

Bruxelas, 13.3.2019
COM(2019) 142 final

ANNEXES 1 to 2

ANEXOS

do

RELATÓRIO DA COMISSÃO AO PARLAMENTO EUROPEU, AO CONSELHO, AO COMITÉ ECONÓMICO E SOCIAL EUROPEU E AO COMITÉ DAS REGIÕES

**relativo ao estado da expansão da produção de culturas alimentares para consumo
humano e animal relevantes a nível mundial**

ANEXO1

ANÁLISE DA LITERATURA SOBRE A EXPANSÃO DAS CULTURAS PARA TERRENOS COM ELEVADO TEOR DE CARBONO

Âmbito

Esta análise efetuada pelo Centro Comum de Investigação (JRC) da Comissão apresenta uma panorâmica e resume os resultados mais relevantes da literatura científica sobre a expansão das superfícies de produção de matérias-primas agrícolas para terrenos com elevado teor de carbono, conforme definido na Diretiva Energias Renováveis II.

Soja

Há apenas um estudo com análise inter pares que estima a desflorestação causada pela soja à escala mundial, abrangendo um horizonte temporal que inclui a desflorestação após 2008. [Henders et al. 2015] começaram com medições da desflorestação anual baseadas no SIG em todas as regiões tropicais e atribuiu-a a diferentes fatores, incluindo a expansão do óleo de soja e de palma, de acordo com uma análise exaustiva da literatura regional (a análise é apresentada de forma mais pormenorizada na sua informação suplementar). No entanto, os seus dados abrangem apenas o período de 2000 a 2011.

Estimativa do JRC relativa à percentagem de desflorestação na expansão de soja no Brasil			
	Amazónia	Cerrado	resto do Brasil
% da expansão brasileira da soja em 2008-2017	11 %	46 %	44 %
% de expansão para florestas	5 %	14 %	3 %
Média ponderada de expansão para florestas — Brasil	8,2 %		

Tendo em conta a falta de estudos com dados recentes à escala mundial, foram combinados os dados do Brasil, de outros países da América do Sul e do resto do mundo. No caso do Brasil, os dados sobre a expansão da soja desde 2008 foram obtidos da base de dados IBGE-SIDRA brasileira e combinados com dados sobre a expansão para zonas florestais no Cerrado [Gibbs et al. 2015], com média para o período de 2009-2013 na Amazônia [Richards et al.]¹ e no resto do Brasil [Agroicone 2018]. O resultado é uma média ponderada de expansão para florestas de 10,4 %. Esta foi combinada com os dados da Argentina, do Paraguai, do Uruguai, da Bolívia e do resto do mundo, do seguinte modo:

¹ Segundo [Gibbs et al. 2015, figura 1), a percentagem média da expansão de soja para florestas na Amazônia no período entre 2009 e 2013 foi de cerca de 2,2 %. Os dados de 2008 não estão incluídos uma vez que o Plano do Governo Brasileiro para a Prevenção e Controlo da Desflorestação na Amazônia (PPCDAa), que foi seguido de uma redução espetacular da desflorestação na Amazônia, integrado no direito florestal brasileiro ainda não tinha sido nesse momento. A estimativa de [Gibbs et al. 2015] utilizou a base de dados oficial de desflorestação PRODES, que foi também utilizada para monitorizar o cumprimento da legislação PPCDAa. No entanto, [Richards et al. 2017] observaram que, desde 2008, a base de dados PRODES divergiu cada vez dos outros indicadores de perda de florestas. Isto é devido ao facto de ser utilizado para controlar o cumprimento da lei: os responsáveis da desflorestação aprenderam a abater árvores em pequenas parcelas ou em zonas que não são monitorizadas pelo sistema PRODES. Utilizando os dados da base de dados alternativa GFC de monitorização das florestas, [Richards et al. 2017] mostram (na sua informação suplementar) que, desde 2008, a PRODES subestima a desflorestação por um fator médio de 2,3 em comparação com a base de dados GFC. Os dados dos incêndios florestais confirmam as variações estabelecidas por GFC ano a ano na superfície desflorestada, e não as observadas pelo PRODES.

Estimativa do JRC da percentagem média de expansão da soja para florestas na América Latina					
2008-2017	Brasil	Argentina	Paraguai	Uruguai	Bolívia
% da expansão da soja na América Latina	67 %	19 %	7 %	5 %	2 %
% para florestas	8,2 %	9 %	57 %	1 %	60 %
Percentagem média para florestas - América Latina	14 %				
ESTIMATIVA DA PERCENTAGEM MÉDIA MUNDIAL DA EXPANSÃO DA SOJA PARA FLORESTAS					
Fração da expansão da soja a nível mundial na América Latina	53 %				
Percentagem presumida de expansão para florestas no resto do mundo	2 %				
Fração média mundial da expansão da soja para florestas	8 %				

Relativamente a outros países da América Latina, os únicos dados quantitativos encontrados são de [Graesser et al. 2015], que mediram a expansão de todas as culturas arvenses para florestas. No que diz respeito ao resto do mundo, onde têm sido observadas as maiores expansões da soja desde 2008, ou seja, a Índia, a Ucrânia, a Rússia e o Canadá, foram encontrados poucos indícios de que o cultivo de soja provoque desflorestação direta. Por conseguinte, assumiu-se uma percentagem baixa de 2 % de expansão para florestas no resto do mundo. Em consequência, a fração média mundial da expansão da soja foi estimada em 8 %.

Comparação com outras análises recentes

A maior parte dos dados relativos à desflorestação decorrentes do cultivo de soja são anteriores à moratória brasileira sobre a soja de 2008, pelo que não são relevantes para a presente estimativa.

Uma análise encomendada por *Transports and Environment* [Malins 2018] apresenta uma análise cuidadosa dos dados regionais sobre a expansão da soja e a desflorestação, concluindo que, desde 2008, *pelo menos*, 7 % da expansão da soja mundial era feita em detrimento das florestas. No entanto, foram utilizados anos diferentes para as frações e dados da expansão da soja, não tendo sido utilizados os resultados de [Agricone 2018] e de [Richards et al. 2017].

Uma análise encomendada pela Sofiproteol [LCAworks 2018] também inclui uma análise da literatura regional sobre a desflorestação decorrente do cultivo de soja no mundo a partir de 2006-2016. Conclui que 19 % da expansão da soja a nível mundial tem sido feita em detrimento das florestas. No entanto, a fonte do seu pressuposto em relação à expansão para as florestas no «resto do Brasil» não é clara e, por vezes, assimilaram «solos naturais» a florestas. Além disso, no cálculo das médias, a ponderação dada aos dados regionais sobre a soja é determinada pela produção regional total de soja e não pela superfície da sua expansão. Por conseguinte, a percentagem apresentada de 19 % não pode ser considerada como tendo bases muito sólidas.

A Agroicone preparou um documento para a Comissão em que cita trabalhos não publicados de 2018 de Agrosatelite que demonstram uma enorme redução da fração de florestas na expansão da soja no Cerrado (especialmente na região de Matipoba) em 2014-2017, passando de 23 % em 2007-2014 para 8 % em 2014-2017.

Óleo de palma

Utilizando uma amostragem de plantações de óleo de palma em dados de satélite, [Vijay et al. 2016] estimaram a fração da expansão do óleo de palma para florestas no período de 1989 a 2013 e apresentaram os resultados por país. Ao estabelecer essas médias nacionais em relação ao aumento da superfície nacional de colheita de óleo de palma no período de 2008 a 2016, o estudo deduziu que, a nível mundial, **45 %** da expansão do óleo de palma se fazia para terrenos que eram florestas em 1989.

