

Para discussões, estatísticas e perfis dos autores desta publicação, acesse: <https://www.researchgate.net/publication/327653888>

# Os custos e benefícios ambientais da agricultura de alta produtividade

Artigo · Setembro de 2018

DOI: 10.1038/s41893-018-0138-5

CITAÇÕES

0

LEITURAS

624

28 autores, dentre eles:



**Tatsuya Amano**

Universidade de Cambridge

121 PUBLICAÇÕES 1,617 CITAÇÕES

VER PERFIL



**Harriet Bartlett**

Universidade de Cambridge

1 PUBLICAÇÃO 0 CITAÇÕES

VER PERFIL



**A. L. Collins**

Rothamsted Research

218 PUBLICAÇÕES 4.957 CITAÇÕES

VER PERFIL



**Rob Field**

The Royal Society for the Protection of Birds

35 PUBLICAÇÕES 703 CITAÇÕES

VER PERFIL

Alguns dos autores desta publicação também estão trabalhando nos seguintes projetos relacionados:



Estudo dos principais fatores que influenciam as perdas de nitrogênio por volatilização de amônia, e suas medidas de mitigação na zona rural da região sul do Chile [Visualizar projeto](#)



LowAmmo: Mensuração e redução das emissões de amônia na agricultura [Visualizar projeto](#)

# Os custos e benefícios ambientais da agricultura de alta produtividade

Andrew Balmford<sup>1\*</sup>, Tatsuya Amano<sup>1,2</sup>, Harriet Bartlett<sup>1</sup>, Dave Chadwick<sup>3</sup>, Adrian Collins<sup>4</sup>, David Edwards<sup>5</sup>, Rob Field<sup>6</sup>, Philip Garnsworthy<sup>7</sup>, Rhys Green<sup>1</sup>, Pete Smith<sup>8</sup>, Helen Waters<sup>1</sup>, Andrew Whitmore<sup>9</sup>, Donald M. Broom<sup>10</sup>, Julian Chara<sup>11</sup>, Tom Finch<sup>1,6</sup>, Emma Garnett<sup>1</sup>, Alfred Gathorne-Hardy<sup>12,13,14</sup>, Juan Hernandez-Medrano<sup>15</sup>, Mario Herrero<sup>16</sup>, Fangyuan Hua<sup>1</sup>, Agnieszka Latawiec<sup>17,18</sup>, Tom Misselbrook<sup>4</sup>, Ben Phalan<sup>1,19</sup>, Benno I. Simmons<sup>1</sup>, Taro Takahashi<sup>4,20</sup>, James Vause<sup>21</sup>, Erasmus zu Ermgassen<sup>1</sup> e Rowan Eisner<sup>1</sup>

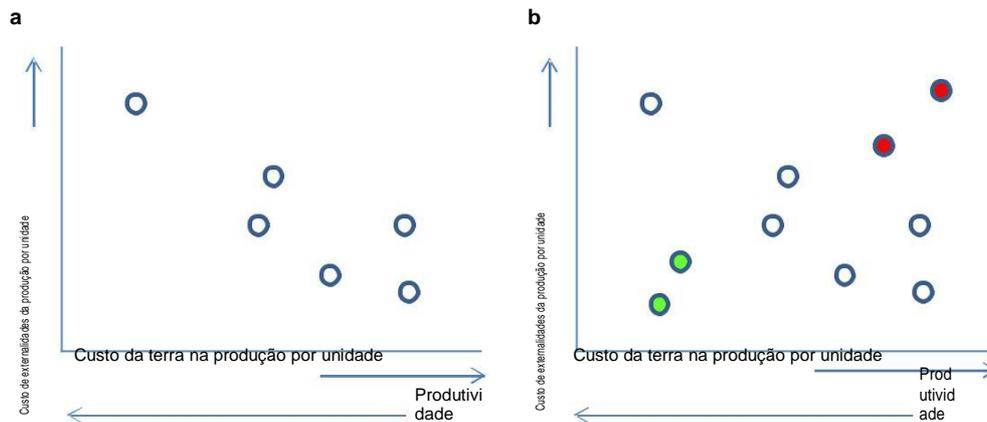
A forma como gerimos a produção agrícola e os sistemas alimentares para atender à crescente demanda é crucial para o futuro da biodiversidade. Inúmeros dados de campo demonstram que os impactos sobre as populações silvestres seriam significativamente reduzidos através da aceleração da produtividade nas áreas agrícolas, a fim de poupar os habitats naturais remanescentes. A agricultura de alta produtividade gera outras preocupações, pois a área por unidade pode levar a altos índices de externalidades, como emissões de gases de efeito estufa e perdas de nutrientes. Entretanto, esses indicadores subestimam os impactos gerais dos sistemas de baixa produtividade. Neste trabalho, desenvolvemos um esquema que compara os custos de externalidades e de terra por produção unitária. Aplicamos esse esquema a diversos grupos de dados que descrevem as externalidades de quatro grandes setores agrícolas, revelando que, ao invés de envolver contrapartidas, os custos de externalidades e terra dos sistemas de produção alternativos podem co-variá-lo positivamente: a produção por unidade e os sistemas de eficiência de terra costumam gerar menos externalidades. No caso das emissões de gases de efeito estufa, essas associações se tornam ainda mais positivas quando incluímos o sequestro prévio de carbono. Nossas conclusões são limitadas: é notório que são poucos os estudos que relatam externalidades paralelamente à produtividade; muitas externalidades e sistemas agrícolas importantes são mensurados de forma inadequada, e o aproveitamento dos benefícios dos sistemas de alta produtividade costuma exigir medidas adicionais para limitar a expansão da área agrícola. Ainda assim, nossos resultados sugerem que as contrapartidas, dentre as principais métricas de custos, são mais raras do que se imagina.

**A**gricultura já ocupa cerca de 40% das áreas livres de gelo e não desertas do planeta, sendo responsável por cerca de dois terços do consumo de água doce<sup>1</sup>. Sua escala gigantesca significa que a atividade agrícola

já representa a maior ameaça a outras espécies<sup>2</sup>, portanto a forma como lidamos com aumentos expressivos na demanda por produtos agrícolas<sup>3,4</sup> afetará profundamente o futuro da biodiversidade global<sup>5</sup>. Com relação à demanda, é essencial reduzir o desperdício de alimentos e o consumo excessivo de produtos de origem animal<sup>1,5-8</sup>. Com relação à oferta, a agricultura de alta produtividade (produção por unidade de área) tem potencial considerável para minimizar os impactos da humanidade sobre a biodiversidade. Detalhes de dados de campo de cinco continentes e quase 1,8 mil espécies, de pássaros a flores, <sup>9-14</sup> revelam que tantas delas dependem da vegetação nativa que, para a maioria, os impactos da agricultura sobre suas populações seria reduzido pela agricultura de alta produtividade (produção por unidade de área), além de poupar amplas extensões de habitat intacto. Considerando a possibilidade de unir essa iniciativa à preservação (ou restauração) de habitats naturais<sup>15</sup>, a redução do custo das terras agrícolas parece ser essencial para lidar com a crise de extinção<sup>2</sup>.

Entretanto, um dos principais argumentos contra essa abordagem de economia de terra é que, além do deslocamento da biodiversidade para uso da terra, existem muitos outros custos ambientais relacionados à atividade agrícola, como a emissão de gases de efeito estufa (GEE) e as emissões de amônia, a erosão do solo, a eutrofização, a dispersão de agrotóxicos prejudiciais e a escassez de água doce<sup>5,7,16-18</sup>. Quando medida por unidade de área agrícola, a produção dessas externalidades costuma ser superior em sistemas de alta produtividade em comparação aos de baixa produtividade<sup>17,18</sup>, evidenciando uma possível desvantagem da economia de terra. Entretanto, apesar de a mensuração de externalidades por unidade de área ajudar a identificar os impactos locais<sup>19</sup>, ela subestima sistematicamente o impacto geral dos sistemas de baixa produtividade, que ocupam mais terra para obter o mesmo índice de produção<sup>20</sup>. Para uma sólida fundamentação, as avaliações das externalidades também precisam incluir os efeitos externos das práticas de gestão, como plantações para alimentação complementar de gado ou pastos externos para a produção de esterco usado como insumo em sistemas orgânicos<sup>20-22</sup>.

<sup>1</sup>Conservation Science Group, Departamento de Zoologia da Universidade de Cambridge, Cambridge, Reino Unido. <sup>2</sup>Centre for the Study of Existential Risk, Universidade de Cambridge, Cambridge, UK. <sup>3</sup>Environment Centre Wales, Bangor, Reino Unido. <sup>4</sup>Rothamsted Research, Okehampton, Reino Unido. <sup>5</sup>Departamento de Zoo e Fitotecnia, Universidade de Sheffield, Sheffield, Reino Unido. <sup>6</sup>RSPB Centre for Conservation Science, The Royal Society for the Protection of Birds, Sandy, Reino Unido. <sup>7</sup>Faculdade de Biociências, Universidade de Nottingham, Loughborough, Reino Unido. <sup>8</sup>Instituto de Ciências Biológicas e Ambientais, Universidade de Aberdeen, Aberdeen, Reino Unido. <sup>9</sup>Rothamsted Research, Harpenden, Reino Unido. <sup>10</sup>Departamento de Medicina Veterinária, Universidade de Cambridge, Cambridge, Reino Unido. <sup>11</sup>CIPAV, Centro de Pesquisas em Sistemas Sustentáveis de Produção Agrícola, Cali, Colômbia. <sup>12</sup>Faculdade de Geociência, Universidade de Edinburgh, Edinburgh, Reino Unido. <sup>13</sup>Global Academy of Agriculture and Food Security, Universidade de Edinburgh, Edinburgh, Reino Unido. <sup>14</sup>Oxford India Centre for Sustainable Development, Somerville College, Oxford, Reino Unido. <sup>15</sup>Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia, Universidade Autônoma Nacional do México, Cidade do México, México. <sup>16</sup>Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation, St Lucia, Queensland, Austrália. <sup>17</sup>Departamento de Geografia e Meio Ambiente da Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (PUC-Rio), Rio de Janeiro, Brasil. <sup>18</sup>Instituto de Engenharia Agrícola e Informática, Faculdade de Engenharia Elétrica e de Produção, Universidade de Agricultura em Kraków, Kraków, Polônia. <sup>19</sup>Universidade Federal da Bahia, Rua Barão de Jeremoabo, Salvador, Brasil. <sup>20</sup>Faculdade Britânica de Veterinária, Universidade de Bristol, Bristol, Reino Unido. <sup>21</sup>Centro de Monitoramento da Conservação Mundial da ONU Meio Ambiente, Cambridge, Reino Unido. \*e-mail: [a.balmford@zoo.cam.ac.uk](mailto:a.balmford@zoo.cam.ac.uk)



**Fig. 1 | Esquema para explorar como diferentes custos ambientais se comparam em sistemas de produção alternativos. a,** Enredo hipotético de custo de externalidades versus custo da terra em diferentes sistemas de produção, possivelmente intermutáveis (círculos azuis), em um determinado setor agrícola. Neste exemplo, os dados sugerem uma contrapartida entre os custos de externalidades e de terra em diferentes sistemas. **b** Este exemplo revela um padrão mais complexo, com sistemas adicionais (nos círculos verdes e vermelhos), em que ambos os custos são baixos ou altos.

