

## CAPÍTULO 3: CENÁRIOS PARA AGRICULTURA, BIODIVERSIDADE E SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

**Como citar:** Soterroni, A. C., Roque, F. de O, Costa, M. J. R. P., Anderson, L. O, Batistella, M., Lima, I. B. T., Niemeyer, J., Fiorini, A. C. O., Gislotti, L. J., Pavão, S., Pedro, M. da S., Resende, F. M., Shimbo, J. Z. Capítulo 3. Cenários para agricultura, biodiversidade e serviços ecossistêmicos. In: Prado, R. B.; Overbeck, G. E., Graco-Roza, C., Moreira, R. A., Monteiro, M. M., Duarte, G. T. (Org.). Relatório Temático sobre Agricultura, Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos. Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (BPBES). 1ª Ed. Campinas: Ed. dos Autores, 2024. P. 73-98.

<http://doi.org/10.4322/978-65-01-21502-0.cap03>

**Coordenadores do capítulo:** Aline Cristina Soterroni<sup>1</sup>, Fábio de Oliveira Roque<sup>2</sup>, Mateus José Rodrigues Paranhos da Costa<sup>3</sup>.

<sup>1</sup> Universidade de Oxford - Reino Unido

<sup>2</sup> Universidade Federal do Mato Grosso do Sul

<sup>3</sup> Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho"

**Autores do capítulo:** Liana Oighensten Anderson<sup>4</sup>, Mateus Batistella<sup>5</sup>, Ivan Bergier<sup>6</sup>, Julia de Niemeyer Caldas<sup>7</sup>, Ana Carolina Oliveira Fiorini<sup>8</sup>, Laura Jane Gislotti<sup>9</sup>, Sônia Pavão<sup>10</sup>, Marildo da Silva Pedro<sup>10</sup>, Fernando de Moura Resende<sup>11</sup>, Julia Zanin Shimbo<sup>12</sup>

<sup>4</sup> Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

<sup>5</sup> Embrapa Agricultura Digital

<sup>6</sup> Embrapa Agricultura Digital

<sup>7</sup> Universidade Federal do Rio de Janeiro

<sup>8</sup> Universidade Federal do Rio de Janeiro

<sup>9</sup> Universidade Federal do Oeste do Pará

<sup>10</sup> Universidade Federal da Grande Dourados e Povo Guarani Kaiowá

<sup>11</sup> Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável

<sup>12</sup> Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia

**Revisores externos:** Evlyn Márcia Leão de Moraes Novo<sup>13</sup>, Luciana Spinelli de Araújo<sup>14</sup>, Sonia Carvalho Ribeiro<sup>15</sup>

<sup>13</sup> Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

<sup>14</sup> Embrapa Meio Ambiente

<sup>15</sup> Universidade Federal de Minas Gerais

# CAPÍTULO 3: CENÁRIOS PARA AGRICULTURA, BIODIVERSIDADE E SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

3.1 Introdução

3.2 Modelos e cenários: aspectos conceituais e estado da arte

3.3 Cenários para a produção agrícola brasileira e sua relação com a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos

3.4 Mudanças climáticas e sua relação com a agricultura, a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos

3.5 Cenários para a agricultura sustentável

3.6 Modelos e cenários para tomada de decisões.

3.7 Considerações finais

Referências

### 3.1 Introdução

Como visto nos capítulos anteriores, a expansão da agricultura é um importante vetor das mudanças do uso da terra no Brasil, como é em outras regiões do mundo (Souza Jr et al., 2020; Pendrill et al., 2022). As mudanças do uso da terra, por sua vez, são o principal vetor de perda de biodiversidade global (IPBES, 2019; Bustamante et al., 2019a). Se, por um lado, as mudanças de uso da terra, que incluem a supressão da vegetação nativa (desmatamento e supressão de outros tipos de vegetação) para a expansão agrícola, são a principal causa do declínio da biodiversidade, por outro, a perda de biodiversidade impacta diversos serviços ecossistêmicos fundamentais para a agricultura.

Portanto, temos o desafio de conciliar a crescente demanda local e global por produtos agrícolas, florestais e de bioenergia, e de reduzir seus impactos sobre o clima, a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos (Benton et al., 2021). Neste contexto, a ciência, por meio da construção de modelos e cenários, tem a capacidade de promover uma maior compreensão de sistemas complexos, como os sistemas agrícolas e os ecossistemas, e como eles interagem e respondem a diferentes vetores e pressões externas. Muitos fatores ou vetores diretos e indiretos podem ser levados em consideração na construção de cenários que projetam o futuro da agricultura e seus impactos na biodiversidade e nos serviços ecossistêmicos.

Este capítulo traz um recorte do estado-da-arte do conhecimento científico sobre modelos e cenários com o objetivo de entender as relações entre a agricultura, a

biodiversidade e os serviços ecossistêmicos no Brasil, em diferentes futuros possíveis, e auxiliar na tomada de decisão buscando o diálogo com saberes tradicionais e indígenas.

### 3.2 Modelos e cenários: aspectos conceituais e estado da arte

O Quadro 3.1 apresenta alguns conceitos essenciais para uma melhor compreensão do presente capítulo.

Diversos tipos de modelos ou abordagens de modelagem podem ser utilizados para entender as relações entre a agricultura, a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos. As mudanças do uso da terra podem ser estimadas por modelos econômicos, modelos econométricos, modelos baseados em agentes, modelos estocásticos-probabilísticos, modelos de alocação, modelos de avaliação integrada, entre outros (Heuermann et al., 2009). Já os impactos das mudanças do uso da terra nos ecossistemas podem ser avaliados por modelos de biodiversidade, como modelos de distribuição de espécies e modelos de nicho ecológico, e modelos de avaliação dos serviços ecossistêmicos (Heuermann et al., 2009).

Os cenários podem ser normativos, exploratórios e de tendência (Börjeson et al., 2006). Os cenários de tendência também são chamados cenários de referência ou cenários linha de base. A principal premissa desses cenários é a de que as tendências atuais irão continuar no futuro, incluindo aspectos de política e governança (também conhecidos no inglês como *business as usual*). Esses cenários são úteis para responder questões do tipo “o que aconteceria se?”. Os cenários normativos descrevem um futuro desejável através de

### Quadro 3.1: Modelos e cenários

#### Modelos

São descrições qualitativas ou quantitativas de componentes-chave de um sistema e dos relacionamentos entre esses componentes. Apesar das limitações e incertezas inerentes aos modelos, eles são ferramentas importantes para a compreensão da dinâmica de sistemas complexos.

#### Cenários

São representações de trajetórias plausíveis para um ou mais componentes de um determinado sistema em estudo. Os cenários podem ajudar a investigar a não previsibilidade do futuro e a formular opções de gestão e políticas mais robustas.

#### Vetores indiretos

Entre os principais vetores indiretos estão o crescimento populacional que influencia as demandas nacionais e internacionais por alimentos, a pressão econômica, e os modelos de governança que regem as leis e a tomada de decisão (Bustamante et al., 2019a; Perrings et al., 1992; Strasbourg et al., 2014b).

#### Vetores diretos

Os vetores diretos podem ser antrópicos (causados pela ação humana) e não-antrópicos. Dentre os vetores diretos antrópicos destacam-se as mudanças do uso da terra como o desmatamento e a expansão de pastagens, as mudanças climáticas através do aumento da temperatura e a redução das chuvas com incremento dos eventos de secas, a poluição pelo uso intensivo de agrotóxicos e as queimadas (Bustamante et al, 2019a; Lapola et al., 2014).

Modelos e cenários desempenham papéis complementares. Enquanto os cenários descrevem futuros possíveis para vetores de mudança diretos ou indiretos, os modelos atuam na simulação e tradução desses cenários em projeções quantitativas. Modelos e cenários podem ter diferentes escalas espaciais (global, regional, nacional ou local) e temporais (curto, médio e longo prazos). A comparação entre cenários (por exemplo, de referência e alternativos) auxilia o processo de planejamento estratégico, tomada de decisão bem como o estabelecimento de metas e prazos de implementação de uma política.

Fonte: Adaptado de IPBES (2016).

um conjunto de metas, e explora os possíveis caminhos para se atingir essas metas. Esses cenários abordam questões do tipo “como chegar lá?”. Já os cenários exploratórios avaliam os impactos de determinadas medidas, como políticas ou estratégias, sobre o desenvolvimento e as condições futuras. Esses cenários ajudam a responder questões do tipo “onde chegaremos com

isso?”. Neste capítulo, cenários normativos ou exploratórios serão chamados de cenários alternativos.

Os modelos e cenários podem ser usados para: i) projetar o crescimento da agricultura a partir de cenários de demandas futuras por alimentos, fibras e bioenergia, e a pressão que esse crescimento poderá exercer sobre

os ecossistemas naturais; ii) promover uma análise integrada dos impactos de diferentes vetores – como mudanças climáticas ou intervenções políticas – na biodiversidade, nos serviços ecossistêmicos e nos sistemas alimentares; iii) avaliar o impacto do aumento da produtividade ou de trajetórias viáveis de inovações tecnológicas voltadas para sistemas de produção sustentáveis, e como essas medidas podem diminuir a pressão sobre os ecossistemas; iv) identificar caminhos alternativos de modelos de governança que visem conciliar o crescimento da produção agrícola com a conservação dos ecossistemas; v) fornecer resultados baseados em ciência para ajudar na construção de um conjunto de ações de curto, médio ou longo prazo que visam o planejamento estratégico do território, o desenvolvimentos de políticas e programas transversais (IPBES, 2016).

Nos últimos 20 anos, houve um aumento do número de estudos sobre cenários e modelos associados à agricultura, biodiversidade e serviços ecossistêmicos no Brasil, além de um aumento da rede de colaboração entre pesquisadores de diferentes países cobrindo várias áreas do conhecimento, como ecologia, conservação da biodiversidade, energia e mudanças climáticas (Figura 3.1). Sínteses e avaliações sobre o assunto têm sido publicadas regularmente (IPBES 2016; FAO, 2018a, 2019, 2021; IPCC, 2022). Constata-se, no entanto, o incipiente uso de cenários e modelos na construção de políticas públicas e na tomada de decisão. Essas ferramentas podem ajudar a formular e responder questões-chave para o desenvolvimento sustentável bem como entender e enfrentar os desafios globais da humanidade como as mudanças climáticas, a perda de biodiversidade, a escassez de alimentos e a desigualdade social (Nilsson et al., 2016).

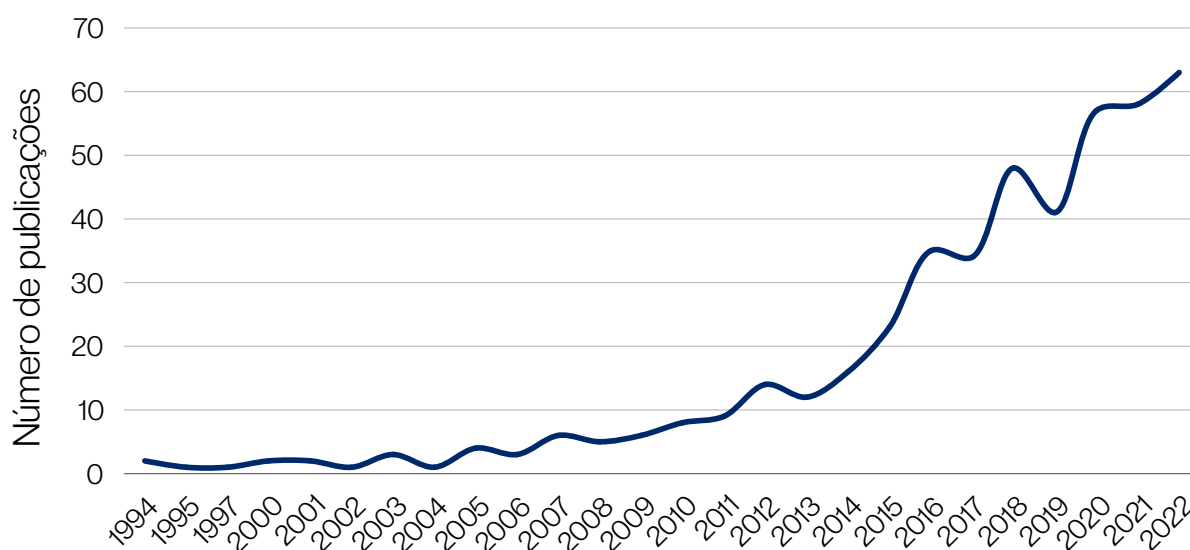


Figura 3.1. Síntese dos resultados de uma análise bibliométrica conduzida com o objetivo de fornecer uma visão geral sobre a produção científica envolvendo modelagem e cenários no Brasil. A análise foi realizada em março de 2023, na plataforma *Web of Science*, abrangendo os últimos 30 anos, usando a seguinte combinação de palavras-chave: *("Climate Change\*" OR "Land use" OR "Land cover" OR "Land-cover" OR "Land-use") AND (Agricultur\* OR "Cattle Produc\*" OR Livestock OR Crop\*) AND Brazil AND (Scenario\* OR Model\*) AND ("ecosystem service\*" OR "environment\* service\*" OR "Nature\* contribution\* to people\*" OR Biodiversit\*)*. A figura mostra o número de trabalhos publicados ao longo dos anos (de 1994 a 2023). Destaca-se que os resultados não representam uma análise bibliométrica exaustiva e devem ser interpretados apenas como uma visão geral do volume de informação gerada sobre o tópico com base nesse conjunto de palavras-chave. Concepção da figura: autores do capítulo.

