnemis cantator) complex. *Auk* **124**: 11–28.
IUCN. 2021. The IUCN Red List of Threatened Specieshttps://www.iucnredlist.org.
Jacob LL, Prudente BS, Montag LFA, and Silva RR. 2021. The effect of different logging regimes on the ecomorphological structure of stream

fish assemblages in the Brazilian Amazon. *Hydrobiologia* **848**: 1027–39.

Jaffé R, Prous X, Calux A, *et al.* 2018. Conserving relics from ancient underground worlds: assessing the influence of cave and landscape features on obligate iron cave dwellers from the Eastern Amazon. *PeerJ* **6**: e4531.

Jiang X, Lu D, Moran E, *et al.* 2018. Examining impacts of the Belo Monte hydroelectric dam construction on land-cover changes using multitemporal Landsat imagery. *Appl Geogr* **97**: 35–47.

Johns JS, Barreto P, and Uhl C. 1996. Logging damage during planned and unplanned logging operations in the eastern Amazon. *For Ecol Manage* **89**: 59–77.

Jorge RF, Magnusson WE, Silva DA da, *et al.* 2020. Urban growth threatens the lowland Amazonian Manaus harlequin frog which represents an evolutionarily significant unit within the genus Atelopus (Amphibia: Anura: Bufonidae). *J Zool Syst Evol Res* **58**: 1195–205.

Kalamandeen M, Gloor E, Mitchard E, *et al.* 2018. Pervasive Rise of Small-scale Deforestation in Amazonia. *Sci Rep* **8**: 1600.

Kapos V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *J Trop Ecol* **5**: 173–85.

Laurance SGW, Stouffer PC, and Laurance WF. 2004. Effects of Road Clearings on Movement Patterns of Understory Rainforest Birds in Central Amazonia. *Conserv Biol* **18**: 1099–109.

Laurance WF, Camargo JLC, Fearnside PM, *et al.* 2018. An Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change. *Biol Rev* **93**: 223–47.

Laurance WF, Camargo JLC, Luizão RCC, *et al.* 2011. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. *Biol Conserv* **144**: 56–67.

Laurance WF, Goosem M, and Laurance SGW. 2009. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends Ecol Evol* **24**: 659–69.

Laurance WF, Laurance SG, Ferreira L V., *et al.* 1997. Biomass Collapse in Amazonian Forest Fragments. *Science* **278**: 1117–8.

Laurance WF, Lovejoy TE, Vasconcelos HL, *et al.* 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: A 22-year investigation. *Conserv Biol* **16**: 605–18.

Laurance WF, Lovejoy TE, Vasconcelos HL, et al. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: A 22-year investigation. Conserv Biol 16: 605–18.

Laurance WF, Nascimento HEM, Laurance SG, *et al.* 2006. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. *Ecology* **87**: 469–82.

Lees AC and Moura NG. 2017. Taxonomic, phylogenetic and functional diversity of an urban Amazonian avifauna. *Urban Ecosyst* **20**: 1019–25.

Lees AC and Peres CA. 2008. Avian life-history determinants of local extinction risk in a hyper-fragmented neotropical forest landscape. *Anim Conserv* **11**: 128–37.

Lees AC and Peres CA. 2009. Gap-crossing movements predict species occupancy in Amazonian forest fragments. *Oikos* **118**: 280–90.

Lees AC and Pimm SL. 2015. Species, extinct before we know them? *Curr Biol* **25**: R177–80.

Lees AC, Peres CA, Fearnside PM, *et al.* 2016. Hydropower and the future of Amazonian biodiversity. *Biodivers Conserv* **25**: 451–66.

Lima TA, Beuchle R, Griess VC, *et al.* 2020. Spatial patterns of logging-related disturbance events: a multi-scale analysis on forest management units located in the Brazilian Amazon. *Landsc Ecol* **35**: 2083–100.

Longo M, Saatchi S, Keller M, *et al.* 2020. Impacts of Degradation on Water, Energy, and Carbon Cycling of the Amazon Tropical Forests. *J Geophys Res Biogeosciences* **125**.

Macedo MN, DeFries RS, Morton DC, *et al.* 2012. Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s. *Proc Natl Acad Sci* **109**: 1341–6.

Maeda EE, Abera TA, Siljander M, *et al.* 2021. Large-scale commodity agriculture exacerbates the climatic impacts of Amazonian deforestation. *Proc Natl Acad Sci* **118**: e2023787118.