### Um novo esquema para a comparação de custos em todo o sistema

Defendemos que as comparações dos impactos gerais de sistemas agrícolas contrastantes devem focar na soma das externalidades geradas por unidade de produção<sup>10</sup> (medidas paralelas de intensidade das emissões em análises de mudanças climáticas). Em sua maior parte, esta abordagem foi adotada apenas para um conjunto relativamente pequeno de produtos<sup>8,23</sup> e sistemas agrícolas (por exemplo, orgânicos versus convencionais, estufa versus campo aberto<sup>20,24</sup>). Desenvolvemos um esquema mais generalizado e o aplicamos a diversos dados sobre grandes setores agrícolas, sistemas agrícolas e externalidades ambientais. Os dados existentes são limitados, mas, ainda assim, nos permitem explorar a utilidade desta nova abordagem, testar padrões amplos e comentar com propriedade sua importância, visando à compreensão das contrapartidas e co-benefícios dos sistemas de alto e baixo rendimento.

Nosso esquema envolve assinalar os custos ambientais da produção de uma determinada quantidade de uma commodity em comparação a outra, em diversos sistemas de produção alternativos (conforme Fig. 1). Nosso foco é avaliar a variação de alguns custos de externalidades mais conhecidos em relação ao custo da terra (ou seja,  $1/\text{produtividade}$ ), devido à importância fundamental deste último como indicador dos impactos sobre a biodiversidade. Entretanto, a abordagem poderia ser utilizada para explorar as relações entre quaisquer outros custos sobre os quais há dados disponíveis. Devem ser feitas comparações entre sistemas de produção que poderiam, em tese, substituir uns aos outros, portanto devem ser mensurados ou moldados de forma idêntica e na mesma localidade - do contrário, faz-se necessário eliminar estatisticamente os fatores de confusão dos diferentes métodos, climas e solos. Caso seja verdade que os sistemas de alta produtividade geram externalidades desproporcionais, esperaríamos que os mapas de externalidades por produção unitária em comparação ao custo da terra indicassem associações negativas (Fig. 1a, símbolos azuis). Contudo, os padrões observados podem ser mais complexos, e poderiam revelar sistemas promissores associados ao baixo custo da terra e baixo índice de externalidades, ou sistemas pouco promissores com altos custos de terra e externalidades (Fig. 1b, símbolos verdes e vermelhos, respectivamente).

Nossa equipe de especialistas no setor e em externalidades coletou dados para a aplicação desse esquema a cinco externalidades principais (emissões de GEE, uso da água, e perdas de nitrogênio (N), fósforo (P) e solo) em quatro setores principais (arroz da Ásia, trigo da Europa, carne bovina dos EUA e laticínios da Europa; Métodos). Buscamos na literatura e consultamos especialistas para

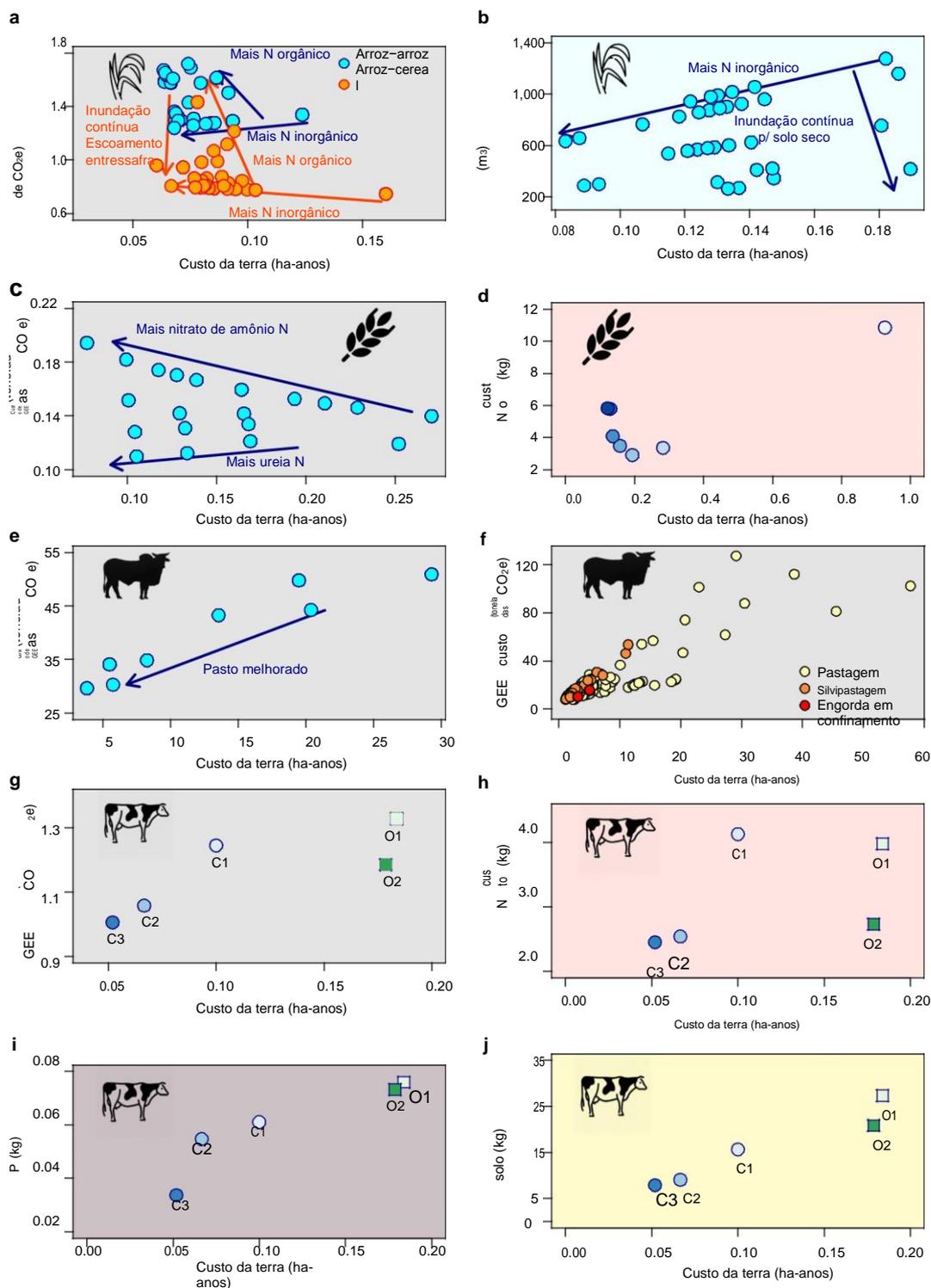
encontrar combinações de medidas de produtividade e externalidades em sistemas de produção contrastantes em cada setor. Para serem utilizados, era necessário que os dados sobre uma determinada externalidade estivessem quase completos - por exemplo, a maioria dos principais elementos das emissões de GEE ou perdas de N precisou ser incluída, e se os sistemas envolvessem insumos (como pasto ou fertilizantes) gerados externamente, nós exigíamos dados sobre os custos de externalidade e terra de sua produção. Para limitar os fatores de confusão, reduzimos nosso escopo geográfico dentro de cada setor (Tabela Complementar 1), para que as diferenças entre os sistemas pudessem ser razoavelmente atribuídas a práticas agrícolas, e não a variações bioclimáticas significativas. Onde havia geração de co-produtos, nós distribuímos os custos gerais entre os produtos utilizando a alocação econômica, mas também investigamos regras alternativas de alocação.

### Descobertas em quatro setores

Nosso primeiro resultado importante é que os dados utilizáveis são surpreendentemente escassos. Poucos estudos já mensuraram combinações de externalidades com produtividade, muitos relataram externalidades de formas substancialmente incompletas ou irreversivelmente divergentes, e em algumas práticas amplamente adotadas não foi possível encontrar nenhum tipo de dado apropriado. Ainda assim, conseguimos obter dados suficientes para considerar como as externalidades variam com os custos da terra em 9 das 20 possíveis combinações de setores e externalidades (Tabela Complementar 1). O tipo de dados disponíveis era diferente entre as combinações (que entendemos como um teste útil da flexibilidade do nosso esquema). Para uma das combinações, os dados mais extensos que conseguimos encontrar foram de um experimento de longo prazo em uma única localidade. Entretanto, por estarmos interessados em generalidades, sempre que possível utilizamos informações de diversos estudos - seja testes de campo, seja avaliações de ciclo de vida (ACV) conduzidas em diversas localidades - e modelos lineares generalizados mistos (MLGMS) para corrigir os fatores de confusão relativos ao método e à localidade (Métodos). Por fim, para dois setores utilizamos modelos baseados em processos, parametrizados para um conjunto fixo de condições que representam a região.

Os dados obtidos não sugerem que os custos ambientais sejam, de maneira geral, superiores em sistemas agrícolas com baixo custo da terra (ou seja, sistemas de alta produtividade; Fig. 2). No máximo, as associações positivas - em que os sistemas de alta produtividade e eficiência de terra também apresentam custos mais baixos em outros quesitos - parecem ser mais comuns. No caso do arroz chinês, encontramos dados experimentais suficientes, em múltiplas localidades, para explorar como duas externalidades focais variam, em termos de custo da terra, em diferentes sistemas (Métodos). Os custos de GEE (Fig. 2a) apresentaram associações negativas com o custo da terra em sistemas de monocultura e rotacionais (avaliados separadamente). Nossos MLGMs revelaram que para ambos os tipos de sistema, a maior aplicação de N orgânico reduziu o custo da terra,

mas aumentou as emissões (provavelmente por conta dos efeitos da matéria-prima sobre a comunidade metanogênica<sup>25</sup>; Tabela Complementar 2); em contrapartida, houve pouca ou nenhuma penalidade de GEE resultante do aumento da produtividade através do uso de N inorgânico (setas, Fig. 2a). Um grande volume de dados sobre o arroz e o uso da água apresentou uma co-variação positiva fraca nos custos (Fig. 2b). Os MLGMs indicaram que a maior aplicação de N inorgânico aumentou a produtividade<sup>26</sup>, e a menor irrigação reduziu o uso da água, resultando em uma penalidade de produtividade modesta<sup>27</sup> (Tabela Complementar 2). Os testes de sensibilidade das análises de arroz tiveram pouco impacto sobre esses padrões (Métodos; Figura Complementar 2).