### 3.3 Cenários para a produção agrícola brasileira e sua relação com a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos

O setor agrícola brasileiro já faz uso de modelos e cenários para projetar potenciais expansões e retrações agrícolas de curto e médio prazos. Um exemplo são as projeções realizadas pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento do Brasil (MAPA) que objetivam indicar direções do crescimento da agricultura no país e fornecer informações aos formuladores de políticas públicas quanto às tendências de produtos do agronegócio e seu impacto no Produto Interno Bruto (PIB) do país. Essas projeções são feitas a partir de modelos econométricos que utilizam séries históricas da produção agrícola brasileira. A análise mais recente do MAPA inclui projeções para a produção, a exportação e a área plantada de 30 produtos agrícolas até 2032/33 e aponta que soja, milho e cana-de-açúcar, além de carnes suína, bovina e frango, terão o maior potencial de crescimento da produção na próxima década (MAPA, 2023). Apesar do aumento da produtividade ser esperado, o crescimento da produção ocorrerá em grande parte associado ao aumento de área cultivada, segundo as projeções desenvolvidas. A área plantada de grãos deverá aumentar 14,8 milhões de hectares (Mha) na próxima década, passando de 77,5 Mha em 2022/2023 para 92,3 Mha em 2032/2033 (MAPA, 2023). Ainda de acordo com as projeções do MAPA, a soja é a lavoura que terá o maior crescimento em área no período considerado (aumento de 12,1 Mha), seguida por milho (3,7 Mha) e cana-de-açúcar (1,3 Mha). Outras culturas, como o feijão, poderão perder área (-1,0 Mha). Embora o mercado interno tenha um peso importante na demanda pelas

*commodities* agrícolas brasileiras, o país é um grande exportador de grãos e carnes. As exportações de soja e carne bovina poderão aumentar 27,7% e 12,4%, respectivamente, nos próximos dez anos (MAPA, 2023).

Assim como as projeções do MAPA (2023), cenários de referência de diferentes abordagens de modelagem convergem quanto à projeção de tendência de aumento da área destinada à agricultura brasileira, sobretudo para a expansão de culturas agrícolas, particularmente, soja, milho e cana-de-açúcar no Cerrado e na Mata Atlântica (Soares-Filho et al., 2006; Strassburg et al., 2014a; Aguiar et al., 2016; Strassburg et al., 2017; Rochedo et al., 2018; Silva et al., 2018; Soterroni et al., 2018, 2019; Gurgel et al., 2019; Fendrich et al., 2020; Köberle et al., 2020; Silva Bezerra et al., 2022, 2023). As áreas de pastagens para pecuária apresentam uma tendência de aumento na Amazônia e no Pantanal, e de estagnação ou queda nos demais biomas, principalmente no Cerrado e na Mata Atlântica (Silva et al., 2018; Fendrich et al., 2020; Soterroni et al., 2023). Esses estudos também apontam a expansão agrícola como um dos principais vetores de perda de vegetação nativa no Brasil. A Figura 3.2 ilustra, para um cenário de referência, as tendências para a agricultura brasileira. Dentre as abordagens de modelagem citadas acima estão os modelos alocação de uso da terra (Soares-Filho et al., 2006; Aguiar et al., 2016; Silva Bezerra et al., 2022); modelos de uso da terra probabilísticos (Fendrich et al., 2020); modelos econômicos de equilíbrio parcial (Soterroni et al., 2018, 2019), modelos de equilíbrio geral (Gurgel et al., 2019) ou modelos de avaliação integrada (Köberle et al., 2020; Soterroni et al., 2023).

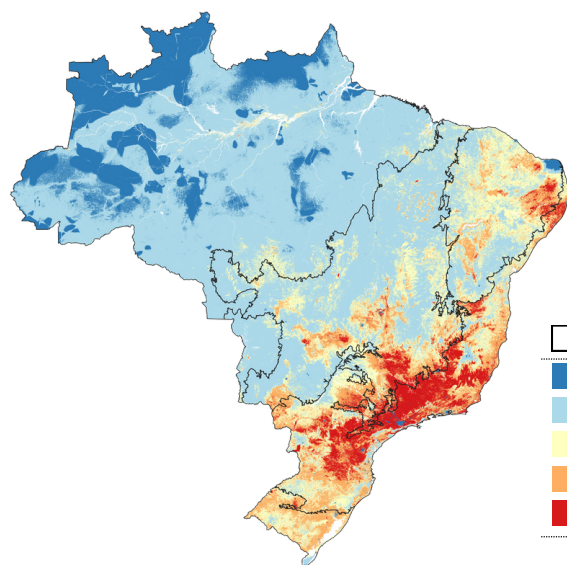
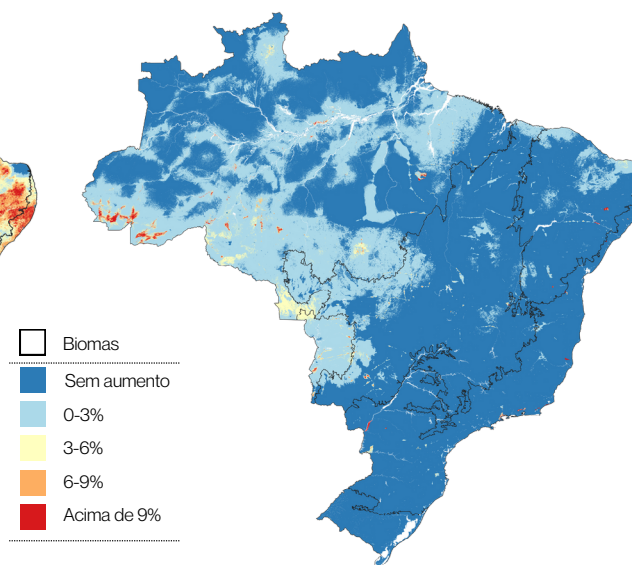
**CULTURAS AGRÍCOLAS****PASTAGEM**

Figura 3.2. Evolução das culturas agrícolas (à esquerda) e pastagens (à direita) em 2025, relativo a 2017, em um cenário de referência. Note que as culturas agrícolas possuem probabilidade de aumento em todos os biomas, enquanto as pastagens possuem uma tendência de estabilidade na maior parte do país, exceto nos biomas Amazônia e Pantanal e na fronteira entre Amazônia e Cerrado próximo de Mato Grosso. Fonte: Adaptado de Fendrich et al. (2020).

Cerca de 90% de toda a área desmatada na Amazônia está coberta por pastagens (Barreto, 2021) e, segundo o IBGE, mais de 40% do rebanho bovino brasileiro encontra-se nos estados que compõem a Amazônia Legal. Vários estudos indicam, para cenários de referência, uma relação direta entre tendências de aumento das pastagens e do desmatamento na Amazônia (Aguar et al., 2016; Silva et al., 2018; Soterroni et al., 2018, 2019, 2023; Fendrich et al., 2020; Silva Bezerra et al., 2022). A região do MATOPIBA (que inclui territórios do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia), onde estão localizados os últimos remanescentes de vegetação nativa intacta do Cerrado, apresenta uma forte tendência de perda de vegetação para os próximos anos, principalmente para a acomodar a expansão de soja e de pastagens para a pecuária (Strassburg et al., 2017; Soterroni et al., 2019, 2023). Já na Bacia do Alto Paraguai, espera-se que o Arco do Pantanal apresente

as mais altas taxas de conversões da região no período de 2020 a 2050 (Guerra et al., 2020a; Roque et al., 2021; Coelho-Junior et al., 2022), resultantes principalmente da expansão da pecuária e da soja.

Cenários de referência também indicam que a expansão agrícola aumentará ainda mais a pressão sobre as unidades de conservação e terras indígenas (Dobrovolski et al., 2011; Brum et al., 2019) com impactos ecológicos e sociais negativos. Historicamente, as áreas protegidas têm atuado como uma barreira de contenção ao desmatamento (Souza Jr. et al., 2020; Mataveli & Oliveira, 2022; RAD, 2022) e são, portanto, estratégicas para a manutenção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos, com destaque para a mitigação das mudanças climáticas e a regulação do regime de chuvas (Soares-Filho et al., 2010; Ribeiro et al., 2018; Resende et al., 2021). Ressalta-se que, entre 1985 e 2018, 78% do desmatamento no Brasil



ocorreu em propriedades privadas (Pacheco & Meyer, 2022), e cerca de 50% da vegetação nativa brasileira está localizada nessas terras (Soares-Filho et al., 2014). Como a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN), Lei Federal nº 12.651/2012 (Brasil, 2012), que regula o uso da terra em propriedades privadas, permite a supressão de excedentes de vegetação nativa, estima-se que, até 2050, entre 88,6 e 103 Mha dessa vegetação não estarão protegidos por essa legislação e poderão ser desmatados legalmente (Soares-Filho et al., 2014; Metzger et al., 2019).

Projeções globais para cenários de referência mostram que a expansão da agricultura para atender a demanda futuras por comida, fibras e bioenergia terá consequências severas para a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos (IPBES, 2016; Molotoks et al., 2018; Chaplin-Kramer et al., 2019; Leclère et al., 2020). No Cerrado brasileiro, a expansão da agricultura poderá ocasionar a perda adicional de 31-34% da vegetação nativa até 2050, levando à extinção de espécies de plantas endêmicas e à emissão de 8,5 bilhões de CO<sub>2</sub>-eq (Strassburg et al., 2017). A expansão da soja poderá causar a perda de 3,6 Mha de vegetação nativa no bioma e emitir 1,53 bilhões de CO<sub>2</sub>-eq, entre 2020 e 2050 (Soterroni et al., 2019). Impactos negativos da conversão de vegetação nativa nos outros serviços ecossistêmicos, como por exemplo a retenção de sedimentos, a retenção de nutrientes e a provisão de alimentos silvestres também são esperados para o bioma (Resende et al., 2019).

Cenários de referência mostram que as mudanças de uso da terra projetadas para os estados do Pará e do Mato Grosso, para

o período 2010-2030, devem impactar áreas sensíveis de distribuição de mamíferos, aves e anfíbios, aumentando o risco de extinção de espécies endêmicas na região (Göpel et al., 2020). Na Caatinga, o desmatamento atual e projetado pode causar uma redução de 65% nas áreas com grande potencial de riqueza de espécies de morcegos até 2050 (Silva et al., 2018). Na Amazônia, o desmatamento projetado por cenários de referência (*business as usual*) gera altos débitos de extinção de espécies para mamíferos no norte, para aves no centro e para anfíbios no oeste do bioma (Wearn et al., 2012).

Os cenários de não cumprimento da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN), Lei Federal nº 12.651/2012 (Brasil, 2012) são, muitas vezes, tomados como cenários de referência dado que essa legislação nunca foi cumprida em sua totalidade no território nacional. Esses cenários mostram que a perda de vegetação nativa em Reservas Legais e em zonas ripárias pode comprometer a provisão de água para agricultura e agravar as perdas de solo, com consequências econômicas para as atividades agrícolas (Guerra et al., 2020b; Mello et al., 2020). Para a bacia do Alto Paraguai, em particular, esses cenários mostram que os custos de reposição de nutrientes do solo poderão ser da ordem de 15 milhões de dólares em 2050 (Guerra et al., 2020a). Contrariamente, a restauração da vegetação nativa em zonas ripárias pode reduzir o aporte de sedimentos, nitrogênio e fósforo para os corpos d'água, e melhorar a qualidade dos recursos hídricos (Monteiro et al., 2016; Mello et al., 2017). Outros estudos reforçam que o aumento da erosão do solo no futuro potencializará problemas relacionados à qualidade da água em todo



o Brasil (Merten & Minella, 2013), incluindo biomas como o Cerrado (Resende et al., 2019) e Pantanal (Roque et al., 2021).