Magalhães N de, Evangelista H, Condom T, *et al.* 2019. Amazonian Biomass Burning Enhances Tropical Andean Glaciers Melting. *Sci Rep* **9**: 16914.

Maillard O, Vides-Almonacid R, Flores-Valencia M, *et al.* 2020. Relationship of Forest Cover Fragmentation and Drought with the Occurrence of Forest Fires in the Department of Santa Cruz, Bolivia. *Forests* **11**: 910.

Mäki S, Kalliola R, and Vuorinen K. 2001. Road construction in the Peruvian Amazon: process, causes and consequences. *Environ Conserv* **28**: 199–214.

Malhi Y, Roberts JT, Betts RA, *et al.* 2008. Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. *Science* **319**: 169–72.

Malhi Y, Roberts JT, Betts RA, et al. 2008. Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. Science 319: 169–72.

MapBiomas. 2020. MapBiomas Amazonia v2.0. https://amazonia.mapbiomas.org/.

Massaro L and Theije M de. 2018. Understanding small-scale gold mining practices: An anthropological study on technological innovation in the Vale do Rio Peixoto (Mato Grosso, Brazil). *J Clean Prod* **204**: 618–35.

Matricardi EAT, Skole DL, Costa OB, *et al.* 2020. Long-term forest degradation surpasses deforestation in the Brazilian Amazon. *Science* **369**: 1378–82.

Medeiros A. 2019. Vertebrados atropelados na Amazônia: monitoramento em longo prazo, influência do fluxo de veículos e alternância de hotspots em um trecho da Rodovia BR-174, Brasil.

Melo VF, Orrutéa AG, Motta ACV, and Testoni SA. 2017. Land Use and Changes in Soil Morphology and Physical-Chemical Properties in Southern Amazon. *Rev Bras Ciência do Solo* **41**.

Mena CF, Bilsborrow RE, and McClain ME. 2006. Socioeconomic Drivers of Deforestation in the Northern Ecuadorian Amazon. *Environ Manage* **37**: 802–15.

Merry F, Soares-Filho B, Nepstad D, *et al.* 2009. Balancing Conservation and Economic Sustainability: The Future of the Amazon Timber Industry. *Environ Manage* **44**: 395–407.

Merry F, Soares-Filho B, Nepstad D, et al. 2009. Balancing Conservation and Economic Sustainability: The Future of the Amazon Timber Industry. Environ Manage 44: 395–407.

Mestre LAM, Cochrane MA, and Barlow J. 2013. Long-term Changes in Bird Communities after Wildfires in the Central Brazilian Amazon. *Biotropica* **45**: 480–8.

Mestre LAM, Cosset CCP, Nienow SS, *et al.* 2020. Impacts of selective logging on avian phylogenetic and functional diversity in the Amazon. *Anim Conserv* **23**: 725–40.

Michalski F and Peres CA. 2005. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biol Conserv* **124**: 383–96.

Michalski F and Peres CA. 2007. Disturbance-Mediated Mammal Persistence and Abundance-Area Relationships in Amazonian Forest Fragments. *Conserv Biol*: Dec;21(6):1626-40.

Michalski F and Peres CA. 2017. Gamebird responses to anthropogenic forest fragmentation and degradation in a southern Amazonian landscape. *PeerJ* **5**: e3442.

Michalski F, Boulhosa RLP, Faria A, and Peres CA. 2006. Human--wildlife conflicts in a fragmented Amazonian forest landscape: determinants of large felid depredation on livestock. *Anim Conserv* **9**: 179–88.

Michalski F, Boulhosa RLP, Faria A, and Peres CA. 2006. Human--wildlife conflicts in a fragmented Amazonian forest landscape: determinants of large felid depredation on livestock. Anim Conserv 9: 179–88.

Michalski F, Nishi I, and Peres CA. 2007. Disturbance-Mediated Drift in Tree Functional Groups in Amazonian Forest Fragments. *Biotropica* **39**: 691–701.