**Fig. 2 | Custos de externalidades de sistemas de produção alternativos, comparados ao custo da terra de cinco externalidades em quatro setores agrícolas.** Todos os custos são expressos por tonelada de produção (portanto, o custo da terra, por exemplo, é expresso em ha-anos por tonelada - ou seja, o inverso da produtividade). **a–j**, Custos divididos por setor (demonstrados por ícones). **a, b**, arroz da Ásia. **c, d**, trigo da Europa. **e, f**, carne bovina da América Latina. **g–j**, laticínios da Europa. As diferentes externalidades são demonstradas em destaque colorido (cinza, emissões de GEE; azul, uso da água; rosa, emissões de N; roxo, emissões de P; amarelo escuro, perda de solo), e os diferentes setores (arroz da Ásia, trigo da Europa, carne bovina da América Latina e laticínios da Europa) são demonstrados por ícones. Os pontos nos mapas referentes a experimentos em múltiplas localidades (**a–c**) e ACVs (**e**) demonstram os valores de sistemas ajustados para a localidade e os efeitos do estudo, através dos MLGMs de custo da terra e de externalidades (para intervalos de confiança de 95%, consulte a Fig. Complementar 1), enquanto que as setas demonstram práticas de gestão com efeitos estatisticamente significativos (cujos intervalos de confiança de 95% não se sobrepõem a zero nos MLGMs; Métodos). Em **d** (trigo e emissões de N), os círculos progressivamente mais escuros representam o aumento do índice de aplicação de nitrato (0, 48, 96, 144, 192, 240 e 288 kg N por ha-anos). Em **f** (carne bovina e emissões de GEE, estimado pelo RUMINANT), cada cor representa um tipo de sistema. Em **g–j** (laticínios e quatro externalidades), círculos e quadrados representam os resultados para sistemas convencionais e orgânicos, respectivamente (detalhado na Tabela Complementar 4). Coeficientes de correlação de postos de Spearman (valores de *P*) são **a**, arroz-arroz: -0,51 (0,002); arroz-cereal, -0,36 (0,06); **b**, 0,19 (0,26); **c**, -0,34 (0,14); **d**, -0,21 (0,66); **e**, 0,95 (0,001); **f**, 0,83 (<0,001); **g**, 0,90 (0,08); **h**, 0,70 (0,23); **i**, 1,00 (0,02); e **j**, 1,00 (0,02). Obs.: esses coeficientes de correlação não refletem, necessariamente, relações não lineares (por exemplo, **d**) de forma precisa. Crédito: Icons for Asian paddy rice and European wheat: Freepik ([www.flaticon.com](http://www.flaticon.com)).

Encontramos dois conjuntos de dados utilizáveis sobre o trigo da Europa, ambos do Reino Unido (Métodos). Nossos MLGMs de dados coletados em um experimento realizado em três localidades, variando o regime de fertilização de N, revelaram uma relação complexa entre os custos de GEE e de terra (Fig. 2c; Tabela Complementar 2), ocasionada por respostas divergentes<sup>28</sup> à adição de nitrato de amônio (que reduz os custos de terra, mas aumenta as emissões de GEE incorporadas) e à adição de ureia (que reduz os custos de terra sem aumentar as emissões de GEE da produção por unidade, mas aumenta a volatilização da amônia). Um experimento realizado em uma única localidade, variando os tratamentos de N inorgânico, demonstrou uma relação não linear entre o custo da terra e as perdas de N (Fig. 2d), com a crescente aplicação de N resultando na redução de ambos os custos até um limite aparente, do qual o custo da terra ficou abaixo, porém aumentando o custo da maior lixiviação de N (consultar também a ref. 1).

Nos sistemas de pecuária, todos os dados que encontramos demonstraram uma covariação positiva entre os custos de terra e de externalidades. No caso da carne bovina da América Latina, identificamos estimativas de produtividade combinadas apenas para emissões de GEE, mas aqui dois tipos diferentes de dados (Métodos) revelaram um padrão comum. Utilizando novamente os MLGMs para controlar possíveis fatores de confusão e efeitos locais, descobrimos que, em diversas ACVs, os sistemas de pasto com maior demanda de terra também geraram aumento nas emissões (Fig. 2e), com redução dos custos de terra e de GEE através de melhorias ao pasto (utilizando fertilização por N ou legumes). Esse padrão aplicado a diferentes sistemas de pasto foi confirmado pela execução do RUMINANT<sup>29</sup> (Fig. 2f), um modelo baseado em processos que também identificou custos relativamente baixos de terra e GEE em uma série de sistemas de silvipastagem e engorda em confinamento (para os quais não havia dados comparáveis de ACV).

No caso do laticínio da Europa, a modelagem baseada em processos de três sistemas convencionais e dois orgânicos, parametrizados para o Reino Unido, nos permitiu estimar quatro externalidades diferentes, além da produtividade (Métodos). Isso demonstrou que os sistemas convencionais—principalmente aqueles que utilizam menos pasto e mais concentrados—apresentavam custos de terra e GEE substancialmente inferiores (Fig. 2g), em parte porque os concentrados reduzem as emissões de CH<sub>4</sub> decorrentes da digestão de fibras<sup>30</sup>. Sistemas que utilizavam maior quantidade de concentrados (que apresentam menor índice de proteína degradável no rúmen do que o capim<sup>31</sup>) também apresentavam menores perdas de N, P e solo na produção por unidade (Fig. 2h–j). Esses amplos padrões persistiram quando utilizamos a produção de proteína, e não o valor econômico, para alocar custos para co-produtos (Métodos; Fig. Complementar 2).

### Incorporação do uso da terra

Como análise final, avaliamos as externalidades adicionais resultantes das diversas demandas de terra dos diferentes sistemas. Para gerar a mesma quantidade de produto agrícola, os sistemas de baixa produtividade demandam mais terra, permitindo menor retenção ou restauração de habitat natural. Isso tende a aumentar as emissões de GEE e as perdas de solo, além de alterar a hidrologia - apesar de termos encontrados dados suficientes apenas para explorar o primeiro desses efeitos. Para cada setor, complementamos nossos números diretos de GEE para cada sistema com estimativas de impacto de GEE causado pelo uso da terra em cada um, utilizando métodos estabelecidos pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC)<sup>32</sup> para calcular o potencial de sequestro de um hectare não utilizado para atividades agrícolas, mas sim para reversão a comunidades clímax (Métodos).

Os resultados (Fig. 3) apontaram que esses custos de oportunidade de GEE da agricultura costumavam ser maiores que as emissões geradas nas próprias atividades agrícolas, e quando acrescidas a elas, em todos os setores, geravam associações altamente positivas em todos os sistemas entre o custo de GEE e o custo da terra. Esses padrões foram mantidos em testes de sensibilidade, nos quais cortamos pela metade os índices de recuperação, ou consideramos que metade da área potencialmente livre de atividades agrícolas era retida para agricultura (Métodos; Fig. Complementar 3). Estas descobertas confirmam, portanto, sugestões recentes<sup>33,34</sup> de que a agricultura de alta produtividade pode, desde que a terra não utilizada para produção seja amplamente utilizada para sequestro de carbono, contribuir significativamente para a minimização das mudanças climáticas.

## Conclusões, advertências e lacunas de

### conhecimento

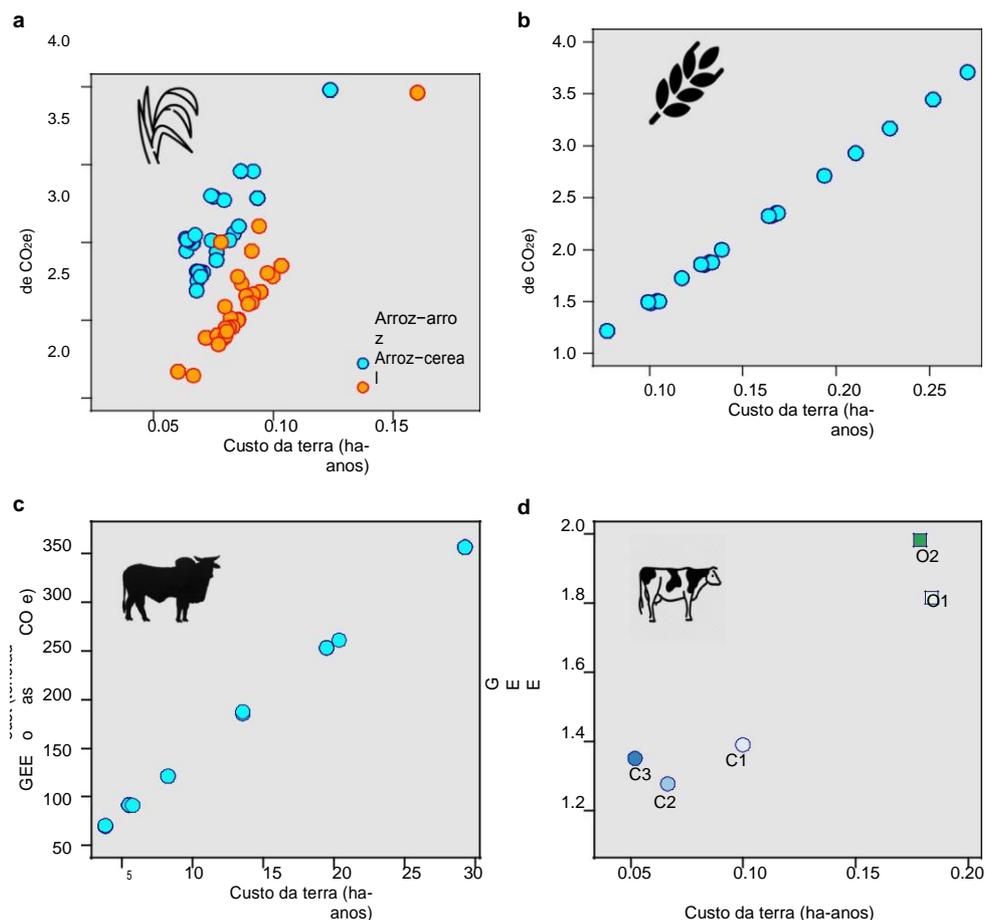
Este estudo foi desenvolvido como uma tentativa de compreender se os sistemas de alta produtividade—centrais à ideia de poupar terra para preservar a natureza, tendo em vista a enorme demanda humana por produtos agrícolas—costumam resultar em externalidades negativas maiores que as de outras abordagens. Nossos resultados apontam para três conclusões. Primeiramente, os dados úteis são preocupantemente limitados. Consideramos apenas quatro setores relativamente bem analisados e um pequeno conjunto de externalidades, que não incluíam impactos importantes, como saúde do solo ou efeitos de exposição a agrotóxicos na saúde humana<sup>20</sup>. Mesmo na ocasião, encontramos pouquíssimos estudos relatando estimativas de externalidades vinculadas à produtividade, e muitas práticas amplamente adotadas ou promissoras nesses setores não estavam documentadas. Não foi possível avaliar sistemas agrícolas complexos (como agricultura mista ou silvicultura agrícola), que poderiam apresentar externalidades relativamente baixas. Dados relevantes sobre diversos setores agrícolas significativos de países em desenvolvimento (como a produção de mandioca ou cereais de sequeiro na África) também são limitados. Considerando que uma compreensão multidimensional dos efeitos ambientais de sistemas de produção alternativos é essencial à intensificação sustentável, é urgente a necessidade por maiores mensurações de campo vinculando a produtividade a um conjunto mais amplo de externalidades, com uma variedade muito maior de práticas e setores.