Diferentes regiões brasileiras poderão perder polinizadores a partir de modelos de produção não sustentáveis (Wolowski et al., 2019). Até 2030, a demanda por polinização poderá aumentar, em média, 40% no Estado de São Paulo, enquanto a oferta de polinizadores terá uma redução média de 3% para o mesmo período (Barbosa et al., 2020). Essas projeções de perdas aumentam frente aos possíveis efeitos das mudanças climáticas. Culturas que dependem de polinizadores terão as suas produtividades impactadas devido às mudanças na distribuição das espécies e disparidades entre a provisão e a demanda de polinização (Giannini et al., 2012, 2015; Chaplin-Kramer et al., 2019; Wolowski et al., 2019).

Além da sua vasta diversidade biológica e cultural, a floresta Amazônica fornece serviços ecossistêmicos fundamentais para a manutenção da agricultura como a regulação do clima e do regime de chuvas (SPA, 2021). Estima-se que os serviços ecossistêmicos da Amazônia brasileira podem chegar, em determinadas áreas, a 737 dólares por hectare/ano (Strand et al., 2018). Modelos climáticos projetam quedas significativas da precipitação associadas à perda de cobertura da floresta (Sampaio et al., 2007; Spracklen & Garcia-Carreras, 2015). Cenários de referência mostram que a redução das chuvas induzida pelo desmatamento para acomodar, principalmente, a expansão da agricultura poderá causar perdas agrícolas acima de 1 bilhão de dólares anuais até 2050 na porção sul da Amazônia brasileira (Leite-Filho et al., 2021). Cenários que consideram

altas taxas de desmatamento e a ausência de cumprimento da LPVN, Lei Federal nº 12.651/2012 (Brasil, 2012), estimam que as emissões brutas devido ao desmatamento e a degradação no bioma Amazônia poderão alcançar até 40 bilhões de toneladas de CO<sub>2</sub> entre 2020 e 2050 (Soares-Filho et al., 2006; Assis et al., 2022; Soterroni et al., 2023), comprometendo inclusive o cumprimento das metas do Acordo de Paris.

### **3.4 Mudanças climáticas e sua relação com a agricultura, a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos**

As mudanças climáticas são um dos principais vetores de perda de biodiversidade (IPBES, 2019). A perda de biodiversidade, por sua vez, impacta a resiliência dos ecossistemas às mudanças climáticas, ou seja, a capacidade dos ecossistemas resistirem e se recuperarem a perturbações, e manterem o fluxo dos serviços ecossistêmicos (Seddon et al., 2021). Mudanças no uso da terra também poderão atuar em sinergia com as mudanças climáticas (Bergier & Assine, 2022; Louzada et al., 2022), potencializando ainda mais a pressão sobre a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos (Montenegro & Ragab, 2012; Faleiro et al., 2013; Joly et al., 2019; Velazco et al., 2019; Cunha et al., 2021), com impactos na própria agricultura brasileira (Lapola et al., 2011; Assad et al., 2013; Giannini et al., 2015; Joly et al., 2019; Martins et al., 2019; Leite-Filho et al., 2021; Moraes et al., 2023).

A Amazônia perderá sua capacidade de absorver carbono e de regular o clima e o regime de chuvas (Sampaio et al., 2007; Spracklen & Garcia Carreras, 2015), serviços ecossistêmicos fundamentais para

a manutenção da agricultura, se a floresta continuar a ser gradualmente substituída por pastagens e cultivos de monoculturas como a soja. A mortalidade de árvores (Esquivel-Muelbert et al., 2020), a perda de biodiversidade (Costa et al., 2018; Gomes et al., 2019; Miranda et al., 2019) e a probabilidade de incidência de episódios de incêndio (Fonseca et al., 2019) também serão mais frequentes no bioma. No Cerrado, a redução da disponibilidade hídrica e o aumento da temperatura impactarão negativamente a agricultura e a biodiversidade no bioma (Faleiro et al., 2013; Velazco et al., 2019; Rodrigues et al., 2022). Altas taxas de desmatamento no Cerrado e na Amazônia poderão aumentar a temperatura local e causar perdas de receitas da soja estimadas em 3,5 bilhões de dólares por ano, entre 2020 e 2050 (Flach et al., 2021). A Mata Atlântica perderá serviços ecossistêmicos de polinização (Barbosa et al., 2020; Giannini et al., 2020), e o Pampa ficará mais vulnerável aos extremos climáticos, dada a sua baixa cobertura vegetal nativa e a alta fragmentação dos seus habitats. Esses vetores de degradação poderão ainda aumentar a invasão de espécies exóticas e alterar o ciclo do fogo em alguns biomas (Bustamante et al., 2019a). Na Caatinga, espera-se um aumento de até 20% de áreas de alta susceptibilidade à desertificação até 2045 (Vieira et al., 2021). Isso traria impactos principalmente sobre a disponibilidade de água e a produção agrícola, afetando desproporcionalmente comunidades rurais de baixa renda do interior do Semiárido (Martins et al., 2019; Vieira et al., 2021; Moraes et al., 2022).

Apesar de alguns cenários sugerirem que o aumento da concentração de CO<sub>2</sub> na atmosfera possa aumentar a produtividade de algumas culturas agrícolas em algumas regiões (Antolin et al., 2021; Kothari et al., 2022), deve-se considerar, principalmente, os efeitos negativos provocados

por eventos climáticos extremos como, por exemplo, inundações, secas severas e ondas de calor (Araújo et al., 2014; Assad et al., 2019). Esses efeitos associados às alterações nas taxas de respiração e evapotranspiração, na duração dos ciclos produtivos, bem como na ocorrência de pragas e doenças (Rosenberg, 1992) podem ocasionar a redução da produtividade das culturas agrícolas e da pecuária, quebras de safras e, conseqüentemente, impactar a provisão de alimentos e de outros serviços ecossistêmicos (Assad et al., 2013, 2019; Pires et al., 2016; Brumatti et al., 2020; Zilli et al., 2020).

Nas fronteiras agrícolas da Amazônia e do Cerrado localizadas, principalmente, na região do MATOPIBA que compreende parte dos estados do Mato Grosso, Goiás, Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia, as áreas agricultáveis fora do ótimo climático já totalizam 28% (ou 26.551 km<sup>2</sup>, referentes a 2016) e, de acordo com projeções, elas poderão atingir 51% (ou 49.506 km<sup>2</sup>) até 2030, e 74% (ou 71.105 km<sup>2</sup>) até 2060 (Rattis et al., 2021). A expansão da cana-de-açúcar esperada para o sul de Goiás e noroeste do estado de São Paulo ficarão mais vulneráveis às mudanças do clima e sofrerão com a redução da disponibilidade de água (Zullo et al., 2018). Em um cenário climático extremo, a produtividade da soja na Amazônia poderia reduzir em até 44% (Lapola et al., 2011). A Figura 3.3 ilustra os impactos das mudanças climáticas nas principais áreas produtoras de soja em 2050 (Zilli et al., 2020). Note que, tanto o Mato Grosso quanto o MATOPIBA poderão ser regiões menos aptas para a produção da oleaginosa no futuro.

Projeções baseadas em modelos climáticos globais sugerem que as mudanças climáticas poderão provocar, até 2040, uma retração no PIB brasileiro. As famílias em situação de vulnerabilidade econômica de regiões

cuja economia é dependente da agricultura sofrerão as maiores perdas. Os impactos sobre o consumo real e o bem-estar das famílias da região Centro-Oeste e partes do Nordeste, onde a cultura da soja é mais representativa do que em outras regiões do Brasil, serão não negligenciáveis (Santos et al., 2021).

### 3.5 Cenários para a agricultura sustentável

Conforme apresentado nas seções anteriores, a possível expansão da agricultura brasileira sobre áreas de vegetação nativa e os impactos das mudanças climáticas afetarão negativamente a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos no Brasil, com



Figura 3.3. Esquema simplificado indicando perdas (-) e ganhos (+) nas áreas produtoras de soja (áreas sombreadas) em 2050 em função das mudanças climáticas de acordo com modelos que simulam culturas agrícolas como o EPIC (verde) e o LPJmL (azul). Áreas em que as previsões dos modelos convergem são destacadas com símbolos pretos. Em destaque, com traço pontilhado preto, está o MATOPIBA, região de fronteira agrícola. Fonte: Adaptado de Zilli et al. (2020).

efeitos negativos para a própria agricultura do país. No entanto, modelos e cenários têm demonstrado que existem opções de trajetórias viáveis, ou cenários alternativos, que poderiam tornar a produção agrícola brasileira mais sustentável.

Não permitir que a expansão agrícola ocorra às custas de novas conversões e cause

degradação de ecossistemas é a primeira e mais importante ação na transição para uma agricultura sustentável. Cenários alternativos com maior controle do desmatamento mostram que é possível conciliar a expansão agrícola brasileira com a conservação da vegetação nativa (Silva et al., 2018; Soterroni et al., 2018, 2019, 2023; Strassburg et al., 2014a, 2018), além de promover

benefícios para a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos (Aguiar et al., 2016; Strassburg et al., 2017; Strand et al., 2018; Guerra et al., 2020a; Brock et al., 2021), e criar resiliência da agricultura brasileira aos impactos das mudanças climáticas (Lapola et al., 2011; Flach et al., 2021; Leite-Filho et al., 2021).

O cumprimento da legislação, especificamente da LPVN, Lei Federal nº 12.651/2012 (Brasil, 2012), por exemplo, evitaria metade dos 64 Mha de desmatamento projetados no Brasil, entre 2020 e 2050, por um cenário de referência, e não inviabilizaria a expansão da produção agrícola no país (Soterroni et al., 2023). Em 2050, a área agricultável e o rebanho bovino seriam apenas 3% e 10% menores, respectivamente, no cenário de cumprimento da LPVN em relação ao cenário sem a legislação (Soterroni et al., 2023). O cumprimento da LPVN evitaria, ainda, a perda de habitat de muitas espécies, principalmente na Amazônia (Brock et al., 2021). Vale ressaltar que, embora fundamental para a conservação e recuperação dos ecossistemas brasileiros, a total implementação da LPVN não será suficiente para evitar a perda de grandes extensões de vegetação nativa (Soterroni et al., 2023) por permitir supressão legal de vegetação nativa, como ilustra a Figura 3.4, com impactos na biodiversidade e nos serviços ecossistêmicos (Sparovek et al., 2011; Soares-Filho et al., 2014; Aguiar et al., 2016; Vieira et al., 2018; Brandão Jr. et al., 2020).

Acordos de desmatamento zero, como a moratória da soja<sup>7</sup> e os Termos de Ajuste de Conduta (TAC) da carne implementados

---

7. A moratória da soja é um acordo feito entre organizações não governamentais, agroindústrias e governos com o compromisso de não comprar essa *commodity* produzida em áreas desmatadas (ver glossário).

no bioma da Amazônia, podem ser alternativas complementares ao combate do desmatamento (Gibbs et al., 2015, 2016). Cenários de moratória da soja no Cerrado mostram que esse acordo tem o potencial de evitar 120 mil hectares de conversão direta de vegetação nativa para a soja por ano no bioma, entre 2020 e 2050, sem impedir a expansão da produção da oleaginosa nas próximas décadas, e com redução da produção estimada em menos de 2% no Brasil (Soterroni et al., 2019). Por outro lado, vazamentos (em inglês: *leakage*) como o aumento de desmatamento para outras atividades ou regiões não cobertas pelo acordo setorial podem não compensar os esforços de tais medidas (Villoria et al., 2022). Dessa forma, cenários podem desempenhar um papel importante na identificação de efeitos indesejados e ajudar na construção de políticas de conservação mais eficazes e robustas (Azevedo et al., 2017; Lambin et al., 2018).