Os dados suplementares de [Henders et al. 2015] atribuíram, para o período de 2008 a 2011, uma média de 0,43 Mha/ano de desflorestação observada resultante da expansão do óleo de palma, o que representa **45 %** do aumento estimado da superfície plantada mundial de óleo de palma nesse período².

Num estudo global para a Comissão Europeia, [Cuypers et al. 2013] atribuíram a desflorestação medida a diferentes fatores, tais como a exploração florestal, o pastoreio e diversas culturas, a um nível nacional. Nas suas conclusões, 59 % da expansão do óleo de palma está ligada à desflorestação entre 1990 e 2008.

² Os dados relativos à superfície de colheita estão disponíveis para todos os países. No entanto, esta superfície é inferior à superfície plantada devido ao facto de as palmeiras imaturas não darem frutos. No entanto, o rácio entre o *aumento* da superfície plantada e da superfície de colheita depende também da fração da superfície de palmeiras imaturas replantadas. Observaram-se aumentos na superfície plantada nas estatísticas nacionais da Indonésia e da Malásia, e combinados com aumentos ajustados da superfície de colheita relativamente ao resto do mundo.

Percentagem estimada da expansão para florestas						
	anos	Malásia		Indonésia		Resto do mundo
% da expansão mundial de palmeiras (2008-2015)	2008-2015	15 %		67 %		17 %
		Malásia Peninsular	Parte malaia de Bornéu	Parte indonésia de Bornéu	Resto da Indonésia	
% da expansão nacional em 2008-2015	2008-2015	19 %	81 %	77 %	23 %	
Gaveau et al. 2016	2010-2015		75 %	42 %		
Abood et al. 2015	2000-2010			>36 %		
SARvision 2011	2005-2010		52 %			
Carlson et al. 2013	2000-2010			70 %		
Gunarso et al. 2013	2005-2010	>6 %				
Gunarso et al. 2013	2005-2010	47 %		37-75 %		
Austin et al. 2017	2005-2015			>20 %		
Vijay et al. 2016	2013	40 %		54 %		13 %
Vijay et al. 2016	2013	45 %				

[Abood et al. 2015) constataram que a desflorestação de 1,6 milhões de hectares verificada entre 2000 e 2010 na Indonésia ocorreu em concessões exploradas por produtores industriais de óleo de palma. Ou seja, 36 % da expansão total da superfície de óleo de palma nesse período, de acordo com os dados do Governo da Indonésia.

Para o mesmo período, [Carlson et al. 2013] estimaram uma percentagem de desflorestação mais elevada: 1,7 Mha de perda de florestas nas concessões de óleo de palma na parte indonésia de Bornéu; cerca de 70 % da expansão da superfície de colheita nessa região [Malins 2018]. Num documento posterior, [Carlson et al. 2018] comunicaram uma perda de florestas de 1,84 Mha em concessões de óleo de palma na parte indonésia de Bornéu e de 0,55 Mha em Sumatra, no período de 2000-2015.

[SARvision 2011] constatou que, de 2005 a 2010, 865 mil hectares de floresta foram abatidos dentro dos limites das concessões de óleo de palma conhecidas em Sarawak, na província malaia de Bornéu, onde se verifica a maior parte da expansão do óleo de palma. O que corresponde a cerca de metade do aumento da superfície de colheita de óleo de palma nesse período³.

[Gaveau et al. 2016] cartografaram a sobreposição da desflorestação com a expansão das plantações industriais de óleo de palma (ou seja, excluindo os pequenos agricultores) em Bornéu, com intervalos de 5 anos, no período de 1990 a 2015. Salientam que a grande maioria das plantações de óleo de palma em Bornéu era florestas em 1973; verificam-se frações inferiores de desflorestação quando se limita o período entre o abate das árvores e a plantação de óleo de palma. Os seus resultados mostram que, no que diz respeito às plantações industriais de óleo de palma na parte indonésia de Bornéu, cerca de 42 % da expansão entre 2010 e 2015 fez-se para terrenos que eram florestas apenas cinco anos antes; no que se refere à parte malaia de Bornéu, a percentagem foi de cerca de 75 %. A avaliação aplicou uma definição mais restritiva de floresta do que a Diretiva Energias Renováveis II, considerando

³ Não foram encontrados dados sobre a superfície plantada nessa região e nesse período

apenas florestas com um coberto florestal superior a 90 %, e excluindo as florestas secundárias (ou seja, florestas e zonas arbustivas de repovoamento após abate antigo ou incêndio).

Num documento posterior, [Gaveau et al. 2018] demonstraram, para o período de 2008-2017, que na parte indonésia de Bornéu, 36 % da expansão de plantações industriais (88 % das quais eram de óleo de palma) ocorreu em florestas antigas abatidas no mesmo ano, enquanto na parte malaia de Bornéu a média foi de 69 %. No caso da parte indonésia de Bornéu, verifica-se uma forte correlação entre a taxa de desflorestação causada por plantações em diferentes anos e o preço do óleo de palma em bruto na época anterior, ao passo que na parte malaia de Bornéu, a correlação foi mais fraca, o que sugere um planeamento da desflorestação centralizado e a mais longo prazo. Os resultados mostraram que a taxa de expansão do óleo de palma baixou depois do seu pico em 2009-2012, enquanto a fração da mesma em detrimento das florestas se manteve estável.

[Gunarso et al 2013] analisaram as alterações da cobertura do solo associadas à expansão do óleo de palma na Indonésia e na Malásia para a Mesa-Redonda sobre Óleo de Palma Sustentável (RSPO). As alterações mais recentes por estes comunicadas referem-se a superfícies de palmeiras que foram plantadas de 2005 a 2010. Mostram a percentagem desta superfície que se encontrava em várias categorias de usos do solo em 2005. Acrescentando as categorias que corresponderiam *de forma inequívoca* à definição de floresta da diretiva, obteve-se um mínimo de 37 % de expansão para florestas em toda a Indonésia. No entanto, outras categorias de usos do solo comunicadas incluem zonas de matagal (que correspondem principalmente a florestas degradadas, de acordo com o documento), o que corresponderia em termos gerais à definição de floresta estabelecida na diretiva. Trata-se de uma categoria importante na Indonésia, uma vez que as florestas nas proximidades de plantações têm sido frequentemente degradadas por incêndios muitos anos antes da expansão das plantações para esses terrenos. Ao contabilizar estes tipos de usos anteriores como floresta (como poderiam ter sido em 2000), eleva-se a percentagem total de desflorestação na Indonésia no período de 2005-2010 para cerca de 75 %, confirmando aproximadamente as constatações de [Carlson 2013].

Em relação à Malásia [Gunarso et al. 2013] comunicaram que, entre 2006 e 2010, 34 % da expansão do óleo de palma se fez diretamente para florestas. No entanto, também referiram uma considerável expansão para «solos nus» em 2006, supondo que alguns deles estavam nus por estarem a ser convertidos a partir de florestas. Com base nas suas informações suplementares, pode-se observar que mais de um terço dos solos nus em 2006 tinham sido florestas seis anos antes, o que indica que é provável que tenham sido superfícies florestais abatidas que estavam prontas para plantação. A inclusão destas zonas florestais contribuiria para aumentar a fração da expansão do óleo de palma associada à desflorestação para 47 % na Malásia.