Ministério do Meio Ambiente. 2018. Planos de Combate ao

Desmatamento (PPCDAM 4ª fase e PPCERRADO 3ª fase).
Miranda EBP, Peres CA, Marini MÂ, and Downs CT. 2020. Harpy Eagle (Harpia harpyja) nest tree selection: Selective logging in Amazon forest threatens Earth's largest eagle. *Biol Conserv* **250**: 108754.
Mollinari MM, Peres CA, and Edwards DP. 2019. Rapid recovery of thermal environment after selective logging in the Amazon. *Agric For Meteorol* **278**: 107637.
Montejo-Kovacevich G, Hethcoat MG, Lim FKS, *et al.* 2018. Impacts of selective logging management on butterflies in the Amazon. *Biol Conserv* **225**: 1–9.
Montibeller B, Kmoch A, Virro H, *et al.* 2020. Increasing fragmentation of forest cover in Brazil's Legal Amazon from 2001 to 2017. *Sci Rep* **10**: 5803.
Mora C, Tittensor DP, Adl S, *et al.* 2011. How Many Species Are There on Earth and in the Ocean? (GM Mace, Ed). *PLoS Biol* **9**: e1001127.
Moran EF. 2020. Changing how we build hydropower infrastructure for the common good: lessons from the Brazilian Amazon. *Civ - Rev Ciências Sociais* **20**: 5.
Morton DC, Page Y Le, DeFries R, *et al.* 2013. Understorey fire frequency and the fate of burned forests in southern Amazonia. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **368**: 20120163.
Morton DC, Page Y Le, DeFries R, et al. 2013. Understorey fire frequency and the fate of burned forests in southern Amazonia. Philos Trans R Soc B Biol Sci 368: 20120163.
Moura NG, Lees AC, Aleixo A, *et al.* 2014. Two Hundred Years of Local Avian Extinctions in Eastern Amazonia. *Conserv Biol* **28**: 1271–81.
Moura NG, Lees AC, Andretti CB, *et al.* 2013. Avian biodiversity in multiple-use landscapes of the Brazilian Amazon. *Biol Conserv* **167**: 339–48.
Nascimento E de S, Silva SS da, Bordignon L, *et al.* 2021. Roads in the Southwestern Amazon, State of Acre, between 2007 and 2019. *Land* **10**: 106.
Naughton-Treves L. 2004. Deforestation and Carbon Emissions at Tropical Frontiers: A Case Study from the Peruvian Amazon. *World Dev* **32**: 173–90.
Nepstad D, McGrath D, Stickler C, *et al.* 2014. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. *Science* **344**: 1118–23.
Nepstad D, Soares-Filho BS, Merry F, *et al.* 2009. The end of deforestation in the Brazilian Amazon. *Science* **326**: 1350–1.
Nepstad DC, Tohver IM, Ray D, *et al.* 2007. Mortality of large trees and lianas following experimental drought in an amazon forest. *Ecology* **88**: 2259–69.
Nepstad DC, Verissimo A, Alencar A, and Nobre C. 1999. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature* **1405**: 505–9.
Norris D, Peres CA, Michalski F, and Hinchsliffe K. 2008. Terrestrial mammal responses to edges in Amazonian forest patches: a study based on track stations. *Mammalia* **72**.
Numata I, Cochrane MA, Souza Jr CM, and Sales MH. 2011. Carbon emissions from deforestation and forest fragmentation in the Brazilian Amazon. *Environ Res Lett* **6**: 044003.
Numata I, Silva SS, Cochrane MA, and D'Oliveira MVN. 2017. Fire and edge effects in a fragmented tropical forest landscape in the southwestern Amazon. *For Ecol Manage* **401**: 135–46.
Oliva P and Schroeder W. 2015. Assessment of VIIRS 375m active fire detection product for direct burned area mapping. *Remote Sens Environ* **160**: 144–55.
Ometto JP, Aguiar APD, and Martinelli LA. 2011. Amazon deforestation in Brazil: effects, drivers and challenges. *Carbon Manag* **2**: 575–85.
Orta Martínez M, Napolitano DA, MacLennan GJ, *et al.* 2007. Impacts of petroleum activities for the Achuar people of the Peruvian Amazon: summary of existing evidence and research gaps. *Environ Res Lett* **2**: 045006.