A restauração dos ecossistemas é importante tanto para a mitigação quanto para a adaptação às mudanças climáticas (Strassburg et al., 2018; Bustamante et al., 2019b; Koch & Kaplan, 2022). A meta brasileira de restauração de 12 Mha de vegetação nativa até 2030, presentes em compromissos internacionais como a primeira Contribuição Nacionalmente Determinada (iNDC)<sup>8</sup> e o Desafio de

---

8. O Brasil apresentou em 2015 sua pretendida Contribuição Nacionalmente Determinada (iNDC) ao Acordo de Paris. Com o depósito do instrumento de ratificação do acordo pelo País, em setembro de 2016, a Contribuição Nacionalmente Determinada (NDC) do Brasil deixou de ser “pretendida”. O Brasil assumiu, pelo acordo, o qual entrou em vigor no plano internacional em 4 de novembro de 2016, o compromisso de implantar ações e medidas que apoiem o cumprimento da meta estabelecida na NDC (ver glossário).

## Projeção de perdas e ganhos de vegetação nativa entre 2020 e 2050

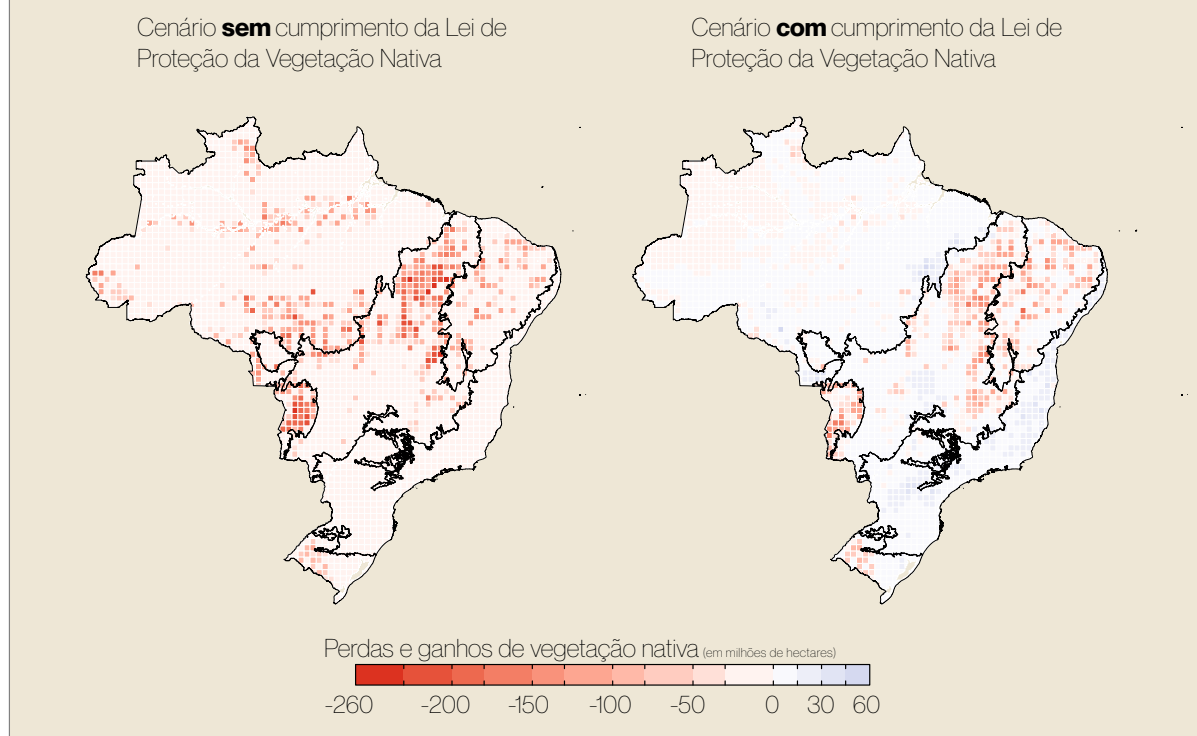


Figura 3.4. Distribuição espacial da perda e ganho e cumulativos de vegetação nativa entre 2020 e 2050, considerando dois cenários: com e sem o cumprimento da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN). No cenário com cumprimento da LPVN, as perdas referem-se à supressão legal de vegetação nativa, incluindo desmatamento, que pode ocorrer mesmo com o cumprimento rigoroso da legislação. No cenário sem cumprimento da LPVN, as perdas incluem a supressão de vegetação nativa, tanto legal quanto ilegal, incluindo desmatamento, projetada para o período de 2020 a 2050. Fonte: Adaptado de Soterroni et al. (2023).

Bonn<sup>9</sup>, podem ser atingidos através da implementação da LPVN. Fatores como custos econômicos, limitações técnicas, e falta de planejamento dificultam a restauração de ecossistemas em larga escala (Bustamante et al., 2019b). No entanto, o uso de cenários pode auxiliar na escolha da melhor estratégia e dos locais para a restauração da vegetação nativa em terras públicas ou privadas, otimizando os

custos-benefícios e aumentando as chances de implementação (Brancaion et al., 2019; Crouzeilles et al., 2020; Niemeyer et al., 2020; Strassburg et al., 2020).

A restauração da vegetação nativa seguindo o cumprimento da LPVN tem o potencial de sequestrar de 2,5 a 9 bilhões de CO<sub>2</sub> no Brasil (Soares-Filho et al., 2014; Soterroni et al., 2023). Outras análises regionalizadas mostram que a recomposição do déficit de vegetação nativa em propriedades privadas no Cerrado (4,7 Mha) tem o potencial de aumentar o estoque de carbono em 56,6 milhões de toneladas de carbono (ou 207,7 milhões de toneladas de CO<sub>2</sub>-eq), o que

9. Em 2011, o governo da Alemanha e a União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) lançaram um desafio, conhecido como Desafio de Bonn, para todos os países do mundo: estimular o processo de restauração em 150 milhões de hectares de florestas e paisagens ao redor do globo até 2020, e 350 milhões de hectares até 2030.

também aumentaria a segurança hídrica da região e a disponibilidade de espécies ameaçadas (Vieira et al., 2018). Além disso, a restauração de Áreas de Preservação Permanente pode reduzir o aporte de sedimentos sólidos suspensos e nutrientes em áreas agrícolas, conforme demonstrado na bacia do Rio Sarapuí em São Paulo (Mello et al., 2017) e na Bacia do Rio Taquari em Mato Grosso do Sul (Louzada et al., 2022)

Estudos de modelos e cenários mostram que o aumento da produtividade das pastagens desempenha um papel fundamental dentre os esforços necessários para o Brasil conciliar a conservação da biodiversidade com a expansão da produção agrícola. Um aumento de 49-52% na produtividade das pastagens brasileiras teria o potencial de atender a demanda futura por carne, culturas agrícolas, produtos madeireiros e biocombustíveis até 2040, sem a necessidade de converter nenhum hectare de vegetação nativa (Strassburg et al., 2014a). A intensificação da pecuária também tem o potencial de liberar até 18 Mha para restauração em larga escala na Mata Atlântica (Strassburg et al., 2014a). Um aumento de 52% da intensificação da pecuária no Brasil, em relação a um cenário de referência, seria fundamental para que o país eliminasse tanto o desmatamento ilegal quanto o legal e, ao mesmo tempo, acomodasse a expansão da agricultura, e metas de proteção e restauração da vegetação nativa além das já assumidas (Soterroni et al., 2023).

A recuperação de pastagens degradadas é peça-chave para que a produção agrícola na Amazônia e no Cerrado continue crescendo livre de desmatamento, o que

permitiria o cumprimento das metas Brasileiras de curto prazo do Acordo de Paris (Silva et al., 2018). Apesar de modelos e cenários mostrarem o grande potencial da intensificação das pastagens para fins de implementação de medidas de conservação, vários estudos alertam para o efeito rebote, ou 'Paradoxo de Jevons'<sup>10</sup>, em que o desmatamento pode aumentar em vez de diminuir (Kaimowitz & Angelsen, 2008; Lambin & Meyfroidt, 2011; Garrett et al., 2018; Müller-Hansen et al., 2019). Políticas adicionais e incentivos econômicos podem evitar a ocorrência desse efeito indesejado (Latawiec et al., 2014) (ver também capítulos 5 e 6 deste Relatório), e modelos e cenários podem ajudar na elaboração de tais medidas.

Entre as regiões do Brasil, destaca-se o segundo maior rebanho da pecuária localizado nas pastagens das planícies do Pantanal, cuja produção e intensificação sustentável reduziria a pegada humana sobre o clima e o desmatamento (Bergier et al., 2020). Garantir a autossuficiência agroalimentar da população por meio de intensificação sustentável (Beltran-Peña et al., 2020), bem como o acesso universal e igualitário a uma maior diversidade e qualidade de alimentos frescos são fatores-chave para garantir a segurança alimentar e reduzir as pressões sobre os serviços ecossistêmicos, a biodiversidade e o clima (Popp et al., 2010; FAO, 2019, IPCC, 2022). O Brasil deve manter ou ampliar sua autossuficiência nos cenários de intensificação sustentável. Na ausência

---

10. O paradoxo de Jevons afirma que, à medida que as melhorias tecnológicas aumentam a eficiência com a qual um recurso é usado, o consumo total desse recurso pode aumentar em vez de diminuir.



de práticas de intensificação sustentável, ligadas à inclusão social (ética) e tecnológica (Nelson e Vucetich, 2012; Nagatsu et al., 2020; Daum, 2023), o cenário é de não auto-suficiência para o Brasil e para quase todos os países estudados, criando condições ideais para o aumento de riscos e de conflitos de larga escala (FAO, 2015).

Sistemas integrados de produção animal e vegetal, como por exemplo Lavoura-Pecuária (ILP), Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF) e Agroflorestais, são estratégias importantes para mitigação climática e desenvolvimento de uma agricultura sustentável no Brasil, podendo atingir um valor líquido anual por hectare superior ao de sistemas convencionais (Reis et al., 2020, 2021). No Mato Grosso, modelos foram usados para apontar áreas mais suscetíveis biofísica e economicamente para implementar sistemas integrados (Reis et al., 2020). Práticas agroecológicas, como os Sistemas Agroflorestais, têm o potencial de reduzir o impacto da agricultura sobre os ecossistemas, mitigar mudanças climáticas e, ao mesmo tempo, garantir alimento e renda para os pequenos e médios agricultores (Gil et al., 2016; Abbas et al., 2017; Chapman et al., 2020). Por outro lado, modelos mostram que as mudanças climáticas podem contribuir, até 2080, para a extinção de espécies agroflorestais nativas brasileiras já ameaçadas. Dessa maneira, implementar sistemas agroflorestais diversos e manter a conectividade da paisagem para facilitar a dispersão das espécies são estratégias para garantir a subsistência e a segurança alimentar a médio e longo prazo (Gomes et al., 2020; Lima et al., 2022).

Medidas adicionais como redução de perdas e desperdício de alimentos, transição para dietas com menor impacto ambiental, intensificação e comércio sustentáveis podem desempenhar papéis importantes no futuro (FAO, 2018b). Dada a grande contribuição das emissões de metano pela digestão dos bovinos, além da área ocupada por esses animais, os cenários mostram a redução do consumo de carne bovina e sua substituição por proteínas de outras fontes e de perda e desperdício de alimentos como alternativas que contribuem para a mitigação das mudanças climáticas (Popp et al., 2010; Tilman & Clark, 2014; Springmann et al., 2016; Leclère et al., 2020; Humpenöder et al., 2022). Recentemente, o Brasil também assumiu o “Compromisso Global do Metano” que trará desafios adicionais para a pecuária brasileira, já que o país tem o segundo maior rebanho bovino do mundo (Zia et al., 2019).

A sustentabilidade ou mesmo a viabilidade a longo prazo da agricultura no Brasil dependem diretamente de ações de conservação de recursos naturais em sinergia ao desenvolvimento de variedades (tecnologia) e sistemas de manejo (diversificação) adaptados às mudanças do clima (Joly et al., 2019) (ver também capítulo 4 deste Relatório). A combinação do aumento da produtividade de culturas agrícolas e das pastagens, redução de desperdício, mudanças de comportamento e adoção de dietas com menor consumo de proteína animal, aumento e melhor manejo das áreas protegidas, redução do desmatamento e aumento da restauração dos ecossistemas também são exemplos dos esforços necessários para conter e



até mesmo reverter a expressiva perda de biodiversidade nas próximas décadas (Leclère et al., 2020).