Em vez de utilizar imagens de satélite para identificar o anterior uso dos solos onde as plantações de óleo de palma da Indonésia se expandiram, [Austin et al. 2017] remeteram para os mapas de uso dos solos elaborados pelo Ministério do Ambiente e das Florestas da Indonésia. Constataram que apenas cerca de 20 % dos terrenos utilizados para a expansão do óleo de palma industrial em 2005-2015 tinham sido classificados como «florestas» nesses mapas cinco anos antes. A sua definição de floresta específica > 30 % de coberto florestal (em vez dos 10 % estabelecidos na diretiva) e não inclui zonas de matagal que, por vezes, poderiam ser classificadas como florestas na aceção da diretiva. Outros 40 % da expansão do óleo de palma ocorreram em categorias de uso do solo que incluíam zonas de matagal. Por estas razões, considera-se que é provável que o valor de 20 % de expansão para floresta de [Austin et al. 2017] em 2010-2015 esteja subestimado para fins do presente relatório.

Estimativa da percentagem de expansão do óleo de palma para florestas no resto do mundo				
	ano de expansão	América Latina	África	resto da Ásia
% da expansão mundial de óleo de palma (2008-2015)	2008-2015	9 %	3 %	5 %
Furumo e Aide 2017	2001-2015	20 %		
Maaijard et al. 2018			6 %	
Vijay et al. 2016	2013	21 %	6 %	4 %
média ponderada para o resto do mundo	2013	13 %		

Conforme apresentado no quadro, são comunicadas percentagens mais baixas de expansão para florestas no resto do mundo. Com a ponderação dos resultados relativos à América Latina, África e resto da Ásia (excluindo a Indonésia e a Malásia) foi derivada uma percentagem média de 13 % de expansão das plantações de óleo de palma para florestas.

De um modo geral, tendo em conta os resultados dos estudos regionais sobre a expansão do óleo de palma para terrenos com elevado teor de carbono na Malásia e na Indonésia e os dados relativos a essa expansão no resto do mundo, a percentagem média mundial de 45 % de expansão do óleo de palma para florestas proposta por [Vijay et al. 2016] pode ser considerada uma boa estimativa.

Fração da expansão do óleo de palma para turfeiras

	anos	Malásia		Indonésia		Resto do mundo
% da expansão mundial de palmeiras (2008-2015)	2008-2015	15%		69%		16%
		resto da Malásia	Sarawak	Parte indonésia de Bornéu	Resto da Indonésia	
% da expansão nacional em 2008-2015	2008-2015	33%	67%	77%	23%	
Fração da expansão de óleo de palma para turfeiras						
SARvision 2011	2005-2010		32%			
Omar et al. 2010	2003-2009	30%				
Abood et al 2014	2010			21 %*		
Austin 2017	2005-2015			>20 %		
Gunarso et al. 2013	2005-2010			26%		
Miettinen et al. 2012, 2016	2007-2015	42%		24%		
Miettinen et al. 2012, 2016	2010-2015	36%		25%		
Média mundial interpolada para 2008-2015	23%					
* fração das concessões conhecidas de óleo de palma em turfeiras						

[Abood et al. 2014) constataram que 21 % das concessões conhecidas de óleo de palma da Indonésia se situavam em turfeiras e 10 % em turfeiras profundas (> 3 metros), que devem ser protegidas de drenagem ao abrigo de um decreto governamental da Indonésia de 1990. Entre 2000 e 2010, comunicaram que foram perdidos 535 mil hectares de florestas pantanosas de turfa nas concessões de óleo de palma da Indonésia, o que representa 33 % da expansão do óleo de palma nas concessões.

[Miettinen et al. 2012, 2016] analisaram imagens de satélite de alta resolução para rastrear a expansão de plantações de palmeiras adultas para turfeiras entre 1990 e 2015. Utilizaram o Arquivo Digital Europeu de Mapas de Solos do JRC para identificar zonas de turfa e comunicam que, entre 2007 e 2015, se verificou uma expansão das plantações de óleo de palma de 1089 mil hectares para as turfeiras da Indonésia e de 436 mil hectares para as turfeiras da Malásia. A divisão pelo aumento da

superfície de plantações de palmeiras adultas durante esse período⁴ resulta numa percentagem de expansão do óleo de palma para turfeiras de 24 % na Indonésia e de 42 % na Malásia. Relativamente ao período de comunicação de informações mais recente (2010-2015), os valores correspondentes são de 25 % e 36 %.

O Conselho do Óleo de Palma da Malásia publicou um estudo sobre o óleo de palma [Omar et al. 2010], com base na identificação SIG do cultivo de óleo de palma, e um mapa dos solos do Ministério da Agricultura da Malásia. Comunicam que se verificou que a percentagem de cultivo de palmeiras em turfeiras na Malásia aumentou de 8,2 % em 2003 para 13,3 % em 2009, o que corresponde, respetivamente, a 313 e 666 mil hectares. No mesmo período, os seus dados mostram que a superfície total de óleo de palma passou de 3813 para 5011 mil hectares, pelo que a fração dessa expansão para turfeiras se eleva a 30 %.

[SARvision 2011] constatou que, no período de 2005 a 2010, 535 mil hectares de florestas de turfa foram abatidos dentro dos limites das concessões de óleo de palma conhecidas em Sarawak, na província malaia onde se verifica a maior parte da expansão do óleo de palma. Tal corresponde a cerca de 32 % do aumento da superfície de colheita de óleo de palma nesse período⁵. Este estudo não tem em conta a perda de florestas de turfa em benefício do óleo de palma fora dos limites das concessões, nem a conversão de turfeiras que não estavam cobertas por florestas no momento da conversão.

[Gunarso et al. 2013] comunicam uma percentagem anormalmente baixa de expansão do óleo de palma para turfeiras na Malásia (apenas 6 % entre 2000 e 2010, de acordo com as suas informações suplementares). Este nível é muito inferior a qualquer outra estimativa, mesmo de fontes malaias, pelo que não foi tida em conta⁶.

Relativamente à Indonésia, os dados suplementares de [Gunarso et al. 2013] mostram que 24 % da expansão do óleo de palma entre 2005 e 2010 se fez para pântanos de turfa e que esse nível só sobe para cerca de 26 % se for incluída a conversão dos pântanos de turfa através de «solos nus».

[Austin et al. 2017] comunicam que, na Indonésia, a fração da expansão do óleo de palma para turfeiras se manteve em cerca de 20 % em todos os períodos por eles estudados (1995-2015), sem qualquer correção para ter em conta os «solos nus». A razão pela qual os resultados de Austin são mais baixos que os dos outros decorre da utilização do mapa de turfeiras BBSDLP⁷ do Ministério da Agricultura da Indonésia (H. Valin, comunicação privada, 5 de dezembro de 2018). O mapa do BBSDLP não inclui superfícies com menos de 0,5 m de profundidade de turfa⁸, o que explica, em parte, a razão pela qual a percentagem de superfície de turfa é 13,5 % inferior à dos mapas de

⁴ Miettinen et al. contabilizaram apenas as superfícies de palmeiras adultas, pelo que, neste caso, é adequado dividir pela superfície de palmeiras adultas em vez de pela superfície total plantada. Foram utilizados dados do Departamento da Agricultura dos EUA sobre a «superfície de colheita», que se referem de facto às «superfícies de palmeiras adultas» e foram verificados em função de outros dados, como as vendas de plântulas de palmeiras. Os dados da FAO são menos úteis uma vez que, por exemplo, refletem reduções temporárias na superfície de colheita em 2014/2015 devido a inundações na Malásia.