Orta-Martínez M, Rosell-Melé A, Cartró-Sabaté M, *et al.* 2018. First evidences of Amazonian wildlife feeding on petroleum-contaminated soils: A new exposure route to petrogenic compounds? *Environ Res* **160**: 514–7.
Padoch C, Brondizio E, Costa S, *et al.* 2008. Urban forest and rural cities: multi-sited households, consumption patterns, and forest resources in Amazonia. *Ecol Soc* **13**.
Palace M, Keller M, Asner GP, *et al.* 2007. Necromass in undisturbed and logged forests in the Brazilian Amazon. *For Ecol Manage* **238**: 309–18.
Palmeirim AF, Santos-Filho M, and Peres CA. 2020. Marked decline in forest-dependent small mammals following habitat loss and fragmentation in an Amazonian deforestation frontier (I Torre, Ed). *PLoS One* **15**: e0230209.
Paneque-Gálvez J, Mas J-F, Guèze M, *et al.* 2013. Land tenure and forest cover change. The case of southwestern Beni, Bolivian Amazon, 1986–2009. *Appl Geogr* **43**: 113–26.
Paolucci LN, Maia MLB, Solar RRC, *et al.* 2016. Fire in the Amazon: impact of experimental fuel addition on responses of ants and their interactions with myrmecochorous seeds. *Oecologia* **182**: 335–46.
Parrotta J, Wildburger C, and Mansourian S. 2012. Understanding relationships between biodiversity, carbon, forests and people: The key to achieving REDD+ objectives. A global assessment report prepared by the Global Forest Expert Panel on Biodiversity, Forest Management, and REDD+. *IUFRO World Ser* **31**: 1–161.
Parry L, Barlow J, and Pereira H. 2014. Wildlife Harvest and Consumption in Amazonia's Urbanized Wilderness. *Conserv Lett* **7**: 565–74.
Parry L, Peres CA, Day B, and Amaral S. 2010. Rural-urban migration brings conservation threats and opportunities to Amazonian watersheds. *Conserv Lett* **3**: 251–9.
Pearson TRH, Brown S, and Casarim FM. 2014. Carbon emissions from tropical forest degradation caused by logging. *Environ Res Lett* **9**: 034017.
Pereira R, Zweede J, Asner GP, and Keller M. 2002. Forest canopy damage and recovery in reduced-impact and conventional selective logging in eastern Para, Brazil. *For Ecol Manage* **168**: 77–89.
Peres CA and Lake IR. 2003. Extent of Nontimber Resource Extraction in Tropical Forests: Accessibility to Game Vertebrates by Hunters in the Amazon Basin. *Conserv Biol* **17**: 521–35.
Peres CA, Emilio T, Schietti J, *et al.* 2016. Dispersal limitation induces long-term biomass collapse in overhunted Amazonian forests. *Proc Natl Acad Sci* **113**: 892–7.
Perz S, Brilhante S, Brown F, *et al.* 2008. Road building, land use and climate change: prospects for environmental governance in the Amazon. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **363**: 1889–95.
Perz S, Brilhante S, Brown F, et al. 2008. Road building, land use and climate change: prospects for environmental governance in the Amazon. Philos Trans R Soc B Biol Sci 363: 1889–95.
Perz SG, Caldas MM, Arima E, and Walker RJ. 2007. Unofficial Road Building in the Amazon: Socioeconomic and Biophysical Explanations. *Dev Change* **38**: 529–51.
Perz SG, Leite F, Simmons C, *et al.* 2010. Intraregional Migration, Direct Action Land Reform, and New Land Settlements in the Brazilian Amazon. *Bull Lat Am Res* **29**: 459–76.
Pessôa ACM, Anderson LO, Carvalho NS, *et al.* 2020. Intercomparison of Burned Area Products and Its Implication for Carbon Emission Estimations in the Amazon. *Remote Sens* **12**: 3864.
Pfaff A, Robalino J, Walker R, *et al.* 2007. Road investments, spatial spillovers, and deforestation in the Brazilian Amazon. *J Reg Sci* **47**: 109–23.
Pfaff A, Robalino J, Walker R, et al. 2007. Road investments, spatial spillovers, and deforestation in the Brazilian Amazon. J Reg Sci 47: 109–23.
Phillips OL and Brienen RJW. 2017. Carbon uptake by mature Amazon forests has mitigated Amazon nations' carbon emissions. *Carbon Balance Manag* **12**: 1.

