



White Paper

Por que o Brasil precisa de suas Reservas Legais^{☆,☆☆}



Jean Paul Metzger^{a,*}, Mercedes M. C. Bustamante^b, Joice Ferreira^c,
Geraldo Wilson Fernandes^d, Felipe Librán-Embíd^e, Valério D. Pillar^f, Paula R. Prist^a,
Ricardo Ribeiro Rodrigues^g, Ima Célia G. Vieira^h, Gerhard E. Overbeckⁱ e cientistas signatários
(incluindo 391 pesquisadores doutores de 79 instituições brasileiras de ensino superior e pesquisa)

^a Universidade de São Paulo, Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, São Paulo, SP, Brasil

^b Universidade de Brasília, Departamento de Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, Brasília, DF, Brasil

^c Embrapa Amazônia Oriental, Belém, PA, Brasil

^d Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Biologia Geral, Belo Horizonte, MG, Brasil

^e Georg-August University, Department of Crop Sciences, Agroecology, Göttingen, Alemanha

^f Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Departamento de Ecologia, Porto Alegre, RS, Brasil

^g Universidade de São Paulo, Departamento de Ciências Biológicas, Escola de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP, Brasil

^h Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém, PA, Brasil

ⁱ Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Departamento de Botânica, Porto Alegre, RS, Brasil

INFORMAÇÃO SOBRE O ARTIGO

Historial do artigo:

Recebido a 5 de julho de 2019

Aceite a 29 de julho de 2019

Palavras-chave:

Vegetação natural
Lei de Proteção da Vegetação Nativa
Soluções baseadas na natureza
Sustentabilidade
Serviços ecossistêmicos
Biodiversidade
Capital natural
Bem-estar humano

R E S U M O

A legislação ambiental brasileira requer que as propriedades privadas mantenham uma proporção de sua área coberta com vegetação nativa, as chamadas Reservas Legais. Essas áreas representam praticamente um terço da vegetação nativa do país e são reconhecidas pelo seu importante papel na proteção da biodiversidade e na provisão de uma vasta gama de serviços ecossistêmicos aos proprietários rurais e à sociedade. Apesar de sua relevância, o estabelecimento de Reservas Legais tem sido criticado por parte do agronegócio e seus representantes no Congresso Nacional. A exigência de Reservas Legais é considerada demasiadamente restritiva e impediria a plena expansão das atividades agrícolas e, por conseguinte, prejudicaria o desenvolvimento do país. Aqui, analisamos criticamente os argumentos de um projeto de lei recentemente proposto, que visa a extinguir completamente as Reservas Legais. Demonstramos que os argumentos usados não têm apoio em dados, evidências ou teorias, além de ser baseados em raciocínio ilógico. Além disso, sintetizamos os principais benefícios das Reservas Legais, inclusive benefícios econômicos e para a saúde humana, e enfatizamos a importância dessas reservas para as seguranças hídrica, energética, alimentar e climática, além de sua função primária de auxiliar na manutenção da biodiversidade em paisagens agrícolas. Destacamos também que as Reservas Legais são um componente-chave para soluções baseadas na natureza, que são reconhecidamente mais eficazes e menos dispendiosas. Devem, assim, serem consideradas como ativos para o desenvolvimento do Brasil, e não como passivos. Baseados nas sólidas evidências científicas disponíveis e na concordância sobre a relevância das Reservas Legais, opomo-nos veementemente a qualquer tentativa de extinguir ou enfraquecer a manutenção dessas áreas.

© 2019 Publicado por Elsevier Editora Ltda. em nome de Associação Brasileira de Ciência Ecológica e Conservação. Este é um artigo Open Access sob uma licença CC BY-NC-ND (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Introdução

A legislação ambiental do Brasil¹ obriga os proprietários de terras a manterem parte de suas propriedades cobertas com vegetação nativa, as chamadas Reservas Legais. O principal objetivo dessas áreas é garantir a conservação de biodiversidade, a provisão de

[☆] Este artigo é a versão traduzida de Metzger, J.P., et al. Why Brazil needs its Legal Reserves. *Perspect Ecol Conserv.* 2019;17:91–103.

^{☆☆} Por favor, cite este artigo como: Metzger, J.P., et al. Why Brazil needs its Legal Reserves. *Perspect Ecol Conserv.* 2019;17:91–103.

* Autor para correspondência.
Correio eletrônico: jpm@ib.usp.br (J.P. Metzger).

¹ Lei de Proteção da Vegetação Nativa (12.651/2012), que substituiu o antigo Código Florestal Brasileiro de 1965.

múltiplos serviços ecossistêmicos e o uso sustentável de recursos naturais em propriedades rurais. Reservas Legais podem ser usadas economicamente na medida em que a vegetação natural² for mantida ou restaurada (Brançalion et al., 2016). A exigência de reserva legal varia de 80% da propriedade no caso da vegetação florestal na Amazônia, a 35% na transição entre a Amazônia e o Cerrado e a 20% nas demais regiões (Mata Atlântica, Cerrado, Caatinga, Pantanal e Pampa). Essa obrigação de proteger a vegetação natural em propriedades privadas existe na legislação ambiental brasileira desde o Código Florestal de 1934. No entanto, ela tem sido criticada por parte do setor do agronegócio e seus representantes políticos, pois seria demasiadamente restritiva, impediria os proprietários de fazerem as suas atividades e violaria direitos de propriedade. Esse debate voltou à mesa com um projeto de lei recente que foi apresentado ao Senado (Projeto de Lei n. 2362/19), com o objetivo de remover completamente a exigência de reserva legal da Lei 12.651. O projeto de lei é baseado, principalmente, no argumento de que o Brasil precisa expandir suas atividades agrícolas para estimular o desenvolvimento econômico. Aqui, analisamos os riscos relacionados à extinção das Reservas Legais para a conservação da biodiversidade e do bem-estar humano e debatemos criticamente os argumentos usados para justificar a extinção da reserva legal. Discutimos também um cenário alternativo, no qual a contribuição da vegetação natural para o aumento da produtividade agrícola, a qualidade de vida e a estabilidade econômica do país em longo prazo seria valorizada. Apesar de termos usado um projeto de lei específico para discutir a importância das Reservas Legais, esperamos que nosso estudo também sirva para embasar outras discussões relacionadas com a conservação da vegetação nativa e da biodiversidade no Brasil.

Os riscos do projeto de lei

O impacto imediato da extinção da exigência de reserva legal é o aumento de áreas com vegetação natural que poderiam ser legalmente convertidas para outros usos da terra. Atualmente, uma área de 103 milhões de hectares (Mha) de vegetação natural no Brasil não é protegida pela Lei 12.651, nem como reserva legal nem como Área de Preservação Permanente (APP, áreas destinadas a proteger corredores ribeirinhos, declives íngremes e outros ecossistemas sensíveis). Assim, a conversão desses ecossistemas naturais para outros usos da terra, como a agricultura, pode ser autorizada. Essas áreas estão concentradas principalmente no Cerrado (44 Mha) e na Caatinga (35 Mha) (tabela 1, Guidotti et al., 2017). Se o projeto de lei em questão for aprovado, áreas atualmente consideradas como Reservas Legais com vegetação natural também poderão ser legalmente convertidas, o que significaria uma perda potencial adicional de 167 Mha de vegetação natural no Brasil (ou seja, 29% da vegetação nativa remanescente). A área que legalmente poderia ser convertida (~270 Mha) corresponderia a um terço da área do país e a quase metade da vegetação remanescente no território brasileiro (46%). Na região amazônica, onde hoje é de 85%, a cobertura de vegetação nativa poderia ser reduzida para 61%. No Cerrado, os 57% de vegetação nativa remanescente poderiam ser reduzidos para 13% e a Caatinga, hoje com 63% da vegetação nativa, poderia acabar com apenas 3% (tabela 1). Todos essas perdas de ecossistemas naturais seriam completamente legais.

Obviamente, a conversão em tal magnitude de áreas naturais em outros tipos de cobertura da terra, se legalmente autorizada, terá consequências evidentes e bem conhecidas (Díaz et al., 2019), inclusive extinções maciças de espécies endêmicas ou já ameaçadas, emissões substanciais de gases com efeito de estufa, perdas na

capacidade de recarga dos rios e aquíferos, erosão e perda de solo, assoreamento dos rios e redução da qualidade da água, além da redução de outros serviços ecossistêmicos, inclusive os que são diretamente benéficos para a produção agrícola, tais como polinização das culturas ou controle natural de pragas, entre outros (ver seção 3).

Os impactos resultantes da conversão e degradação da vegetação nativa no Brasil já estão bem documentados. Na região amazônica, por exemplo, de acordo com os cenários atuais de desmatamento, 36% a 57% das espécies estão em risco de desaparecer (Gomes et al., 2019; ter Steege et al., 2015), inclusive espécies de importância econômica como castanha-do-pará, açaí e cacau. A situação é ainda mais preocupante em outros biomas brasileiros, onde grandes proporções de áreas naturais já foram perdidas (Beuchle et al., 2015, Portillo-Quintero e Sánchez-Azofeifa, 2010). O desmatamento amazônico também conduz à erosão do solo (Fearnside, 2005), redução dos serviços ecossistêmicos (Davidson et al., 2012) e alteração dos padrões climáticos (D'Almeida et al., 2007; Malhi et al., 2008). Em outros biomas, a perda de ecossistemas naturais para a agricultura também afetará o ciclo da água (Silvério et al., 2015), com previsão de impactos negativos na produção de energia, uma vez que as usinas hidrelétricas são responsáveis por mais de 60% da energia elétrica produzida no Brasil³.

A conversão da vegetação natural em áreas de produção agrícola pode ter impactos negativos na produtividade agrícola (ver seção 3). As alterações esperadas contribuiriam para agravar a situação já preocupante de degradação da biodiversidade e serviços ecossistêmicos em todo o mundo. Por exemplo, de acordo com o recentemente publicado relatório da Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (IPBES), um milhão de espécies de plantas e animais já enfrentam risco de extinção e a perda de polinizadores pode impactar negativamente a produção agrícola na ordem de centenas de bilhões de dólares americanos anualmente (Novais et al., 2016b, Díaz et al., 2019).

Além do impacto econômico direto em termos de redução de produtividade, efeitos são também esperados em termos de perdas no mercado internacional. Um grande número de atores, inclusive comerciantes, industriais, intermediários e distribuidores, tem promovido compromissos em cadeias de suprimentos para reduzir o desmatamento (Lambin et al., 2018). Os governos também podem desempenhar um papel importante no fornecimento de incentivos ou sanções para estimular a adoção de práticas sustentáveis, evitar supressão da vegetação nativa em suas cadeias de suprimentos ou promover mudanças em práticas agrícolas. A China, por exemplo, envolve-se agora em programas agrícolas de grande escala que visam a tornar a agricultura mais sustentável, inclusive reduções de emissões de gases de efeito estufa (Cui et al., 2018, Bryan et al., 2018). Em nível internacional, as Nações Unidas estimulam melhores práticas agrícolas por meio de suas 17 metas de desenvolvimento sustentável. O Conselho da União Europeia emitiu recentemente as suas conclusões para uma diplomacia climática, com um forte compromisso com o Acordo de Paris e ações associadas a esse acordo (Conselho da União Europeia, 2019). Em abril de 2019, mais de 600 cientistas europeus e representantes de 300 povos indígenas apelaram ao Parlamento Europeu para intensificar os esforços no sentido de um comércio sustentável que considere os direitos humanos, a proteção ambiental e mitigação das mudanças climáticas (Kehoe et al., 2019). Essa iniciativa foi posteriormente endossada e apoiada por 56 pesquisadores brasileiros no âmbito da Coalizão Ciência e Sociedade (Thomaz et al., 2019). Assim, fica claro que qualquer política que ignore abertamente as consequências da produção agrícola para o meio ambiente e sobre direitos

² Usamos “vegetação nativa” e “vegetação natural” como sinônimos, inclusive habitats naturais e seminaturais.

