



Bruxelles, den 13.3.2019
COM(2019) 142 final

ANNEXES 1 to 2

BILAG

til

**RAPPORT FRA KOMMISSIONEN TIL EUROPA-PARLAMENTET, RÅDET, DET
EUROPÆISKE ØKONOMISKE OG SOCIALE UDVALG OG REGIONSUDVALGET**

**om status med hensyn til produktionsudvidelse af relevante fødevarer- og foderafgrøder
på verdensplan**

DA

DA

BILAG I

GENNEMGANG AF LITTERATUREN OM UDVIDELSE AF DYRKNINGSAREALER TIL AREALER MED STORT KULSTOFLAGER

Omfang

I denne gennemgang, som er foretaget af Kommissionens Fælles Forskningscenter, gives der en oversigt over og et sammendrag af de mest relevante resultater i den videnskabelige litteratur om udvidelsen af produktionen af landbrugsråvarer til arealer med stort kulstoflager som defineret i RED II.

Sojabønner

Der findes kun én peer-evalueret undersøgelse af den globale skovrydning, der skyldes sojabønner, med en tidsramme, som omfatter skovrydning efter 2008. [Henders et al. 2015] har foretaget GIS-baserede målinger af skovrydning år for år i alle tropiske regioner og fordelt den på forskellige drivkræfter, herunder udvidelse til dyrkning af soja og palmeolie, ud fra en omfattende evaluering af den regionale litteratur (evalueringen er beskrevet i detaljer under "Supplementary Information"). Disse data omfatter imidlertid kun perioden 2000-2011.

Det Fælles Forskningscenters estimat af skovrydningsprocenten, der skyldes udvidelsen af sojaarealerne i Brasilien			
	Amazon	Cerrado	Resten af Brasilien
Udvidelse af sojaarealer i Brasilien 2008-2017 i %	11 %	46 %	44 %
Udvidelse til skov i %	5 %	14 %	3 %
VÆGTET GENNEMSNIIT FOR UDVIDELSE TIL SKOV — BRASILIEN	8,2 %		

Som følge af manglen på undersøgelser med nylige data på globalt plan blev data kombineret fra Brasilien, andre sydamerikanske lande og den øvrige verden. For Brasilien er data om sojaudvidelsen siden 2008 hentet fra den brasilianske IBGE-SIDRA-database og kombineret med data om udvidelse til skovområder i Cerrado [Gibbs et al. 2015], gennemsnittet for perioden 2009-2013 i Amazon [Richards et al.]¹ og det øvrige Brasilien [Agroicone 2018]. Det gav et vægtet gennemsnit for udvidelsen til skov på 10,4 %. Dette blev kombineret med tallene fra Argentina, Paraguay, Uruguay og Bolivia og den øvrige verden på følgende vis:

Der Fælles Forskningscenters estimat af den gennemsnitlige sojaudvidelse til skov i Latinamerika i procent					
2008-2017	Brasilien	Argentina	Paraguay	Uruguay	Bolivia
Sojaudvidelse i Latinamerika i %	67 %	19 %	7 %	5 %	2 %
Udvidelse til skov i %	8,2 %	9 %	57 %	1 %	60 %
Gennemsnitlig udvidelse til skov i Latinamerika i %	14 %				
ESTIMAT AF DEN GLOBALE GENNEMSNITLIGE SOJAUDVIDELSE TIL SKOV I PROCENT					
Andel af global sojaudvidelse i Latinamerika	53 %				
Antaget udvidelse til skov i den øvrige verden i %	2 %				
Gennemsnitlig global andel af sojaudvidelse til skov	8 %				

For andre latinamerikanske lande er de eneste fundne kvantitative data [Graesser et al. 2015], som har målt udvidelsen af alle høstafgrøder til skov. For resten af verden — i de lande, hvor den største sojaudvidelse siden 2008 er blevet observeret, dvs. Indien, Ukraine, Rusland og Canada — var der beskeden dokumentation for, at sojadyrkingen medførte direkte skovrydning. En andel på kun 2 % udvidelse til skov blev derfor antaget for resten af verden. Følgelig blev det globale gennemsnit for andelen af sojaudvidelse anslået til 8 %.