⁵ *Não foram encontrados dados sobre a superfície plantada para essa região e nesse período.*

⁶ [Gunarso et al. 2013] sugerem uma explicação: identificaram apenas as plantações em turfeiras nos casos em que os terrenos eram pântanos de turfa cinco anos antes; se os terrenos já estivessem drenados, o seu estatuto de uso do solo mudaria, por exemplo, para «solos nus». A conversão de pântanos em plantações de óleo de palma implica não só o abate das árvores, mas também a construção de uma densa rede de canais de drenagem e a compactação do solo, o que prolonga o período necessário para as palmeiras poderem ser identificadas em imagens de satélite. Assim, enquanto na Malásia Peninsular (com poucas turfeiras) não se verificou qualquer expansão do óleo de palma para solos nus em 2005-2010, em Sarawak, 37 % da expansão faz-se para «solos nus». Além disso, observa-se uma elevada taxa de conversão dos pântanos de turfa em «agrossilvicultura e plantações» e, em seguida, de «agrossilvicultura e plantações» para plantações de óleo de palma em períodos sucessivos de 5 anos, pelo que, além disso, talvez as plantações de óleo de palma tenham sido, na fase inicial, confundidas com agrossilvicultura ou plantações de outras culturas.

⁷ O BBSDLP é o Centro de Investigação e Desenvolvimento dos Recursos em Terrenos Agrícolas da Indonésia.

⁸ 0,5 m de turfa tropical contém cerca de 250-300 toneladas de carbono por hectare, a maioria do qual será libertado na primeira década após a drenagem.

Wetlands International, os quais, por sua vez, também subestimam provavelmente a superfície de turfa em cerca de 10-13 %, de acordo com levantamentos no terreno [Hooijer e Vernimmen 2013].

Não estão disponíveis dados quantitativos sobre a fração da expansão do óleo de palma para turfeiras no resto do mundo. Entre 2008 e 2015, 9 % da expansão do óleo de palma ocorria na América Latina, 5 % no resto da Ásia e 3 % em África. Há zonas consideráveis de turfa tropical na América do Sul, especialmente no Peru, na Bolívia, na Venezuela e ao longo da Amazônia, mas não são superfícies significativas de produção de óleo de palma. No entanto, o maior pântano de turfa tropical do mundo situa-se na bacia do Congo. Nesse local, já tinha sido autorizada, pelo menos, uma grande concessão de óleo de palma de 470 mil hectares (o que equivale, por exemplo, a 10 % da superfície total de óleo de palma na Malásia), 89 % da qual em turfeiras [Dargie et al. 2018]. O receio é que, com o abrandamento do crescimento da produção nos países do Sudeste da Ásia, se verifique um maior fluxo de investimentos para o desenvolvimento da cultura do óleo de palma em turfeiras em África e na América Latina.

Atribuindo um maior peso aos resultados de [Miettinen et al. 2012, 2016], que podem ser considerados como os dados mais avançados da literatura científica e pressupondo uma drenagem nula de turfeiras para o cultivo de palmeiras no resto do mundo, obtém-se uma estimativa média ponderada interpolada de 23 % de expansão do óleo de palma para turfeiras em todo o mundo no período entre 2008 e 2011.

Cana-de-açúcar

Mais de 80 % da expansão da cana-de-açúcar a nível mundial ocorreu no Brasil no período entre 2008 e 2015.

[Cuypers et al. 2013] estimaram que 36 % da expansão mundial de cana-de-açúcar entre 1990 e 2008 se fez para terrenos que eram anteriormente florestas. No entanto, é provável que se trate de uma sobrestimação para fins da análise: a desflorestação foi repartida entre a silvicultura, a expansão das pastagens e a expansão das diferentes culturas, à *escala nacional*. O nível de desflorestação atribuído às pastagens foi reduzido uma vez que praticamente não apresentaram uma expansão *líquida*; em contrapartida, a cana-de-açúcar expandiu-se muito e, por conseguinte, foi-lhe atribuído um elevado nível de desflorestação nacional. No entanto, as *regiões* do Brasil onde a cana-de-açúcar se expandiu, na maior parte não se sobrepõem a superfícies de elevada desflorestação, e este facto não foi considerado na análise de [Cuypers et al. 2013].

[Adami et al. 2012] comunicaram que apenas 0,6 % da expansão da cana-de-açúcar na região Centro-Sul do Brasil foi para florestas no período entre 2000 e 2009. Embora a região tenha representado cerca de 90 % da expansão mundial de cana-de-açúcar nesse período, verificou-se alguma expansão noutras regiões do Brasil não abrangidas por esse estudo.

[Sparovek et al. 2008] concordaram que, no período de 1996 a 2006, a expansão da cana-de-açúcar na região do Centro-Sul do Brasil se fazia quase totalmente para pastagens ou outras culturas (uma vez que restam muito poucas florestas nessa região); no entanto, outros 27 % da expansão ocorreram em zonas «periféricas» em torno e no interior do bioma da Amazônia, no Nordeste e no bioma da Floresta Atlântica. Nessas regiões periféricas, havia uma correlação entre a perda de florestas por município e a expansão da cana-de-açúcar. No entanto, no documento não são apresentados quaisquer valores da percentagem da expansão para florestas.

Consequentemente, não foi possível derivar da literatura uma quantificação adequada da desflorestação devida à cana-de-açúcar.

Milho

Os cereais como o milho não são geralmente considerados uma causa de desflorestação, uma vez que a maior parte da produção ocorre em zonas temperadas onde a desflorestação é normalmente modesta. No entanto, o milho é também uma cultura tropical, frequentemente cultivada por pequenos agricultores e também muitas vezes cultivada em regime de rotação com a soja em grandes explorações agrícolas. E uma parte desproporcionada da expansão do milho ocorre em regiões tropicais em que a desflorestação é mais comum e com grande intensidade de emissões de carbono.

% da expansão da superfície mundial de colheita de milho em 2010-2015	
China	29,8%
Brasil	11,6%
Angola	10,5%
Nigéria	9,8%
Argentina	8,9%
Federação da Rússia	7,0%
Mali	3,1%
México	1,7%
Camarões	1,6%
outros países (principalmente em desenvolvimento)	16%
RENDIMENTO MÉDIO PONDERADO 2010-2015 (t/ha)	3,935

A expansão na China concentrou-se em terrenos marginais no nordeste do país [Hansen 2017], que se pressupõe serem essencialmente pastagens de estepe em vez de florestas. A percentagem da expansão no Brasil e na Argentina poderia ser equipada à da desflorestação decorrente da soja no Brasil. [Lark et al. 2015] constataram que, da expansão do milho verificada entre 2008 e 2012 nos EUA, 3 % se fez à custa das florestas, 8 % de áreas arbustivas e 2 % de zonas húmidas. No entanto, é difícil fazer uma estimativa global sem analisar em pormenor o que se passa em cada país.