³ <http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/OperacaoCapacidadeBrasil.cfm>

Tabela 1

Vegetação nativa brasileira e cobertura agrícola (MapBiomias, coleção 3.1; A) e extensões das Reservas Legais (Guidotti et al., 2017; B) para todos os biomas. A vegetação nativa total que pode ser legalmente perdida é estimada somando a área da vegetação não protegida pela Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei 12.651/2012) com a área atual de Reservas Legais (que pode ser perdida se o Projeto de Lei n. 2.362/19 for aprovado). A B

Biomas	Área total (Mha)	Cobertura atual de vegetação nativa		Agricultura (cultivos e pastos)	
		(Mha)	%	(Mha)	%
Floresta Amazônica	421,6	356,3	85%	53,1	13%
Caatinga	83,6	52,3	63%	30,2	36%
Cerrado	203,0	115,1	57%	85,4	42%
Floresta Atlântica	110,7	37,6	34%	68,9	62%
Pampa	17,7	9,8	55%	5,9	33%
Pantanal	15,0	12,5	83%	2,1	14%
Total	851,64	583,6	69%	245,6	29%
Biomas	Reservas Legais (Mha)	Vegetação nativa que atualmente pode ser convertida legalmente (Mha)	Vegetação nativa que poderá ser perdida legalmente caso o projeto de lei seja aprovado (Mha)	Quantidade remanescente de vegetação nativa protegida caso o projeto de lei seja aprovado %	
Floresta Amazônica	88,5	12	100,5	61%	
Caatinga	14,5	35	49,5	3%	
Cerrado	45,7	44	89,7	13%	
Floresta Atlântica	12,2	0	12,2	23%	
Pampa	2,6	4	6,6	18%	
Pantanal	3,4	8	11,4	7%	
Total	167	103	269,9	37%	

humanos trará o risco de perdas econômicas para o Brasil e seus produtores.

Os falsos argumentos por trás do projeto de lei

Muitos dos argumentos usados para justificar o projeto de lei que visa a extinguir as Reservas Legais em propriedades rurais no Brasil são baseados em raciocínios ilógicos e carecem na sua maioria de uma sustentação em dados, evidências ou teorias, como mostramos ponto por ponto na discussão abaixo.

A conversão de vegetação nativa é necessária para aumentar a área agrícola?

Não há argumentos válidos que justifiquem o imenso aumento de áreas naturais que podem ser legalmente convertidas para outros usos da terra apresentado pelo projeto de lei em questão. Recentemente, o antigo Código Florestal foi profundamente revisto, resultou na Lei de Proteção da Vegetação Nativa de 2012 (Brançalion et al., 2016). Essa revisão já levou a uma redução das exigências de reserva legal em 37 Mha (Guidotti et al., 2017), dada a uma ampla anistia de áreas ilegalmente convertidas, que ao abrigo da lei anterior teriam de ser restauradas (Soares-Filho et al., 2014). Como resultado, o déficit de Reservas Legais, ou seja, as demandas de restauração ou compensação, é hoje muito menor (11 Mha) do que antes (48 Mha; Guidotti et al., 2017). Além disso, foram estabelecidos diferentes mecanismos para facilitar o cumprimento da legislação, no caso de proprietários que tenham convertido vegetação nativa para além do legalmente permitido. Isso inclui a possibilidade de compensar déficit fora de sua própria propriedade. Adicionalmente, é importante mencionar que as terras destinadas como Reservas Legais tendem a ter baixa aptidão para uso agrícola intensivo (Latawiec et al., 2015). Portanto, a conversão de Reservas Legais conduziria principalmente a ganhos imediatos e limitados (por exemplo, com a venda de madeira ou carvão vegetal, inicialmente, e depois com o gado em áreas antes florestais). Em longo prazo, essa conversão levaria a mais terras degradadas e improdutivas.

O Brasil já tem vastas áreas de pastagens degradadas ou não usadas eficientemente em regiões altamente adequadas para a agricultura (Sparovek et al., 2015). A produtividade de pastagens cultivadas, que cobrem 115,6 milhões de hectares, é de apenas 32-34% do seu potencial e um aumento de cerca de 50% dessa produtividade, considerada viável nos padrões atuais de uso do solo, permitiria atender à demanda de carne até 2040, ofertaria terras para agricultura, produção de madeira e biocombustíveis, sem conversão adicional da vegetação natural (Strassburg et al., 2014). Além disso, a tendência atual é uma dissociação entre a produção e a conversão da vegetação natural (Lapola et al., 2013), uma vez que o crescimento da produção agrícola depende cada vez mais da intensificação local, graças às novas tecnologias (Abramovay, 2018). A destruição extensiva da vegetação natural não é, por conseguinte, uma necessidade para aumentar a produção agrícola no Brasil, como também foi demonstrado numa análise global (Foley et al., 2011).

Adicionalmente, as Reservas Legais podem ser exploradas economicamente, desde que isso seja feito de uma forma sustentável e a vegetação natural seja mantida, pelo menos parcialmente. Por exemplo, mais de 469 espécies de plantas atualmente usadas no Brasil em sistemas agroflorestais podem ser plantadas ou exploradas em Reservas Legais (Joly et al., 2018). O consumo de frutas produzidas nesses sistemas também pode contribuir para a saúde humana (Tilman e Clark, 2014). Mais de 245 espécies da flora brasileira são usadas para produtos cosméticos e farmacêuticos, pelo menos 36 delas já foram registradas como plantas fitoterápicas (Joly et al., 2018) e todas podem ser cultivadas em Reservas Legais. Muitas espécies exóticas de alto interesse econômico também podem ser usadas para a restauração de Reservas Legais, se combinadas com espécies nativas e se não cobrirem mais de 50% da área. Em regiões de pastagens naturais, como no Pampa e no Pantanal, o pastoreio de gado é permitido nas Reservas Legais: quando bem administradas, essas áreas podem fornecer retorno econômico competitivo para os agricultores, ao mesmo tempo em que conservam os recursos naturais (Overbeck et al., 2007, 2015). Os ganhos financeiros decorrentes do uso sustentável dos recursos naturais em Reservas Legais, inclusive a implantação de sistemas agroflo-

restais, podem ser muito mais elevados do que os de pastagens cultivadas degradadas, atualmente em uso (Batista et al., 2017).

O Brasil protege mais áreas naturais do que outros países?

O argumento de que o Brasil protege mais áreas naturais do que outros países, apresentado no projeto de lei como uma das principais justificativas para a extinção das Reservas Legais, está errado. No Brasil, a cobertura de vegetação nativa é estimada em 65 a 69% do território. No lista do Banco Mundial, considerando apenas a cobertura florestal, o Brasil ocupa o 30º lugar (com 59% de cobertura florestal), após países com desenvolvimento socioeconômico muito elevado, como a Finlândia (73%) ou Suécia (69%) (dados do Banco Mundial, The World DataBank). Considerando áreas naturais e seminaturais, o Brasil ocupa apenas o 118-122º lugar (com 73% de cobertura) entre os 300 países analisados (European Commission and Joint Research Centre, 2018).

Um argumento comum a favor da expansão do agronegócio no Brasil é o fato de que apenas um terço do território nacional está coberto por áreas agrícolas e que esse patamar seria inferior a vários países desenvolvidos. Os autores do projeto de lei referem-se explicitamente aos Estados Unidos, à Austrália e ao Canadá como países com maior percentual de terras agrícolas em comparação com o Brasil. No entanto, os números que apresentam não estão corretos. Nos Estados Unidos, por exemplo, apenas 22% da área total são usados para agricultura e pastagens intensivas (Sleeter et al., 2018) e 44% considerando todo tipo de atividade agrícola⁴, e não 74%, como indicado na justificativa do projeto de lei. Na Austrália e no Canadá, a porcentagem de áreas agrícolas é ainda mais baixa (Austrália: 13%⁵, Canadá: 7%). Na Europa, a cobertura agrícola varia entre 21% e 43%, com uma forte tendência decrescente (em contraste com o Brasil). Com a manutenção da atual tendência, o Brasil terá, proporcionalmente, mais terras agrícolas do que os países da União Europeia antes de 2030 (The World DataBank).

Ainda, o valor de 65–69% da vegetação natural remanescente no Brasil é uma média nacional, fortemente influenciada pela região amazônica, onde 85% são vegetação natural. Em outras regiões do Brasil, a situação da cobertura natural do solo é preocupante: na Mata Atlântica, por exemplo, a vegetação nativa remanescente é estimada entre 28% (Rezende et al., 2018) e 34% (tabela 1). Em escala regional, muitas partes do país apresentam níveis muito baixos de vegetação natural (< 20%), em especial nas regiões com elevada aptidão para a agricultura, que foram quase totalmente convertidas (> 70%), por exemplo, em partes de Mato Grosso, Paraná, São Paulo ou Rio Grande do Sul (MapBiomas coleção 3.1; <http://mapbiomas.org>). Isso significa que os benefícios da reserva legal para as sociedades humanas (ver seção 3) estão distribuídos de forma muito desigual no Brasil.

O mesmo raciocínio se aplica às áreas estritamente protegidas. O Brasil tem 6% de seu território para a conservação da biodiversidade em áreas públicas (áreas das categorias I e II segundo IUCN), mas a maior parte está concentrada na região amazônica. Fora da Amazônia, as terras sob proteção atingem um máximo de 3% e são apenas cerca de 1% na Pampa (tabela 2). Esses valores representam apenas uma pequena parte das exigências internacionais de áreas protegidas (por exemplo, as metas de Aichi da Convenção da Diversidade Biológica sugerem a conservação de pelo menos 17% dos ecossistemas terrestres) e são baixos quando comparados com a extensão de áreas protegidas em outros países (Pacheco et al., 2018; Battistella

et al., 2019). De fato, o compromisso brasileiro para as Metas de Biodiversidade de Aichi é de proteger, até 2020, pelo menos 30% da Amazônia e 17% de cada um dos outros biomas terrestres, o que inclui necessariamente as Reservas Legais⁶. Sem essas reservas, a meta nacional não será atingida.

O requisito de reserva legal impede o desenvolvimento econômico?

Os autores do projeto de lei 2362/19 presumem que o aumento da produção agrícola em áreas hoje definidas como Reservas Legais irá aumentar a produção e, assim, aumentar o desenvolvimento econômico do país. Na justificativa do projeto de lei, os autores referem-se aos EUA como um país com grande produção agrícola e grande riqueza. No entanto, se olharmos para os dados, torna-se óbvio que o desempenho econômico dos EUA não provém da produção agrícola. Mesmo que o país seja um dos maiores produtores agrícola em âmbito mundial, atividades agrícolas correspondem apenas a 5,4% do Produto Interno Bruto dos EUA (US Department of Agriculture, 2017⁷). Claramente, o caminho para o desenvolvimento econômico não se baseia na expansão de áreas para produção de produtos de origem primária, as *commodities*.

Além disso, um relatório das Nações Unidas sobre a dependência global de *commodities* mostra que os países que dependem muito de *commodities* apresentam, de fato, mais baixos índices de desenvolvimento humano, ou seja, são mais pobres (United Nations Conference on Trade and Development and Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2017). Essa relação negativa entre a dependência de *commodities* e o desenvolvimento persiste mesmo depois de períodos de crescimento econômico devido a elevados preços das *commodities*.

A agricultura é o setor que mais contribui para a conservação?

O argumento de que no Brasil o setor agrícola é responsável pela conservação dos recursos naturais, também declarado pelos proponentes do projeto de lei, é fortemente tendencioso. É verdade que grande parte da vegetação natural é encontrada em terras privadas. Mas se olharmos não para a extensão total da vegetação natural, mas sim para os ganhos (regeneração) e perdas (conversão de vegetação nativa para outros usos), o Brasil é o país com as maiores perdas de vegetação natural do mundo (European Commission and Joint Research Centre, 2018; FAO, 2016) e esses processos ocorrem em terras privadas. Nos últimos 30 anos, as perdas líquidas de vegetação natural em propriedades privadas foram superiores a 20%, em comparação com apenas 0,5% em áreas protegidas e 5% em outras áreas públicas (Azevedo e Pinto, 2019). As taxas de desmatamento podem ser até 20 vezes mais baixa em áreas protegidas ou terras indígenas quando comparadas com as terras privadas adjacentes (Nepstad et al., 2006, Soares-Filho et al., 2010, Pfaff et al., 2014). Isso significa que uma parte considerável dos proprietários de terras efetivamente não mantém e protege a vegetação natural. Por exemplo, uma análise de mudanças no uso da terra na região do Cerrado, no norte de Minas Gerais, indica uma perda anual de 1,2% de vegetação natural de 2000 a 2015 (Espírito-Santo et al., 2016). Se essas tendências continuarem – e o projeto de lei proposto provavelmente aumentará a conversão de vegetação natural – os estoques atuais de vegetação natural podem ser rapidamente dilapidados. Vale ainda ressaltar que a conservação efetiva inclui mais do que a manutenção da vegetação natural. Significa seguir alguns princípios de “intensificação ecológica”, tais como a redução

⁴ <https://data.worldbank.org/indicator/>

⁵ Australian Bureau of Agricultural and Resource Economics and Sciences, <http://www.agriculture.gov.au/abares/aclump>; uma área estimada em 46% do país é usada para pastagem em ecossistemas nativos. De acordo com o Banco Mundial (ver nota 4), a área total com atividades agrícolas na Austrália é de 48%.