Prem M, Saavedra S, and Vargas JF. 2020. End-of-conflict deforestation: Evidence from Colombia's peace agreement. *World Dev* **129**: 104852.

Pulido-Santacruz P, Aleixo A, and Weir JT. 2018. Morphologically cryptic Amazonian bird species pairs exhibit strong postzygotic reproductive isolation. *Proc R Soc B Biol Sci* **285**: 20172081.

Putz FE and Redford KH. 2010. The Importance of Defining 'Forest': Tropical Forest Degradation, Deforestation, Long-term Phase Shifts, and Further Transitions. *Biotropica* **42**: 10–20.

Qin Y, Xiao X, Wigneron J-P, *et al.* 2021. Carbon loss from forest degradation exceeds that from deforestation in the Brazilian Amazon. *Nat Clim Chang* **11**: 442–8.

RAISG. 2020. Amazonian Network of Georeferenced Socio-Environmental Informationhttps://www.amazoniasocioambiental.org/en/.

Randell H. 2017. Forced Migration and Changing Livelihoods in the Brazilian Amazon. *Rural Sociol* **82**: 548–73.

Randell HF and VanWey LK. 2014. Networks Versus Need: Drivers of Urban Out-Migration in the Brazilian Amazon. *Popul Res Policy Rev* **33**: 915–36.

Ray D, Nepstad D, and Moutinho P. 2005. Micrometeorological and canopy controls of fire susceptibility in a forested Amazon landscape. *Ecol Appl* **15**: 1664–78.

Redo D, Millington AC, and Hindery D. 2011. Deforestation dynamics and policy changes in Bolivia's post-neoliberal era. *Land use policy* **28**: 227–41.

Richards P and VanWey L. 2015. Where Deforestation Leads to Urbanization: How Resource Extraction Is Leading to Urban Growth in the Brazilian Amazon. *Ann Assoc Am Geogr* **105**: 806–23.

Richards PD, Walker RT, and Arima EY. 2014. Spatially complex land change: The Indirect effect of Brazil's agricultural sector on land use in Amazonia. *Glob Environ Chang* **29**: 1–9.

Richards PD, Walker RT, and Arima EY. 2014. Spatially complex land change: The Indirect effect of Brazil's agricultural sector on land use in Amazonia. Glob Environ Chang 29: 1–9

Rico-Silva JF, Cruz-Trujillo EJ, and Colorado Z GJ. 2021. Influence of environmental factors on bird diversity in greenspaces in an Amazonian city. *Urban Ecosyst* **24**: 365–74.

Ripple WJ, Abernethy K, Betts MG, *et al.* 2016. Bushmeat hunting and extinction risk to the world's mammals. *R Soc open Sci* **3**: 160498.

Ripple WJ, Abernethy K, Betts MG, et al. 2016. Bushmeat hunting and extinction risk to the world's mammals. R Soc open Sci 3: 160498.

Robinson JG, Redford KH, and Bennett EL. 1999. Wildlife Harvest in Logged Tropical Forests. *Science* **284**: 595–6.

Rudel TK, Bates D, and Machinguiashi R. 2002. A Tropical Forest Transition? Agricultural Change, Out-migration, and Secondary Forests in the Ecuadorian Amazon. *Ann Assoc Am Geogr* **92**: 87–102.

Rudel TK, Defries R, Asner GP, and Laurance WF. 2009. Changing Drivers of Deforestation and New Opportunities for Conservation. *Conserv Biol* **23**: 1396–405.

Rutishauser E, Hérault B, Baraloto C, *et al.* 2015. Rapid tree carbon stock recovery in managed Amazonian forests. *Curr Biol* **25**: R787–8.

San Sebastián M and Karin Hurtig A. 2004. Oil exploitation in the Amazon basin of Ecuador: a public health emergency. *Rev Panam Salud Pública* **15**.

Santos DC, Souza-Filho PWM, Rocha Nascimento W, *et al.* 2020. Land cover change, landscape degradation, and restoration along a railway line in the Amazon biome, Brazil. *L Degrad Dev* **31**: 2033–46.

Santos-Filho M, Peres CA, Silva DJ da, and Sanaiotti TM. 2012. Habitat patch and matrix effects on small-mammal persistence in Amazonian forest fragments. *Biodivers Conserv* **21**: 1127–47.

Sasaki N, Asner GP, Pan Y, *et al.* 2016. Sustainable Management of Tropical Forests Can Reduce Carbon Emissions and Stabilize Timber Production. *Front Environ Sci* **4**.

Schiesari L, Waichman A, Brock T, *et al.* 2013. Pesticide use and biodiversity conservation in the Amazonian agricultural frontier. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **368**: 20120378.