Está cada vez mais claro que as mudanças climáticas e a perda de biodiversidade são crises interconectadas que não podem ser resolvidas isoladamente (Pörtner et al., 2023). Para o Brasil, as soluções baseadas na natureza (SbN)<sup>11</sup>, como o fim do desmatamento e a restauração da vegetação nativa em larga escala, podem contribuir com quase 80% da redução das emissões nacionais necessárias para o país cumprir as suas metas de curto e longo prazo do Acordo de Paris, incluindo a meta de atingir emissões líquidas zero de gases de efeito estufa em 2050 (*net zero*) (Soterroni et al., 2023).

Os benefícios da implementação cuidadosa das soluções baseadas na natureza incluem a adaptação aos impactos das mudanças climáticas, o aumento da resiliência dos ecossistemas e da segurança alimentar em um planeta cada vez mais quente e com eventos climáticos mais frequentes (Seddon et al., 2021). O Brasil pode liderar as agendas de clima e biodiversidade pelo exemplo, mas é preciso que o país elimine a lacuna de implementação das políticas nacionais existentes no curto prazo, e avance na criação de políticas e planos de longo prazo mais ambiciosos, baseados em ciência, com metas intermediárias, com mecanismos de transparência, e alinhados

---

11. Soluções Baseadas na Natureza (SbN) é um termo criado pela União Europeia que contempla soluções de engenharia e medidas inspiradas, apoiadas ou copiadas da natureza e que visam atender simultaneamente objetivos ambientais, sociais e econômicos (ver glossário).

com os objetivos do desenvolvimento sustentável. Modelos e cenários são ferramentas importantes na construção de um futuro sustentável para a agricultura e a biodiversidade no Brasil e no mundo.

### 3.6 Modelos e cenários para tomada de decisões

Os grandes desafios para a utilização de modelos e cenários na tomada de decisão incluem: i) aprimorar e desenvolver modelos que integrem uma maior gama de serviços ecossistêmicos, ii) refinar dados sobre serviços ecossistêmicos em sistemas agrícolas, iii) incluir variáveis relacionadas ao comportamento humano, iv) desenvolver modelos teleacoplados<sup>12</sup> em diferentes escalas e v) diminuir as assimetrias de conhecimento entre regiões (trabalhos estão concentrados na Amazônia, Mata Atlântica e Cerrado). Boa parte desses desafios seria rapidamente superada caso houvesse continuidade de investimentos em Pesquisa, Desenvolvimento e Inovação, uma vez que o Brasil possui uma rede de pesquisadores consolidada e inserida em uma ampla rede internacional de colaboração. Entretanto, a construção de cenários e modelos ainda carece da integração e articulação de diferentes saberes e cosmologias (Mazzone et al., 2023). O Quadro 3.2 oferece uma reflexão sobre como comunidades indígenas

---

12. O conceito de teleacoplamento (*telecoupling* em inglês) tem origem na ciência do sistema terrestre e integra outros conceitos das ciências naturais e sociais, como a teleconexão e a globalização. O método se baseia em sistemas exportadores (*sending systems*), importadores (*receiving systems*) e afetados (*spillover systems*), assim como os fluxos entre esses sistemas, seus agentes, causas e efeitos. Por exemplo, é fundamental compreender como a dinâmica do uso da terra é afetada por interações socioeconômicas e ambientais em grandes distâncias, como os impactos do comércio global de alimentos (ver glossário).

e saberes tradicionais podem contribuir para o fortalecimento dos espaços de co-criação de saber-fazer.

Desafios como a falta de acesso e incertezas relacionadas aos dados ambientais e de biodiversidade de qualidade e em grande escala bem como as limitações inerentes aos modelos podem gerar imprecisões que, se não bem comunicadas, acabam refletindo em descrença no benefício dessas ferramentas em balizar tomadas de decisão (IPBES, 2016).

Outro desafio é o desenvolvimento de cenários e modelos que explicitamente incluam variáveis socioculturais como desigualdades sociais, burocracia, e a percepção de ganhos e perdas por parte das pessoas envolvidas. Alguns aspectos associados ao tipo de pressão do desmatamento, como o aumento da densidade populacional, os processos de expansão da urbanização de áreas rurais, a especulação e a grilagem de terras, ainda não são incorporados de forma satisfatória em modelos e cenários (Daum, 2023). Apesar desses desafios, há exemplos práticos relacionados ao uso da ciência na construção de cenários como os Zoneamentos Ecológicos-Econômicos. Na Amazônia, por exemplo, alguns trabalhos têm integrado conhecimento tradicional e abordagens quantitativas de construção de cenários de usos da terra (Folhes et al., 2015; Blanco-Gutiérrez et al., 2020). Algumas ações têm sido executadas adotando-se a abordagem do Planejamento Sistemático de Conservação (Margules & Pressey, 2000) na tentativa de conciliar a produção rural e a conservação da biodiversidade e serviços ecossistêmicos

(CONABIO, 2005). Vale destacar que, embora existam iniciativas atreladas aos processos de planejamento, ainda não temos avaliações robustas dos resultados dessas iniciativas e indicadores claros de sua implementação no país.

No Brasil, estudos envolvendo mudanças de uso da terra e biodiversidade têm um forte viés geográfico para os biomas Cerrado e Amazônia, além de viés taxonômico para flora e animais vertebrados. Para serviços ecossistêmicos, a maior parte dos trabalhos focam em serviços de provisão e de regulação, com destaque para estoque de carbono que muitas vezes é o único serviço incluído nas análises. Além disso, a maioria dos estudos de modelagem não avalia o impacto que a degradação dos ecossistemas gera na biodiversidade e nos serviços ecossistêmicos. Apesar dos avanços da ciência em modelar as mudanças de uso da terra e da agricultura, a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos, existem lacunas do conhecimento que devem ser tratadas em pesquisas futuras. Uma delas é o desenvolvimento de modelos que sejam realmente integrados para as mudanças do uso da terra, mudanças do clima, biodiversidade, serviços ecossistêmicos, além de aspectos econômicos e socioculturais.

### Quadro 3.2: As múltiplas agriculturas, formas de construir cenários e cosmologias

Avaliar cenários das agriculturas no Brasil e suas relações com a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos é bastante desafiador e complexo. Parte desses desafios envolve os diversos modos de saber-fazer e sentipensar a agricultura, entre os quais a produção agrícola familiar, as agriculturas indígenas e de outros povos tradicionais, que são encontradas em distintas regiões do país. Essas múltiplas formas de saber-fazer são fundamentais para a manutenção da autonomia, soberania e segurança alimentar das pessoas e se destacam pela produção de diversos cultivos como o milho, a mandioca, a pecuária leiteira, os ovinos, os caprinos, as olerícolas, o feijão, o arroz, os suínos, as aves, o café, o trigo, a mamona, as fruticulturas e as hortaliças. As múltiplas agriculturas se destacam também por suas contribuições culturais, socioespaciais e ecológicas, que contribuem diretamente para uma maior justiça socioambiental, com impacto direto na redução de pobreza.

Diferentes povos originários, outros povos tradicionais e populações locais praticam diversas formas de pensar alternativas para o futuro, planejar e construir suas agriculturas e relações com a sociobiodiversidade, os serviços ecossistêmicos e os territórios de vida. O uso de informações climáticas (por exemplo de informações sobre as chuvas) no processo de planejamento e construção das agriculturas tem sido usado pela maioria dos povos e comunidades dentro de suas próprias cosmologias, saberes e de suas formas de gerir os territórios. Mas, apenas recentemente, esses saberes, cosmologias e formas de gestão territorial têm sido “reconhecidos” e integrados dentro dos processos de construção de outros cenários, a partir de uma lógica científica ocidental. Um exemplo desse reconhecimento é a incorporação de saberes indígenas no último Relatório do IPCC (2022). As múltiplas formas de construção de novos cenários devem ser valorizadas dentro das próprias cosmologias dos povos e dentro de suas formas de autodeterminação. O diálogo de saberes pode ser um caminho relevante para construção de novos cenários, particularmente aqueles que visam ampliar a participação social de forma mais horizontal. No Brasil, poucos trabalhos incorporam múltiplos saberes (narrativas) para construção de outros cenários possíveis. Destaca-se que novas abordagens para o desenvolvimento de narrativas e cenários, combinando conhecimento qualitativo e dados quantitativos, têm sido propostas para construção de cenários inter e transdisciplinares para a Amazônia, como por exemplo, em Schöenberg et al. (2017).

Os conhecimentos tradicionais originários, em sua multiplicidade, são fundamentais no contexto da construção de novas estratégias de combate às crises e mitigação-adaptação às mudanças climáticas, agricultura e serviços ecossistêmicos. Os saberes sobre os diversos valores da flora, fauna, água e demais formas de vida apresentam respostas para as situações climáticas extremas que têm sido salientados como críticos no contexto de adaptação dos povos frente às mudanças ambientais rápidas esperadas para o futuro. Por outro lado, estudos também têm demonstrado que alguns modos de vida, inclusive formas de agricultura, estão vulneráveis caso as trajetórias de mudanças climáticas e a agricultura se mantiverem na linha de base atual.

Entendemos que o reconhecimento, a valorização e a afirmação social das pessoas ligadas aos múltiplos modos de fazer agricultura na sociedade brasileira dependem, fundamentalmente, dos resultados de diálogos estabelecidos no campo das políticas públicas, da coprodução do conhecimento e da ação coletiva. Nesse contexto, reconhecemos que o recorte adotado sobre cenários futuros em nosso capítulo sofre de um viés para as práticas de construção baseadas em artigos publicados em revistas científicas. Também reconhecemos um viés para cenários envolvendo a produção de *commodities* (por exemplo: soja, bovinos e cana-de-açúcar) o que, em parte, reflete o grande papel delas nas mudanças em larga escala, mas também a disponibilidade de dados para modelagens de cenários quantitativos. A construção de cenários envolvendo produtos agroflorestais, culturas em pequena escala, e espécies nativas, ainda é uma grande lacuna de conhecimento, o que dificulta a construção de visões de futuro mais sustentável, onde as pessoas e seus modos de agricultura certamente deveriam ser mais protagonistas.

### 3.7 Considerações finais

Neste capítulo, a relação entre a agricultura brasileira, a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos é abordada por meio da revisão de estudos de modelos e cenários. Os principais vetores, tipos de modelos e cenários são exemplificados. Cenários de referência são usados para mostrar as tendências atuais da produção agrícola brasileira e seus potenciais impactos sobre a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos. Vários estudos indicam que, sem medidas de conservação e o cumprimento de legislações ambientais, a expansão agrícola continuará a ser um dos principais vetores de perda de vegetação nativa no Brasil no futuro. Cenários alternativos são usados para ilustrar soluções de compromisso entre conservação e produção bem como opções para uma agricultura brasileira mais sustentável. Estudos são categóricos ao mostrar que é possível conciliar a expansão da agricultura brasileira com a proteção e a restauração da vegetação nativa. Estudos apontam, ainda, para o grande potencial da intensificação das pastagens na redução do desmatamento, mas alertam para a necessidade de um portfólio de políticas ambientais com o objetivo de evitar efeitos indesejados. Modelos e cenários que consideram mudanças climáticas apontam tanto para os riscos de redução da produção agrícola em determinadas regiões quanto para a importância da implementação de medidas de conservação como estratégia para mitigar o aquecimento global e, ao mesmo tempo, aumentar a resiliência da agricultura brasileira. Uma discussão mais ampla sobre a construção de cenários também é apresentada a partir do ponto de vista dos povos originários e das

populações locais e tradicionais. Esses saberes e cosmologias podem auxiliar a nossa visão sobre os futuros possíveis da produção agrícola brasileira e da sua relação com a biodiversidade e demais serviços ecossistêmicos, fundamentais para a sua própria manutenção e o seu crescimento de forma sustentável. Apesar das simplificações e incertezas inerentes aos modelos e cenários, o capítulo destacou a importância do uso dessas ferramentas no planejamento estratégico do território, na formulação de políticas públicas e na tomada de decisão.