⁶ <https://www.cbd.int/nbsap/about/latest/default.shtml#br>

⁷ <https://www.ers.usda.gov/data-products/chart-gallery/gallery/chart-detail/?chartId=58270>

Tabela 2

Extensão das áreas protegidas para todos os biomas brasileiros (fonte: Cadastro Nacional de Unidades de Conservação do Ministério do Meio Ambiente (CNUC/MMA), www.mma.gov.br/cadastro_uc)

Biomas	Unidades de Conservação de proteção integral (Mha)	Unidades de Conservação de uso sustentável (Mha)	Área total de Unidades de Conservação (Mha)	% de Unidades de Conservação de proteção integral %	% unidades de conservação de uso sustentável %	% de Unidades de Conservação %
Floresta Amazônica	41,31	75,17	116,48	10%	18%	28%
Caatinga	1,41	5,82	7,23	2%	7%	9%
Cerrado	5,82	10,58	16,40	3%	5%	8%
Floresta Atlântica	2,19	7,73	9,92	2%	7%	9%
Pampa	0,11	0,43	0,54	1%	2%	3%
Pantanal	0,44	0,25	0,69	3%	2%	5%
Total	51,28	99,98	151,26	6%	12%	18%

de uso de pesticidas e promoção de um melhor ordenamento espacial das zonas naturais (Kovács-Hostyánszki et al., 2017; Rother et al., 2018), para dar apenas dois exemplos.

A conservação está ligada à pobreza?

A associação proposta entre a conservação dos ecossistemas naturais e a pobreza é outro falso argumento usado no projeto de lei. A conservação não leva as populações da região a viverem na pobreza. É verdade que cerca de 40% da vegetação natural do Brasil estão situados em 400 municípios (7% do total de municípios) que abrigam 13% dos brasileiros economicamente mais desfavorecidos (Joly et al., 2018). No entanto, a relação espacial entre pobreza e áreas de conservação no Brasil carece de uma relação causal. Historicamente, a conversão de florestas ou outros ecossistemas naturais para áreas agrícolas não resultou em aumentos significativos do bem-estar humano das populações locais. Ao contrário, o que tem sido descrito é um padrão de *boom-and-bust* (i.e. rápido crescimento e colapso), no qual diferentes indicadores de qualidade de vida aumentam inicialmente, quando o desmatamento começa, mas voltam aos níveis prévios ao desmatamento à medida que a fronteira agrícola avança para novas áreas florestais (Rodrigues et al., 2009). O desmatamento pode gerar crescimento econômico e melhorias no nível de desenvolvimento humano, impulsionados principalmente pela agricultura e atividade industrial, mas esses ganhos podem ser efêmeros se os produtores não reduzirem a depleção dos recursos naturais e implantarem atividades mais ecoeficientes (Sathler et al., 2018). Além disso, os usos da terra adotados após o desmatamento na Amazônia, como o pastoreio de gado em áreas remotas, só proporcionam rendas muito baixas, enquanto causam grave degradação ambiental (Garrett et al., 2017). Estudos recentes na Amazônia têm mostrado que a agricultura é negativamente associada ao bem-estar humano em nível local, possivelmente devido à dominância da pecuária como atividade econômica nesse setor (Silva et al., 2017).

A importância das Reservas Legais no Brasil

Uma proporção considerável do Brasil é coberta por vegetação natural, o que é desejável se considerarmos a responsabilidade do país em não apenas manter a sua elevada biodiversidade, mas também para manter os benefícios que essas áreas têm para a população do país, inclusive para o setor produtivo. A vegetação natural fornece uma vasta gama de serviços ecossistêmicos, tais como polinização, conservação de água, regulação climática, proteção contra incêndios, regulação de pragas e doenças, entre outros (Pascual et al., 2017). Todos esses serviços contribuem para as seguranças alimentar, climática, hídrica e energética, além de favorecer a saúde humana. Devido à sua extensão total e à sua ampla distribuição espacial, as Reservas Legais são cruciais para a provisão de serviços ecossistêmicos para a população brasileira como um

todo (figura 1). As Reservas Legais são também um componente-chave para garantir a função social de propriedades privadas, conforme disposto na Constituição federal. A seguir, apresentamos detalhadamente algumas das principais funções e serviços das Reservas Legais.

Proteção da biodiversidade

Uma das funções primordiais das Reservas Legais é propiciar as condições mínimas para a manutenção da biodiversidade em paisagens produtivas, onde as áreas agrícolas dominam e relegam a vegetação natural remanescente a pequenos fragmentos ou a faixas estreitas ao longo dos rios (Lira et al., 2012; Oliveira et al., 2017). Nessas condições, os riscos de extinção local são altos, pois as pequenas populações de espécies nativas são submetidas a condições de vida estressantes (poucos recursos, efeitos de borda, altos níveis de perturbação humana). Isso resulta em uma alta probabilidade de extinção local, na medida em que as possibilidades de recolonização a partir de áreas adjacentes são limitadas: a maioria das espécies não é capaz de transitar através de matriz de uso antrópico (Hanski, 2011; Krauss et al., 2010). Para permitir um melhor equilíbrio entre as extinções locais e a recolonização, é necessário aumentar a permeabilidade da paisagem, criar corredores, aproximar os fragmentos remanescentes ou implantar usos da terra mais permeáveis aos fluxos biológicos, tais como sistemas agroflorestais no caso de paisagens florestais (Metzger e Brancalion, 2016; Rother et al., 2018). Nessas situações, devido à sua ampla distribuição espacial, as Reservas Legais desempenham um papel crucial no estabelecimento de condições que facilitam os fluxos, aumentam assim a conectividade da paisagem (Tamboosi et al., 2014) e as taxas de recolonização de espécies (Mangueira et al., 2019). Como as Reservas Legais são hábitat de muitos animais que contribuem para a dispersão de sementes, elas também facilitam a recuperação e restauração ecológica de áreas degradadas na sua proximidade (Paolucci et al., 2019).

Dados das florestas atlântica e amazônica sugerem que uma cobertura de pelo menos 30% da vegetação natural é necessária para garantir a manutenção de comunidades que apresentem maior integridade na sua composição, para conservar algumas das espécies mais vulneráveis e dependentes da floresta (Banks-Leite et al., 2014; Ochoa-Quintero et al., 2015). Para algumas espécies esse limiar de extinção é ainda maior, em torno de 50% de vegetação remanescente (Morante-Filho et al., 2015). Para os Campos Sulinos, uma região dominada por pastos na Região Sul do Brasil, um estudo recente indicou efeitos negativos da perda de hábitat em plantas e comunidades de formigas, mesmo em cenários em que mais de 50% das terras é ainda coberta por pastagens naturais (Staude et al., 2018). Abaixo desses limiares, as taxas de extinção aumentam exponencialmente e causam um empobrecimento das comunidades, que serão então dominadas por espécies mais generalistas, enquanto as abundâncias e a riqueza de espécies restritas aos ecos-

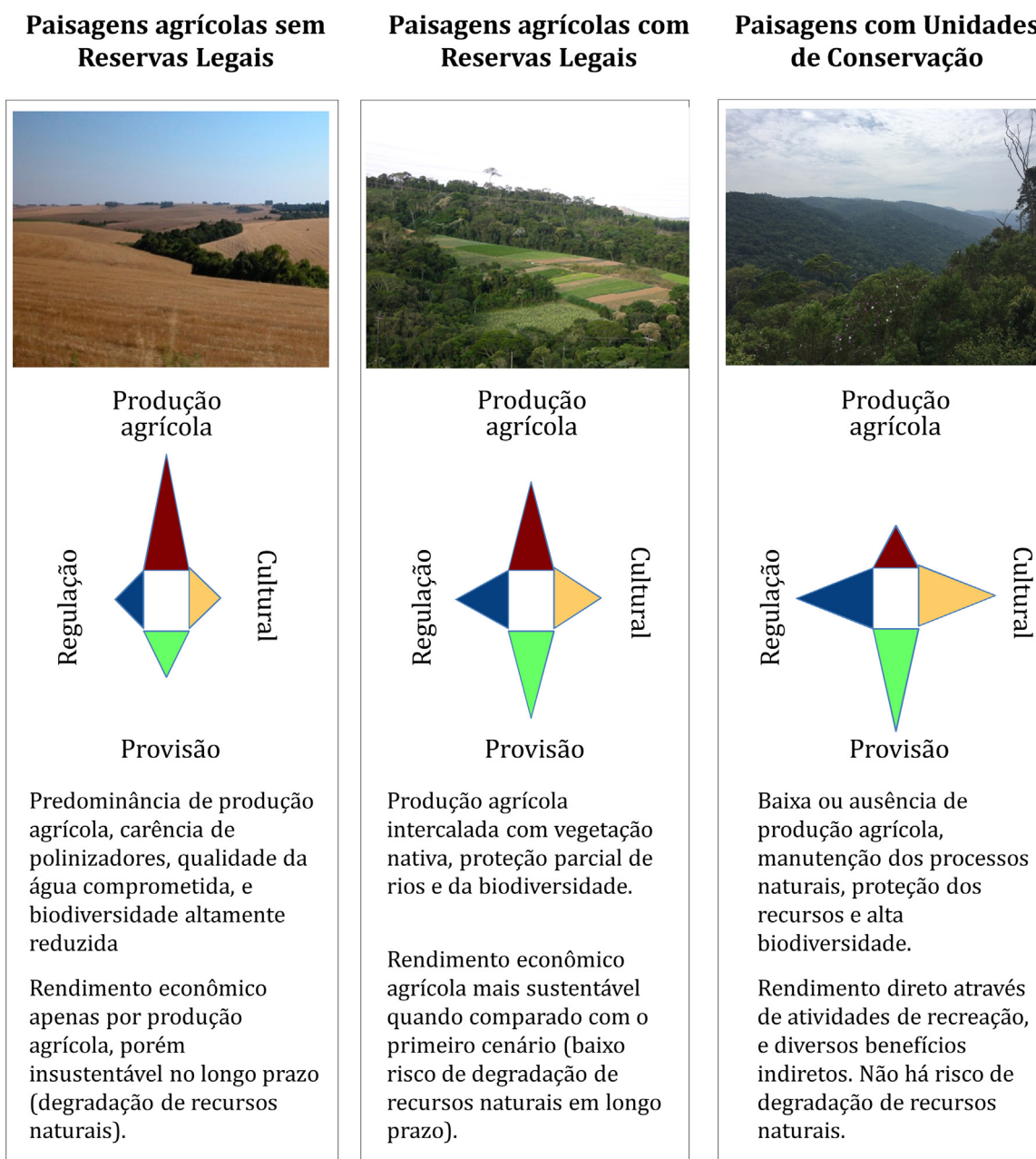


Figura 1. Contribuições de paisagens com diferentes níveis de proteção da vegetação nativa para a provisão de serviços ecossistêmicos.

sistemas naturais originais serão muito reduzidas. Sem Reservas Legais, esses limiares de extinção não serão mais alcançados em qualquer bioma brasileiro, exceto na Floresta Amazônica (tabela 1).

É importante ressaltar que as Áreas de Preservação Permanente (APPs) não podem substituir as áreas de reserva legal. Conforme claramente definido na Lei 12.685, as Reservas Legais e APPs estão localizadas em diferentes condições ambientais e de regime de perturbação: as APPs estão situadas (e são requeridas) em encostas íngremes ou ao longo de rios, enquanto que as Reservas Legais podem ser alocadas ao longo de todo o gradiente de condições ambientais. Assim, não é possível substituir as funções de reserva legal por APPs, ou vice-versa: as duas categorias de áreas conservadas se complementam na paisagem, propiciam diferentes funções ecológicas (Tambosi et al., 2015) e contribuem para a manutenção de grupos distintos de espécies. Além de assegurar diversas funções ecossistêmicas, as Reservas Legais trabalham em conjunto para tor-

nar as paisagens agrícolas mais adequadas e permeáveis aos fluxos de espécies, conecta também áreas protegidas maiores, tais como reservas biológicas, parques nacionais e estações ecológicas. Sem a proteção da vegetação natural em terras privadas por meio de Reservas Legais e APPs, muitas unidades de conservação ficariam totalmente isoladas dentro das paisagens agrícolas. Isso também aumentaria, em longo prazo, os riscos de extinção em grandes refúgios de biodiversidade, apesar de sua proteção formal (DeFries et al., 2005). Como resultado, a vegetação natural em propriedades privadas também é importante para a manutenção da diversidade biológica nas unidades de conservação.