Referências

- [Abood et al. 2015] Abood, S. A., Lee, J. S. H., Burivalova, Z., Garcia-Ulloa, J., & Koh, L. P. (2015). *Relative Contributions of the Logging, Fiber, Palm oil, and Mining Industries to Forest Loss in Indonesia*. *Conservation Letters*, 8(1), 58–67. <http://doi.org/10.1111/conl.12103>
- [Adami et al. 2012] Adami, M., Rudorff, B. F. T., Freitas, R. M., Aguiar, D. A., Sugawara, L. M., & Mello, M. P. (2012). Remote Sensing Time Series to Evaluate Direct Land Use Change of Recent Expanded Sugarcane Crop in Brazil. *Sustainability*, 4, 574–585. <http://doi.org/10.3390/su4040574>
- [Agroicone 2018] Moriera, A., Arantes, S., and Romeiro, M. (2018). RED II information paper: assessment of iLUC risk for sugarcane and soybean biofuels feedstock. Agroicone, Sao Paulo 2018.
- [Austin et al. 2017] Austin, K. G., Mosnier, A., Pirker, J., McCallum, I., Fritz, S., & Kasibhatla, P. S. (2017). Shifting patterns of palm oil driven deforestation in Indonesia and implications for zero-deforestation commitments. *Land Use Policy*, 69(Agosto), 41–48. <http://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.08.036>
- [Carlson et al. 2013] Carlson, K. M., Curran, L. M., Asner, G. P., Pittman, A. M., Trigg, S. N., & Marion Adeney, J. (2013). Carbon emissions from forest conversion by Kalimantan palm oil plantations. *Nature Clim. Change*, Extraído de <https://www.nature.com/nclimate/journal/v3/n3/pdf/nclimate1702.pdf>
- [Curtis et al. 2018] Curtis, P. G., Slay, C. M., Harris, N. L., Tyukavina, A., & Hansen, M. C. (2018). Classifying drivers of global forest loss. *Science*, 361(6407), 1108–1111. <http://doi.org/10.1126/science.aau3445>
- [Cuypers et al. 2013] Cuypers, D., Geerken, T., Gorissen, L., Peters, G., Karstensen, J., Prieler, S., van Velthuisen, H. (2013). The impact of EU consumption on deforestation : Comprehensive analysis of the impact of EU consumption on deforestation. European Commission. <http://doi.org/10.2779/822269>
- [Dargie et al. 2018] Dargie, G.C., Lawson, I.T., Rayden, T.J. et al. Mitig Adapt Strateg Glob Change (2018). <https://doi.org/10.1007/s11027-017-9774-8>
- [FAOstat 2008], Food and Agriculture Organization of the United Nations, Searchable database of crop production statistics, <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC>
- [Fehlenberg et al. 2017] Fehlenberg, V., Baumann, M., Gasparri, N. I., Piquer-Rodriguez, M., Gavier-Pizarro, G., & Kuemmerle, T. (2017). The role of soybean production as an underlying driver of deforestation in the South American Chaco. *Global Environmental Change*, 45(Abril), 24–34. <http://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.05.001>
- [Furumo & Aide 2017] Furumo, P. R., & Aide, T. M. (2017). Characterizing commercial palm oil expansion in Latin America: land use change and trade. *Environmental Research Letters*, 12(2), 024008. <http://doi.org/10.1088/1748-9326/aa5892>
- [Gaveau 2016] Gaveau, D.L.A., Sheil, D., Husnayaen, Salim, M.A., Arjasakusuma, S., Ancrenaz, M., Pacheco, P., Meijaard, E., 2016. Rapid conversions and avoided deforestation: examining four decades of industrial plantation expansion in Borneo. *Nature - Scientific Reports* 6, 32017.
- [Gaveau 2018] Gaveau, D.L.A., Locatelli, B., Salim, M.A., Yaen, H., Pacheco, P. and Sheil, D. Rise and fall of forest loss and industrial plantations in Borneo (2000–2017). *Conservation Letters*. 2018;e12622. <https://doi.org/10.1111/conl.12622>
- [Gibbs et al. 2015] Gibbs, H. K., Rausch, L., Munger, J., Schelly, I., Morton, D. C., Noojipady, P., Walker, N. F. (2015). Brazil's Soy Moratorium: Supply-chain governance is needed to avoid deforestation. *Science*, 347(6220), 377–378. <http://doi.org/10.1126/science.aaa0181>.
- [Graesser et al. 2015] Graesser, J., Aide, T. M., Grau, H. R., & Ramankutty, N. (2015). Cropland/pastureland dynamics and the slowdown of deforestation in Latin America. *Environmental Research Letters*, 10(3), 034017. <http://doi.org/10.1088/1748-9326/10/3/034017>
- [Gunarso et al. 2013] Gunarso, P., Hartoyo, M. E., Agus, F., & Killeen, T. J. (2013). *Palm oil and Land Use Change in Indonesia, Malaysia and Papua New Guinea*. RSPO.

<http://doi.org/papers2://publication/uuid/76FA59A7-334A-499C-B12D-3E24B6929AAE>

Supplementary materials: <https://rspo.org/key-documents/supplementary-materials>

[Hansen et al. 2017] Hansen, J., M.A. Marchant, F. Tuan, and A. Somwaru. 2017. "U.S. Agricultural Exports to China Increased Rapidly Making China the Number One Market." *Choices*. Q2. <http://www.choicesmagazine.org/choices-magazine/theme-articles/us-commodity-markets-respond-to-changes-in-chinas-ag-policies/us-agricultural-exports-to-china-increased-rapidly-making-china-the-number-one-market>

[Henders et al 2015] Henders, S., Persson, U. M., & Kastner, T. Trading forests: Land-use change and carbon emissions embodied in production and exports of forest-risk commodities. *Environmental Research Letters*, 10(12), 125012. <http://doi.org/10.1088/1748-9326/10/12/125012>

[Hooijer and Vernimmen 2013] Hooijer, A. and Vernimmen, R. 2013 "Peatland maps: accuracy assessment and recommendations" Report by Deltares & Euroconsult Mott MacDonald for Implementation of Agentschap NL 6201068 QANS Lowland Development edepot.wur.nl/251354

[Jusys 2017] Jusys, T. (2017) A confirmation of the indirect impact of sugarcane on deforestation in the Amazon, *Journal of Land Use Science*, 12:2-3, 125-137, DOI: 10.1080/1747423X.2017.1291766

[Lark et al. 2015] Lark, T.J, Salmon, M.J, & Gibbs, H. (2015). Cropland expansion outpaces agricultural and biofuel policies in the United States. *Environmental Research Letters*. 10. 10.1088/1748-9326/10/4/044003.

[LCAworks 2018] Strapasson, A., Falcao, J., Rossberg, T., Buss, G., and Woods, J. Land use Change and the European Biofuels Policy: the expansion of oilseed feedstocks on lands with high carbon stocks. Technical report prepared by LCAworks Ltd., in collaboration with Sofiproteol, France.