Schroeder W, Oliva P, Giglio L, and Csiszar IA. 2014. The New VIIRS 375 m active fire detection data product: Algorithm description and initial assessment. *Remote Sens Environ* **143**: 85–96.

Schulze M and Zweede J. 2006. Canopy dynamics in unlogged and logged forest stands in the eastern Amazon. *For Ecol Manage* **236**: 56–64.

SFB and IMAZON. 2010. A atividade madeireira na Amazônia brasileira: Produção, receita e mercados (AC Hummel, MV da S Alves, D Pereira, *et al.*, Eds). Belém: IMAZON.

Sierra R. 2000. Dynamics and patterns of deforestation in the western Amazon: the Napo deforestation front, 1986–1996. *Appl Geogr* **20**: 1–16.

Silva CVJ, Aragão LEOC, Barlow J, *et al.* 2018. Drought-induced Amazonian wildfires instigate a decadal-scale disruption of forest carbon dynamics. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **373**: 20180043.

Silva JMC Da, Rylands AB, and Fonseca GAB Da. 2005. The Fate of the Amazonian Areas of Endemism. *Conserv Biol* **19**: 689–94.

Silva Junior C, Aragão L, Fonseca M, *et al.* 2018. Deforestation-Induced Fragmentation Increases Forest Fire Occurrence in Central Brazilian Amazonia. *Forests* **9**: 305.

Silva Junior CHL, Aragão LEOC, Anderson LO, *et al.* 2020. Persistent collapse of biomass in Amazonian forest edges following deforestation leads to unaccounted carbon losses. *Sci Adv* **6**.

Silva SS da, Fearnside PM, Graça PML de A, *et al.* 2018. Dynamics of forest fires in the southwestern Amazon. *For Ecol Manage* **424**: 312–22.

Silva SS da, Fearnside PM, Graça PML de A, *et al.* 2021. Increasing bamboo dominance in southwestern Amazon forests following intensification of drought-mediated fires. *For Ecol Manage* **490**: 119139.

Silveira JM, Barlow J, Louzada J, and Moutinho P. 2010. Factors Affecting the Abundance of Leaf-Litter Arthropods in Unburned and Thrice-Burned Seasonally-Dry Amazonian Forests (A Hector, Ed). *PLoS One* **5**: e12877.

Silvério D V, Brando PM, Macedo MN, *et al.* 2015. Agricultural expansion dominates climate changes in southeastern Amazonia: the overlooked non-GHG forcing. *Environ Res Lett* **10**: 104015.

Silvério D V., Brando PM, Balch JK, *et al.* 2013. Testing the Amazon savannization hypothesis: fire effects on invasion of a neotropical forest by native cerrado and exotic pasture grasses. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **368**: 20120427.

Silvério D V., Brando PM, Bustamante MMC, *et al.* 2019. Fire, fragmentation, and windstorms: A recipe for tropical forest degradation (D Edwards, Ed). *J Ecol* **107**: 656–67.

Sinovas P, Price B, King E, and et al. 2017. Wildlife trade in the Amazon countries: an analysis of trade in CITES listed species. Technical report prepared for the Amazon Regional Program (BMZ/DGIS/GIZ). Cambridge, UK.

Sinovas P, Price B, King E, and et al. 2017. Wildlife trade in the Amazon countries: an analysis of trade in CITES listed species. Technical report prepared for the Amazon Regional Program (BMZ/DGIS/GIZ). Cambridge, UK.

Sinovas P, Price B, King E, and et al. 2017. Wildlife trade in the Amazon countries: an analysis of trade in CITES listed species. Technical report prepared for the Amazon Regional Program (BMZ/DGIS/GIZ). Cambridge, UK.

Sist P and Ferreira FN. 2007. Sustainability of reduced-impact logging in the Eastern Amazon. *For Ecol Manage* **243**: 199–209.

Skirycz A, Castilho A, Chaparro C, *et al.* 2014. Canga biodiversity, a matter of mining. *Front Plant Sci* **5**.

Smith CC, Healey JR, Berenguer E, *et al.* 2021. Old-growth forest loss and secondary forest recovery across Amazonian countries. *Environ Res Lett* **16**: 085009.

Soares-Filho B, Moutinho P, Nepstad D, *et al.* 2010. Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. *Proc Natl Acad Sci* **107**: 10821–6.

Solar RR de C, Barlow J, Ferreira J, *et al.* 2015. How pervasive is biotic homogenization in human-modified tropical forest landscapes? (H Cornell, Ed). *Ecol Lett* **18**: 1108–18.