¹ Ifølge [Gibbs et al. 2015, figur 1] lå den gennemsnitlige sojaudvidelse til skov i Amazon i perioden 2009-2013 på ~2,2 %. Data for 2008 er ikke medtaget, idet den brasilianske regerings plan for forebyggelse af og kontrol med skovrydning i Amazon (PPCDAa) i Brasiliens skovbrugslov, som blev efterfulgt af en markant reduktion af skovrydningen i Amazon, endnu ikke blev håndhævet. [Gibbs et al. 2015]'s estimat er baseret på den officielle PRODES-database om skovrydning, som også blev anvendt til at overvåge overholdelsen af PPCDAa-loven. [Richards et al. 2017] bemærkede imidlertid, at PRODES-databasen siden 2008 i stigende grad har været afvigende fra andre indikatorer for skovtab. Dette skyldes, at den anvendes til at håndhæve loven: Skovryddere har lært at rydde små områder eller foretage skovrydning i områder, der ikke overvåges af PRODES-systemet. Med data fra den alternative GFC-skovovervågningsdatabase har [Richards et al. 2017] (i de supplerende oplysninger) påvist, at PRODES siden 2008 har undervurderet skovrydningen med en gennemsnitsfaktor på 2,3 sammenlignet med GFC-databasen. Data fra skovbrande bekræfter GFC's variationer fra år til år i skovrydningsareal og ikke de variationer, der fremgår af PRODES.

Sammenligning med andre nylige undersøgelser

De fleste data om skovrydning til soja er fra tiden inden det brasilianske sojamotorium fra 2008 og er derfor ikke relevante for det nuværende overslag.

En undersøgelse iværksat af Transport and Environment [Malins 2018] indeholder en grundig gennemgang af de regionale data om sojaudvidelse og skovrydning, og det konkluderes, at *mindst* 7 % af den globale sojaudvidelse siden 2008 er sket på bekostning af skov. Der er dog anvendt andre år for andelen af sojaudvidelse, og data og resultater fra [Agricone 2018] og [Richards et al. 2017] er ikke anvendt.

En undersøgelse iværksat af Sofiproteol [LCAworks 2018] omfatter også en gennemgang af den regionale litteratur om skovrydning til soja i verden i perioden 2006-2016. Den konkluderer, at 19 % af den globale sojaudvidelse skete på bekostning af skov. Kilden til deres antagelse vedrørende udvidelse til skov i "det øvrige Brasilien" er uklar, og de blander i nogle tilfælde "naturområder" sammen med skov. Ved beregningen af gennemsnit vægter de desuden de regionale sojadata efter den samlede sojaproduktion i regionen og ikke udvidelsesarealet. Resultatet 19 % kan derfor ikke anses for at være særligt pålideligt.

Agroicone har udarbejdet et dokument for Kommissionen, som citerer Agrosatelites ikke-offentliggjorte arbejde fra 2018, som påviser en meget stor reduktion i andelen af sojaudvidelse til skov i Cerrado (navnlig Matipoba-området) i perioden 2014-2017, hvor den blev reduceret 23 % i 2007-2014 til 8 % i 2014-2017.

Palmeolie

Baseret på data fra satellitovervågning af palmeolieplantager har [Vijay et al. 2016] anslået andelen af palmeolieudvidelse til skov fra 1989 til 2013 og rapporteret resultaterne efter land. Ved fastsættelsen af disse nationale gennemsnit i forhold til forøgelserne af det nationale høstareal for palmeolie i 2008-2016 konstateredes det i undersøgelsen, at **45 %** af palmeolieudvidelsen på globalt plan skete til områder, som var skov i 1989.

Ifølge de supplerende data i [Henders et al. 2015] blev der i perioden 2008-2011 i gennemsnit observeret skovrydning på 0,43 mio. ha/år til palmeolieudvidelse. Dette repræsenterer **45 %** af den anslåede forøgelse af det globale areal tilplantet med planteolie i den pågældende periode².

I en global undersøgelse for Europa-Kommissionen fordelte [Cuypers et al. 2013] den målte skovrydning til forskellige drivkræfter, f.eks. skovhugst, græsning og forskellige afgrøder, på nationalt plan. Deres resultater viser, at 59 % af oliepalmeudvidelsen hang sammen med skovrydning i perioden 1990-2008.