[Machado et al. 2012] Macedo, M. N., DeFries, R. S., Morton, D. C., Stickler, C. M., Galford, G. L., & Shimabukuro, Y. E. (2012). Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109(4), 1341–6. <http://doi.org/10.1073/pnas.1111374109>

[Malins. 2017] Malins, C. (2017). For peat's sake - Understanding the climate implications of palm oil biodiesel. Cerulogy and Rainforest Foundation Norway, London 2017. Extraído de <http://www.cerulogy.com/uncategorized/for-peats-sake/>

[Malins 2018] Malins, C. (2018). *Driving deforestation: the impact of expanding palm oil demand through biofuel policy*, London 2018. Extraído de <http://www.cerulogy.com/palm-oil/driving-deforestation/>

[Meijaard et al. 2018] Meijaard, E., Garcia-Ulloa, J., Sheil, D., Wich, S.A., Carlson, K.M., Juffe-Bignoli, D., and Brooks, T. (2018). Palm oil and biodiversity. <http://doi.org/https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2018.11.en>

[Miettinen et al. 2012] Miettinen, J., Hooijer, A., Tollenaar, D., Page, S. E., & Malins, C. (2012). Historical Analysis and Projection of Palm oil Plantation Expansion on Peatland in Southeast Asia. Washington, D.C.: International Council on Clean Transportation.

[Miettinen et al. 2016] Miettinen, J., Shi, C., & Liew, S. C. (2016). Land cover distribution in the peatlands of Peninsular Malaysia, Sumatra and Borneo in 2015 with changes since 1990. *Global Ecology and Conservation*, 6, 67–78. <http://doi.org/10.1016/j.gecco.2016.02.004>

[Morton et al. 2006] Morton, D. C., DeFries, R. S., Shimabukuro, Y. E., Anderson, L. O., Arai, E., del Bon Espirito-Santo, F., ... Morissette, J. (2006). Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 103(39), 14637–14641. <http://doi.org/10.1073/pnas.0606377103>

[Omar et al. 2010] Omar, W., Aziz, N.A., Mohammed A.T., Harun, M.H. and Din, A.K.; "Mapping of oil palm cultivation on peatland in Malaysia, Malaysian Palm Oil Board Information series 529, MPOB TT No. 473, Junho de 2010. ISSN 1511-7871.

[Page et al. 2011] Page, S.E., Morrison, R., Malins, C., Hooijer, A., Rieley, J.O. Jauhiainen, J. (2011). Review of Peat Surface Greenhouse Gas Emissions from Palm oil Plantations in Southeast Asia. Indirect Effects of Biofuel Production, (15), 1–77.

[Richards et al. 2017] Richards, P. D., Arima, E., VanWey, L., Cohn, A., & Bhattarai, N. (2017). Are Brazil's Deforesters Avoiding Detection? Conservation Letters, 10(4), 469–475. <http://doi.org/10.1111/conl.12310>

[SARVision 2011] SARVision. (2011). Impact of palm oil plantations on peatland conversion in Sarawak 2005-2010, (January 2011), 1–14. <http://archive.wetlands.org/Portals/0/publications/Report/Sarvision%20Sarawak%20Report%20Final%20for%20Web.pdf>

[Searle & Giuntoli 2018] Searle, A. S., and Giuntoli, J. (2018). Analysis of high and low indirect land-use change definitions in European Union renewable fuel policy.

[Sparovek et al. 2008] Sparovek, G.; A. Barretto; G. Berndes; S. Martins; and Maule, R. (2008). “Environmental, land-use and economic implications of Brazilian sugarcane expansion 1996–2006.” Mitigation and Adaption Strategies for Global Change, 14(3), p. 285.

[USDA 2008] United States Department of Agriculture Foreign Agricultural Service. Searchable database of Production, Supply and Distribution data of crops. <https://apps.fas.usda.gov/psdonline/app/index.html#/app/advQuery>

[Vijay et al. 2016] Vijay, V., Pimm, S. L., Jenkins, C. N., Smith, S. J., Walker, W., Soto, C., ... Rodrigues, H. (2016). The Impacts of Palm oil on Recent Deforestation and Biodiversity Loss. PLOS ONE, 11(7), e0159668. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0159668>

[Waroux et al. 2016] Waroux, Y., Garrett, R. D., Heilmayr, R., & Lambin, E. F. (2016). Land-use policies and corporate investments in agriculture in the Gran Chaco and Chiquitano. Proceedings of the National Academy of Sciences, 113(15), 4021–4026. <http://doi.org/10.1073/pnas.1602646113>

[Yousefi et al. 2018].Yousefi, A., Bellantonio, M., and Hurowitz, G., The avoidable Crisis, Mighty Earth, Regnskogfondet and FERN, March 2018, <http://www.mightyearth.org/avoidablecrisis/>

ANEXO 2

ANÁLISE BASEADA NO SIG

1.

Método

A fim de estimar a desflorestação e as emissões conexas associadas à expansão das culturas destinadas a biocombustíveis desde 2008 para superfícies com uma densidade de coberto florestal superior a 10 %, foi utilizada uma abordagem de modelização geoespacial para combinar um mapa da desflorestação da *Global Forest Watch* (GFW) com mapas dos tipos de culturas de MapSPAM e EarthStat. Os pormenores da abordagem estão resumidos infra e no quadro são apresentadas as fontes de dados utilizadas na análise. A análise foi efetuada utilizando uma dimensão de píxel de cerca de 100 hectares ao nível do equador.

Fontes de dados

Dados relativos às culturas

Atualmente, não estão disponíveis mapas globalmente coerentes que mostrem individualmente a expansão de todas as culturas de biocombustíveis ao longo do tempo, embora estejam em curso trabalhos de investigação para a elaboração de mapas relativos ao óleo de palma e à soja com base na interpretação de imagens de satélite. Na presente análise, utilizámos duas fontes de mapas para um único ano e uma única cultura: MapSPAM (IFPRI e IIASA 2016), que captaram a distribuição

mundial de 42 culturas no ano 2005⁹ e EarthStat (Ramankutty et al. 2008), que cartografaram superfícies cultivadas e de pastagem em 2000. Ambas as fontes de dados sobre culturas resultam de abordagens que combinam uma variedade de dados de entrada explícitos em termos espaciais a fim produzir estimativas plausíveis da distribuição das culturas a nível mundial. Os dados utilizados incluem estatísticas de produção à escala de unidades administrativas (subnacionais), vários mapas de cobertura do solo produzidos a partir de imagens de satélite e mapas de adequação das culturas criados com base na paisagem local, no clima e nas condições dos solos.

Tendo em conta a falta de mapas mundiais atualizados para cada uma das culturas, bem como a falta de informações coerentes sobre a sua expansão ao longo do tempo, um dos principais pressupostos utilizados na nossa análise é que a desflorestação total e as emissões de GEE associadas que ocorrem numa zona desde 2008 podem ser atribuídas a uma cultura específica com base na superfície agrícola de cada cultura relativamente à superfície agrícola total, incluindo as pastagens, presente no mesmo píxel do mapa de culturas.

Dados relativos à desflorestação

Os mapas publicados sobre a perda anual de coberto florestal a nível mundial derivados das observações por satélite Landsat, disponíveis na *Global Forest Watch* relativamente aos anos de 2001 a 2017 constituíram a base da nossa análise da desflorestação. Os dados relativos às perdas de coberto florestal estão disponíveis com uma resolução de 30 metros ou uma dimensão de píxel de 0,09 hectares. Os dados originais relativos às perdas de coberto florestal de Hansen et al. (2013) não distinguem entre a conversão permanente (ou seja, a desflorestação) e a perda temporária de coberto florestal decorrente da silvicultura ou de incêndios florestais. Por conseguinte, nesta análise incluímos apenas o subconjunto dos píxeis relativos à perda de coberto florestal em zonas dominadas por desflorestação induzida por matérias-primas agrícolas, conforme cartografadas com uma resolução de 10 quilómetros por Curtis et al. (2018)¹⁰. Por conseguinte, foram excluídas da análise as zonas onde são dominantes outros fatores, como a silvicultura ou a agricultura itinerante. Na classe da desflorestação induzida por matérias-primas, apenas foram considerados para análise os píxeis com uma percentagem de coberto florestal superior a 10 %, sendo a «percentagem de coberto florestal» definida como a densidade do coberto florestal da superfície dos terrenos em 2000. Tendo em conta os critérios específicos previstos na Diretiva Energias Renováveis II (ver alíneas b) e c) na secção Contexto supra), os resultados da análise foram desagregados em desflorestação nos anos 2008 a 2015 relativamente a superfícies com um coberto florestal superior a 30 % e áreas com 10-30 % de coberto florestal.