## REFERÊNCIAS

- Abbas, F., Hammad, H. M., Fahad, S. et al. (2017). Agroforestry: A sustainable environmental practice for carbon sequestration under the climate change scenarios—a review. *Environmental Science and Pollution Research* 24(12), 11177–11191. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8687-0>
- Aguiar, A. P. D., Vieira, I. C. G., Assis, T. O. et al. (2016). Land use change emission scenarios: Anticipating a forest transition process in the Brazilian Amazon. *Global Change Biology* 22(5), 1821–1840. <https://doi.org/10.1111/gcb.13134>
- Antolin, L. A. S., Heinemann, A. B. & Marin, F. R. (2021). Impact assessment of common bean availability in Brazil under climate change scenarios. *Agricultural Systems* 191, 103174. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2021.103174>
- Araújo, P. H. C., de Figueiredo Silva, F., Gomes, M. F. M., Féres, J. G. & Braga, M. J. (2014). Uma análise do impacto das mudanças climáticas na produtividade agrícola da região nordeste do Brasil. *Revista Econômica do Nordeste* 45(3), 46–57. <https://doi.org/10.61673/ren.2014.118>
- Assad, E. D., Pinto, H. S., Nassar, A., Harfuch, L. et al. (2013). *Impacts of Climate Change on Brazilian Agriculture*. 90 p. Washington, DC: World Bank. Disponível em: <<https://openknowledge.worldbank.org/bitstream/handle/10986/18740/687740Revised00LIC00web0brasil02030.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acesso em: ago. de 2024.
- Assad, E. D., Ribeiro, R. R. R. & Nakai, A. M. (2019). Assessments and how an increase in temperature may have an impact on agriculture in Brazil and mapping of the current and future situation. Em: Nobre, C. A., Marengo, J. A. & Soares, W. R. (orgs.). *Climate Change Risks in Brazil*, p. 31–65. Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-92881-4\\_3](https://doi.org/10.1007/978-3-319-92881-4_3)
- Assis, T. O., Aguiar, A. P. D., Von Randow, C. & Nobre, C. A. (2022). Projections of future forest degradation and CO<sub>2</sub> emissions for the Brazilian Amazon. *Science Advances* 8(24), eabj3309. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abj3309>
- Azevedo, A. A., Rajão, R., Costa, M. A. et al. (2017). Limits of Brazil's Forest Code as a means to end illegal deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114(29), 7653–7658. <https://doi.org/10.1073/pnas.1604768114>
- Barbosa, M. D. M., Carneiro, L. T., Pereira, M. F. D. C. D. S. et al. (2020). Future scenarios of land-use-cover effects on pollination supply and demand in São Paulo State, Brazil. *Biota Neotropica* 20(suppl 1), e20190906. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2019-0906>
- Barreto, P. (2021). *Políticas para desenvolver a pecuária na Amazônia sem desmatamento*. Imazon. Disponível em: <[https://amazonia2030.org.br/wp-content/uploads/2021/09/pecuaria-extra-tiva\\_final\\_Paulo-Barreto-1.pdf](https://amazonia2030.org.br/wp-content/uploads/2021/09/pecuaria-extra-tiva_final_Paulo-Barreto-1.pdf)>. Acesso em: ago. de 2024.
- Beltran-Peña, A., Rosa, L. & D'Odorico, P. (2020). Global food self-sufficiency in the 21st century under sustainable intensification of agriculture. *Environmental Research Letters* 15(9), 095004. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab9388>
- Benton, T. G., Bieg, C., Harwatt, H., Pudasaini, R. & Wellesley, L. (2021). *Food system impacts on biodiversity loss. Three levers for food system transformation in support of nature*. London: Chatham House. Disponível em: <<https://www.chathamhouse.org/2021/02/food-system-impacts-biodiversity-loss>>. Acesso em: ago. de 2024.
- Bergier, I., Abreu, U. G. P., Oliveira, L. O. F. et al. (2020). +PRECOCE eficiência e inovação na cadeia do novilho precoce integrando Pan-  
tanal e Cerrado. In: Sotta, E. D., Sampaio, F. G., Nogueira Costa, M. S. (orgs.). *Coletânea de fatores de emissão e remoção de gases de efeito estufa da pecuária brasileira*. 1ed. Brasília: MAPA/SENAR, p. 70–71. Disponível em: <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1131201/1/Novilho-Precoce-GEE-MAPA-SENAR-2020.pdf>>. Acesso em: ago. de 2024.
- Bergier, I. & Assine, M. L. (2022). Functional fluvial landforms of the Pantanal: hydrologic trends and responses to climate changes. *Journal of South American Earth Sciences* 119, 103977. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2022.103977>
- Blanco-Gutiérrez, I., Manners, R., Varela-Ortega, C. et al. (2020). Examining the sustainability and development challenge in agricultural-forest frontiers of the Amazon Basin through the eyes of locals. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 20(3), 797–813. <https://doi.org/10.5194/nhess-20-797-2020>
- Bergier, I., Abreu, U. G. P., Oliveira, L. O. F. et al. (2020). +PRECOCE – eficiência e inovação na cadeia do novilho precoce integrando Pantanal e Cerrado. In: Sotta, E. D., Sampaio, F. G., Nogueira Costa, M. S. (orgs.). *Coletânea de fatores de emissão e remoção de gases de efeito estufa da pecuária brasileira*. 1ed. Brasília: MAPA/SENAR, p. 70–71. Disponível em: <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1131201/1/Novilho-Precoce-GEE-MAPA-SENAR-2020.pdf>>. Acesso em: ago. de 2024.
- Börjeson, L., Höjer, M., Dreborg, K.-H., Ekvall, T. & Finnveden, G. (2006). Scenario types and techniques: Towards a user's guide. *Futures* 38(7), 723–739. <https://doi.org/10.1016/j.futures.2005.12.002>
- Brançalion, P. H. S., Niamir, A., Broadbent, E. et al. (2019). Global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes. *Science Advances* 5(7), eaav3223. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aav3223>



- Brandão Jr., A., Rausch, L., Paz Durán, A. et al. (2020). Estimating the Potential for Conservation and Farming in the Amazon and Cerrado under Four Policy Scenarios. *Sustainability* 12(3), 1277. <https://doi.org/10.3390/su12031277>
- Brasil. Lei Nº 12.651, 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências.
- Brock, R. C., Arnell, A., Simonson, W. et al. (2021). Implementing Brazil's Forest Code: A vital contribution to securing forests and conserving biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 30(6), 1621–1635. <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02159-x>
- Brum, F. T., Pressey, R. L., Bini, L. M. & Loyola, R. (2019). Forecasting conservation impact to pinpoint spatial priorities in the Brazilian Cerrado. *Biological Conservation* 240, 108283. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108283>
- Brumatti, L. M., Pires, G. F., & Santos, A. B. (2020). Challenges to the Adaptation of Double Cropping Agricultural Systems in Brazil under Changes in Climate and Land Cover. *Atmosphere* 11(12), 1310. <https://doi.org/10.3390/atmos11121310>
- Bustamante, M. M. C., Metzger J. P., Scariot A. et al. (eds.) (2019). Capítulo 3: Tendências e impactos dos vetores de degradação e restauração da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos. Em: Joly, C. A., Scarano, F. R., Seixas, C. S. et al. (2019). *1º Diagnóstico Brasileiro de Biodiversidade & Serviços Ecossistêmicos*. Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (BPBES). São Carlos: Editora Cubo, 351 p. <https://doi.org/10.4322/978-85-60064-88-5>
- Bustamante, M. M. C., Silva, J. S., Scariot, A. et al. (2019). Ecological restoration as a strategy for mitigating and adapting to climate change: Lessons and challenges from Brazil. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 24(7), 1249–1270. <https://doi.org/10.1007/s11027-018-9837-5>
- Chaplin-Kramer, R., Sharp, R. P., Weil, C. et al. (2019). Global modeling of nature's contributions to people. *Science* 366(6462), 255–258. <https://doi.org/10.1126/science.aaw3372>
- Chapman, M., Walker, W. S., Cook-Patton, S. C. et al. (2020). Large climate mitigation potential from adding trees to agricultural lands. *Global Change Biology*. <https://doi.org/10.1111/gcb.15121>
- Coelho-Junior, M. G., Diele-Viegas, L. M., Calheiros, D. F. et al. (2022). Pantanal port licence would threaten the world's largest tropical wetland. *Nature Ecology & Evolution* 6(5), 484–485. <https://doi.org/10.1038/s41559-022-01724-z>
- CONABIO. Comissão Nacional de Biodiversidade. (2005). Deliberação CONABIO no 39, de 14 de dezembro de 2005. Disponível em: <[https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/ecossistemas-1/conservacao-1/areas-prioritarias/Delib\\_039.pdf](https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/ecossistemas-1/conservacao-1/areas-prioritarias/Delib_039.pdf)>. Acesso em: ago. de 2024.
- Costa, W. F., Ribeiro, M., Saraiva, A. M., Imperatriz-Fonseca, V. L. & Giannini, T. C. (2018). Bat diversity in Carajás National Forest (Eastern Amazon) and potential impacts on ecosystem services under climate change. *Biological Conservation* 218, 200–210. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.12.034>
- Crouzeilles, R., Beyer, H. L., Monteiro, L. M. et al. (2020). Achieving cost-effective landscape-scale forest restoration through targeted natural regeneration. *Conservation Letters* 13(3), e12709. <https://doi.org/10.1111/conl.12709>
- Cunha, E. R. D., Santos, C. A. G., Silva, R. M. D., Bacani, V. M. & Pott, A. (2021). Future scenarios based on a CA-Markov land use and land cover simulation model for a tropical humid basin in the Cerrado/Atlantic forest ecotone of Brazil. *Land Use Policy* 101, 105141. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105141>
- Daum, T. (2023). Mechanization and sustainable agri-food system transformation in the Global South. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 43(1), 16. <https://doi.org/10.1007/s13593-023-00868-x>
- Dobrovolski, R., Loyola, R. D., Marco Júnior, P. D. & Diniz-Filho, J. A. F. (2011). Agricultural Expansion Can Menace Brazilian Protected Areas During the 21st Century. *Natureza & Conservação* 9(2), 208–213. <https://doi.org/10.4322/natcon.2011.027>
- Esquivel-Muelbert, A., Phillips, O. L., Brienen, R. J. W. et al. (2020). Tree mode of death and mortality risk factors across Amazon forests. *Nature Communications* 11(1), 5515. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-18996-3>
- Faleiro, F. V., Machado, R. B. & Loyola, R. D. (2013). Defining spatial conservation priorities in the face of land-use and climate change. *Biological Conservation* 158, 248–257. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.09.020>
- FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2015). *Climate change and food security: risks and responses*. Rome: FAO, 98 p. Disponível em: <<https://www.fao.org/3/i5188e/i5188e.pdf>> Acesso em: ago. de 2024.
- FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations (2018a). *Global livestock environmental assessment model*. Rome: FAO, 109 p. Disponível em: <[https://www.fao.org/fileadmin/user\\_upload/gleam/docs/GLEAM\\_2.0\\_Model\\_description.pdf](https://www.fao.org/fileadmin/user_upload/gleam/docs/GLEAM_2.0_Model_description.pdf)>. Acesso em: ago. de 2024.
- FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