Finalmente, os processos de conversão do uso da terra em muitos países desenvolvidos, como na Europa, ocorreram em paisagens com menor biodiversidade e levaram milhares de anos para acontecer (Roberts et al., 2018), o que permitiu a adaptação de muitas espécies às novas condições de agricultura de baixa intensidade. Esse processo levou, por exemplo, ao desenvolvimento de prada-

rias seminaturais que são hoje em dia protegidas pela lei europeia (Veen et al., 2009). De fato, a Europa gasta bilhões de euros por ano para promover uma agricultura que respeite a biodiversidade e manter as pradarias seminaturais (De Castro et al., 2012; Kleijn e Sutherland, 2003). Em contraste, a conversão de vegetação florestal e não florestal nativa no Brasil tem ocorrido principalmente em paisagens de alta biodiversidade, ao longo dos últimos 200 anos, e mais rapidamente nos últimos 50 anos, o que não permitiu a adaptação das espécies e, consequentemente, tem sido acompanhada por níveis altos de extinção (Pimm et al., 2014).

Regulação climática

As Reservas Legais são essenciais para a regulação do clima, uma vez que a vegetação armazena carbono. Essas reservas detêm 21,5% do estoque de carbono acima do solo do Brasil (Freitas et al., 2018). Isso corresponde a 11,1 Gt de carbono, distribuídos por pequenas (4,2 Gt), médias (1,8 Gt) e grandes propriedades agrícolas (6,6 Gt) em todos os biomas brasileiros, mas a maior parte (8,6 Gt) desse estoque de carbono está em propriedades rurais na Amazônia (Freitas et al., 2018). Um cenário de desmatamento em larga escala resultante da eliminação das Reservas Legais liberaria grandes quantidades de carbono para a atmosfera⁸. Além disso, seria uma oportunidade perdida para o país de promover o sequestro do carbono atmosférico (Bustamante et al., 2019), caso a restauração dos déficits de Reservas Legais não seja mais obrigatória. As resultantes emissões de carbono teriam fortes impactos no clima regional e global, com efeitos em cascata, tais como maior erosão, secas, inundações e alterações potencialmente irreversíveis dos ecossistemas naturais (Marengo et al., 2018; Nobre et al., 2016). Adicionalmente, foi demonstrado que a cobertura vegetal natural exerce uma influência importante no clima em escala local, devido aos efeitos da evapotranspiração e no albedo (ver, por exemplo, Silvério et al., 2015; Prevedello et al., 2019). As Reservas Legais desempenham, assim, um papel fundamental na regulação do clima e na mitigação e adaptação às alterações climáticas.

Energia e segurança hídrica

A água é um dos recursos cruciais para a humanidade, seja para consumo direto, agricultura ou produção de energia. Embora o uso de água de aquíferos no Brasil esteja aumentando, a maior parte da água usada no país provém da superfície (rios e lagos) e alcança 74.830 milhões de m³: 60% para a agricultura e a pecuária; 23% para os municípios e 17% para a infraestrutura (ANA, 2012). Adicionalmente, mais de 60% da eletricidade consumida no país provém de usinas hidrelétricas⁹ que dependem de fluxo de água para continuar a funcionar. A relação entre a quantidade de água em rios e o uso e cobertura da terra está bem estabelecida na literatura, mesmo que a mudança climática aumente a complexidade das relações (Ukkola et al., 2016; Wei et al., 2018). Concisamente, a cobertura vegetal natural promove a diminuição do escoamento superficial e o aumento da interceptação e da infiltração do solo durante tempestades, mantém também a vazão nas estações secas. Em um estudo de caso na bacia do Alto Xingu, Dias et al. (2015) constataram que a conversão de florestas para soja levou a aumentos substanciais na vazão dos rios, mas reduziu também a evapotranspiração, o que tem consequências sobre os fluxos hídricos entre solo, vegetação e

atmosfera no âmbito regional e, por conseguinte, na precipitação (Silvério et al., 2015). Spera et al. (2016) apresentam processos semelhantes para o Cerrado. Diferentes opções de produção agrícola têm consequências para a futura disponibilidade de água: a redução contínua da cobertura vegetal natural, que é acompanhada de uma redução no fornecimento de vapor de água para a atmosfera, também pode afetar ecossistemas terrestres que dependem da precipitação para o seu adequado funcionamento (Davidson et al., 2012; Spera et al., 2016), enquanto a água da estação seca consumida na intensificação dos sistemas de criação de gado e de irrigação poderia ter impacto nos ecossistemas aquáticos a jusante (Lathuillière et al., 2018). A redução do fluxo de água nos rios pode aumentar a já elevada vulnerabilidade da população humana em muitas cidades grandes brasileiras, como evidenciado na crise hídrica de 2014 e 2015 no Sudeste do Brasil (Dobrovolski e Rattis, 2015; Nobre et al., 2016). Os altos níveis de transpiração e evapotranspiração das florestas amazônicas são, portanto, importantes não só para sustentar a própria floresta, mas também para manter a pluviosidade no Cerrado e em áreas-chave de recarga (Fernandes et al., 2016), e também mais ao sul, inclusive vários países da Bacia do Prata (Lovejoy e Nobre, 2018). Sem essa vegetação, a segurança hídrica e energética ao sul da Amazônia está ameaçada.

A relação entre a presença de vegetação natural e a qualidade da água (em reservatórios, rios e aquíferos) também é amplamente reconhecida (Zhang et al., 2010). Os usos agrícola e urbano do solo levam à degradação da qualidade da água, enquanto a cobertura vegetal natural desempenha um papel significativo na manutenção da água limpa (Mello et al., 2018), reduz os custos de tratamento de água em cerca de 100 vezes (Tundisi e Tundisi, 2010). Isso levou muitos países ou cidades a investir na conservação da vegetação nativa e na adoção de práticas agrícolas de baixo impacto para evitar custos elevados de tratamento da água para o consumo humano; exemplos proeminentes são Nova York, EUA, e Munique, Alemanha, onde as organizações municipais de água desenvolveram programas para pagar os agricultores por práticas agrícolas que reduzam os impactos negativos sobre os recursos hídricos, tais como a agricultura orgânica (Grolleau e McCann, 2012).

Uma revisão sobre a qualidade da água no Cerrado brasileiro mostra a ampla presença de pesticidas nas águas subterrâneas, em alguns casos com concentrações elevadas (Hunke et al., 2015), em consequência da agricultura intensiva. Resultados semelhantes existem para outras regiões (Bacia do Pantanal Nordeste, Laabs et al., 2002). Enquanto as APPs ao longo dos rios fornecem uma zona de amortecimento para proteção imediata de recursos hídricos (embora a suficiência das necessidades atuais tenha sido questionada com base em dados [Valera et al., 2019]), as Reservas Legais, devido à sua extensão espacial, podem ser um instrumento ainda mais importante para a conservação da água e o fornecimento de serviços ecossistêmicos hídricos associados. Consequentemente, os recursos hídricos, em termos de qualidade e quantidade, dependem do uso do solo na bacia hidrográfica, não apenas em faixas de proteção adjacentes aos recursos hídricos (Mello et al., 2018). Como representam praticamente um terço da vegetação natural do Brasil, as Reservas Legais desempenham um papel crucial para a segurança hídrica e energética do país.

Polinização, controle biológico e segurança alimentar

De um conjunto de 141 culturas agrícolas analisadas no país, 85 (60%) dependem de polinização animal (Giannini et al., 2015). A diversidade de espécies polinizadoras é fundamental para a eficácia da polinização dos cultivos agrícolas (Garibaldi et al., 2016) e a manutenção da vegetação natural próxima às áreas cultivadas pode garantir essa diversidade e fomentar a produtividade agrícola (Wolowski et al., 2018; Joly et al., 2018). Por exemplo, estima-se que os serviços de polinização contribuam para um aumento da produ-

⁸ Para comparação: 11,1 Gt de carbono correspondem a 38 anos da emissão total de carbono a partir de combustíveis fósseis em 2015 na França; ver <https://www.ucsusa.org/global-warming/science-and-impacts/science/each-country-share-of-co2.html>

⁹ <http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/OperacaoCapacidadeBrasil.cfm>

tividade do café de 12 a 28% (De Marco e Coelho, 2004; Saturni et al., 2016), o que representa um benefício de R\$ 1,9 a 6,5 bilhões ao ano no Brasil (Giannini et al., 2015). No entanto, esse serviço só ocorre em áreas adjacentes à vegetação natural, geralmente a uma distância inferior a 300 m da borda, o que exige que os elementos naturais estejam bem difundidos na paisagem, criem mais interfaces entre as culturas e a vegetação natural (Saturni et al., 2016).

A importância dos serviços de polinização provindos de florestas adjacentes a cultivos também foi demonstrada para a palmeira de açaí no delta do Rio Amazonas, que tem uma contribuição de US\$ 149 milhões por ano para a economia brasileira (Campbell et al., 2018). A perda de serviços de polinização para 29 das principais culturas alimentares brasileiras reduziria a produção em 16–51 milhões de toneladas, o que se traduziria em redução de 5–15 bilhões de dólares por ano, reduziria assim a contribuição da agricultura para o Produto Interno Bruto brasileiro em 6,5–19,4% (Novais et al., 2016b). Segundo o mesmo estudo, os agricultores familiares (74% da força de trabalho agrícola) são os que mais sofreriam com esses impactos. Devido ao seu rendimento mais baixo e à dependência direta, ou mesmo exclusiva, desse serviço ecossistêmico, as classes dos trabalhadores rurais e mais pobres sentiriam mais os efeitos do declínio de polinizadores, o que acentuaria a desigualdade social no Brasil.

A produção agrícola também depende fortemente do controle dos danos causados por pragas (Oerke, 2006). As pragas agrícolas são responsáveis por grandes perdas econômicas que afetam substancialmente não só os orçamentos dos produtores, mas também a segurança alimentar (Barbosa et al., 2012). Somente no Brasil, as pragas de insetos causam uma perda média anual de 7,7% na produção, o que se traduz numa redução de 25 milhões de toneladas de alimentos, fibras e biocombustíveis e uma perda econômica anual total de US\$ 17,7 bilhões (Oliveira et al., 2014). É particularmente bem estabelecido que os surtos de populações de pragas em culturas são evitados pela presença de vertebrados e artrópodes predadores e parasitoides (ou seja, inimigos naturais de pragas; Biddinger et al., 2009; Swinton et al., 2006), levam ao aumento da produção e do rendimento em culturas economicamente importantes como café, milho e cacau (Karp et al., 2013; Maas et al., 2013; Classen et al., 2014; Maine e Boyles, 2015). Esses organismos se movimentam de habitats naturais e seminaturais para se alimentar dentro de plantações adjacentes, um processo chamado “efeito de transbordamento” (*spillover effect*, Tscharrntke et al., 2011). A ligação entre a presença desses inimigos fundamentais de pragas em terras agrícolas e a existência de vegetação natural nas imediações foi amplamente demonstrada em todo o mundo (Aviron et al., 2005; Barbosa et al., 2012; Billeter et al., 2008; Boesing et al., 2017; Tscharrntke et al., 2005) e também para áreas agrícolas brasileiras dominadas por soja (Cividanes et al., 2018), milho (Cividanes et al., 2018), café (Aristizábal e Metzger, 2019; Librán-Embido et al., 2017; Medeiros, 2019; Pierre, 2011) e cacau (Novais et al., 2017, 2016a; Sperber et al., 2004), entre muitos outros. Os inimigos naturais dependem de fragmentos de vegetação natural, que fornecem locais para abrigo, nidificação e presas opcionais, e não podem assim existir sem elas (Landis et al., 2000). De forma similar aos demais serviços ecossistêmicos, as Reservas Legais, devido à sua extensão e amplo padrão de distribuição espacial, são cruciais para a provisão de serviços de polinização e controle de pragas em paisagens agrícolas, contribuem para a segurança alimentar do país.