² Data om areal, hvor skovhugst har fundet sted, foreligger for alle lande. Dette areal er dog mindre end det tilplantede areal, fordi umodne palmetræer ikke bærer frugt. Forholdet mellem *forøgelsen* af det tilplantede areal og det høstede areal afhænger imidlertid også af andelen af umodne palmer fra genplantning. Forøgelser af det tilplantede areal blev konstateret i Indonesiens og Malaysias nationale statistikker, og de blev kombineret med justerede forøgelser af det høstede areal for de øvrige lande.

Sammenligning af regionale undersøgelser for Indonesien og Malaysia

Estimat af sojaudvidelsen til skov i procent						
	År	Malaysia		Indonesien		Udlandet
Palmeudvidelse i verden 2008-2015 i %	2008-2015	15 %		67 %		17 %
		Halvøen Malaysia	Malaysisk Borneo	Indonesisk Borneo	Øvrige Indonesien	
National udvidelse 2008-2015 i %	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] konstaterede, at 1,6 mio. ha skovrydning i Indonesien i perioden 2000-2010 fandt sted inden for koncessioner, der var bevilget til industrielle palmeolieproducenter. Dette svarer til 36 % af den samlede udvidelse af det tilplantede palmeolieareal i den pågældende periode, ifølge de officielle tal fra Indonesien.

For den samme periode anslog [Carlson et al. 2013] en større procentdel skovrydning: skovtab på 1,7 mio. ha til palmeoliekoncessioner i indonesisk Borneo og en udvidelse i det høstede areal i denne region på ca. 70 % [Malins 2018]. [Carlson et al. 2018] rapporterer i en senere rapport et skovtab på 1,84 mio. ha til palmeoliekoncessioner i indonesisk Borneo og på 0,55 mio. ha i Sumatra i perioden 2000-2015.

[SARvision 2011] fandt, at der i perioden 2005-2010 var blevet ryddet 865 000 ha skov inden for grænserne af de kendte palmeoliekoncessioner i Sarawak, den malaysiske provins i Borneo, hvor størstedelen af palmeolieudvidelsen finder sted. Dette svarer til omkring halvdelen af forøgelsen af det høstede palmeolieareal i den pågældende periode³.

[Gaveau et al. 2016] har kortlagt overlappningen mellem skovrydning og udvidelse af industrielle (dvs. ikke små plantager) palmeolieplantager i Borneo for intervaller på fem år i perioden 1990-2015. De påpeger, at langt de fleste palmeolieplantager i Borneo var skov i 1973. Der fås mindre andele af skovrydning, når tidsrummet mellem rydning og plantning af oliepalmer begrænses. Deres resultater viser, at ~42 % af udvidelsen fra 2010 til 2015 for industrielle palmeolieplantager i indonesisk Borneo skete til arealer, som var skov kun fem år tidligere. For malaysisk Borneo var dette tal ~75 %. I vurderingen er der anvendt en mere begrænset definition af skov end i RED II, der kun omhandler skov med en kronedækningsgrad på mere end 90 % og udelukker sekundær skov (dvs. genopvokset skov og underskov efter historisk rydning eller brand).

³ Data om *tilplantet* areal for den pågældende region og periode blev ikke fundet.

I en senere rapport påviser [Gaveau et al. 2018], at 36 % af udvidelsen af industrielle plantager i indonesisk Borneo (hvoraf 88 % var palmeolie) i perioden 2008-2017 skete til skov med gamle vækster, som var blevet ryddet i det samme år, mens gennemsnittet i malaysisk Borneo var 69 %. I indonesisk Borneo var der en særdeles klar sammenhæng mellem omfanget af skovrydning til plantager i de forskellige år og prisen på råpalmeolie i den foregående sæson, mens sammenhængen i malaysisk Borneo var svagere, hvilket tydede på en mere langsigtet central planlægning af skovrydningen. Resultaterne viste, at omfanget af palmeolieudvidelse er faldet, siden den toppede i 2009-2012, mens andelen heraf til skov forblev stabil.