[Curtis et al. (2018) salientam que podem estar presentes múltiplos fatores de perda de florestas numa paisagem num dado momento e que o fator dominante pode variar em diferentes anos durante o período de estudo de 15 anos; o seu modelo atribuiu apenas um fator dominante que contribuiu para a maior parte da perda de coberto florestal nessa paisagem durante o período estudado. Um pressuposto nesta análise foi que toda a perda de coberto florestal em zonas dominadas por desflorestação induzida por matérias-primas agrícolas corresponde à expansão de novas zonas agrícolas. Este pressuposto tenderia a sobrestimar o efeito das culturas de matérias-primas agrícolas nesses píxeis. Por outro lado, a agricultura pode também expandir-se para zonas dominadas pela agricultura itinerante ou pela silvicultura; outras classes do mapa de Curtis et al. (2018) que foram excluídas da nossa análise. Tal implica que o método poderia subestimar a desflorestação decorrente das culturas. No entanto, a pegada das nove culturas incluídas nesta análise inscreve-se principalmente na classe de desflorestação induzida por matérias-primas agrícolas e, por conseguinte, presumiu-se que as superfícies cultivadas fora desta classe tinham rácios de superfície reduzidos (ver a secção Modelo de Atribuição das Culturas infra) e, por conseguinte, a contribuição destas zonas para os totais finais deveria ser pequena.

⁹ Os dados atualizados de MapSPAM relativos ao ano de 2010 foram divulgados em 4 de janeiro de 2019, imediatamente após a conclusão da análise.

¹⁰ Estão em curso trabalhos para atualizar o estudo de Curtis et al. (2018) para mostrar os fatores dominantes da perda de coberto florestal após 2015.

Dados relativos a turfeiras

A extensão das turfeiras foi definida utilizando os mesmos mapas de Miettinen et al. 2016, que cartografaram as alterações no uso do solo de 1990 a 2015 nas turfeiras da Malásia Peninsular, Sumatra e Bornéu. Relativamente a Sumatra e Kalimantan, Miettinen et al. (2016) incluíram as turfeiras do Atlas de Turfeiras *Wetlands International* a 1:700 000 [Wahyunto et al. 2003, Wahyunto et al. 2004], em que as turfeiras foram definidas da seguinte forma: «solos formados pela acumulação, num longo período de tempo, de matéria orgânica, como por exemplo os restos de plantas». Em geral, os solos de turfa estão saturados de água ou inundados durante todo o ano, a menos que sejam drenados. Conforme referido por Wahyunto e Suryadiputra (2008), os atlas de turfeiras compilaram, por sua vez, dados de uma variedade de fontes que utilizaram primariamente imagens de satélite (dados de satélite, radar e fotografia aérea), bem como levantamentos e cartografia dos solos, para cartografar a distribuição das turfeiras. Relativamente à Malásia, foram utilizadas as turfeiras do Arquivo Digital Europeu de Mapas de Solos (Selvaradjou et al. 2005).

Foi realizada uma análise específica da desflorestação resultante da expansão do óleo de palma para solos de turfa devido à importância da turfa na afetação geral de solos nesta cultura destinada a biocombustíveis e à pegada de GEE. Utilizando dados da expansão industrial do óleo de palma de Miettinen et al. 2016, foi estimada a superfície de perda de coberto florestal verificada antes do ano da expansão conhecida de óleo de palma no período de 2008 a 2015.

Dados relativos às emissões de GEE

Foram estimadas as emissões resultantes da desflorestação desde 2008 em termos de perda de carbono do reservatório de biomassa aérea. As emissões são expressas em unidades de megatoneladas de dióxido de carbono (Mt CO₂).

As emissões resultantes da perda de biomassa aérea foram calculadas mediante a sobreposição do mapa de perda de coberto florestal (de 2008 até 2015) com um mapa da biomassa lenhosa viva aérea em 2000. O mapa de biomassa, produzido pelo *Woods Hole Research Center* e derivado de observações de satélite e em terra, está disponível na *Global Forest Watch*. Presumiu-se que todas as perdas de biomassa são emissões «libertadas» para a atmosfera quando do abate das árvores, embora haja desfasamentos temporais associados a algumas causas da perda florestal. As emissões são estimativas «brutas» e não estimativas «líquidas», o que significa que não foi considerado o uso do solo após o abate de árvores, bem como o seu valor de carbono associado. Pressupôs-se que a fração de carbono da biomassa aérea era de 0,5 (PIAC 2003) e o carbono foi convertido em dióxido de carbono utilizando um fator de conversão de 44/12, ou 3,67. Uma das vantagens da utilização de um mapa de biomassa florestal baseada em píxeis com valores contínuos, em vez da atribuição de valores de reserva de carbono categóricos a diferentes tipos de cobertura do solo (por exemplo, florestas, áreas arbustivas, valores de nível 1 do Painel Intergovernamental sobre as Alterações Climáticas (PIAC), etc.) é o facto de os dados utilizados para estimar a perda de biomassa serem totalmente independentes da escolha do mapa de cobertura do solo utilizado para estimar as alterações do uso do solo.

As emissões associadas a outros reservatórios de carbono, como a biomassa subterrânea (raízes), madeira morta, lixo e carbono no solo, incluindo a decomposição da turfa ou os incêndios de turfa, foram excluídas da análise.

Extensão da análise

A extensão da análise global foi definida sobrepondo o mapa da desflorestação induzida por matérias-primas agrícolas (Curtis et al. 2018) com as culturas relevantes para os biocombustíveis de interesse (óleo de palma, coco, trigo, colza, milho, soja, beterraba sacarina, girassol e cana-de-açúcar). Apenas foram considerados na análise os píxeis incluídos numa das nove culturas de interesse e que diziam respeito à classe de desflorestação induzida por matérias-primas agrícolas.

Modelo de atribuição das culturas

A desflorestação total e as emissões num determinado píxel de 1 quilómetro foram atribuídas a diferentes culturas de biocombustíveis de interesse com base na proporção de cada cultura presente no

píxel («Cultura X», por exemplo soja) relativamente à superfície total de terrenos agrícolas no píxel, definida como a soma dos terrenos de cultura e de pastagem. Desta forma, a contribuição relativa de cada cultura de biocombustíveis para a pegada agrícola total do píxel serviu de base para a atribuição da desflorestação associada e da pegada em termos de emissões de GEE.