Song X-P, Hansen MC, Potapov P, *et al.* 2021. Massive soybean expansion in South America since 2000 and implications for conservation. *Nat Sustain* **4**: 784–92.

Sonter LJ, Barrett DJ, Moran CJ, and Soares-Filho BS. 2015. Carbon emissions due to deforestation for the production of charcoal used in Brazil's steel industry. *Nat Clim Chang* **5**: 359–63.

Sonter LJ, Herrera D, Barrett DJ, *et al.* 2017. Mining drives extensive deforestation in the Brazilian Amazon. *Nat Commun* **8**: 1013.

Sousa R, Veiga M, Zyl D Van, *et al.* 2011. Policies and regulations for Brazil's artisanal gold mining sector: analysis and recommendations. *J Clean Prod* **19**: 742–50.

Souza DO de, Alvalá RC dos S, and Nascimento MG do. 2016. Urbanization effects on the microclimate of Manaus: A modeling study. *Atmos Res* **167**: 237–48.

Souza-Filho PWM, Giannini TC, Jaffé R, *et al.* 2019. Mapping and quantification of ferruginous outcrop savannas in the Brazilian Amazon: A challenge for biodiversity conservation (W Finsinger, Ed). *PLoS One* **14**: e0211095.

Souza-Filho PWM, Lobo F, Cavalcante R, *et al.* 2021. Land-use intensity of official mineral extraction in the Amazon region: Linking economic and spatial data. *L Degrad Dev* **32**: 1706–17.

Spracklen D V. and Garcia-Carreras L. 2015. The impact of Amazonian deforestation on Amazon basin rainfall. *Geophys Res Lett* **42**: 9546–52.

Spracklen D V., Arnold SR, and Taylor CM. 2012. Observations of increased tropical rainfall preceded by air passage over forests. *Nature* **489**: 282–5.

Springer SK, Peregovich BG, and Schmidt M. 2020. Capability of social life cycle assessment for analyzing the artisanal small-scale gold mining sector—case study in the Amazonian rainforest in Brazil. *Int J Life Cycle Assess* **25**: 2274–89.

Srinivas A and Koh LP. 2016. Oil palm expansion drives avifaunal decline in the Pucallpa region of Peruvian Amazonia. *Glob Ecol Conserv* **7**: 183–200.

Staver AC, Brando PM, Barlow J, *et al.* 2020. Thinner bark increases sensitivity of wetter Amazonian tropical forests to fire (J Penuelas, Ed). *Ecol Lett* **23**: 99–106.

Steege H ter, Pitman NCA, Killeen TJ, *et al.* 2015. Estimating the global conservation status of more than 15,000 Amazonian tree species. *Sci Adv* **1**.

Steege H ter, Pitman NCA, Sabatier D, *et al.* 2013. Hyperdominance in the Amazonian Tree Flora. *Science* **342**.

Storck-Tonon D, Silva RJ da, Sawaris L, *et al.* 2020. Habitat patch size and isolation drive the near-complete collapse of Amazonian dung beetle assemblages in a 30-year-old forest archipelago. *Biodivers Conserv* **29**: 2419–38.

Stork NE. 2018. How Many Species of Insects and Other Terrestrial Arthropods Are There on Earth? *Annu Rev Entomol* **63**: 31–45.

Suárez E, Zapata-Ríos G, Utreras V, *et al.* 2013. Controlling access to oil roads protects forest cover, but not wildlife communities: a case study from the rainforest of Yasuní Biosphere Reserve (Ecuador). *Anim Conserv* **16**: 265–74.

Tedesco L da L. 2013. No trecho dos garimpos: mobilidade, gênero e modos de viver na garimpagem de ouro amazônica.

Terborgh J, Nuñez-Iturri G, Pitman NCA, *et al.* 2008. Tree recruitment in an empty forest. *Ecology* **89**: 1757–68.

The Republic of Suriname. 2019. Nationally Determined Contribution 2020. Paramaribo.

Tobias JA, Bates JM, Hackett SJ, and Seddon N. 2008. Comment on "The Latitudinal Gradient in Recent Speciation and Extinction Rates of Birds and Mammals." *Science* **319**: 901–901.