Além disso, os dados disponíveis sobre as combinações de setores e externalidades que consideramos não sugerem que sejam comuns associações negativas entre o custo da terra e outros custos ambientais da atividade agrícola (em comparação à Fig. 1a). Muitos sistemas de baixa produtividade resultam em altos custos em outros segmentos, e apesar de algumas práticas de melhora da produtividade apresentarem impactos indesejáveis (como a fertilização orgânica do arroz asiático, que aumenta as emissões de CH<sub>4</sub>; vide também a ref. <sup>1</sup>), outras práticas parecem capazes de reduzir diversos custos simultaneamente (vide também as referências <sup>1,8,24,35,36</sup>). A alta aplicação (porém não excessiva) de N inorgânico, por exemplo, pode reduzir a quantidade de terra utilizada na produção do arroz chinês, sem resultar em penalidades de GEE ou uso da água. Similarmente, na produção de carne bovina no Brasil, a adoção de melhor gestão de pasto, silvipastagem semi-intensiva e engorda em confinamento pode aumentar a produtividade e reduzir as emissões de GEE. É importante destacar que, apesar de a maioria dos sistemas que

avaliamos terem uma produtividade relativamente alta, outros trabalhos recentes sugerem que associações positivas (em vez de contrapartidas) entre custos ambientais e de terra podem ser mais prováveis em sistemas de menor produtividade<sup>1</sup>.

Em terceiro lugar, implementar sistemas de alta produtividade promissores, evidentemente, não é o mesmo que encorajar a agricultura industrial business-as-usual. Algumas práticas de alta produtividade que não avaliamos, como o uso intensivo de agrotóxicos no cultivo de frutas tropicais<sup>37</sup>, podem aumentar os custos de externalidades por produção unitária. Investigamos algumas das práticas de alta produtividade, como a aplicação de nitrato de amônio derivado de combustível fóssil no trigo do Reino Unido, que impuseram custos ambientais desproporcionalmente altos. Outras que parecem favoráveis, em termos das nossas externalidades focais, incorrem em outros custos, como altas emissões de NH<sub>3</sub> pelo uso de ureia no trigo<sup>38</sup>, e regimes de gestão que reduzem custos em um contexto geográfico específico podem não ter o mesmo efeito em outros<sup>1</sup>. Sendo assim, é necessário trabalhar fortemente para caracterizar sistemas existentes e criar novos. Sugerimos que nosso esquema seja utilizado a como dispositivo para identificar sistemas existentes de melhor produtividade que também reduzam outros custos ambientais - e, talvez ainda mais importante, para criar uma referência de desempenho ambiental das novas tecnologias e práticas promissoras.

Encerramos destacando que, para que sistemas de alta produtividade possam gerar benefícios ambientais, eles precisam ser combinados a esforços para reduzir os efeitos rebote. Foram identificados inúmeros mecanismos plausíveis para limitá-los, vinculando explicitamente o crescimento da produtividade ao melhor desempenho ambiental - inclusive o zoneamento rígido do uso de terra; a implementação estratégica de empréstimos, especialidades ou infraestrutura para a melhoria da produtividade; acesso condicional a mercados; e subsídios rurais<sup>15</sup>. Sem esses vínculos, sistemas que apresentam bom desempenho por produção unitária podem, ainda assim, causar danos ambientais líquidos através do estímulo de lucros altos ou preços baixos à conversão de terra<sup>38–40</sup>, bem como prejudicar a saúde humana ao encorajar o consumo excessivo de alimentos baratos, altamente calóricos e pouco nutritivos<sup>41,42</sup>. Se estratégias promissoras de alta produtividade buscam solucionar, e não exacerbar, os desafios enfrentados pela sociedade, os aumentos de produtividade devem ser acompanhados de intervenções amplas do lado da demanda<sup>1,6,41</sup> e diretamente vinculados a medidas eficazes para conter a expansão agrícola<sup>15</sup>.



**Fig. 3 | Custo geral de GEE em comparação ao custo da terra nos sistemas alternativos em cada setor, incluindo custos de oportunidade de GEE nas terras agrícolas.** Os valores do eixo y representam a soma de emissões de GEE das atividades agrícolas (roteirizadas nas Fig. 2a,c,e,g) com o potencial de sequestro prévio das terras mantidas para atividades agrícolas e que, portanto, não poderiam reverter à vegetação natural (Métodos). Todos os custos são expressos por tonelada produzida. **a–d**, Custos de GEE divididos por setor (representados por ícones). **a**, Arroz da Ásia. **b**, Trigo da Europa. **c**, Carne bovina da América Latina. **d**, Laticínios da Europa. A anotação consta conforme a Fig. 2. Os coeficientes de correlação de postos de Spearman (valores de *P*) são **a**, arroz–arroz: 0,40 (0,017); arroz–cereal: 0,80 (<0,001); **b**, 0,99 (<0,001); **c**, 0,98 (<0,001); e **d**, 0,80 (0,13). Crédito: Icons for Asian paddy rice and European wheat: Freepik ([www.flaticon.com](http://www.flaticon.com)).

## Métodos

**Setores e externalidades focais.** Focamos em 4 setores agrícolas globalmente importantes (arroz da Ásia, trigo da Europa, carne bovina da América Latina e laticínios da Europa, representando 90%, 33%, 23% e 53% da produção global desses produtos<sup>45</sup>) e 5 grandes externalidades (emissões de GEE, uso de água, e perdas de N, P e solo).

Escolhemos essas combinações de setores e externalidades porque trabalhos preliminares sugerem que eles eram frequentemente caracterizados quantitativamente, utilizando diversas abordagens (experimentos em uma única localidade, experimentos em múltiplas localidades, ACVs e modelos baseados em processos), nos permitindo explorar a generalidade do nosso esquema. Em seguida, buscamos na literatura e consultamos especialistas para obter estimativas combinadas de produtividade e externalidades de sistemas de produção alternativos em cada setor, reduzindo nosso escopo geográfico para que as diferenças no desempenho do sistema pudessem ser razoavelmente atribuídas a práticas de gestão (e não a variações brutas no bioclima ou nos solos). Nossas análises foram raramente testadas anteriormente e possuem requisitos de dados complexos, portanto não pudemos adotar procedimentos padrão desenvolvidos para revisões sistemáticas sobre tópicos em que muitos estudos já tentaram solucionar a mesma questão de pesquisa.

Este processo gerou dados sobre  $\geq 5$  sistemas de produção diferentes para 9 de 20 combinações possíveis de setores e externalidades (Tabela Complementar 1): emissões de GEE do arroz chinês (de experimentos em múltiplas localidades); uso de água do arroz chinês (experimentos em múltiplas localidades); emissões de GEE do trigo da Europa (experimento em múltiplas localidades); emissões de N do trigo do Reino Unido (experimento em única localidade); emissões de GEE da carne bovina do Brasil (tanto dados de ACV quanto modelos baseados em processos); e emissões de GEE e perdas de N, P e solo dos laticínios do Reino Unido (modelos baseados em processos). O uso da água nos sistemas de trigo e na maior parte dos sistemas de carne bovina avaliados era limitado e, portanto, não

foi explorado mais a fundo. Não encontramos estimativas combinadas de produtividade e externalidades suficientes para as outras nove combinações de setores e externalidades.

Os custos da terra e de externalidades de cada sistema foram expressos como área total utilizada por produção unitária (ou seja, l/produtividade) e quantidade total de externalidades geradas por produção unitária. Todas as estimativas incluíam a área utilizada e as externalidades geradas na produção de insumos externos (como pasto ou fertilizantes). Para fins de tratabilidade analítica, como em outros estudos recentes<sup>24</sup>, tratamos impactos que ocorriam em momentos e locais diferentes como aditivos. Quaisquer lacunas nas estimativas de um sistema foram preenchidas com valores padrão do IPCC ou outras fontes, ou com informações de autores do estudo ou sistemas comparáveis (detalhes abaixo). Nos casos em que os experimentos ou ACVs foram conduzidos em múltiplas localidades, desenvolvemos MLGMs no pacote lme4<sup>44</sup> da versão R 3.3.1<sup>45</sup>, a fim de identificar os efeitos de determinadas práticas de gestão nas estimativas de custos de terra e externalidades, ajustadas a possíveis fatores de confusão relacionados à biofísica e metodologia. A fim de ilustrar os efeitos de variáveis de gestão estatisticamente significativas (aquelas cujos intervalos de confiança de 95% não se sobrepunham a zero; demonstrados em negrito na Tabela Complementar 2), estimamos custos de terra e externalidades nos valores mínimos e máximos observados (no caso de variáveis de gestão contínuas) ou com a categoria de referência e a categoria que apresentava o efeito máximo (no caso de variáveis categóricas), ao mesmo tempo que mantínhamos outras variáveis constantes; em seguida, conectamos esses pontos como setas em nossos mapas de custo de externalidades/custo da terra (Fig. 2 e Figs. Complementares 1 e 2, com setas horizontais e/ou verticais para maior visibilidade). Nos casos em que os sistemas geravam co-produtos significativos (trigo e canola do arroz rotacional, carne bovina dos laticínios), alocamos custos da terra e de externalidades ao produto focal proporcionalmente à sua contribuição relativa ao valor monetário bruto da produção por unidade de área agrícola (da combinação entre focal e co-produto)<sup>46</sup>.

**Arroz e emissões de GEE.** Buscas sistemáticas no Scopus por estudos experimentais, relatando tanto a produtividade quanto as emissões de sistemas de arroz chinês, identificaram 17 estudos recentes<sup>47–63</sup> contendo 140 estimativas combinadas de produtividade e emissões para diferentes sistemas (após ser definida a média das réplicas de um sistema ao longo de um ano). Para restringir os fatores de confusão, analisamos separadamente os dados dos sistemas de monocultura de províncias do sul (2 plantações de arroz por ano; 5 estudos, 60 estimativas) e sistemas rotacionais de províncias mais ao norte (1 plantação de arroz e 1 de trigo ou canola por ano; 12 estudos, 80 estimativas). Esses estudos documentaram os efeitos da variação no cultivo (sim/não), os índices de aplicação de N inorgânico e orgânico, e (apenas para sistemas rotacionais) o regime de irrigação (inundação contínua versus escoamento ocasional na entressafra). Os dados eram insuficientes para avaliarmos os efeitos da densidade das mudas, variedade das plantações, práticas orgânicas, aplicação de biocarvão, uso de cobertura vegetal do solo para reduzir as emissões, tipo de fertilizante N, ou fertilização por K ou P.

As estimativas de custo da terra foram expressas em ha-anos por tonelada de grãos de arroz (ou seja, o inverso da produção anual por hectare utilizado). Os custos de GEE foram expressos em toneladas de CO<sub>2</sub> equivalentes (CO<sub>2</sub>e) por tonelada de grãos de arroz, e incluíam as emissões de CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O para os períodos de crescimento e pousio (sendo que na última, quando necessário, eram baseados nos valores médios das referências<sup>47–49,64</sup>), além de incorporarem emissões da produção do fertilizante N (banco de dados de emissões Yara; F. Brendrup, comunicação pessoal). Não foi possível incluir emissões da produção de esterco ou fertilizantes K ou P, nem do maquinário agrícola. Para os sistemas rotacionais, ajustamos para baixo os custos de terra e GEE da produção de arroz, multiplicando-os pela contribuição proporcional do arroz para o valor monetário bruto da produção por unidade de área agrícola do arroz e seus co-produtos combinados (utilizando os preços médios após 2000 da ref. 43).