Controle de zoonoses e saúde humana

A cobertura vegetal natural desempenha um papel fundamental não apenas no controle do risco de transmissão de zoonoses (Prist et al., 2016, 2017a, 2017a, 2017b, Chaves et al., 2018), mas também proporciona melhores condições para a saúde humana

(Pienkowski et al., 2017). Por exemplo, a conversão de vegetação natural florestal e não florestal para áreas agrícolas, especialmente a cana-de-açúcar, aumenta o risco da síndrome cardiopulmonar por hantavirose, uma doença que leva à morte em 50% das pessoas infectadas (Prist et al., 2016). Um estudo recente mostra que a expansão da cana-de-açúcar, que é esperada no Estado de São Paulo sob a atual estrutura legal, aumentaria em 20% o número de pessoas em risco para essa doença (Prist et al., 2017b), enquanto que as paisagens com uma percentagem de cobertura da vegetação natural acima de 30% poderiam manter a transmissão do hantavírus em baixo risco (Prist et al., 2017a). Portanto, a conversão de Reservas Legais para usos agrícolas poderia aumentar significativamente o risco de transmissão de hantavírus e, potencialmente, o risco para outras zoonoses. Para a febre amarela, o cenário parece ser semelhante, a ocorrência e a dispersão do vírus ocorrem em paisagens dominadas por uso agrícola e onde ocorre perda da cobertura florestal (P. Prist, comunicação pessoal). Além disso, na Floresta Amazônica, o desmatamento aumenta os riscos e a incidência da malária (Olson et al., 2010; Terrazas et al., 2015; Chaves et al., 2018): para cada quilômetro quadrado de terra desmatada, são produzidos 27 novos casos de malária (Chaves et al., 2018). Cada pessoa infectada com malária custa à saúde pública mais de 22 dólares americanos em visitas ambulatoriais, exames de sangue, hospitalização e tratamento (Akhavan et al., 1999). Isso não considera os custos de prevenção, o que representa 85% dos custos totais do governo com a malária (Akhavan et al., 1999). Como consequência, o desmatamento de 88,5 Mha de Reservas Legais na Amazônia aumentará o número de casos de malária e terá um gigantesco impacto negativo não só na saúde humana, mas também nas políticas de saúde pública e na economia do país.

Esses poucos exemplos mostram que a redução do desmatamento é a melhor maneira para controlar zoonoses como malária, hantavírus, febre amarela, entre outras, e que a perda maciça de cobertura vegetal natural pode ter enormes impactos não só para a saúde pública, mas também para a economia. A reserva legal desempenha assim um papel fundamental para a segurança da saúde humana.

Valor econômico da reserva legal

Os serviços ecossistêmicos prestados pelas Reservas Legais, conforme descrito acima, têm um enorme valor econômico para a sociedade, para além dos benefícios econômicos diretos que proporcionam aos proprietários rurais. Com base em valores médios de todo o mundo, um hectare de floresta tropical pode gerar um benefício estimado de US\$ 5,382/ha/ano (cerca de R\$ 21.0000/ha/ano) pela prestação de 17 tipos de serviços ecossistêmicos, inclusive regulação climática, gestão da água, controle da erosão, polinização, controle biológico, serviços culturais e recreativos, entre outros (Costanza et al., 2014). Para campos naturais e pastagens, em geral, a média global é de US\$ 4,166/ha/ano (cerca de R\$ 16,000/ha/ano). Outros ecossistemas podem ser até mais valiosos, como manguezais (> R\$ 700.0000/ha/ano) ou várzeas (cerca de 100,000/ha/ano; Costanza et al., 2014); esses tipos de ecossistemas são particularmente importantes para a proteção das zonas costeiras e para a regulação de inundações, respectivamente. Se simplificarmos e assumirmos que a Amazônia, Mata Atlântica e Caatinga são compostas exclusivamente de floresta, Cerrado e Pampa por campos e savanas e Pantanal por planícies aluviais, a perda de 270 Mha de vegetação nativa desprotegida (inclusive 167 Mha de Reservas Legais) resultaria em perdas de cerca de R\$ 6 trilhões por ano.

Estimativas mais precisas e locais de valores de serviços ecossistêmicos específicos têm sido apresentadas para a Floresta Amazônica brasileira, com o uso de dados econômicos espacialmente explícitos (Strand et al., 2018). Ao considerar uma gama de serviços ecossistêmicos, inclusive produção de alimentos

(castanha-do-Brasil), fornecimento de matéria-prima (borracha e madeira), mitigação de gases de efeito estufa (absorção de CO₂) e regulação climática (perdas para produção de soja, carne bovina e hidroeletricidade devido à redução das chuvas), [Strand et al. \(2018\)](#) estimaram que o valor da floresta poderia atingir US\$ 737/ha/ano (ou quase R\$ 3.000/ha/ano). Em qualquer um dos cenários acima, a substituição de áreas de vegetação nativa por pastagens cultivadas ou culturas de baixa renda parece ser totalmente irracional e inapropriada.

Função social das Reservas Legais

No Brasil, a propriedade da terra sempre representou o poder político e a ocupação e distribuição de terras no país têm sido associadas a conflitos e tensões nas áreas rurais. Na sua gênese, os direitos de propriedade eram vistos como absolutos, mas desde o século passado os direitos sociais de uma propriedade começaram a ser destacados. A Constituição brasileira de 1934 exigia que os proprietários de terras usassem suas terras e recursos naturais disponíveis de forma racional e adequada, preservassem o meio ambiente, cumprissem as normas trabalhistas e favorecessem o bem-estar dos proprietários e trabalhadores. A Constituição brasileira mais recente, de 1988, assegurou em seu artigo 170 o direito de propriedade da terra, desde que se cumpra a sua função social, que deve incluir a conservação da sua biodiversidade, funções e serviços dos ecossistemas. De acordo com esse princípio, desde o Código Florestal de 1934, florestas nativas e outras formas de vegetação foram consideradas de interesse comum a todos os habitantes do país e, por conseguinte, as condições dos direitos de propriedade aplicam-se a essas áreas (Franco et al., 2015). Essa função social não revoga direitos de propriedade, mas impõe ao proprietário deveres sociais, que são impossíveis de ser cumpridos sem se observar a proteção ambiental ([Santilli, 2010](#)). A Lei de Proteção da Vegetação Nativa valoriza a propriedade na medida em que enfatiza a conservação em longo prazo de inúmeras funções ecológicas e, por conseguinte, suas contribuições para o bem-estar coletivo ([Valadão e Araújo, 2013](#)). É importante ressaltar que existem disposições semelhantes em outros países, como por exemplo na Alemanha, onde o princípio da responsabilidade social da propriedade é garantido pela Constituição, que até concede livre acesso às florestas em terrenos privados ou públicos ([Badura, 1976](#); [Sievänen et al., 2013](#)).

Ao considerar o bem-estar coletivo, a função social da terra não é apenas um conceito jurídico, mas também econômico, com profundas repercussões sociais. Por definição e conforme extensivamente apresentado acima, as Reservas Legais em conjunto com as APPs desempenham um papel crucial na proteção da biodiversidade e na garantia de acesso aos benefícios proporcionados pelos seus serviços ecossistêmicos, com claras implicações para um desenvolvimento econômico sustentável e saudável. Sem essas áreas que protegem a vegetação nativa em propriedades privadas, a função social da terra já não está mais assegurada.

Um cenário futuro opcional apoiado por serviços ecossistêmicos

As múltiplas funções das Reservas Legais deixam claro que a vegetação nativa e a sua biodiversidade são ativos para o desenvolvimento do Brasil, e não passivos, especialmente em condições ambientais globais em mutação. A reserva legal é crucial para proteger os remanescentes da vegetação nativa brasileira em propriedades privadas e impedir a sua posterior conversão em uso intensivo do solo ([Sparovek et al., 2012](#)). Na maioria dos casos, muito mais se ganha com conservação ou restauração ([MMA et al., 2017](#)) dessas áreas do que com a conversão para algum uso.

As crescentes demandas do mercado, a necessidade de preservação ambiental e a melhoria do bem-estar humano tendem a valorizar a manutenção da vegetação nativa e o usufruto dos serviços ecossistêmicos prestados por essas áreas. Há um reconhecimento generalizado de que as soluções baseadas na natureza, que são sustentadas por serviços ecossistêmicos, têm custos mais baixos e geram maiores benefícios, em termos ambientais, sociais e econômicos ([Cohen-Shacham et al., 2019](#)). Essas soluções, que podem ser promovidas por um vasto leque de políticas públicas ou tipos de intervenções (inclusive o pagamento por serviços ecossistêmicos, cadeias de valor de produtos baseados na biodiversidade, áreas protegidas e manejo comunitário), permitem a criação ou a manutenção de sistemas de uso do solo e paisagens mais resilientes ([Comissão Europeia, 2016](#)), integram e equilibram as necessidades de distintos atores ([Primmer et al., 2015](#)).

As estratégias de adaptação baseada em ecossistemas são um exemplo de soluções baseadas na natureza, que se destacam como uma oportunidade significativa para enfrentar os riscos da mudança climática ([Scarano, 2017](#)). Por meio dessas estratégias, a gestão da biodiversidade pode melhorar a provisão e a qualidade da água e reduzir a vulnerabilidade a desastres naturais e seus subsequentes impactos ([Munang et al., 2013](#)). Os efeitos das florestas sobre a água e o clima local, regional e continental proporcionam também uma poderosa ferramenta de adaptação (*climate-proof landscapes*), paisagens resistentes ou à prova de mudanças climáticas), que, se for usada com êxito, tem também um potencial de atenuação das mudanças climáticas relevante em nível mundial ([Ellison et al., 2017](#)). A Adaptação Baseada em Ecossistemas, ao conservar ou recuperar recursos naturais, sequestrar e estocar carbono, tem também o potencial de reduzir a pobreza ([Joly et al., 2018](#)).

Investir na conservação e restauração da biodiversidade, dos ecossistemas e de seus serviços associados representa uma base para uma nova política de desenvolvimento social e econômico que pode criar empregos, reduzir a pobreza e as desigualdades socioeconômicas ([Bustamante et al., 2019](#)). Biodiversidade e ecossistemas nativos são elementos fundamentais para enfrentar as crises socioeconômicas nacionais e globais, pois trazem novas oportunidades de desenvolvimento. Por exemplo, [Kennedy et al. \(2016\)](#) mostraram que o cumprimento da Lei de Proteção da Vegetação Nativa no caso de expansão comercial da cana-de-açúcar no Cerrado brasileiro pode gerar benefícios significativos em longo prazo em termos de conservação da biodiversidade, sequestro de carbono e purificação de água, a um custo relativamente pequeno para as empresas. No Vale do Mississippi, estudos que quantificaram serviços ecossistêmicos em planícies de inundação restauradas encontraram que o valor do bem-estar social varia de US\$ 1.435 a US\$ 1.486 ha/ano, a mitigação de gases de efeito estufa varia de US\$ 171 a US\$ 222 ha/ano e a mitigação do nitrogênio é estimada em US\$ 1.248 ha/ano ([Jenkins et al., 2010](#)). Esse exemplo mostra que a mitigação em nível da paisagem proporciona uma conservação com boa relação custo-eficácia, que pode ser usada para promover o desenvolvimento sustentável com potencial de contribuir para a redução da pobreza¹⁰. A concentração da pobreza em municípios com grande cobertura vegetal nativa remanescente representa, portanto, uma grande oportunidade de conciliar a conservação da natureza com o desenvolvimento humano.

O uso equitativo e o acesso ao capital natural ([Costanza et al., 1997](#)) são elementos fundamentais para a superação da desigualdade no Brasil. São também a garantia de permanência dos múltiplos modos de vida e sistemas socioecológicos que representam a diversidade cultural e étnica do país. Como mencionado, as Reservas Legais são uma parte indispensável das soluções baseadas

¹⁰ https://www.cepf.net/sites/default/files/povertyreduction.atlanticforest_nov05.pdf

das na natureza e, assim, são cruciais para a economia brasileira, garantem nossas seguranças hídrica, energética, alimentar e climática, contribuem ao mesmo tempo para o bem-estar humano e a proteção da biodiversidade.

Conclusão

O enorme capital natural do Brasil proporciona as condições necessárias para transformar a conservação e o uso sustentável de seus ativos ambientais em oportunidades de desenvolvimento, tornar o país capaz de enfrentar com sucesso um clima em mudança e, ao mesmo tempo, promover a prosperidade socioeconômica em longo prazo. O potencial de produção econômica (presente e futura) do país depende da conservação dos recursos naturais e serviços ecossistêmicos associados. Os benefícios das Reservas Legais para a sociedade, em termos de preservação da biodiversidade, bem-estar para as pessoas e apoio para a economia, não podem ser substituídos pelas APPs e pelas Unidades de Conservação, que têm objetivos e funções distintos das Reservas Legais. Devido à sua extensão e distribuição espacial em todos os biomas e regiões, as Reservas Legais são de crucial importância para a ampla provisão de serviços ecossistêmicos ao longo da paisagem e para o crescimento saudável e sustentável do Brasil.