[Gunarso et al. 2013] har analyseret ændringen i arealdække i forbindelse med palmeolieudvidelse i Indonesien og Malaysia for Roundtable on Sustainable Palm Oil (RSPO). De seneste ændringer vedrører ifølge denne gruppe palmeoliearealer, der blev tilplantet mellem 2005 og 2010. De viser andelen af dette areal for forskellige arealanvendelseskategorier i 2005. Hvis de kategorier, der *utvetydigt* opfylder direktivets definition af skov, lægges sammen, skete mindst 37 % af udvidelsen til skov i Indonesien som helhed. Andre rapporterede arealanvendelseskategorier omfatter imidlertid kratområder (som primært er forringede skove ifølge rapporten), og dette opfylder generelt også direktivets definition af skov. Dette er en stor kategori i Indonesien, fordi skov i nærheden af plantager ofte forringes af skovbrande, flere år inden plantagen udvides til det pågældende område. Hvis disse typer tidligere arealanvendelser medregnes som skov (som det muligvis er sket i 2000), øges den samlede procent skovrydning for Indonesien i perioden 2005-2010 til ca. 75 %, hvilket omtrentligt bekræfter [Carlson 2013]'s resultater.

For Malaysia skete 34 % af palmeolieudvidelsen ifølge [Gunarso et al. 2013] direkte til skov i perioden 2006-2010. De rapporterede imidlertid også en betydelig udvidelse til "bar jord" i 2006 og antog, at en del af denne jord var bar, fordi den var blevet omlagt fra skov. Af deres supplerende oplysninger fremgår det, at mere end en tredjedel af den bare jord i 2006 var skov seks år tidligere, hvilket tyder på, at disse områder sandsynligvis var skov, der var blevet ryddet med henblik på tilplantning. Hvis disse skovarealer medtages, vil andelen af skovrydning med tilknytning til palmeolieudvidelsen stige til 47 % i Malaysia.

I stedet for at bruge satellitbilleder til at identificere det tidligere arealdække de steder, hvor de indonesiske palmeolieplantager er blevet udvidet, har [Austin et al. 2017] henvist til kort over arealdække udsendt af Indonesiens miljø- og skovbrugsministerium. De fandt, at kun omkring 20 % af arealanvendelsen til udvidelsen af industriel palmeolie i 2005-2015 var blevet kategoriseret som "skov" på disse kort fem år tidligere. Ifølge deres definition af skov skal kronedækningsgraden være $>30\%$ (i stedet for $>10\%$ i direktivet), og skov omfatter ikke krat, som i nogle tilfælde betegnes som skov i henhold til direktivets definition. Yderligere 40 % af palmeolieudvidelsen skete til arealanvendelseskategorier, der omfattede krat. Af disse grunde vurderes det, at [Austin et al. 2017]'s tal på 20 % udvidelse til skov i 2010-2015 med sandsynlighed er for lavt for så vidt angår denne rapport.

Det Fælles Forskningscenters estimat af palmeolieudvidelse til skov for resten af verden i procent				
	Udvidelses- år	Latin- amerika	Afrika	Øvrige Asien
Palmeudvidelse i verden 2008-2015 i %	2008-2015	9 %	3 %	5 %
Furumo og Aide 2017	2001-2015	20 %		
Maaijard et al. 2018			6 %	
Vijay et al. 2016	2013	21 %	6 %	4 %
Vægtet gennemsnit for resten af verden	2013	13 %		

Som det fremgår af tabellen, rapporteres der lavere andele af udvidelse til skov for resten af verden. Ved at vægte resultaterne for Latinamerika, Afrika og det øvrige Asien (ekskl. Indonesien og Malaysia) nåede man frem til et gennemsnit for udvidelse af palmeolieplantager til skov på 13 %.

Under hensyntagen til resultaterne fra de regionale undersøgelser af palmeolieudvidelse til arealer med stort kulstoflager i Malaysia og Indonesien og dokumentation for sådan udvidelse i resten af verden kan den globale gennemsnitlige andel af palmeolieudvidelse til skov på 45 %, som [Vijay et al. 2016] har estimeret, anses for et godt estimat.