Em seguida, desenvolvemos MLGMs prevendo uma variação nas nossas estimativas de custo da terra e custo de GEE, para os conjuntos de dados de monocultura e rotacionais. As práticas de gestão avaliadas como base para prognósticos foram o regime de cultivo (binário), os índices de aplicação de N orgânico e N inorgânico, o regime de irrigação (binário; apenas sistemas rotacionais). O local de estudo foi incluído como efeito aleatório. Em todos os sistemas, fizemos ajustes às diferenças biofísicas e metodológicas entre as localidades, utilizando os dois primeiros componentes de uma análise de componentes principais das pontuações das localidades, considerando 14 variáveis: precipitação anual, precipitação durante os trimestres mais secos e mais chuvosos, temperatura anual média, temperaturas médias durante os trimestres mais quentes e mais frios, temperatura máxima durante o mês mais quente, radiação solar mensal média, latitude, longitude, conteúdo de carbono orgânico do solo, tamanho da área, réplicas por estimativa, e ano de início (todos os dados climáticos foram retirados das referências<sup>65,66</sup>). Os componentes principais 1 e 2 juntos explicaram 82,3% e 76,2% da variação nessas variáveis, nos sistemas de monocultura e rotacionais, respectivamente. O pH do solo e (pH do solo): também foram avaliados como outras bases de prognóstico. Nos modelos de monocultura, os valores de tolerância foram todos >0,4 (indicando ausência de multicolinearidade), exceto para os índices de pH (ambos <0,1), que foram, portanto, removidos. Para os modelos rotacionais, todos os valores de tolerância indicaram ausência de multicolinearidade, mas o (pH do solo): foi eliminado, porque os valores do AICc (Critério de Informação Akaike corrigido) indicaram que aquele ajuste de modelo não era melhor do que a utilização do pH do solo. Os modelos finais (Tabela Complementar 2) foram utilizados para mapear aos custos de terra e GEE ajustados à localidade (representados por pontos), bem como os efeitos de gestão estatisticamente significativos (representados por setas) na Fig. 2a. Também testamos o efeito da alocação de custos de terra e GEE em sistemas rotacionais com base no conteúdo relativo de energia do arroz e seus co-produtos<sup>67</sup> (ao invés de uma contribuição relativa ao valor monetário bruto; Figura Complementar 2).

Adotamos abordagens similares, porém mais simples, para as duas combinações seguintes de setores e externalidades, que novamente utilizaram dados de experimentos em múltiplas localidades.

**Arroz e uso de água.** Uma busca sistemática no Scopus revelou 15 estudos recentes<sup>57,58,64,68–79</sup> que atendiam aos nossos critérios, contendo 123 estimativas combinadas descrevendo os efeitos da variação do índice de aplicação de N inorgânico e do regime de irrigação sobre os custos de terra e água do arroz chinês. Analisamos os sistemas de monocultura e rotacionais juntos, mas consideramos o uso da água apenas nos períodos de produção de arroz. O custo da terra foi expresso em ha-anos por tonelada de grãos de arroz, e o custo da água em metros cúbicos por tonelada de grãos de arroz (excluindo chuvas). Ajustamos essas estimativas aos efeitos locais nos MLGMs da variação nos custos de terra e água, utilizando como base para prognóstico o índice de aplicação de N inorgânico e o regime de irrigação (fator de seis níveis: inundação contínua, inundação contínua com escoamento, irrigação e secagem alternadas, irrigação controlada, cobertura morta ou filmes de plástico, e longos períodos de solo seco), contabilizando o efeito do local de estudo como um efeito aleatório. Os valores de tolerância foram todos >0,7. Os modelos finais (Tabela Complementar 2) foram utilizados para mapear os custos de terra e GEE ajustados à localidade (pontos), bem como os efeitos de gestão significativos (setas) na Fig. 2b. Quase todas as fontes reportaram dados sobre apenas uma safra de arroz por ano, mas um estudo<sup>68</sup> incluiu estimativas separadas para o arroz de início de safra e o arroz de final de safra; sendo assim, nós verificamos a solidez das nossas descobertas realizando novamente a análise sem os dados de início de safra deste estudo (Fig. Complementar 2).

**Trigo e emissões de GEE.** A Plataforma de Pesquisa Agrícola Greenhouse Gas Inventory<sup>80–83</sup> forneceu 96 medidas combinadas de variação na produtividade e emissões de N<sub>2</sub>O, em resposta a mudanças experimentais no índice e no tipo de aplicação do fertilizante N. Ampliamos o perfil de emissões para incluir emissões incorporadas da produção do fertilizante N (do banco de dados de emissões Yara; F. Brendrup, comunicação pessoal). Obtivemos os custos da terra em ha-anos por tonelada de trigo (com 85% de matéria seca) e os custos de GEE em toneladas de CO<sub>2</sub>e por tonelada de trigo. Foram realizados experimentos em três regiões, portanto, para ajustar os resultados aos efeitos locais, desenvolvemos MLGMs da variação nos custos de terra e GEE, incluindo a região de estudo como um efeito aleatório e utilizando os índices de aplicação de nitrato de amônio, ureia e dicianodiamida (inibidor de nitrificação) como bases para prognóstico. Os valores de tolerância foram todos >0,7. As estimativas ajustadas de custo de terra e GEE dos modelos finais (Tabela Complementar 2) são mapeadas na Fig. 2c, com setas representando práticas de gestão estatisticamente significativas.

**Trigo e perdas de N.** Avaliamos essa combinação de setores e externalidades utilizando dados do experimento Broadbalk com trigo de longo prazo de Rothamsted, que investiga os efeitos dos índices de aplicação do N inorgânico sobre a produtividade do trigo no inverno. Na década de 90, mudanças no escoamento do campo permitiram a mensuração (juntamente com a produtividade) de perdas de nitrate por lixiviação em determinadas terras<sup>84</sup>. Os custos médios de terra e N, expressos em ha-anos por tonelada de trigo (com 85% de matéria seca) e quilogramas de N lixiviados por tonelada de trigo, respectivamente, foram divididos proporcionalmente em 8 safras (amenizando os efeitos da chuva), para cada 7 níveis de aplicação de N (de 0 a 288 kg de N (nitrate de amônio) por ha-ano; detalhes na legenda da Fig. 2). Os resultados estão mapeados na Fig 2d.

**Carne bovina e emissões de GEE** Havia dois tipos de dados para essa combinação de setores e externalidades, o que nos permitiu comparar nossas descobertas entre as técnicas de avaliação. Primeiramente, avaliamos todos os ACVs publicados sobre produção de carne bovina no Brasil<sup>85-92</sup>. Complementamos com um conjunto de dados bioclimaticamente comparáveis da região tropical do México (R. Olea-Perez, comunicação pessoal), resultando em 33 estimativas combinadas de produtividade e emissões para diferentes sistemas de produção. Estes variavam entre critérios como utilização de pasto aprimorado, alimentação complementar ou raças melhoradas (que, se não reportadas, deduzíamos a partir da idade dos primeiros filhotes e dos índices de mortalidade e concepção). Não havia dados de ACV suficientes para avaliar os efeitos de confinamentos, silvipastagem e pasto rotacional. Os custos da terra foram calculados em ha-anos por tonelada de peso da carcaça (PC), incorporando a terra utilizada para pasto, e presumindo um percentual de adubo de 50%<sup>93</sup>. Os custos de GEE foram apresentados em toneladas de CO<sub>2</sub>e por tonelada de PC, incluindo as emissões de CH<sub>4</sub> entérico, CH<sub>4</sub> e as emissões de N<sub>2</sub>O do esterco, emissões de N<sub>2</sub>O da pastagem controlada, emissões da produção de alimentação complementar (quando necessário, utilizando valores da ref. <sup>86</sup>), e emissões de GEE incorporadas da produção de fertilizantes N, P e K. Não havia dados suficientes para incluir as emissões de CO<sub>2</sub> da aplicação de cal ou maquinário agrícola. A produção de leite não foi considerada um co-produto significativo. Para controlar os efeitos locais, desenvolvemos MLGMs da variação nos custos de terra e GEE, utilizando a localidade como um efeito aleatório e o uso de pasto aprimorado, alimentação complementar e raças superiores (todos fatores binários) como bases de prognóstico. Os valores de tolerância foram todos >0,8. As estimativas ajustadas dos custos de terra e GEE dos modelos finais (Tabela Complementar 2) são roteirizadas na Fig. 2e, com a seta descrevendo uma prática de gestão estatisticamente significativa.

Para fins de comparação, apresentamos um mapa de custo de GEE equivalente versus o custo da terra (Fig. 2f), utilizando um modelo baseado em processo de produção de carne bovina. O RUMINANT<sup>29</sup> é um modelo de três níveis de digestão e metabolismo do IPCC, que utiliza equações estequiométricas para estimar a produção de carne, N de esterco e metano entérico com qualquer qualidade de pasto, quantidade e tipo de alimentação complementar, raça e região do gado. Utilizamos combinações plausíveis desses cenários (Tabela Complementar 3) e valores correspondentes de

proteína de pasto e forragem, digestibilidade e conteúdo de carboidratos (considerados representativos do setor de carne bovina brasileiro por M.H.) para chegar a estimativas de produtividade e emissões referentes a 86 sistemas de pastagem diferentes. Para além do escopo das análises de ACV, também criamos modelos de 50 sistemas de silvipastagem, aumentando a qualidade do pasto para simular acesso a *Leucena*, e 8 sistemas de engorda em confinamento com a incorporação de uma fase de confinamento de 83 a 120 dias, quando os animais receberam ração mista de alta qualidade. Para cada sistema, incluímos todo o rebanho, após determinar o índice de animais em engorda/criação utilizando a ferramenta de projeção demográfica DYNAMOD<sup>94</sup>, baseada em parâmetros de desempenho reprodutivo e índices de crescimento animal específicos para cada sistema (refletindo a qualidade e gestão de pasto; Tabela Complementar 3). Os animais em crescimento eram expostos às mesmas condições que os animais em engorda (exceto que no pasto e na silvipastagem eles recebiam alimentação complementar). A carga animal foi definida em uma capacidade de carga sustentável para pastagem e silvipastagem, e

201 animais ha<sup>-1</sup> para confinamento (observação pessoal D.M.B.). As produtividades foram convertidas em custo de terra em ha-anos por tonelada de PC, incluindo a área de confinamento e terra necessária para o pasto (utilizando os dados de composição de pasto e produtividade das referências <sup>43, 85</sup>). As estimativas de emissões do RUMINANT foram complementadas por estimativas de emissões de CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> e N<sub>2</sub>O de esterco para produção de pasto, e emissões de N<sub>2</sub>O para fertilização do pasto (das referências <sup>32,85</sup>). O sequestro de carbono pela vegetação não pôde ser incluído, portanto nós provavelmente superestimamos as emissões líquidas de GEE da silvipastagem<sup>95</sup>. Todas as emissões foram convertidas para unidades de CO<sub>2</sub>e (utilizando fatores de conversão das referências <sup>32,85</sup> e distribuição de esterco para confinamento da ref. <sup>96</sup>), e expressas em toneladas de CO<sub>2</sub>e por tonelada de PC.