Diante dos enormes riscos associados à perda de Reservas Legais, da falta de argumentos sólidos para justificar tal medida, dos múltiplos benefícios para o bem-estar humano e da oportunidade de usar essas áreas para o desenvolvimento sustentável do país, nos opomos veementemente à proposta de extinção de Reservas Legais apresentada no projeto de lei 2.362/19 ou a outras tentativas de enfraquecer esse importante instrumento.

Agradecimentos

A Sidinei M. Thomaz, Kaline de Mello, Manuela Carneiro da Cunha e dois revisores anônimos pela importante revisão do manuscrito. Aos membros da Coalizão Ciência e Sociedade pelas valiosas discussões e à Abeco (Associação Brasileira de Ciência Ecológica e Conservação) pelo apoio nesta publicação. JPM (305484/2017-6), MMB (307768/2017-1), JF (307788/2017-2), GWF (423358/2016-9), VDP (307689/2014-0), ICGV (308778/2017-0) e GEO (310345/2018-9) agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelas bolsas de produtividade. RRR (financiamento 2013/50718-5) e PRP (financiamento 2017/11666-0 e 2018/23364-1) agradecem à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (Fapesp). JF (441659/2016-0) e VDP (441570/2016-0) receberam financiamento do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (Peld/CNPq). GWF agradece ao CNPq e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (Fapemig) pelos financiamentos de pesquisa. VDP agradece ao CNPq pelo financiamento de pesquisa Nexus (441280/2017-0). FLE agradece ao apoio da Associação Alemã de Pesquisa (DFG) pelo *Research Training Group 1644 Scaling Problems in Statistics*, financiamento n°. 152112243.

Apêndice A. Material adicional

Pode-se consultar o material adicional para este artigo na sua versão eletrônica disponível em. doi:10.1016/j.pecon.2019.09.001.

Referências

- Abramovay, R., 2018. *A Amazônia precisa de uma economia do conhecimento da natureza*. São Paulo.
- Akhavan, D., Musgrove, P., Abrantes, A., Gusmão d', R.A., 1999. Cost-effective malaria control in Brazil: Cost-effectiveness of a Malaria Control Program in the Amazon Basin of Brazil, 1988–1996. *Soc. Sci. Med.* 49, 1385–1399. [http://dx.doi.org/10.1016/S0277-9536\(99\)00214-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0277-9536(99)00214-2).
- ANA, 2012. Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil. Informe 2012.
- Aristizábal, N., Metzger, J.P., 2019. Landscape structure regulates pest control provided by ants in sun coffee farms. *J. Appl. Ecol.* 56, 21–30. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13283>.
- Aviron, S., Burel, F., Baudry, J., Schermann, N., 2005. Carabid assemblages in agricultural landscapes: impacts of habitat features, landscape context at different spatial scales and farming intensity. *Agric. Ecosyst. Environ.* 108, 205–217. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2005.02.004>.
- Azevedo, T., Pinto, L.G., 2019. Fake News florestal. *Valor Econômico*.
- Badura, P., 1976. Grenzen der Sozialpflichtigkeit des Waldeigentums. *Der Forst- und Holzwirt* 31, 237–243.
- Banks-Leite, C., Pardini, R., Tambosi, L.R., Pearse, W.D., Bueno, A.A., Bruscatin, R.T., et al., 2014. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. *Sci* 345, 1041–1045.
- Barbosa, P., Letourneau, Deborah, K., Agrawal, A.A., 2012. *Insect Outbreaks Revisited*. Blackwell.
- Batista, A., Prado, A., Pontes, C., Matsumoto, M., 2017. *VERENA Investment Tool: Valuing Reforestation with Native Tree Species and Agroforestry Systems*.
- Battistella, L., Mandrici, A., Delili, G., Bendito Garcia, E., Dubois, G., 2019. *Map of protection levels for the terrestrial ecoregions in country of the world as of January, 2019*.
- Beuchle, R., Grecchi, R.C., Shimabukuro, Y.E., Seliger, R., Eva, H.D., Sano, E., et al., 2015. Land cover changes in the Brazilian Cerrado and Caatinga biomes from 1990 to 2010 based on a systematic remote sensing sampling approach. *Appl. Geogr.* 58, 116–127. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.01.017>.
- Biddinger, D.J., Weber, D.C., Hull, L.A., 2009. Coccinellidae as predators of mites: Stethorini in biological control. *Biol. Control* 51, 268–283. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2009.05.014>.
- Billeter, R., Liira, J., Bailey, D., Bugter, R., Arens, P., Augenstein, I., et al., 2008. Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study. *J. Appl. Ecol.* 45, 141–150. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01393.x>.
- Boesing, A.L., Nichols, E., Metzger, J.P., 2017. Effects of landscape structure on avian-mediated insect pest control services: a review. *Landscape Ecol.* 32, 931–944. <http://dx.doi.org/10.1007/s10980-017-0503-1>.
- Brancalion, P.H.S., Garcia, L.C., Loyola, R., Rodrigues, R.R., Pillar, V.D., Lewinsohn, T.M., 2016. Análise crítica da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (2012), que substituiu o antigo Código Florestal: atualizações e ações em curso. *Nat. Conserv.* 14, e1–e16. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ncon.2016.03.004>.
- Bryan, B.A., Gao, L., Ye, Y., Sun, X., Connor, J.D., Crossman, N.D., et al., 2018. China's response to a national land-system sustainability emergency. *Nature* 559, 193–204. <http://dx.doi.org/10.1038/s41586-018-0280-2>.
- Bustamante, M.M.C., Silva, J.S., Scariot, A., Sampaio, A.B., Mascia, D.L., Garcia, E., et al., 2019. Ecological restoration as a strategy for mitigating and adapting to climate change: lessons and challenges from Brazil. *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Chang.* <http://dx.doi.org/10.1007/s11027-018-9837-5>.
- Campbell, A.J., Carvalheiro, L.G., Maués, M.M., Jaffé, R., Giannini, T.C., Freitas, M.A.B., et al., 2018. Anthropogenic disturbance of tropical forests threatens pollination services to açai palm in the Amazon river delta. *J. Appl. Ecol.* 55, 1725–1736. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13086>.
- Chaves, L.S.M., Conn, J.E., López, R.V.M., Sallum, M.A.M., 2018. Abundance of impacted forest patches less than 5km² is a key driver of the incidence of malaria in Amazonian Brazil. *Sci. Rep.* 8, 7077. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-018-25344-5>.
- Cividanes, F.J., dos Santos-Cividanes, T.M., Ferraudo, A.S., da Matta, D.H., 2018. Edge effects on carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) between forest fragments and agricultural fields in south-east Brazil. *Austral Entomol.* 57, 9–16. <http://dx.doi.org/10.1111/aen.12263>.
- Classen, A., Peters, M.K., Feger, S.W., Helbig-Bonitz, M., Schmack, J.M., Maassen, G., et al., 2014. Complementary ecosystem services provided by pest predators and pollinators increase quantity and quality of coffee yields. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 281, 20133148. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2013.3148>.
- Cohen-Shacham, E., Andrade, A., Dalton, J., Dudley, N., Jones, M., Kumar, C., et al., 2019. Core principles for successfully implementing and upscaling Nature-based Solutions. *Environ. Sci. Policy* 98, 20–29. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2019.04.014>.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., et al., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260. <http://dx.doi.org/10.1038/387253a0>.
- Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S.J., Kubiszewski, I., et al., 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Glob. Environ. Chang.* 26, 152–158. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>.
- Conselho da União Europeia, 2019. Council Conclusions of Climate Diplomacy. Brussels, Belgium.
- Cui, Z., Zhang, H., Chen, X., Zhang, C., Ma, W., Huang, C., et al., 2018. Pursuing sustainable productivity with millions of smallholder farmers. *Nature* 555, 363.
- D'Almeida, C., Vörösmarty, C.J., Hurr, G.C., Marengo, J.A., Dingman, S.L., Keim, B.D., 2007. The effects of deforestation on the hydrological cycle in Amazonia: a review on scale and resolution. *Int. J. Climatol.* 27, 633–647. <http://dx.doi.org/10.1002/joc.1475>.
- Davidson, E.A., de Araújo, A.C., Artaxo, P., Balch, J.K., Brown, I.F., C Bustamante, M.M., et al., 2012. *The Amazon basin in transition*. *Nature* 481, 321.
- De Castro, P., Adinolfi, F., Capitanio, F., Di Pasquale, J., 2012. *The future of European agricultural policy. Some reflections in the light of the proposals put forward by the EU Commission*. *New Medit* 2, 4–11.
- De Marco, P., Coelho, F.M., 2004. Services performed by the ecosystem: forest remnants influence agricultural cultures' pollination and production.