- (2018b). *The future of food and agriculture: alternative pathways to 2050*. Rome: FAO, 224 p. Disponível em: <<https://www.fao.org/3/i8429en/i8429en.pdf>>. Acesso em: ago. de 2024.
- FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2019). *The State of the World's Biodiversity for Food and Agriculture*. J. Bélanger & D. Pilling (eds.). Rome: FAO Commission on Genetic Resources for Food and Agriculture Assessments, 572 p. Disponível em: <<http://www.fao.org/3/CA3129EN/CA3129EN.pdf>>. Acesso em ago de 2024.
- FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations (2021). *Global livestock environmental assessment model – Interactive (GLEAM-i): guidelines*. Rome: FAO, 19 p. Disponível em: <<https://www.fao.org/3/cb2249en/cb2249en.pdf>>. Acesso em ago. de 2024.
- Fendrich, A. N., Barretto, A., De Faria, V. G. et al. (2020). Disclosing contrasting scenarios for future land cover in Brazil: Results from a high-resolution spatiotemporal model. *Science of The Total Environment* 742, 140477. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140477>
- Flach, R., Abrahão, G., Bryant, B. et al. (2021). Conserving the Cerrado and Amazon biomes of Brazil protects the soy economy from damaging warming. *World Development* 146, 105582. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2021.105582>
- Folhes, R. T., Aguiar, A. P. D. D., Stoll, E. et al. (2015). Multi-scale participatory scenario methods and territorial planning in the Brazilian Amazon. *Futures* 73, 86–99. <https://doi.org/10.1016/j.futures.2015.08.005>
- Fonseca, M. G., Alves, L. M., Aguiar, A. P. D. et al. (2019). Effects of climate and land-use change scenarios on fire probability during the 21st century in the Brazilian Amazon. *Global Change Biology* 25(9), 2931–2946. <https://doi.org/10.1111/gcb.14709>
- Garrett, R. D., Koh, I., Lambin, E. F. et al. (2018). Intensification in agriculture-forest frontiers: Land use responses to development and conservation policies in Brazil. *Global Environmental Change* 53, 233–243. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.09.011>
- Giannini, T. C., Acosta, A. L., Garófalo, C. A. et al. (2012). Pollination services at risk: Bee habitats will decrease owing to climate change in Brazil. *Ecological Modelling* 244, 127–131. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.06.035>
- Giannini, T. C., Costa, W. F., Borges, R. C. et al. (2020). Climate change in the Eastern Amazon: Crop-pollinator and occurrence-restricted bees are potentially more affected. *Regional Environmental Change* 20(1), 9. <https://doi.org/10.1007/s10113-020-01611-y>
- Giannini, T. C., Tambosi, L. R., Acosta, A. L. et al. (2015). Safeguarding Ecosystem Services: A Methodological Framework to Buffer the Joint Effect of Habitat Configuration and Climate Change. *PLOS ONE* 10(6), e0129225. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0129225>
- Gibbs, H. K., Munger, J., L'Roe, J. et al. (2016). Did Ranchers and Slaughterhouses Respond to Zero-Deforestation Agreements in the Brazilian Amazon?: Brazil's zero-deforestation pacts. *Conservation Letters* 9(1), 32–42. <https://doi.org/10.1111/conl.12175>
- Gibbs, H. K., Rausch, L., Munger, J. et al. (2015). Brazil's Soy Moratorium. *Science* 347(6220), 377–378. <https://doi.org/10.1126/science.aaa0181>
- Gil, J. D. B., Garrett, R. & Berger, T. (2016). Determinants of crop-livestock integration in Brazil: Evidence from the household and regional levels. *Land Use Policy* 59, 557–568. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.09.022>
- Gomes, L. C., Bianchi, F. J. J. A., Cardoso, I. M. et al. (2020). Agroforestry systems can mitigate the impacts of climate change on coffee production: A spatially explicit assessment in Brazil. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 294, 106858. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106858>
- Gomes, V. H. F., Vieira, I. C. G., Salomão, R. P. & Ter Steege, H. (2019). Amazonian tree species threatened by deforestation and climate change. *Nature Climate Change* 9(7), 547–553. <https://doi.org/10.1038/s41558-019-0500-2>
- Göpel, J., Schüngel, J., Stuch, B. & Schaldach, R. (2020). Assessing the effects of agricultural intensification on natural habitats and biodiversity in Southern Amazonia. *PLOS ONE* 15(11), e0225914. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0225914>
- Guerra, A., Oliveira, P. T. S. D., Roque, F. D. O. et al. (2020a). The importance of Legal Reserves for protecting the Pantanal biome and preventing agricultural losses. *Journal of Environmental Management* 260, 110128. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110128>
- Guerra, A., Roque, F. D. O., Garcia, L. C. et al. (2020b). Drivers and projections of vegetation loss in the Pantanal and surrounding ecosystems. *Land Use Policy* 91, 104388. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104388>
- Gurgel, A. C., Paltsev, S. & Breviglieri, G. V. (2019). The impacts of the Brazilian NDC and their contribution to the Paris agreement on climate change. *Environment and Development Economics* 24(04), 395–412. <https://doi.org/10.1017/S1355770X1900007X>
- Heuermann, N., Bakkes, J., Kershaw, F. et al. (2009). Identification and overview of available models. In: Tucker, G.M., McConville, A.J. McCoy, K. & Brink, P. ten. *Scenarios and models for exploring future trends of biodiversity and ecosystem services changes*. IEEP, Alterra, Ecologic, PBL and UNEP-WCMC. Disponível em: <<https://ec.europa>



- eu/environment/enveco/biodiversity/pdf/BiodiversityScenariosModels.pdf>. Acesso em: ago. de 2024
- Humpenöder, F., Bodirsky, B. L., Weindl, I., Lotze-Campen, H., Linder, T. & Popp, A. (2022). Projected environmental benefits of replacing beef with microbial protein. *Nature* 605(7908), 90–96. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-04629-w>
- IPBES. The Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (2016a). Acosta, L. A, Akçakaya, H. R., Breton, L. et al. (eds.). *The methodological assessment report on scenarios and models of biodiversity and ecosystem services*. Bonn, Germany: IPBES, 348 p. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3235428>
- IPBES. Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. (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*. Díaz, S., Settele, Bron-dizio, J. E. S. et al. (eds.). Bonn, Germany: IPBES, 56 p. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3553579>
- IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change (2022). *Climate Change 2022: impacts, adaptation and vulnerability*. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Pörtner, H.O., Roberts, D.C., Tignor, M. et al. (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, 3.056 p.
- Joly, C. A., Scarano, F. R., Seixas, C. S. et al. (2019). *1º Diagnóstico Brasileiro de Biodiversidade & Serviços Ecosistêmicos*. Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecosistêmicos (BPBES). São Carlos: Editora Cubo, 351 p. <https://doi.org/10.4322/978-85-60064-88-5>
- Kaimowitz, D. & Angelsen, A. (2008). Will Livestock Intensification Help Save Latin America's Tropical Forests? *Journal of Sustainable Forestry* 27(1–2), 6–24. <https://doi.org/10.1080/10549810802225168>
- Köberle, A. C., Rochedo, P. R. R., Lucena, A. F. P., Szklo, A. & Schaeffer, R. (2020). Brazil's emission trajectories in a well-below 2 °C world: The role of disruptive technologies versus land-based mitigation in an already low-emission energy system. *Climatic Change* 162(4), 1823–1842. <https://doi.org/10.1007/s10584-020-02856-6>
- Koch, A. & Kaplan, J. O. (2022). Tropical forest restoration under future climate change. *Nature Climate Change* 12(3), 279–283. <https://doi.org/10.1038/s41558-022-01289-6>
- Kothari, K., Battisti, R., Boote, K. J. et al. (2022). Are soybean models ready for climate change food impact assessments? *European Journal of Agronomy* 135, 126482. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2022.126482>
- Lambin, E. F. & Meyfroidt, P. (2011). Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108(9), 3465–3472. <https://doi.org/10.1073/pnas.1100480108>
- Lambin, E. F., Gibbs, H. K., Heilmayr, R. et al. (2018). The role of supply-chain initiatives in reducing deforestation. *Nature Climate Change* 8(2), 109–116. <https://doi.org/10.1038/s41558-017-0061-1>
- Lapola, D. M., Schaldach, R., Alcamo, J. et al. (2011). Impacts of Climate Change and the End of Deforestation on Land Use in the Brazilian Legal Amazon. *Earth Interactions* 15(16), 1–29. <https://doi.org/10.1175/2010EI333.1>
- Lapola, D. M., Martinelli, L. A., Peres et al. (2014). Pervasive transition of the Brazilian land-use system. *Nature Climate Change* 4(1), 27–35. <https://doi.org/10.1038/nclimate2056>
- Latawiec, A. E., Strassburg, B. B. N., Valentim, J. F., Ramos, F. & Alves-Pinto, H. N. (2014). Intensification of cattle ranching production systems: Socioeconomic and environmental synergies and risks in Brazil. *Animal* 8(8), 1255–1263. <https://doi.org/10.1017/S1751731114001566>
- Leclère, D., Obersteiner, M., Barrett, M. et al. (2020). Bending the curve of terrestrial biodiversity needs an integrated strategy. *Nature* 585(7826), 551–556. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2705-y>
- Leite-Filho, A. T., Soares-Filho, B. S., Davis, J. L., Abrahão, G. M. & Börner, J. (2021). Deforestation reduces rainfall and agricultural revenues in the Brazilian Amazon. *Nature Communications* 12(1), 2591. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-22840-7>
- Lima, V. P., De Lima, R. A. F., Joner, F. et al. (2022). Climate change threatens native potential agroforestry plant species in Brazil. *Scientific Reports* 12(1), 2267. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-06234-3>
- Louzada, R. O., Bergier, I., Diniz, J. M. F. de S., Guerra, A. & Roque, F. D. O. (2022). Priority setting for restoration in surrounding savannic areas of the Brazilian Pantanal based on soil loss risk and agrarian structure. *Journal of Environmental Management* 323, 116219. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116219>
- Margules, C. R. & Pressey, R. L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature* 405(6783), 243–253. <https://doi.org/10.1038/35012251>
- Martins, M. A., Tomasella, J. & Dias, C. G. (2019). Maize yield under a changing climate in the Brazilian Northeast: Impacts and adaptation. *Agricultural Water Management* 216, 339–350. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.02.011>
- Mataveli, G. & Oliveira, G. de. (2022). Protect the Amazon's Indigenous lands. *Science* 375(6578),

- 275–276. <https://doi.org/10.1126/science.abn4936>
- Mazzone, A., Fulkaxò Cruz, D. K., Tumwebaze, S. et al. (2023). Indigenous cosmologies of energy for a sustainable energy future. *Nature Energy* 8(1), 19–29. <https://doi.org/10.1038/s41560-022-01121-7>
- Mello, K. D., Randhir, T. O., Valente, R. A. & Vettorazzi, C. A. (2017). Riparian restoration for protecting water quality in tropical agricultural watersheds. *Ecological Engineering* 108, 514–524. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.06.049>
- Mello, K. D., Taniwaki, R. H., Paula, F. R. D. et al. (2020). Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. *Journal of Environmental Management* 270, 110879. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110879>
- Merten, G. H. & Minella, J. P. G. (2013). The expansion of Brazilian agriculture: Soil erosion scenarios. *International Soil and Water Conservation Research* 1(3), 37–48. [https://doi.org/10.1016/S2095-6339\(15\)30029-0](https://doi.org/10.1016/S2095-6339(15)30029-0)
- Metzger, J. P., Bustamante, M. M. C., Ferreira et al. (2019). Why Brazil needs its Legal Reserves. *Perspectives in Ecology and Conservation* 17(3), 91–103. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2019.07.002>
- Miranda, L. S., Imperatriz-Fonseca, V. L. & Giannini, T. C. (2019). Climate change impact on ecosystem functions provided by birds in southeastern Amazonia. *PLOS ONE* 14(4), e0215229. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0215229>
- Molotoks, A., Stehfest, E., Doelman, J. et al. (2018). Global projections of future cropland expansion to 2050 and direct impacts on biodiversity and carbon storage. *Global Change Biology* 24(12), 5895–5908. <https://doi.org/10.1111/gcb.14459>
- Monteiro, J. A. F., Kamali, B., Srinivasan, R., Abbaspour, K. & Gücker, B. (2016). Modelling the effect of riparian vegetation restoration on sediment transport in a human-impacted Brazilian catchment. *Ecohydrology* 9(7), 1289–1303. <https://doi.org/10.1002/eco.1726>
- Montenegro, S. & Ragab, R. (2012). Impact of possible climate and land use changes in the semi arid regions: A case study from North Eastern Brazil. *Journal of Hydrology* 434–435, 55–68. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.02.036>
- Moraes, A., Wanderley, H. S. & Delgado, R. C. (2023). Areas susceptible to desertification in Brazil and projected climate change scenarios. *Natural Hazards* 116, 1463–1483. <https://doi.org/10.1007/s11069-022-05724-x>
- Müller-Hansen, F., Heitzig, J., Donges, J. F. et al. (2019). Can Intensification of Cattle Ranching Reduce Deforestation in the Amazon? Insights From an Agent-based Social-Ecological Model. *Ecological Economics* 159, 198–211. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.12.025>
- Nagatsu, M., Davis, T., DesRoches, C. T. et al. (2020). Philosophy of science for sustainability science. *Sustainability Science* 15(6), 1807–1817. <https://doi.org/10.1007/s11625-020-00832-8>
- Nelson, M. P. & Vucetich, J. A. (2012). Sustainability science: Ethical foundations and emerging challenges. *Nature Education Knowledge* 3(10), 12.
- Niemeyer, J., Barros, F. S. M., Silva, D. S., Crouzeilles, R. & Vale, M. M. (2020). Planning forest restoration within private land holdings with conservation co-benefits at the landscape scale. *Science of The Total Environment* 717, 135262. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135262>
- Nilsson, M., Griggs, D. & Visbeck, M. (2016). Policy: Map the interactions between Sustainable Development Goals. *Nature* 534(7607), 320–322. <https://doi.org/10.1038/534320a>
- Pacheco, A. & Meyer, C. (2022). Land tenure drives Brazil's deforestation rates across socio-environmental contexts. *Nature Communications* 13(1), 5759. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-33398-3>
- Pendrill, F., Gardner, T. A., Meyfroidt, P. et al. (2022). Disentangling the numbers behind agriculture-driven tropical deforestation. *Science* 377(6611), eabm9267. <https://doi.org/10.1126/science.abm9267>
- Perrings, C., Folke, C. & Mäler, K. G. (1992). The ecology and economics of biodiversity loss: The research agenda. *Ambio* 21(3), 201–211.
- Pires, G. F., Abrahão, G. M., Brumatti, L. M. et al. (2016). Increased climate risk in Brazilian double cropping agriculture systems: Implications for land use in Northern Brazil. *Agricultural and Forest Meteorology* 228–229, 286–298. <https://doi.org/10.1016/j.agrfor.2016.07.005>
- Popp, A., Lotze-Campen, H. & Bo-dirsky, B. (2010). Food consumption, diet shifts and associated non-CO2 greenhouse gases from agricultural production. *Global Environmental Change* 20(3), 451–462. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2010.02.001>
- Pörtner, H.-O., Scholes, R. J., Ar-neth, A. et al. (2023). Overcoming the coupled climate and biodiversity crises and their societal impacts. *Science* 380(6642), eabl4881. <https://doi.org/10.1126/science.abl4881>
- RAD. *Relatório Anual de Desmatamento 2022*. MapBiomass, 2023. 125 p. Disponível em: <<http://alerta.mapbiomas.org>>. Acesso em: ago. de 2024.
- Rattis, L., Brando, P. M., Macedo, M. N. et al. (2021). Climatic limit for agriculture in Brazil. *Nature Climate Change* 11, 1098–1104. <https://doi.org/10.1038/s41558-021-01214-3>
- Reis, J. C., Kamoi, M. Y. T., Lator-raca, D. et al. (2020). Assessing the economic viability of integrated