**Laticínios e quatro externalidades.** Também utilizamos modelos baseados em processos para investigar como as emissões de GEE e as perdas de N, P e solo variaram em relação ao custo da terra em cinco sistemas de laticínios representando as práticas do Reino Unido (Tabela Complementar 4; Fig. 2g-j). Criamos modelos de três sistemas convencionais com animais que acessavam o pasto por 270, 180 e 0 dias por ano, e dois sistemas orgânicos com acesso ao pasto por 270 e 200 dias por ano. As fazendas modelo receberam características de precipitação e solo baseadas na distribuição de frequência desses parâmetros em fazendas reais de cada tipo, com dados estruturais e de gestão (por exemplo, índices de categorias e idades de rebanho e de excreção de N e P), com base nos modelos das referências <sup>31,97,98</sup>. A gestão do esterco foi baseada nas variações representativas do “continuum de gestão de esterco”<sup>99</sup> (Tabela Complementar 4). Os dados de desempenho físico (produtividade anual de leite, insumo de alimento concentrado, taxa de reposição e carga animal) foram obtidos no banco de dados de Laticínios do Conselho de Desenvolvimento da Agricultura e Horticultura (AHDB) (M. Topliff, comunicação pessoal) para sistemas convencionais, e no Departamento de Meio Ambiente, Alimentos e Assuntos Rurais (DEFRA)<sup>100</sup> para sistemas orgânicos.

As produtividades foram convertidas para custo da terra em ha-anos por tonelada de leite corrigido pela energia (*Energy-corrected Milk* - ECM), incluindo a terra necessária para o pasto (das referências 101,102, com penalidades de produtividade para a produção orgânica, da referência 103). Como 57% da produção global de carne bovina é originada na indústria de laticínios<sup>104</sup>, ajustamos os custos da terra para baixo, multiplicando-os pela contribuição proporcional do leite para o valor monetário bruto da produção por unidade de área da fazenda, tanto para o leite quanto para a carne bovina (utilizando preços do banco de dados de Laticínios da AHDB (M. Topliff, comunicação pessoal)).

As estimativas de custo de GEE para cada sistema consideraram emissões de CH<sub>4</sub> da fermentação entérica (com base na referência 31), emissões de CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O da gestão de esterco (seguindo as referências 32,105), emissões de aplicações do fertilizante N ao pasto (das referências 106,107), e da produção de pasto (da referência 108). As emissões de maquinário agrícola e edifícios não foram consideradas. Em seguida, as emissões foram somadas e expressas em toneladas de CO<sub>2</sub>e por tonelada de ECM. As perdas de nitrato de cada sistema foram retiradas do modelo de Poluição Agrícola do Meio Ambiente Nacional–Nitrato (NEAP-N)<sup>109,110</sup>, enquanto que as perdas de P e solo foram estimadas utilizando o modelo Caracterização de Produtividade do Fósforo e Sedimentos em Bacias Hidrográficas (PSYCHIC)<sup>98,111</sup>. Estes últimos três custos foram expressos em quilogramas por tonelada de ECM, e assim como os custos de terra, foram reduzidos através da alocação de parte deles para os co-produtos da carne bovina, com base nos preços do leite e da carne. Por fim, para verificar o efeito dessa regra de alocação, repetimos a análise, desta vez alocando os custos utilizando o conteúdo proteico relativo do leite e da carne (da ref. 104; Fig. Complementar 2).

**Custos de oportunidade de GEE de terras agrícolas.** Além das emissões de GEE geradas pelas próprias atividades agrícolas (analisadas acima), a atividade agrícola costuma incluir um custo adicional de GEE. Sempre que o conteúdo de carbono da terra agrícola for inferior ao do habitat natural que poderia existir naquela área caso não fosse utilizada para a agricultura, a atividade impõe um custo de oportunidade de sequestro prévio<sup>32</sup>, cuja magnitude aumenta com a área utilizada (e, portanto, com o custo da terra do sistema). Nós quantificamos esse custo de GEE utilizando o método de sequestro prévio, que considera a retenção do uso atual da terra para prevenir o sequestro em solos e biomassas, que ocorreria se a terra pudesse reverter à comunidade clímax (detalhes na Tabela Complementar 5).

Para cada transição prévia, os valores da acumulação anual de biomassa ( $\leq 20$  anos) foram retirados da Tabela 4.9 da ref. 32, considerando que a comunidade clímax do trigo e dos laticínios do Reino Unido era a “floresta temperada oceânica (Europa)”, do arroz chinês era a “floresta tropical decídua” (Ásia, continental)”, e da carne bovina brasileira era a “floresta tropical decídua (América do Sul)”. O conteúdo de carbono considerado para toda a biomassa foi de 47% de matéria seca (ref. 32 Tabela 4.3).

Variações nos valores de carbono no solo foram retiradas da variação percentual média relevante nos valores de carbono orgânico do solo, para cada conversão de terra de uma meta-análise global<sup>13</sup>. Para o trigo do Reino Unido e o arroz chinês, utilizamos valores para a conversão de plantações em florestas; para os laticínios do Reino Unido e a carne bovina do Brasil, utilizamos a conversão de gramados em florestas para áreas de pastagem, e a conversão de plantações em florestas para terras utilizadas para o crescimento de pasto. Os valores iniciais de carbono no solo foram retirados da Tabela 2.3 da ref. 32. Consideramos que os solos do trigo do Reino Unido eram “frios, temperados, úmidos e de alta atividade”; no caso do arroz chinês, o solo era “tropical, molhado, de baixa atividade”; para os laticínios do Reino Unido, era “frio, temperado, úmido, de alta atividade” nas áreas de pastagem, e nas áreas de crescimento de pasto eram “subtropicais, úmidos, barrocos e de baixa atividade” (América do Sul); e para a carne bovina do Brasil, tanto na terra utilizada para pastagem quanto nas áreas de crescimento do pasto, consideramos um solo “tropical, úmido, de baixa atividade”. Em cada caso, a variação percentual relevante no carbono orgânico do solo foi multiplicada pelo estoque inicial de carbono no solo, a fim de calcular a variação absoluta, que, conforme a as diretrizes do IPCC<sup>32</sup>, consideramos demorar 20 anos.

A partir disso, o sequestro prévio anual total foi estimado, com o acréscimo da alteração anual no carbono orgânico do solo e o acúmulo anual de carbono da biomassa revertida a comunidade clímax. Consideramos (conforme a ref. 34) que cada 1 hectare de redução no custo da terra resulta em 1 hectare de habitat recuperado. Conforme explicitado acima, nossas estimativas de custo da terra incluem a terra necessária para produzir insumos externos, e foram ajustadas para baixo (no caso do arroz rotacional e laticínios) com base no valor dos co-produtos. Esses custos de oportunidade de GEE foram, então, acrescentados às estimativas de emissões diretas de GEE de cada sistema, e a soma dos valores foi mapeada em comparação ao custo da terra (Fig. 3).

Como forma de testar a sensibilidade das nossas principais premissas, repetimos estas análises considerando índices de recuperação do carbono pela metade, ou (devido a efeitos rebote ou similares)<sup>38-40</sup> que metade da área potencialmente livre de atividades agrícolas é retida para agricultura. Essas duas alterações em nossas premissas tiveram efeitos numericamente idênticos, conforme demonstrado na Figura Complementar 3. Vale reforçar que nossas estimativas baseadas em recuperação para os custos de GEE impostos pela atividade agrícola, através do uso da terra, são conservadoras, já que de 30% a 50% delas são obtidas pelo cálculo das emissões de GEE oriundos da desobstrução de habitats naturais (anualizadas, visando compatibilidade com o método de recuperação, ao longo de 20 safras; dados não apresentados).

**Disponibilidade de códigos** Os códigos R utilizados para as análises podem ser disponibilizados pelo autor responsável mediante solicitação.

## Disponibilidade de dados

Os dados que corroboram as descobertas deste estudo podem ser disponibilizados pelo autor responsável mediante solicitação.

Recebido em: 3 de abril de 2018; Aceito em: 10 de agosto de 2018;  
Publicado online em: 14 de setembro de 2018

## Referências

1. Poore, J. & Nemecek, T. Reducing food's environmental impacts through producers and consumers. *Science* **360**, 987–992 (2018).
2. Green, R. E., Cornell, S. J., Scharlemann, J. P. W. & Balmford, A. Farming and the fate of wild nature. *Science* **307**, 550–555 (2005).
3. Tilman, D., Balzer, C., Hill, J. & Befort, B. L. Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. *Proc. Natl Acad. Sci. USA* **108**, 20260–20264 (2011).
4. Hunter, M. C., Smith, R. G., Schipanski, M. E., Atwood, L. W. & Mortensen, D. A. Agriculture in 2050: recalibrating targets for sustainable intensification. *Bioscience* **67**, 386–391 (2017).
5. Godfray, H. C. J. et al. Food security: the challenge of feeding 9 billion people. *Science* **327**, 812–818 (2010).
6. Bajželj, B. et al. Importance of food-demand management for climate mitigation. *Nat. Clim. Change* **4**, 924–929 (2014).
7. Foley, J. A. et al. Solutions for a cultivated planet. *Nature* **478**, 337–342 (2011).
8. Ripple, W. J. et al. Ruminants, climate change and climate policy. *Nat. Clim. Change* **4**, 2–5 (2014).
9. Phalan, B., Onial, M., Balmford, A. & Green, R. E. Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. *Science* **333**, 1289–1291 (2011).
10. Balmford, A., Green, R. & Phalan, B. Land for food & land for nature? *Daedalus* **144**, 57–75 (2015).
11. Hulme, M. F. et al. Conserving the birds of Uganda's banana-coffee arc: land sparing and land sharing compared. *PLoS ONE* **8**, e54597 (2013).
12. Kamp, J. et al. Agricultural development and the conservation of avian biodiversity on the Eurasian steppes: a comparison of land-sparing and land-sharing approaches. *J. Appl. Ecol.* **52**, 1578–1587 (2015).
13. Dotta, G., Phalan, B., Silva, T. W., Green, R. & Balmford, A. Assessing strategies to reconcile agriculture and bird conservation in the temperate grasslands of South America: grasslands conservation and agriculture. *Conserv. Biol.* **30**, 618–627 (2016).
14. Williams, D. R. et al. Land use strategies to balance livestock production, biodiversity conservation and carbon storage in Yucatán, Mexico. *Glob. Change Biol.* **23**, 5260–5272 (2017).
15. Phalan, B. et al. How can higher-yield farming help to spare nature? *Science* **351**, 450–451 (2016).
16. Pretty, J. Agricultural sustainability: concepts, principles and evidence. *Phil. Trans. R. Soc. B* **363**, 447–465 (2008).
17. Matson, P. A., Parton, W. J., Power, A. G. & Swi, M. J. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* **277**, 504–509 (1997).
18. Tilman, D., Cassman, K. G., Matson, P. A., Naylor, R. & Polasky, S. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* **418**, 671–677 (2002).
19. Didham, R. K. et al. Agricultural intensification exacerbates spillover effects on soil biogeochemistry in adjacent forest remnants. *PLoS ONE* **10**, e0116474 (2015).
20. Seufert, V. & Ramankutty, N. Many shades of gray – the context-dependent performance of organic agriculture. *Sci. Adv.* **3**, e1602638 (2017).
21. Kirchmann, H., Bergström, L., Kätker, T., Andrén, O. & Andersson, R. in *Organic Crop Production – Ambitions and Limitations* (eds Kirchmann, H. & Bergström, L.) 39–72 (Springer, Dordrecht, 2008).
22. Madhusudan, M. D. The global village: linkages between international coffee markets and grazing by livestock in a South Indian wildlife reserve. *Conserv. Biol.* **19**, 411–420 (2005).
23. Nijdam, D., Rood, T. & Westhoek, H. e price of protein: review of land use and carbon footprints from life cycle assessments of animal food products and their substitutes. *Food Policy* **37**, 760–770 (2012).
24. Clark, M. & Tilman, D. Comparative analysis of environmental impacts of agricultural production systems, agricultural input efficiency, and food choice. *Environ. Res. Lett.* **12**, 64016 (2017).
25. Yan, X., Yagi, K., Akiyama, H. & Akimoto, H. Statistical analysis of the major variables controlling methane emission from rice fields. *Glob. Change Biol.* **11**, 1131–1141 (2005).
26. Pittelkow, C. M., Adviento-Borbe, M. A., van Kessel, C., Hill, J. E. & Linquist, B. A. Optimizing rice yields while minimizing yield-scaled global warming potential. *Glob. Change Biol.* **20**, 1382–1393 (2014).
27. Carrijo, D. R., Lundy, M. E. & Linquist, B. A. Rice yields and water use under alternate wetting and drying irrigation: a meta-analysis. *Field Crop Res.* **203**, 173–180 (2017).