Andel af palmeolieudvidelse til tørv

	År	Malaysia		Indonesien		Udlandet
Palmeudvidelse i verden 2008-2015 i %	2008-15	15%		69%		16%
		Øvrige Malaysia	Sarawak	Indonesisk Borneo	Øvrige Indonesie	
National udvidelse 2008-2015 i %	2008-15	33%	67%	77%	23%	
Andel af palmeolieudvidelse til tørv						
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	2007-15	42%		24%		
Miettinen et al. 2012, 2016	2010-2015	36%		25%		
Interpoleret globalt gennemsnit for 20		23%				
* andel af kendte palmeoliekoncessioner til tørvearealer						

[Abood et al. 2014] har konstateret, at 21 % af de kendte indonesiske palmeoliekoncessioner var beliggende på tørvearealer, og 10 % på dybtliggende tørvearealer (>3 m), som burde være beskyttet mod dræning i henhold til et indonesisk regeringsdekret fra 1990. I perioden 2000-2010 gik ifølge deres rapport 535 000 ha tørvemoseskov tabt til palmeoliekoncessioner i Indonesien, hvilket svarer til 33 % af palmeolieudvidelsen til koncessioner.

[Miettinen et al. 2012, 2016] har analyseret satellitbilleder i høj opløsning for at spore spredningen af modne palmeolieplantager til tørvearealer på tidspunkter mellem 1990 og

2015. De har anvendt Det Fælles Forskningscenters "European Digital Archive of Soil Maps" til at identificere tørvearealer og rapporterer, at palmeolieplantagerne i perioden 2007-2015 blev udvidet med 1 089 000 ha på indonesiske tørvearealer og 436 000 ha på malaysiske tørvearealer. Hvis det sættes i forhold til det øgede areal af modne palmeolieplantager i samme periode⁴, fås en palmeolieudvidelse til tørvearealer i Indonesien på 24 % og 42 % i Malaysia. For den seneste periode, der er omfattet af deres rapport, dvs. 2010-2015, er de tilsvarende tal 25 % og 36 %.

Malaysias Palm Oil Board offentliggjorde en undersøgelse om palmeolie [Omar et al. 2010] baseret på GIS-identifikation af palmeoliedyrkning og et jordbundskort fra Malaysias landbrugsministerium. De rapporterer, at procentdelen af palmeoliedyrkning på tørvearealer i Malaysia steg fra 8,2 % i 2003 til 13,3 % i 2009, svarende til henholdsvis 313 000 ha og 666 000 ha. I samme periode blev det samlede palmeolieareal ifølge deres data udvidet fra 3 813 000 ha til 5 011 000 ha, og det betyder, at 30 % af denne udvidelse skete på tørvearealer.

[SARvision 2011] fandt, at der i perioden 2005-2010 var blevet ryddet 535 000 ha tørveskov inden for grænserne af de kendte palmeoliekoncessioner i Sarawak, den malaysiske provins i Borneo, hvor størstedelen af palmeolieudvidelsen finder sted. Dette svarer til omkring 32 % af forøgelsen af det høstede palmeolieareal i den pågældende periode⁵. Derved overses tab af tørveskov til palmeolie uden for koncessionernes grænser og enhver omlægning af tørvearealer, som ikke var ryddet på omlægningstidspunktet.

[Gunarso et al. 2013] rapporterer en usædvanligt lav andel for palmeolieudvidelse til tørvearealer i Malaysia (kun 6 % i perioden 2000-2010, ifølge deres supplerende oplysninger). Dette er langt under de andre estimater, selv fra de malaysiske kilder, og det blev derfor ikke medregnet⁶.

For Indonesien skete 24 % af palmeolieudvidelsen i perioden 2005-2010 ifølge [Gunarso et al. 2013]'s supplerende oplysninger til tørvearealer, og denne andel stiger kun til ~26 %, hvis omlægningen fra tørvearealer via "bar jord" medregnes.

[Austin et al. 2017] har rapporteret, at andelen af palmeolieudvidelse til tørvearealer i Indonesien forblev på ~20 % i alle de undersøgte perioder (1995-2015), uden korrektion for "bar jord". Austins resultater er lavere end de andre, fordi de har anvendt BBSDLP⁷-kortet over tørvearealer fra Indonesiens landbrugsministerium (H. Valin, privat meddelelse, 5. december 2018). BBSDLP-kortet omfatter ikke arealer med en tørvedybde på mindre end 0,5

⁴ Miettinen et al. har kun medregnet modne palmearealer. I dette tilfælde er det derfor mest hensigtsmæssigt at dividere med det modne palmeareal og ikke det samlede tilplantede areal. Data fra den amerikanske Department of Agriculture Foreign Agricultural Service om "høstet areal" blev anvendt, hvilket reelt henviser til "modent tilplantet areal", og er blevet kontrolleret i forhold til andre data som f.eks. salget af oliepalme-frøplanter. Data fra FAO er mindre anvendelige, fordi de f.eks. afspejler midlertidige reduktioner i det høstede areal i 2014/2015 som følge af oversvømmelser i Malaysia.