- crop-livestock systems in Mato Grosso, Brazil. *Renewable Agriculture and Food Systems* 35(6), 631–642. <https://doi.org/10.1017/S1742170519000280>
- Reis, J. C., Rodrigues, G. S., Barros, I. et al. (2021). Integrated crop-livestock systems: A sustainable land-use alternative for food production in the Brazilian Cerrado and Amazon. *Journal of Cleaner Production* 283, 124580. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124580>
- Resende, F. M., Cimon-Morin, J., Poulin, M., Meyer, L. & Loyola, R. (2019). Consequences of delaying actions for safeguarding ecosystem services in the Brazilian Cerrado. *Biological Conservation* 234, 90–99. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.03.009>
- Resende, F. M., Cimon-Morin, J., Poulin, M. et al. (2021). The importance of protected areas and Indigenous lands in securing ecosystem services and biodiversity in the Cerrado. *Ecosystem Services* 49, 101282. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101282>
- Ribeiro, B. R., Martins, E., Martinelli, G. & Loyola, R. (2018). The effectiveness of protected areas and indigenous lands in representing threatened plant species in Brazil. *Rodriguésia* 69(4), 1539–1546. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201869404>
- Rochedo, P. R. R., Soares-Filho, B., Schaeffer, R. et al. (2018). The threat of political bargaining to climate mitigation in Brazil. *Nature Climate Change* 8(8), 695–698. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0213-y>
- Rodrigues, A. A., Macedo, M. N., Silvério, D. V. et al. (2022). Cerrado deforestation threatens regional climate and water availability for agriculture and ecosystems. *Global Change Biology* 28(22), 6807–6822. <https://doi.org/10.1111/gcb.16386>
- Roque, F. D. O., Guerra, A., Johnson, M., et al. (2021). Simulating land use changes, sediment yields, and pesticide use in the Upper Paraguay River Basin: Implications for conservation of the Pantanal wetland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 314, 107405. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107405>
- Rosenberg, N. J. (1992). Adaptation of agriculture to climate change. *Climatic Change* 21, 385–405. <https://doi.org/10.1007/BF00141378>
- Sampaio, G., Nobre, C., Costa, M. H., Satyamurty, P., Soares-Filho, B. S. & Cardoso, M. (2007). Regional climate change over eastern Amazonia caused by pasture and soybean cropland expansion. *Geophysical Research Letters* 34(17), 2007GL030612. <https://doi.org/10.1029/2007GL030612>
- Santos, C. V. D., Oliveira, A. F. D., & Ferreira Filho, J. B. D. S. (2021). Potential impacts of climate change on agriculture and the economy in different regions of Brazil. *Revista de Economia e Sociologia Rural*, 60(1), e220611.
- Schönenberg, R., Schaldach, R., Lakes, T., Göpel, J. & Gollnow, F. (2017). Inter- and transdisciplinary scenario construction to explore future land-use options in southern Amazonia. *Ecology and Society* 22(3), art13. <https://doi.org/10.5751/ES-09032-220313>
- Seddon, N., Smith, A., Smith, P. et al. (2021). Getting the message right on nature-based solutions to climate change. *Global Change Biology* 27(8), 1518–1546. <https://doi.org/10.1111/gcb.15513>
- Silva Bezerra, F. G., Von Randow, C., Assis, T. O. et al. (2022). New land-use change scenarios for Brazil: Refining global SSPs with a regional spatially-explicit allocation model. *PLOS ONE* 17(4), e0256052. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0256052>
- Silva, U. B. T. da, Delgado-Jaramillo, M., De Souza Aguiar, L. M. & Bernard, E. (2018). Species richness, geographic distribution, pressures, and threats to bats in the Caatinga drylands of Brazil. *Biological Conservation* 221, 312–322. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.03.028>
- Silva, R. de O., Barioni, L. G., Queiroz Pellegrino, G. & Moran, D. (2018). The role of agricultural intensification in Brazil's Nationally Determined Contribution on emissions mitigation. *Agricultural Systems* 161, 102–112. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2018.01.003>
- Soares-Filho, B. S., Nepstad, D. C., Curran et al. (2006). Modelling conservation in the Amazon basin. *Nature* 440(7083), 520–523. <https://doi.org/10.1038/nature04389>
- Soares-Filho, B., Moutinho, P., Nepstad, D. et al. (2010). Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107(24), 10821–10826. <https://doi.org/10.1073/pnas.0913048107>
- Soares-Filho, B., Rajão, R., Macedo, M., et al. (2014). Cracking Brazil's Forest Code. *Science* 344(6182), 363–364. <https://doi.org/10.1126/science.1246663>
- Soterroni, A. C., Mosnier, A., Carvalho, A. X. Y. et al. (2018). Future environmental and agricultural impacts of Brazil's Forest Code. *Environmental Research Letters* 13(7), 074021. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aacbb>
- Soterroni, A. C., Ramos, F. M., Mosnier, A. et al. (2019). Expanding the Soy Moratorium to Brazil's Cerrado. *Science Advances* 5(7), eaav7336. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aav7336>
- Soterroni, A. C., Império, M., Scarbello, M. C. et al. (2023). Nature-based solutions are critical for putting Brazil on track towards net-zero emissions by 2050. *Global Change Biology* 29(24), 7085–7101. <https://doi.org/10.1111/gcb.16984>
- Souza Jr, C. M., Z. Shimbo, J., Rosa, M. R. et al. (2020). Recons-

- tructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. *Remote Sensing* 12(17), 2735. <https://doi.org/10.3390/rs12172735>
- SPA. Science Panel for the Amazon (2021). *Executive Summary of the Amazon Assessment Report 2021*. Nobre, C. et al. (eds.) United Nations Sustainable Development Solutions Network, New York, USA. Disponível em: <<https://www.theamazonwewant.org/wp-content/uploads/2022/06/220717-SPA-Executive-Summary-2021-EN.pdf>>. Acesso em: ago. de 2024.
- Sparovek, G., Barretto, A., Klug, I., Papp, L. & Lino, J. (2011). A revisão do Código Florestal brasileiro. *Novos Estudos - CEBRAP* 89, 111–135. <https://doi.org/10.1590/S0101-33002011000100007>
- Spracklen, D. V. & Garcia-Carreras, L. (2015). The impact of Amazonian deforestation on Amazon basin rainfall. *Geophysical Research Letters* 42(21), 9546–9552. <https://doi.org/10.1002/2015GL066063>
- Springmann, M., Godfray, H. C. J., Rayner, M. & Scarborough, P. (2016). Analysis and valuation of the health and climate change cobenefits of dietary change. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113(15), 4146–4151. <https://doi.org/10.1073/pnas.1523119113>
- Strand, J., Soares-Filho, B., Costa, M. H. et al. (2018). Spatially explicit valuation of the Brazilian Amazon Forest's Ecosystem Services. *Nature Sustainability* 1, 657–664. <https://www.nature.com/articles/s41893-018-0175-0>
- Strassburg, B. B. N., Latawiec, A. E., Barioni, L. G. et al. (2014a). When enough should be enough: Improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. *Global Environmental Change* 28, 84–97. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.06.001>
- Strassburg, B. B. N., Latawiec, A. E., Creed, A. et al. (2014b). Biophysical suitability, economic pressure and land-cover change: A global probabilistic approach and insights for REDD+. *Sustainability Science* 9(2), 129–141. <https://doi.org/10.1007/s11625-013-0209-5>
- Strassburg, B. B. N., Brooks, T., Feltran-Barbieri, R. et al. (2017). Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution* 1(4), 0099. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>
- Strassburg, B. B. N., Beyer, H. L., Crouzeilles, R. et al. (2018). Strategic approaches to restoring ecosystems can triple conservation gains and halve costs. *Nature Ecology & Evolution* 3(1), 62–70. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0743-8>
- Strassburg, B. B. N., Iribarrem, A., Beyer, H. L. et al. (2020). Global priority areas for ecosystem restoration. *Nature* 586(7831), 724–729. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2784-9>
- Tilman, D. & Clark, M. (2014). Global diets link environmental sustainability and human health. *Nature* 515(7528), 518–522. <https://doi.org/10.1038/nature13959>
- Velazco, S. J. E., Villalobos, F., Galvão, F. & De Marco Júnior, P. (2019). A dark scenario for Cerrado plant species: Effects of future climate, land use and protected areas ineffectiveness. *Diversity and Distributions* 25(4), 660–673. <https://doi.org/10.1111/ddi.12886>
- Vieira, R. M. D. S. P., Tomasella, J., Barbosa, A. A. et al. (2021). Desertification risk assessment in Northeast Brazil: Current trends and future scenarios. *Land Degradation & Development* 32(1), 224–240. <https://doi.org/10.1002/ldr.3681>
- Vieira, R. R. S., Ribeiro, B. R., Resende, F. M. et al. (2018). Compliance to Brazil's Forest Code will not protect biodiversity and ecosystem services. *Diversity and Distributions* 24(4), 434–438. <https://doi.org/10.1111/ddi.12700>
- Villoria, N., Garrett, R., Gollnow, F. & Carlson, K. (2022). Leakage does not fully offset soy supply-chain efforts to reduce deforestation in Brazil. *Nature Communications* 13(1), 5476. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-33213-z>
- Wearn, O. R., Reuman, D. C. & Ewers, R. M. (2012). Extinction Debt and Windows of Conservation Opportunity in the Brazilian Amazon. *Science* 337(6091), 228–232. <https://doi.org/10.1126/science.1219013>
- Wolowski, M., Agostini, K., Rech, A. R. et al. (2019). *Relatório temático sobre polinização, polinizadores e produção de alimentos no Brasil*. Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecosistêmicos (BPBES). Editora Cubo, 178 p. <https://doi.org/10.4322/978-85-60064-83-0>
- Zia, M., Hansen, J., Hjort, K. & Valdes, C. (2019). *Brazil Once Again Becomes the World's Largest Beef Exporter*. <https://doi.org/10.22004/AG.ECON.302722>
- Zilli, M., Scarabello, M., Soterroni, A. C. et al. (2020). The impact of climate change on Brazil's agriculture. *Science of The Total Environment* 740, 139384. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139384>
- Zullo, J., Pereira, V. R. & Koga-Vicente, A. (2018). Sugar-energy sector vulnerability under CMIP5 projections in the Brazilian central-southern macro-region. *Climatic Change* 149(3–4), 489–502. <https://doi.org/10.1007/s10584-018-2249-4>