28. Smith, K. A. et al. The effect of N fertilizer forms on nitrous oxide emissions from UK arable land and grassland. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* **93**, 127–149 (2012).
29. Herrero, M. et al. Biomass use, production, feed efficiencies, and greenhouse gas emissions from global livestock systems. *Proc. Natl Acad. Sci. USA* **110**, 20888–20893 (2013).
30. Beauchemin, K., McAllister, T. A. & McGinn, S. M. Dietary mitigation of enteric methane from cattle. *CAB Rev. Perspect. Agric. Vet. Sci. Nutr. Nat. Resour.* **4**, 1–18 (2009).
31. Wilkinson, J. M. & Garnsworthy, P. C. Dietary options to reduce the environmental impact of milk production. *J. Agric. Sci.* **155**, 334–347 (2017).
32. IPCC 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (eds Eggleston, H. S. et al.) (IGES, 2006).
33. Gilroy, J. J. et al. Optimizing carbon storage and biodiversity protection in tropical agricultural landscapes. *Glob. Change Biol.* **20**, 2162–2172 (2014).
34. Lamb, A. et al. The potential for land sparing to offset greenhouse gas emissions from agriculture. *Nat. Clim. Change* **6**, 488–492 (2016).
35. Cui, Z. et al. Pursuing sustainable productivity with millions of smallholder farmers. *Nature* **555**, 363–366 (2018).
36. Notarnicola, B. et al. The role of life cycle assessment in supporting sustainable agri-food systems: a review of the challenges. *J. Clean. Prod.* **140**, 399–409 (2017).
37. Bravo, V. et al. Monitoring pesticide use and associated health hazards in Central America. *J. Int. J. Occup. Environ. Heal.* **173**, 1077–3525 (2011).
38. Lambin, E. F. & Meyfroidt, P. Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proc. Natl Acad. Sci. USA* **108**, 3465–3472 (2011).
39. Ewers, R. M., Scharlemann, J. P. W., Balmford, A. & Green, R. E. Do increases in agricultural yield spare land for nature? *Glob. Change Biol.* **15**, 1716–1726 (2009).
40. Byerlee, D., Stevenson, J. & Villoria, N. Does intensification slow crop land expansion or encourage deforestation? *Glob. Food Sec.* **3**, 92–98 (2014).
41. Tilman, D. & Clark, M. Global diets link environmental sustainability and human health. *Nature* **515**, 518–522 (2014).
42. Yang, Q. et al. Added sugar intake and cardiovascular diseases mortality among US adults. *JAMA Intern. Med.* **174**, 516 (2014).
43. FAOSTAT: Food and Agriculture Data (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2017); <http://fao.org/faostat>
44. Bates, D., Mächler, M., Bolker, B. & Walker, S. Fitting linear mixed-effects models using lme4. *J. Stat. Softw.* **67**, 1–48 (2015).
45. *R: a Language and Environment for Statistical Computing* (R Foundation for Statistical Computing, 2016); <https://www.r-project.org>
46. Guinée, J. B., Heijungs, R. & Huppes, G. Economic allocation: examples and derived decision tree. *Int. J. Life Cycle Assess.* **9**, 23–33 (2004).
47. Shang, Q. et al. Net annual global warming potential and greenhouse gas intensity in Chinese double rice-cropping systems: a 3-year field measurement in long-term fertilizer experiments. *Glob. Change Biol.* **17**, 2196–2210 (2011).
48. Liu, Y. et al. Net global warming potential and greenhouse gas intensity from the double rice system with integrated soil–crop system management: a three-year field study. *Atmos. Environ.* **116**, 92–101 (2015).
49. Chen, Z., Chen, F., Zhang, H. & Liu, S. Effects of nitrogen application rates on net annual global warming potential and greenhouse gas intensity in double-rice cropping systems of the Southern China. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* **23**, 24781–24795 (2016).
50. Xue, J. F. et al. Assessment of carbon sustainability under different tillage systems in a double rice cropping system in Southern China. *Int. J. Life Cycle Assess.* **19**, 1581–1592 (2014).
51. Shen, J. et al. Contrasting effects of straw and straw-derived biochar amendments on greenhouse gas emissions within double rice cropping systems. *Agric. Ecosyst. Environ.* **188**, 264–274 (2014).
52. Ma, Y. C. et al. Net global warming potential and greenhouse gas intensity of annual rice–wheat rotations with integrated soil–crop system management. *Agric. Ecosyst. Environ.* **164**, 209–219 (2013).
53. Zhang, X., Xu, X., Liu, Y., Wang, J. & Xiong, Z. Global warming potential and greenhouse gas intensity in rice agriculture driven by high yields and nitrogen use efficiency. *Biogeosciences* **13**, 2701–2714 (2016).
54. Yang, B. et al. Mitigating net global warming potential and greenhouse gas intensities by substituting chemical nitrogen fertilizers with organic fertilization strategies in rice–wheat annual rotation systems in China: a 3-year field experiment. *Ecol. Eng.* **81**, 289–297 (2015).
55. Zhang, Z. S., Guo, L. J., Liu, T. Q., Li, C. F. & Cao, C. G. Effects of tillage practices and straw returning methods on greenhouse gas emissions and net ecosystem economic budget in rice–wheat cropping systems in central China. *Atmos. Environ.* **122**, 636–644 (2015).
56. Xiong, Z. et al. Differences in net global warming potential and greenhouse gas intensity between major rice-based cropping systems in China. *Sci. Rep.* **5**, 17774 (2015).
57. Xu, Y. et al. Improved water management to reduce greenhouse gas emissions in no-till rapeseed–rice rotations in Central China. *Agric. Ecosyst. Environ.* **221**, 87–98 (2016).
58. Xu, Y. et al. Effects of water-saving irrigation practices and drought resistant rice variety on greenhouse gas emissions from a no-till paddy in the central lowlands of China. *Sci. Total Environ.* **505**, 1043–1052 (2015).
59. Yao, Z. et al. Nitrous oxide and methane fluxes from a rice–wheat crop rotation under wheat residue incorporation and no-tillage practices. *Atmos. Environ.* **79**, 641–649 (2013).
60. Xia, L., Wang, S. & Yan, X. Effects of long-term straw incorporation on the net global warming potential and the net economic benefit in a rice–wheat cropping system in China. *Agric. Ecosyst. Environ.* **197**, 118–127 (2014).
61. Zhang, A. et al. Change in net global warming potential of a rice–wheat cropping system with biochar soil amendment in a rice paddy from China. *Agric. Ecosyst. Environ.* **173**, 37–45 (2013).
62. Zou, J., Huang, Y., Zong, L., Zheng, X. & Wang, Y. Carbon dioxide, methane, and nitrous oxide emissions from a rice–wheat rotation as affected by crop residue. *Adv. Atmos. Sci.* **21**, 691–698 (2004).
63. Zhou, M. et al. Nitrous oxide and methane emissions from a subtropical rice–rapeseed rotation system in China: a 3-year field case study. *Agric. Ecosyst. Environ.* **212**, 297–309 (2015).
64. Yao, Z. et al. Improving rice production sustainability by reducing water demand and greenhouse gas emissions with biodegradable films. *Sci. Rep.* **7**, 39855 (2017).
65. Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G. & Jarvis, A. *WorldClim – Global Climate Data: WorldClim Version 2* (2017); <http://www.worldclim.org/version2>
66. Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G. & Jarvis, A. *WorldClim – Global Climate Data: Bioclimatic Variables* (2017); <http://www.worldclim.org/bioclimate>
67. Heuzé, V., Tran, G. & Hassoun, P. *Feedipedia: Rough Rice (Paddy Rice)* (Feedipedia, a programme by INRA, CIRAD, AFZ and FAO, 2015); <https://www.feedipedia.org/node/226>
68. Liang, K. et al. Grain yield, water productivity and CH<sub>4</sub> emission of irrigated rice in response to water management in south China. *Agric. Water Manag.* **163**, 319–331 (2016).
69. Kreye, C. et al. Fluxes of methane and nitrous oxide in water-saving rice production in north China. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* **77**, 293–304 (2007).
70. Lu, W., Cheng, W., Zhang, Z., Xin, X. & Wang, X. Differences in rice water consumption and yield under four irrigation schedules in central Jilin Province, China. *Paddy Water Environ.* **14**, 473–480 (2016).
71. Jin, X. et al. Water consumption and water-saving characteristics of a ground cover rice production system. *J. Hydrol.* **540**, 220–231 (2016).
72. Sun, H. et al. CH<sub>4</sub> emission in response to water-saving and drought-resistance rice (WDR) and common rice varieties under different irrigation managements. *Water Air Soil Pollut.* **227**, 47 (2016).
73. Wang, X. et al. The positive impacts of irrigation schedules on rice yield and water consumption: synergies in Jilin Province, Northeast China. *Int. J. Agric. Sustain.* **14**, 1–12 (2016).
74. Xiong, Y., Peng, S., Luo, Y., Xu, J. & Yang, S. A paddy eco-ditch and wetland system to reduce non-point source pollution from rice-based production system while maintaining water use efficiency. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **22**, 4406–4417 (2015).
75. Shao, G.-C. et al. Effects of controlled irrigation and drainage on growth, grain yield and water use in paddy rice. *Eur. J. Agron.* **53**, 1–9 (2014).
76. Liu, L. et al. Combination of site-specific nitrogen management and alternate wetting and drying irrigation increases grain yield and nitrogen and water use efficiency in super rice. *Field Crop Res.* **154**, 226–235 (2013).
77. Chen, Y., Zhang, G., Xu, Y. J. & Huang, Z. Influence of irrigation water discharge frequency on soil salt removal and rice yield in a semi-arid and saline-sodic area. *Water* **5**, 578–592 (2013).
78. Ye, Y. et al. Alternate wetting and drying irrigation and controlled-release nitrogen fertilizer in late-season rice. Effects on dry matter accumulation, yield, water and nitrogen use. *Field Crop Res.* **144**, 212–224 (2013).
79. Peng, S. et al. Integrated irrigation and drainage practices to enhance water productivity and reduce pollution in a rice production system. *Irrig. Drain.* **61**, 285–293 (2012).
80. Bell, M. J. et al. Nitrous oxide emissions from fertilised UK arable soils: fluxes, emission factors and mitigation. *Agric Ecosyst Environ* **212**, 134–147 (2015).
81. Bell, M. J. et al. *Agricultural Greenhouse Gas Inventory Research Platform - InveN2Ory: Fertiliser Experimental Site in East Lothian, 2011* Version: 1 [data set] (Freshwater Biological Association, 2017); <https://doi.org/10.17865/ghgn0606>
82. Cardenas, L. M., Webster, C. & Donovan, N. *Agricultural Greenhouse Gas Inventory Research Platform - InveN2Ory: Fertiliser Experimental Site in*