- Biodivers. Conserv. 13, 1245–1255, <http://dx.doi.org/10.1023/B:BIOC.0000019402.51193.e8>.
- DeFries, R., Hansen, A., Newton, A.C., Hansen, M.C., 2005. Increasing isolation of protected areas in tropical forests over the past twenty years. *Ecol. Appl.* 15, 19–26, <http://dx.doi.org/10.1890/03-5258>.
- Dias, L.C.P., Macedo, M.N., Costa, M.H., Coe, M.T., Neill, C., 2015. Effects of land cover change on evapotranspiration and streamflow of small catchments in the Upper Xingu River Basin, Central Brazil. *J. Hydrol. Reg. Stud.* 4, 108–122, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejrh.2015.05.010>.
- Díaz, S., Settele, J., Brondizio, E., Ngo, H.T., Agard, J., Arneeth, A., et al., 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. *Advanced unedited version*.
- Dobrowolski, R., Rattis, L., 2015. Water collapse in Brazil: the danger of relying on what you neglect. *Nat. Conserv.* 13, 80–83, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ncon.2015.03.006>.
- Ellison, D., Morris, C.E., Locatelli, B., Sheil, D., Cohen, J., Murdiyasar, D., et al., 2017. Trees, forests and water: Cool insights for a hot world. *Glob. Environ. Chang.* 43, 51–61, <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.01.002>.
- Espírito-Santo, M., Leite, M.E., Silva, J.O., Barbosa, R.S., Rocha, A.M., Anaya, F.C., et al., 2016. Understanding patterns of land-cover change in the Brazilian Cerrado from 2000 to 2015. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 371, 20150435, <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2015.0435>.
- European Commission, 2016. Horizon2020 Work Programme 2016–2017. 12. Climate Action, Environment, Resource Efficiency and Raw Materials.
- European Commission, Joint Research Centre, 2018. Digital Observatory For Protected Areas. European Commission.
- Fearnside, P.M., 2005. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, Rates, and Consequences. *Conserv. Biol.* 19, 680–688, <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00697.x>.
- Fernandes, G.W., Coelho, M.S., Machado, R.B., Ferreira, M.E., Aguiar, L.M., Dirzo, R., et al., 2016. Afforestation of savannas: an impending ecological disaster. *Perspect. Ecol. Conserv.* 14, 146–151, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ncon.2016.08.002>.
- Foley, J.A., Ramankutty, N., Brauman, K.A., Cassidy, E.S., Gerber, J.S., Johnston, M., et al., 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478, 337.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2016. Global Forest Resources Assessment 2015: How are the World's Forests Changing? Rome.
- Freitas, F.L., Englund, O., Sparovek, G., Berndes, G., Guidotti, V., Pinto, L.F., et al., 2018. Who owns the Brazilian carbon? *Glob. Chang. Biol.* 24, 2129–2142.
- Garibaldi, L.A., Carvalheiro, L.G., Vaissière, B.E., Gemmill-Herren, B., Hipólito, J., Freitas, B.M., et al., 2016. Mutually beneficial pollinator diversity and crop yield outcomes in small and large farms. *Science*, <http://dx.doi.org/10.1126/science.aac7287> (80–). 351, 388 LP – 391.
- Garrett, R.D., Gardner, T.A., Morello, T.F., Marchand, S., Barlow, J., Ezzine de Blas, D., et al., 2017. Explaining the persistence of low income and environmentally degrading land uses in the Brazilian Amazon. *Ecol. Soc.* 22, <http://dx.doi.org/10.5751/ES-09364-220327>.
- Giannini, T.C., Cordeiro, G.D., Freitas, B.M., Saraiva, A.M., Imperatriz-Fonseca, V.L., 2015. The Dependence of Crops for Pollinators and the Economic Value of Pollination in Brazil. *J. Econ. Entomol.* 108, 849–857, <http://dx.doi.org/10.1093/jeet/109.3>.
- Gomes, V.H.F., Vieira, I.C.G., Salomão, R.P., ter Steege, H., 2019. Amazonian tree species threatened by deforestation and climate change. *Nat. Clim. Chang.* 9, 547–553, <http://dx.doi.org/10.1038/s41558-019-0500-2>.
- Grolleau, G., McCann, L.M.J., 2012. Designing watershed programs to pay farmers for water quality services: Case studies of Munich and New York City. *Ecol. Econ.* 76, 87–94, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.02.006>.
- Guidotti, V., Mazzaro de Freitas, F., Sparovek, G., Pinto, L.F., Hamamura, C., Carvalho, T., et al., 2017. Números detalhados do novo código florestal e suas implicações para os principais resultados e considerações., <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.23229.87526>.
- Hanski, I., 2011. Habitat Loss, the Dynamics of Biodiversity, and a Perspective on Conservation. *Ambio* 40, 248–255, <http://dx.doi.org/10.1007/s13280-011-0147-3>.
- Hunke, P., Mueller, E.N., Schröder, B., Zeilhofer, P., 2015. The Brazilian Cerrado: assessment of water and soil degradation in catchments under intensive agricultural use. *Ecohydrology* 8, 1154–1180, <http://dx.doi.org/10.1002/eco.1573>.
- Jenkins, W.A., Murray, B.C., Kramer, R.A., Faulkner, S.P., 2010. Valuing ecosystem services from wetlands restoration in the Mississippi Alluvial Valley. *Ecol. Econ.* 69, 1051–1061, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.022>.
- Joly, C.A., Scarano, F.R., Bustamante, M., Gadde, T., Metzger, J.P., Seixas, C.S., et al., 2018. Sumário para tomadores de decisão. 1º Diagnóstico Brasileiro de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos.
- Karp, D.S., Mendenhall, C.D., Sandí, R.F., Chaumont, N., Ehrlich, P.R., Hadly, E.A., et al., 2013. Forest bolsters bird abundance, pest control and coffee yield. *Ecol. Lett.* 16, 1339–1347, <http://dx.doi.org/10.1111/ele.12173>.
- Kehoe, L., Reis, T., Virah-Sawmy, M., Balmford, A., Kuemmerle, T., 2019. Make EU trade with Brazil sustainable. *Science*, <http://dx.doi.org/10.1126/science.aaw8276> (80–). 364, 341 LP – 341.
- Kennedy, C.M., Miteva, D.A., Baumgarten, L., Hawthorne, P.L., Sochi, K., Polasky, S., et al., 2016. Bigger is better: Improved nature conservation and economic returns from landscape-level mitigation. *Sci. Adv.* 2, e1501021, <http://dx.doi.org/10.1126/sciadv.1501021>.
- Kleijn, D., Sutherland, W.J., 2003. How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *J. Appl. Ecol.* 40, 947–969, <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2003.00868.x>.
- Kovács-Hostyánszki, A., Espindola, A., Vanbergen, A.J., Settele, J., Kremen, C., Dicks, L.V., 2017. Ecological intensification to mitigate impacts of conventional intensive land use on pollinators and pollination. *Ecol. Lett.* 20, 673–689, <http://dx.doi.org/10.1111/ele.12762>.
- Krauss, J., Bommarco, R., Guardiola, M., Heikkinen, R.K., Helm, A., Kuussaari, M., et al., 2010. Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. *Ecol. Lett.* 13, 597–605, <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01457.x>.
- Laabs, V., Amelung, W., Pinto, A.A., Wantzen, M., da Silva, C.J., Zech, W., 2002. Pesticides in Surface Water, Sediment, and Rainfall of the Northeastern Pantanal Basin, Brazil. *J. Environ. Qual.* 31, 1636–1648, <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2002.1636>.
- Lambin, E.F., Gibbs, H.K., Heilmayr, R., Carlson, K.M., Fleck, L.C., Garrett, R.D., et al., 2018. The role of supply-chain initiatives in reducing deforestation. *Nat. Clim. Chang.* 8, 109–116, <http://dx.doi.org/10.1038/s41558-017-0061-1>.
- Landis, D.A., Wratten, S.D., Gurr, G.M., 2000. Habitat Management to Conserve Natural Enemies of Arthropod Pests in Agriculture. *Annu. Rev. Entomol.* 45, 175–201, <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ento.45.1.175>.
- Lapola, D.M., Martinelli, L.A., Peres, C.A., Ometto, J.P.H.B., Ferreira, M.E., Nobre, C.A., et al., 2013. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. *Nat. Clim. Chang.* 4, 27.
- Latawiec, A.E., Strassburg, B.B.N., Brancalion, P.H.S., Rodrigues, R.R., Gardner, T., 2015. Creating space for large-scale restoration in tropical agricultural landscapes. *Front. Ecol. Environ.* 13, 211–218, <http://dx.doi.org/10.1890/140052>.
- Lathuillière, J.M., Coe, T.M., Castanho, A., Graesser, J., Johnson, S.M., 2018. Evaluating Water Use for Agricultural Intensification in Southern Amazonia Using the Water Footprint Sustainability Assessment. *Water*, <http://dx.doi.org/10.3390/w10040349>.
- Librán-Embíd, F., De Coster, G., Metzger, J.P., 2017. Effects of bird and bat exclusion on coffee pest control at multiple spatial scales. *Landsc. Ecol.* 32, 1907–1920, <http://dx.doi.org/10.1007/s10980-017-0555-2>.
- Lira, P.K., Tambosi, L.R., Ewers, R.M., Metzger, J.P., 2012. Land-use and land-cover change in Atlantic Forest landscapes. *For. Ecol. Manage.* 278, 80–89, <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.05.008>.
- Lovejoy, T.E., Nobre, C., 2018. Amazon Tipping Point. *Sci. Adv.* 4, eaat2340, <http://dx.doi.org/10.1126/sciadv.aat2340>.
- Maas, B., Clough, Y., Tscharntke, T., 2013. Bats and birds increase crop yield in tropical agroforestry landscapes. *Ecol. Lett.* 16, 1480–1487, <http://dx.doi.org/10.1111/ele.12194>.
- Maine, J.J., Boyles, J.G., 2015. Bats initiate vital agroecological interactions in corn. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 112, <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1505413112>, 12438 LP – 12443.
- Malhi, Y., Roberts, J.T., Betts, R.A., Killeen, T.J., Li, W., Nobre, C.A., 2008. Climate Change, Deforestation, and the Fate of the Amazon. *Science*, <http://dx.doi.org/10.1126/science.1146961> (80–). 319, 169 LP – 172.
- Mangueira, J.R.S.A., D Holl, K., Rodrigues, R.R., 2019. Enrichment planting to restore degraded tropical forest fragments in Brazil. *Ecosyst. People* 15, 3–10, <http://dx.doi.org/10.1080/21513732.2018.1529707>.
- Marengo, J.A., Souza, C.M., Thonicke, K., Burton, C., Halladay, K., Betts, R.A., et al., 2018. Changes in Climate and Land Use Over the Amazon Region: Current and Future Variability and Trends. *Front. Earth Sci.*
- Medeiros, H.R., 2019. The effects of landscape structure and crop management on insect community and associated ecosystem services and disservices within coffee plantation. USP.
- Mello de, K., Valente, R.A., Randhir, T.O., dos Santos, A.C.A., Vettorazzi, C.A., 2018. Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. *CATENA* 167, 130–138, <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2018.04.027>.
- Metzger, J.P., Brancalion, P.H.S., 2016. Landscape Ecology and Restoration Processes. In: M.A., Zedler, P., Falk, J.B.D. (Eds.), *Foundations of Restoration Ecology*. Island Press, Washington, D.C, pp. 90–120, <http://dx.doi.org/10.5822/978-1-61091-698-1.4>.
- MMA, MAPA, MEC, 2017. Planaveg: Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. Brasília.
- Morante-Filho, J.C., Faria, D., Mariano-Neto, E., Rhodes, J., 2015. Birds in Anthropogenic Landscapes: The Responses of Ecological Groups to Forest Loss in the Brazilian Atlantic Forest. *PLoS One* 10, e0128923.
- Munang, R., Thiaw, I., Alverson, K., Mumba, M., Liu, J., Rivington, M., 2013. Climate change and Ecosystem-based Adaptation: a new pragmatic approach to buffering climate change impacts. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 5, 67–71, <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2012.12.001>.
- Nepstad, D., Schwartzman, S., Bamberger, B., Santilli, M., Ray, D., Schlesinger, P., et al., 2006. Inhibition of Amazon Deforestation and Fire by Parks and Indigenous Lands. *Conserv. Biol.* 20, 65–73, <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00351.x>.
- Nobre, C.A., Sampaio, G., Borma, L.S., Castilla-Rubio, J.C., Silva, J.S., Cardoso, M., 2016. Land-use and climate change risks in the Amazon and the need of a novel sustainable development paradigm. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 113, <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1605516113>, 10759 LP – 10768.
- Novais, Samuel, M.A., Macedo-Reis, L.E., DaRocha, W.D., Neves, F.S., 2016. Effects of habitat management on different feeding guilds of herbivorous insects in cacao agroforestry systems. *Rev. Biol. Trop.*