Uma vez que não estava disponível um mapa único, globalmente coerente e atualizado dos terrenos agrícolas desagregados por tipo de cultura, aplicámos um processo em duas etapas para estimar o papel relativo de cada cultura de biocombustíveis de interesse na desflorestação e as emissões num determinado local (Eq. 1). Numa primeira etapa, utilizámos os dados disponíveis relativos às culturas no ano mais recente (MapSPAM, ano de 2005) para calcular o rácio entre a Cultura X e a totalidade dos terrenos agrícolas no interior de um píxel. Na segunda etapa, usámos os dados de EarthStat (ano 2000) para calcular o rácio entre a totalidade dos terrenos agrícolas em relação à totalidade das pastagens + terrenos agrícolas dentro de um píxel. (Os dados de EarthStat foram utilizados pelo facto de o MapSPAM não incluir mapas de terrenos de pastagem e de a expansão para terrenos de pastagem também desempenhar um papel na dinâmica da desflorestação.). Combinando estas duas etapas foi possível aproximar a contribuição relativa da Cultura X da pegada agrícola total num determinado píxel, embora recorrendo a diferentes fontes de dados relativos a diferentes períodos de tempo.

Equação 1:

$$\frac{\text{Cultura X MapSpam (2005)}}{\text{superfície cultivada total MapSPAM (2005)}} \times \frac{\text{superfície cultivada total Earthstat (2000)}}{\text{superfície cultivada + superfície de pastagens Earthstat (2000)}} = \frac{\text{Cultura X}}{\text{cultura + pastagens}}$$

Cálculos finais

Uma vez criados os mapas de atribuição de culturas relativos a cada cultura de biocombustível de interesse, multiplicámos a desflorestação total e as emissões de GEE pela proporção da Cultura X em cada píxel de 1 quilómetro e calculámos as estatísticas globais de síntese desagregadas por desflorestação e emissões em terrenos com uma densidade de coberto florestal superior a 30 % e em terrenos com uma densidade de coberto florestal de 10-30 %.

Os resultados do SIG mostram a desflorestação observada nos 8 anos civis entre 2008 e 2015, associada a diferentes culturas. Para determinar a percentagem da expansão das culturas associada à desflorestação, a superfície total de desflorestação durante esses anos foi dividida pelo aumento correspondente da superfície cultivada. Para ter em conta que uma cultura ainda pode causar desflorestação, mesmo quando a superfície mundial global dessa cultura diminui, mas se expande em alguns países, as percentagens foram calculadas com base no aumento *bruto* da superfície cultivada a nível mundial, que é a soma dos aumentos da superfície cultivada nos países em que não diminuiu.

Além disso, os dados sobre as superfícies de colheita foram ajustados a fim de obter informações sobre as superfícies plantadas: no caso das culturas anuais, presumiu-se que o aumento da superfície cultivada era idêntico ao aumento da superfície de colheita. No caso das culturas (semi-)permanentes, foi tida em conta a fração da superfície cultivada que não é colhida pelo facto de as plantas ainda não terem atingido a maturidade. A cana-de-açúcar tem de ser replantada em cada cinco anos, mas só há quatro colheitas, uma vez que ainda está imatura no fim do primeiro ano. As palmeiras são replantadas mais ou menos todos os 25 anos e dão frutos nos últimos 22 anos.

Para a maioria das culturas, foi utilizada a base de dados [FAOstat 2008], que indica a superfície de colheita por ano civil. Apenas no caso do óleo de palma foram escolhidos os dados de [USDA 2008], uma vez que contêm dados sobre todas as superfícies de plantações de palmeiras adultas, incluindo nos anos em que a colheita foi perturbada por inundações. A base de dados também abrange um maior número de países para esta cultura.

Quadro: Resumo das fontes de dados na análise baseada no SIG do WRI.

Conjunto de dados	Fonte
Extensão das florestas e turfeiras	
Coberto florestal 2000	[Hansen et al. 2013]
Turfeiras	Miettinen et al. 2016

Desflorestação	
Perdas de coberto florestal	[Hansen et al. 2013 (+ atualizações anuais em GFW)]
Desflorestação induzida por matérias-primas	[Curtis et al. 2018]
Expansão do óleo de palma, 2000-2015 (para estimativa da desflorestação em turfeiras)	
Indonésia, Malásia	Miettinen et al. 2016
Emissões de GEE	
Biomassa aérea	Zarin et al. 2016
Dados relativos à extensão das culturas e pastagens	
MapSPAM (superfície física)	IFPRI e IIASA 2016
EarthStat	Ramankutty et al. 2008

Referências

- Curtis, C., C. Slay, N. Harris, A. Tyukavina, M. Hansen. 2018. "Classifying Drivers of Global Forest Loss." *Science* 361: 1108-1111. doi: 10.1126/science.aau3445.
- Graesser, J., Aide, T. M., Grau, H. R., & Ramankutty, N. (2015). Cropland/pastureland dynamics and the slowdown of deforestation in Latin America. *Environmental Research Letters*, 10(3), 034017. <http://doi.org/10.1088/1748-9326/10/3/034017>
- Hansen, M. P. Potapov, R. Moore, M. Hancher, S. Turubanova, A. Tyukavina, D. Thau, S. Stehman, S. Goetz, T. Loveland et al. 2013. "High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change." *Science* 341: 850-853. doi: 10.1126/science.1244693.
- International Food Policy Research Institute (IFPRI) and International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA). 2016. "Global Spatially-Disaggregated Crop Production Statistics Data for 2005 Version 3.2", *Harvard Dataverse* 9. doi: 10.7910/DVN/DHXBIX.
- IPCC 2003: Penman J., M. Gytandky, T. Hiraishi, T. Krug, D. Kruger, R. Pipatti, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, Ngara, K. Tanabe et al. 2003. "Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry." *Institute for Global Environmental Strategies for the IPCC*. Japan.
- Miettinen, J., C. Shi, and S. C. Liew. 2016. "Land Cover Distribution in the Peatlands of Peninsular Malaysia, Sumatra, and Borneo in 2015 with Changes since 1990." *Global Ecology and Conservation* 6: 67–78. doi: [10.1016/j.gecco.2016.02.004](https://doi.org/10.1016/j.gecco.2016.02.004)
- Ramankutty, N., A. Evan, C. Monfreda, and J. Foley. 2008. "Farming the planet: 1. Geographic distribution of global agricultural lands in the year 2000." *Global Biogeochemical Cycles* 22. doi:10.1029/2007GB002952.
- Selvaradjou S., L. Montanarella, O. Spaargaren, D. Dent, N. Filippi, S. Dominik. 2005. "European Digital Archive of Soil Maps (EuDASM) – Metadata on the Soil Maps of Asia." *Office of the Official Publications of the European Communities*. Luxembourg.
- Wahyunto, S. Ritung, H. Subagio. 2003. "Maps of Area of Peatland Distribution and Carbon Content in Sumatra, 1990-2002." *Wetlands International – Indonesia Programme & Wildlife Habitat*. Canada.
- Wahyunto, S. Ritung, H. Subagio. 2004. "Maps of Area of Peatland Distribution and Carbon Content in Kalimantan, 1990-2002." *Wetlands International – Indonesia Programme & Wildlife Habitat*. Canada.
- Zarin, D., N. Harris, A. Baccini, D. Aksenov, M. Hansen, C. Azevedo-Ramos, T. Azevedo, B. Margono, A. Alencar, C. Gabris et al. 2016. "Can Carbon Emissions from Tropical Deforestation Drop by 50% in 5 Years?" *Global Change Biology* 22: 1336-1347. doi: 10.1111/gcb.13153