- Bedfordshire, 2011 Version: 1 [data set] (Freshwater Biological Association, 2017); <https://doi.org/10.17865/ghgno613>
- [83.] Williams, J. R. et al. *Agricultural Greenhouse Gas Inventory Research Inventory Research Platform - InveN2Ory: Fertiliser Experimental Site in Herefordshire, 2011* Version: 1 [data set] (Freshwater Biological Association, 2017); <https://doi.org/10.17865/ghgno675>
- [84.] Goulding, K. W. T., Poulton, P. R., Webster, C. P. & Howe, M. T. Nitrate leaching from the Broadbalk Wheat Experiment, Rothamsted, UK, as influenced by fertilizer and manure inputs and the weather. *Soil Use Manag.* **16**, 244–250 (2000).
- [85.] Cardoso, A. S. et al. Impact of the intensification of beef production in Brazil on greenhouse gas emissions and land use. *Agric. Syst.* **143**, 86–96 (2016).
- [86.] de Figueiredo, E. B. et al. Greenhouse gas balance and carbon footprint of beef cattle in three contrasting pasture-management systems in Brazil. *J. Clean. Prod.* **142**, 420–431 (2017).
- [87.] de Figueiredo, E. B., Abreu Da Silva, M. & Dewes, H. Life cycle assessment of beef cattle production in two typical grassland systems of southern Brazil. *J. Clean. Prod.* **96**, 426–434 (2015).
- [88.] Florindo, T. J., de Medeiros Florindo, G. I. B., Talamini, E., da Costa, J. S. & Ruviaro, C. F. Carbon footprint and life cycle costing of beef cattle in the Brazilian midwest. *J. Clean. Prod.* **147**, 119–129 (2017).
- [89.] Mazzetto, A. M., Feigl, B. J., Schils, R. L. M., Cerri, C. E. P. & Cerri, C. C. Improved pasture and herd management to reduce greenhouse gas emissions from a Brazilian beef production system. *Livest. Sci.* **175**, 101–112 (2015).
- [90.] Pashaei Kamali, F. et al. Environmental and economic performance of beef farming systems with different feeding strategies in southern Brazil. *Agric. Syst.* **146**, 70–79 (2016).
- [91.] Ruviaro, C. F., De Léis, C. M., Lampert, V. D. N., Barcellos, J. O. J. & Dewes, H. Carbon footprint in different beef production systems on a southern Brazilian farm: a case study. *J. Clean. Prod.* **96**, 435–443 (2015).
- [92.] Ruviaro, C. F. et al. Economic and environmental feasibility of beef production in different feed management systems in the Pampa biome, southern Brazil. *Ecol. Indic.* **60**, 930–939 (2016).
- [93.] Dick, M., Da Silva, M. A. & Dewes, H. Mitigation of environmental impacts of beef cattle production in southern Brazil - evaluation using farm-based life cycle assessment. *J. Clean. Prod.* **87**, 58–67 (2015).
- [94.] Lesno, M. *DynMod: a Tool for Demographic Projections of Tropical Livestock Populations Under Microsoft Excel, User's Manual - Version 1* (CIRAD, Montpellier, Cedex; ILRI, Nairobi, Kenya, 2008).
- [95.] Broom, D. M., Galindo, F. A. & Murgueitio, E. Sustainable, efficient livestock production with high biodiversity and good welfare for animals. *Proc. R. Soc. B* **280**, 20132025 (2013).
- [96.] Junior, C. C. et al. Brazilian beef cattle feedlot manure management: a country survey. *J. Anim. Sci.* **91**, 1811–1818 (2013).
- [97.] Garnsworthy, P. C. e environmental impact of fertility in dairy cows: a modelling approach to predict methane and ammonia emissions. *Anim. Feed Sci. Technol.* **112**, 211–223 (2004).
- [98.] Collins, A. L. & Zhang, Y. Exceedance of modern 'background' ne-grained sediment delivery to rivers due to current agricultural land use and uptake of water pollution mitigation options across England and Wales. *Environ. Sci. Policy* **61**, 61–73 (2016).
- [99.] Chadwick, D. et al. Manure management: implications for greenhouse gas emissions. *Anim. Feed Sci. Technol.* **166–167**, 514–531 (2011).
- [100.] *Organic Dairy Cows: Milk Yield and Lactation Characteristics in Thirteen Established Herds and Development of a Herd Simulation Model for Organic Milk Production* Project Report OF0170 (DEFRA, 2000); <https://randd.defra.gov.uk/Default.aspx?Menu=Menu&Module=More&Location=None&Completed=0&ProjectID=8431>
- [101.] Wilkinson, J. M. Re-defining efficiency of feed use by livestock. *Animal* **5**, 1014–1022 (2011).
- [102.] Webb, J., Audsley, E., Williams, A., Pearn, K. & Chatterton, J. Can UK livestock production be configured to maintain production while meeting targets to reduce emissions of greenhouse gases and ammonia? *J. Clean. Prod.* **83**, 204–211 (2014).
- [103.] de Ponti, T., Rijk, B. & van Ittersum, M. K. e crop yield gap between organic and conventional agriculture. *Agric. Syst.* **108**, 1–9 (2012).
- [104.] Gerber, P., Vellinga, T., Opio, C., Henderson, B. & Steinfeld, H. *Greenhouse Gas Emissions from the Dairy Sector: A Life Cycle Assessment* (Food and Agriculture Organization of the United Nations: 2010); <http://www.fao.org/docrep/012/k7930e/k7930e00.pdf>
- [105.] Brown, K. et al. *UK Greenhouse Gas Inventory, 1990 to 2010: Annual Report for Submission under the Framework Convention on Climate Change* (DEFRA, 2012); [https://uk-air.defra.gov.uk/assets/documents/reports/cat07/1204251149\\_ukghgi-90-10\\_main\\_chapters\\_issue2\\_print\\_v1.pdf](https://uk-air.defra.gov.uk/assets/documents/reports/cat07/1204251149_ukghgi-90-10_main_chapters_issue2_print_v1.pdf)
- [106.] Misselbrook, T. H., Sutton, M. A. & Scholefield, D. A simple process-based model for estimating ammonia emissions from agricultural land after fertilizer applications. *Soil Use Manag.* **20**, 365–372 (2006).
- [107.] Misselbrook, T. H., Gilhespy, S. L., Cardenas, L. M., Williams, J. & Dragosits, U. *Inventory of Ammonia Emissions from UK Agriculture 2015: DEFRA Contract Report (SCF0102)* (DEFRA, 2016); [https://uk-air.defra.gov.uk/library/reports/report\\_id=928](https://uk-air.defra.gov.uk/library/reports/report_id=928)
- [108.] Vellinga, T. V et al. *Methodology Used in FeedPrint: a Tool Quantifying Greenhouse Gas Emissions of Feed Production and Utilization* Report 674 (Wageningen UR Livestock Research, 2013).
- [109.] Anthony, S., Quinn, P. & Lord, E. Catchment scale modelling of nitrate leaching. *Asp. Appl. Biol.* **46**, 23–32 (1996).
- [110.] Wang, L. et al. e changing trend in nitrate concentrations in major aquifers due to historical nitrate loading from agricultural land across England and Wales from 1925 to 2150. *Sci. Total Environ.* **542**, 694–705 (2016).
- [111.] Davison, P. S., Lord, E. I., Betson, M. J. & Strömqvist, J. PSYCHIC – A process-based model of phosphorus and sediment mobilisation and delivery within agricultural catchments. Part 1: Model description and parameterisation. *J. Hydrol.* **350**, 290–302 (2008).
- [112.] Koponen, K. & Soimakallio, S. Foregone carbon sequestration due to land occupation - the case of agro-bioenergy in Finland. *Int. J. Life Cycle Assess.* **20**, 1544–1556 (2015).
- [113.] Guo, L. B. & Gifford, R. M. Soil carbon stocks and land use change: a meta-analysis. *Glob. Change Biol.* **8**, 345–360 (2002).

## Agradecimentos

Agradecemos o financiamento oferecido pelo Cambridge Conservation Initiative Collaborative Fund e pela Arcadia, à Grantham Foundation for the Protection of the Environment, ao Kenneth Miller Trust, ao UK-China Virtual Joint Centre for Agricultural Nitrogen (CINAg, BB/N013468/1, financiado pelo Newton Fund através do BBSRC e do NERC), BBSRC (BBS/E/C/00010330), ao DEVIL (NE/M021327/1), ao U-GRASS (NE/M016900/1), ao Soils-R-GREAT (NE/P019455/1), ao N-Circle (BB/N013484/1), ao programa estratégico BBSRC Soil to Nutrition (S2N) (BBS/E/C/00010330), UNAM-PAPIIT (IV200715), ao Belmont Forum/FACEE-JPI (NE/M021327/1 'DEVIL') e ao Cambridge Earth System Science NERC DTP (NE/L002507/1); A.B. recebe o apoio de uma premiação Royal Society Wolfson Research Merit. Agradecemos a F. Brendrup, E. Caton, A. Dobermann, T. J. Florindo, E. Fonte, O. Leyser, A. Mazzetto, J. Murthwaite, F. P. Kamali, R. Olea-Perez, S. Ramsden, C. Ruviaro, J. Storkey, B. Strassburg, M. Topliff, J. N. V. da Silva, D. Williams, X. Yan e Y. Zhang pelos conselhos, dados ou análises, e a K. Willott pelo enorme apoio prático.

## Contribuições dos autores

A.B., T.A., H.B., D.C., D.E., R.F., P.G., R.G., P.S., H.W., A.W. e R.E. desenvolveram o estudo e realizaram a pesquisa; D.M.B., A.C., J.C., T.F., E.G., A.G.-H., J.H.-M., M.H., F.H., A.L., T.M., B.P., B.I.S., T.T., J.V. e E.z.E. contribuíram com dados e resultados, bem como os analisaram; e todos os autores contribuíram substancialmente para a análise e interpretação dos resultados e na elaboração do manuscrito.

## Conflitos de interesses

Os autores declaram não apresentar conflitos de interesses.

## Informações adicionais

As informações complementares deste trabalho estão disponíveis em <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0138-5>.

As informações sobre reimpressão e permissões estão disponíveis em [www.nature.com/reprints](http://www.nature.com/reprints).

Correspondências e solicitações de materiais devem ser enviadas a A.B.

**Nota do editor:** A Springer Nature mantém seu posicionamento neutro com relação a reivindicações de jurisdição nos mapas publicados e afiliações institucionais.