- Novais, S.M.A., Macedo-Reis, L.E., Neves, F.S., 2017. Predatory beetles in cacao agroforestry systems in Brazilian Atlantic forest: a test of the natural enemy hypothesis. *Agrofor. Syst.* 91, 201–209. <http://dx.doi.org/10.1007/s10457-016-9917-z>.
- Novais, Samuel, M.A., Nunes, C.A., Santos, N.B., D'Amico, A.R., Fernandes, G.W., et al., 2016. Effects of a Possible Pollinator Crisis on Food Crop Production in Brazil. *PLoS One* 11, e0167292. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0167292>.
- Ochoa-Quintero, J.M., Gardner, T.A., Rosa, I., de Barros Ferraz, S.F., Sutherland, W.J., 2015. Thresholds of species loss in Amazonian deforestation frontier landscapes. *Conserv. Biol.* 29, 440–451. <http://dx.doi.org/10.1111/cobi.12446>.
- Oerke, E.-C., 2006. Crop losses to pests. *J. Agric. Sci.* 144, 31–43. <http://dx.doi.org/10.1017/S0021859605005708>.
- Oliveira, C.M., Auad, A.M., Mendes, S.M., Frizzas, M.R., 2014. Crop losses and the economic impact of insect pests on Brazilian agriculture. *Crop Prot.* 56, 50–54. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cropro.2013.10.022>.
- Oliveira, T.E., Freitas, D.S., Gianezini, M., Ruviano, C.F., Zago, D., Mércio, T.Z., et al., 2017. Agricultural land use change in the Brazilian Pampa Biome: The reduction of natural grasslands. *Land use policy* 63, 394–400. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.02.010>.
- Olson, S.H., Gangnon, R., Silveira, G.A., Patz, J.A., 2010. Deforestation and malaria in Mãnico Lima County, Brazil. *Emerg. Infect. Dis.* 16, 1108–1115. <http://dx.doi.org/10.3201/eid1607.091785>.
- Overbeck, G.E., Müller, S.C., Fidelis, A., Pfadenhauer, J., Pillar, V.D., Blanco, C.C., et al., 2007. Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. *Preserv. Plant Ecol. Evol. Syst.* 9. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ppees.2007.07.005>.
- Overbeck, G.E., Vélaz-Martin, E., Scarano, F.R., Lewinsohn, T.M., Fonseca, C.R., Meyer, S.T., et al., 2015. Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. *Divers. Distrib.* 21. <http://dx.doi.org/10.1111/ddi.12380>.
- Pacheco, A.A., Neves, A.C.O., Fernandes, G.W., 2018. Uneven conservation efforts compromise Brazil to meet the Target 11 of Convention on Biological Diversity. *Perspect. Ecol. Conserv.* 16, 43–48. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pecon.2017.12.001>.
- Paolucci, L.N., Pereira, R.L., Rattis, L., Silvério, D.V., Marques, N.C.S., Macedo, M.N., et al., 2019. Lowland tapirs facilitate seed dispersal in degraded Amazonian forests. *Biotropica* 51, 245–252. <http://dx.doi.org/10.1111/btp.12627>.
- Pascual, U., Balvanera, P., Díaz, S., Pataki, G., Roth, E., Stenseke, M., et al., 2017. Valuing nature's contributions to people: the IPBES approach. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 26–27, 7–16. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2016.12.006>.
- Pfaff, A., Robalino, J., Lima, E., Sandoval, C., Herrera, L.D., 2014. Governance, Location and Avoided Deforestation from Protected Areas: Greater Restrictions Can Have Lower Impact. Due to Differences in Location. *World Dev.* 55, 7–20. <http://dx.doi.org/10.1016/j.worlddev.2013.01.011>.
- Pienkowski, T., Dickens, B.L., Sun, H., Carrasco, L.R., 2017. Empirical evidence of the public health benefits of tropical forest conservation in Cambodia: a generalised linear mixed-effects model analysis. *Lancet Planet. Heal.* 1, e180–e187. [http://dx.doi.org/10.1016/S2542-5196\(17\)30081-5](http://dx.doi.org/10.1016/S2542-5196(17)30081-5).
- Pierre, L.S.R., 2011. Níveis populacionais de *Leucoptera coffeella* (Lepidoptera Lyoniidae) e *Hypothenemus hampei* (Coleoptera: Scolytidae) e a ocorrência de seus parasitoides em sistemas de produção de café orgânico e convencional. *USP*.
- Pimm, S.L., Jenkins, C.N., Abell, R., Brooks, T.M., Gittleman, J.L., Joppa, L.N., et al., 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science* (80-), 344, 1246752. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1246752>.
- Portillo-Quintero, C.A., Sánchez-Azofeifa, G.A., 2010. Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biol. Conserv.* 143, 144–155. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.09.020>.
- Prevedello, J.A., Winck, G.R., Weber, M.M., Nichols, E., Sinervo, B., 2019. Impacts of forestation and deforestation on local temperature across the globe. *PLoS One* 14, e0213368.
- Primmer, E., Jokinen, P., Blicharska, M., Barton, D.N., Bugter, R., Potschin, M., 2015. Governance of Ecosystem Services: A framework for empirical analysis. *Ecosyst. Serv.* 16, 158–166. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.05.002>.
- Prist, P.R., D'Andrea, P.S., Metzger, J.P., 2017a. Landscape. Climate and Hantavirus Cardiopulmonary Syndrome Outbreaks. *Ecohealth* 14, 614–629. <http://dx.doi.org/10.1007/s10393-017-1255-8>.
- Prist, P.R., Uriarte, M., Fernandes, K., Metzger, J.P., 2017b. Climate change and sugarcane expansion increase Hantavirus infection risk. *PLoS Negl. Trop. Dis.* 11, e0005705.
- Prist, P.R., Uriarte, M., Tambosi, L.R., Prado, A., Pardini, R., D'Andrea, P.S., et al., 2016. Landscape, Environmental and Social Predictors of Hantavirus Risk in São Paulo, Brazil. *PLoS One* 11, e0163459.
- Rezende, C.L., Scarano, F.R., Assad, E.D., Joly, C.A., Metzger, J.P., Strassburg, B.B.N., et al., 2018. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspect. Ecol. Conserv.* 16, 208–214. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>.
- Roberts, N., Fyfe, R.M., Woodbridge, J., Gaillard, M.-J., Davis, B.A.S., Kaplan, J.O., et al., 2018. Europe's lost forests: a pollen-based synthesis for the last 11,000 years. *Sci. Rep.* 8, 716. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-017-18646-7>.
- Rodrigues, A.S.L., Ewers, R.M., Parry, L., Souza, C., Veríssimo, A., Balmford, A., 2009. Boom-and-Bust Development Patterns Across the Amazon Deforestation Frontier. *Science* (80-), 324. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1174002>, 1435 LP – 1437.
- Rother, D.C., Vidal, C.Y., Fagundes, I.C., Metran da Silva, M., Gandolfi, S., Rodrigues, R.R., et al., 2018. How Legal-Oriented Restoration Programs Enhance Landscape Connectivity? Insights From the Brazilian Atlantic Forest. *Trop. Conserv. Sci.* 11. <http://dx.doi.org/10.1177/1940082918785076>, 1940082918785076.
- Santilli, J., 2010. Agrobiodiversidade, florestas e sustentabilidade socioambiental. In: Silva, S.T., da, Cureau, S., Leuzinger, M.D. (Eds.), *Código Florestal: Desafios e Perspectivas*. Fiuz, São Paulo., pp. 200–222.
- Sathler, D., Adamo, S.B., Lima, E.E.C., 2018. Deforestation and local sustainable development in Brazilian Legal Amazonia: an exploratory analysis. *Ecol. Soc.* 23. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-10062-230230>.
- Saturni, F.T., Jaffé, R., Metzger, J.P., 2016. Landscape structure influences bee community and coffee pollination at different spatial scales. *Agric. Ecosyst. Environ.*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.10.008>.
- Scarano, F.R., 2017. Ecosystem-based adaptation to climate change: concept, scalability and a role for conservation science. *Perspect. Ecol. Conserv.* 15, 65–73. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pecon.2017.05.003>.
- Sievänen, T., Edwards, D., Fredman, P., Jensen, F.S., Vistad, O.I., 2013. *Social Indicators in the Forest Sector in Northern Europe*. Nordic Council of Ministers.
- Silva da, J.M.C., Prasad, S., Diniz-Filho, J.A.F., 2017. The impact of deforestation, urbanization, public investments, and agriculture on human welfare in the Brazilian Amazonia. *Land use policy* 65, 135–142. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.04.003>.
- Silvério, D.V., Brando, P.M., Macedo, M.N., Beck, P.S.A., Bustamante, M., Coe, M.T., 2015. Agricultural expansion dominates climate changes in southeastern Amazonia: the overlooked non-GHG forcing. *Environ. Res. Lett.* 10, 104015. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/10/10/104015>.
- Sleeter, B.M., Loveland, T., Domke, G., Herold, N., Wickham, J., Wood, N., 2018. Land Cover and Land-Use Change. In: Reidmiller, D.R., Avery, C.W., Easter, D.R. (Eds.), *Impacts, Risks, and Adaptation in the United States: Fourth National Climate Assessment, Volume II*, 202–231. <http://dx.doi.org/10.7930/NCA4.2018.CH5>.
- Soares-Filho, B., Moutinho, P., Nepstad, D., Anderson, A., Rodrigues, H., Garcia, R., et al., 2010. Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 107. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0913048107>, 10821 LP – 10826.
- Soares-Filho, B., Rajão, R., Macedo, M., Carneiro, A., Costa, W., Coe, M., et al., 2014. Cracking Brazil's Forest Code. *Science* (80-), 344. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1246663>, 363 LP – 364.
- Sparovek, G., Barretto, A.G., de, O.P., Matsumoto, M., Berndes, G., 2015. Effects of Governance on Availability of Land for Agriculture and Conservation in Brazil. *Environ. Sci. Technol.* 49, 10285–10293. <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.5b01300>.
- Sparovek, G., Berndes, G., Barretto, A.G., de, O.P., Klug, I.L.F., 2012. The revision of the Brazilian Forest Act: increased deforestation or a historic step towards balancing agricultural development and nature conservation? *Environ. Sci. Policy* 16, 65–72. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2011.10.008>.
- Spera, S.A., Galford, G.L., Coe, M.T., Macedo, M.N., Mustard, J.F., 2016. Land-use change affects water recycling in Brazil's last agricultural frontier. *Glob. Chang. Biol.* 22, 3405–3413. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.13298>.
- Sperber, C.F., Nakayama, K., Valverde, M.J., Neves de, F.S., 2004. Tree species richness and density affect parasitoid diversity in cacao agroforestry. *Basic Appl. Ecol.* 5, 241–251. <http://dx.doi.org/10.1016/j.baee.2004.04.001>.
- Staude, I.R., Vélaz-Martin, E., Andrade, B.O., Podgaiski, L.R., Boldrini, I.L., Mendonça, M., et al., 2018. Local biodiversity erosion in south Brazilian grasslands under moderate levels of landscape habitat loss. *J. Appl. Ecol.*. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13067>.
- Strand, J., Soares-Filho, B., Costa, M.H., Oliveira, U., Ribeiro, S.C., Pires, G.F., et al., 2018. Spatially explicit valuation of the Brazilian Amazon Forest's Ecosystem Services. *Nat. Sustain.* 1, 657–664. <http://dx.doi.org/10.1038/s41893-018-0175-0>.
- Strassburg, B.B.N., Latawiec, A.E., Barioni, L.G., Nobre, C.A., da Silva, V.P., Valentim, J.F., et al., 2014. When enough should be enough: Improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. *Glob. Environ. Chang.* 28, 84–97. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.06.001>.
- Swinton, S.M., Lupi, F., Robertson, G.P., Landis, D.A., 2006. Ecosystem Services from Agriculture: Looking Beyond the Usual Suspects. *Am. J. Agric. Econ.* 88, 1160–1166. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-8276.2006.00927.x>.
- Tambosi, L.R., Martensen, A.C., Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., 2014. A Framework to Optimize Biodiversity Restoration Efforts Based on Habitat Amount and Landscape Connectivity. *Restor. Ecol.* 22, 169–177. <http://dx.doi.org/10.1111/rec.12049>.
- Tambosi, L.R., Vidal, M.M., Ferraz, S.F.B., Metzger, J.P., 2015. *Funções eco-hidrológicas das florestas nativas e o Código Florestal*. *Estud. Avançados*, 29.
- ter Steege, H., Pitman, N.C.A., Killeen, T.J., Laurance, W.F., Peres, C.A., Guevara, J.E., et al., 2015. Estimating the global conservation status of more than 15,000 Amazonian tree species. *Sci. Adv.* 1, e1500936. <http://dx.doi.org/10.1126/sciadv.1500936>.
- Terrazas, W.C.M., Sampaio, V., de Castro, D.B., Pinto, R.C., de Albuquerque, B.C., Sadahiro, M., et al., 2015. Deforestation, drainage network, indigenous status, and geographical differences of malaria in the State of Amazonas. *Malar. J.* 14, 379. <http://dx.doi.org/10.1186/s12936-015-0859-0>.
- Thomaz, S.M., Bustamante, M.M.C., Pillar, V.D., 2019. RE: Biodiversity under concerted attack in Brazil Science (80-). e-letter to Kehoe et al. (2019). <http://dx.doi.org/10.1126/science.aaw8276>.

- Tilman, D., Clark, M., 2014. [Global diets link environmental sustainability and human health](#). *Nature* 515, 518.
- Tscharntke, T., Clough, Y., Bhagwat, S.A., Buchori, D., Faust, H., Hertel, D., et al., 2011. Multifunctional shade-tree management in tropical agroforestry landscapes – a review. *J. Appl. Ecol.* 48, 619–629, <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01939.x>.
- Tscharntke, T., Klein, A.M., Krüss, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecol. Lett.* 8, 857–874, <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>.
- Tundisi, J.G., Tundisi, T.M., 2010. *Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos*. *Biota Neotrop.*
- Ukkola, A.M., Keenan, T.F., Kelley, D.I., Prentice, I.C., 2016. Vegetation plays an important role in mediating future water resources. *Environ. Res. Lett.* 11, 94022, <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/11/9/094022>.
- United Nations Conference on Trade and Development, Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2017. *Commodities and Development Report 2017*.
- Valadão de, M.A.O., Araujo, P.S., 2013. *A (dis)função socioambiental da propriedade no novo Código Florestal brasileiro: uma análise à luz da órbita econômica constitucional*. *Rev. Direito Ambient. e Soc.* 3, 139–172.
- Valera, A.C., Pissarra, C.T., Filho, V.M., Valle Júnior, F.R., Oliveira, F.C., Moura, P.J., et al., 2019. The Buffer Capacity of Riparian Vegetation to Control Water Quality in Anthropogenic Catchments from a Legally Protected Area: A Critical View over the Brazilian New Forest Code. *Water*, <http://dx.doi.org/10.3390/w11030549>.
- Veen, P., Jefferson, R., de Smidt, J., van der Straaten, J., 2009. *Grasslands in Europe – of high nature value*. *KNNV Publishing*.
- Wei, X., Li, Q., Zhang, M., Giles-Hansen, K., Liu, W., Fan, H., et al., 2018. Vegetation cover—another dominant factor in determining global water resources in forested regions. *Glob. Chang. Biol.* 24, 786–795, <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.13983>.
- Wolowski, M., Agostini, K., Rech, A.R., Varassin, I.G., Maués, M., Freitas, L., et al., 2018. *Sumário para tomadores de decisão: 1. relatório temático sobre polinização, polinizadores e produção de alimentos no Brasil*. Campinas., <http://dx.doi.org/10.5935/978-85-5697-762-5>.
- Zhang, X., Liu, X., Zhang, M., Dahlgren, R.A., Eitzel, M., 2010. A Review of Vegetated Buffers and a Meta-analysis of Their Mitigation Efficacy in Reducing Nonpoint Source Pollution. *J. Environ. Qual.* 39, 76–84, <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2008.0496>.