Trinca CT, Ferrari SF, and Lees AC. 2008. Curiosity killed the bird: arbitrary hunting of Harpy Eagles Harpia harpyja on an agricultural frontier in southern Brazilian Amazonia. *Cotinga* **30**: 12–5.

Trinca CT, Ferrari SF, and Lees AC. 2008. Curiosity killed the bird: arbitrary hunting of Harpy Eagles Harpia harpyja on an agricultural frontier in southern Brazilian Amazonia. Cotinga 30: 12–5.

Tritsch I and Tourneau F-M Le. 2016. Population densities and deforestation in the Brazilian Amazon: New insights on the current human settlement patterns. *Appl Geogr* **76**: 163–72.

Uhl C and Vieira ICG. 1989. Ecological Impacts of Selective Logging in the Brazilian Amazon: A Case Study from the Paragominas Region of the State of Para. *Biotropica* **21**: 98.

van der Ent RJ, Savenije HHG, Schaefli B, and Steele-Dunne SC. 2010. Origin and fate of atmospheric moisture over continents. *Water Resour Res* **46**.

van Tussenbroek BI, Hernández Arana HA, Rodríguez-Martínez RE, *et al.* 2017. Severe impacts of brown tides caused by Sargassum spp. on near-shore Caribbean seagrass communities. *Mar Pollut Bull* **122**: 272–81.

Vedovato LB, Fonseca MG, Arai E, *et al.* 2016. The extent of 2014 forest fragmentation in the Brazilian Amazon. *Reg Environ Chang* **16**: 2485–90.

Velastegui-Montoya A, Lima A De, and Adami M. 2020. Multitemporal analysis of deforestation in response to the construction of the tucuruí dam. *ISPRS Int J Geo-Information* **9**: 583.

Venticinque E, Forsberg B, Barthem R, *et al.* 2016. An explicit GIS-based river basin framework for aquatic ecosystem conservation in the Amazonhttps://knb.ecoinformatics.org/view/doi%3A10.5063%2FF1BG2KX8#snapp_computing.6.1.

Vijay V, Reid CD, Finer M, *et al.* 2018. Deforestation risks posed by oil palm expansion in the Peruvian Amazon. *Environ Res Lett* **13**: 114010.

Wang M, Hu C, Barnes BB, *et al.* 2019. The great Atlantic Sargassum belt. *Science* **364**: 83–7.

Wearn OR, Reuman DC, and Ewers RM. 2012. Extinction debt and windows of conservation opportunity in the Brazilian Amazon. *Science* **337**: 228–32.

Werth D. 2002. The local and global effects of Amazon deforestation. *J Geophys Res* **107**: LBA 55-1.

Whitney BM, Isler ML, Bravo GA, *et al.* 2007. Handbook of the birds of the world. A new species of antbird in the Hypocnemis cantator complex from the Aripuanã-Machado interfl uvium in central Amazonian Brazil. : 282–5.

Whitney BM, Isler ML, Bravo GA, Aristizábal N, Schunck F, Silveira LF, Piacentini VQ, Cohn-Haft M, Rêgo MA (2013) A new species of antbird in the Hypocnemis cantator complex from the Aripuanã-Machado interfluvium in central Amazonian Brazil. In: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie D (eds) Handbook of the Birds of the World. Special volume: new species and global index. Lynx Edicions, Barcelona, Spain, pp 282–285

Withey K, Berenguer E, Palmeira AF, *et al.* 2018. Quantifying immediate carbon emissions from El Niño-mediated wildfires in humid tropical forests. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **373**: 20170312.

Zapata-ríos G, Suárez R. E, Utreras B. V, *et al.* 2006. Evaluation of anthropogenic threats in Yasuní National Park and its implications for wild mammal conservation. *Lyonia* **10**: 47–57.

Zapata-Ríos G, Urgilés C, and Suárez E. 2009. Mammal hunting by the Shuar of the Ecuadorian Amazon: Is it sustainable? *ORYX* **43**: 375–85.

INFORMAÇÕES DE CONTATO

SPA Technical-Scientific Secretariat New York
475 Riverside Drive, Suite 530
New York NY 10115
USA
+1 (212) 870-3920
spa@unsdsn.org

SPA Technical-Scientific Secretariat South America
Av. Ironman Victor Garrido, 623
São José dos Campos – São Paulo
Brazil
spasouthamerica@unsdsn.org

WEBSITE theamazonwewant.org
INSTAGRAM @theamazonwewant
TWITTER @theamazonwewant