⁵ Data om tilplantet areal for den pågældende region og periode blev ikke fundet.

⁶ [Gunarso et al. 2013] giver selv en forklaring: De identificerede kun tilplantning på tørvearealer, hvis arealet var tørvemose fem år tidligere. Hvis arealet allerede var drænet, blev det tildelt en anden arealanvendelse, f.eks. "bar jord". Omlægning af mosearealer til palmeolieplantager kræver ikke kun skovrydning, men også anlæg af et tæt net af drænrør og jordkomprimering, hvilket betyder, at der går længere tid, inden oliepalmetræer kan identificeres på satellitbilleder. På halvøen Malaysia (som har et lille tørveareal) skete der ingen palmeolieudvidelse til bar jord i 2005-2010, og i Sarawak skete 37 % af udvidelsen til "bar jord". Desuden er der sket en betydelig omlægning fra tørvemose til "skovlandbrug og plantager" og derefter fra "skovlandbrug og plantager" til oliepalmer i efterfølgende femårige perioder, således at oliepalmeplantager i deres tidlige faser fejlagtigt blev antaget for skovlandbrug eller plantager med andre afgrøder.

⁷ BBSDLP er det indonesiske center for forskning og udvikling af landbrugsressourcer.

m⁸, hvilket til dels forklarer, hvorfor det påviser et tørveareal, der er 13,5 % mindre end kortene fra Wetlands International, som sandsynligvis selv undervurderer tørvearealet med omkring 10-13 % ifølge faktiske jordbundsmålinger [Hooijer og Vernimmen 2013].

Kvantitative data for andelen af palmeolieudvidelse til tørvearealer i resten af verden foreligger ikke. Fra 2008-2015 skete 9 % af palmeolieudvidelsen i Latinamerika, 5 % i det øvrige Asien og 3 % i Afrika. Der er betydelige områder med tropiske tørvearealer i Sydamerika, navnlig i Peru, Bolivia, Venezuela og langs Amazon, men disse ligger ikke i områder med væsentlig produktion af palmeolie. Verdens største tropiske tørvemose ligger imidlertid i Congobækkenet. I dette område findes der allerede en meget stor palmeoliekoncession på 470 000 ha (svarende til 10 % af hele palmeoliearealet i Malaysia), som er blevet bevilget, og 89 % af det areal ligger på tørv [Dargie et al. 2018]. Det frygtes, at yderligere investeringer, efterhånden som produktionsvæksten i de sydøstasiatiske lande dæmpes, vil blive tilført udviklingen af palmeolie på tørvearealer i Afrika og Latinamerika.

Hvis der lægges mest vægt på resultaterne fra [Miettinen et al. 2012, 2016], som kan anses for den mest avancerede videnskabelige litteratur, og hvis det antages, at der ikke sker dræning af tørvearealer til palmeolie i resten af verden, fås der et interpoleret vægtet gennemsnit på 23 % for palmeolieudvidelse på tørvearealer for hele verden i perioden 2008-2011.

Sukkerrør

Mere end 80 % af den globale sukkerrørsudvidelse fandt sted i Brasilien i perioden 2008-2015.

[Cuypers et al. 2013] har anslået, at 36 % er den globale sukkerrørsudvidelse mellem 1990 og 2008 skete på arealer, som tidligere var skov. Dette er imidlertid sandsynligvis et overestimat med hensyn til formålet med analysen: Skovrydning blev fordelt på skovbrug, udvidelse af græsarealer og udvidelse af forskellige afgrøder på *nationalt plan*. Kun en beskedent andel af de ryddede skovområder gik til græsningsarealer, idet *nettoudvidelsen* her knap nok er synlig. Derimod blev der i høj grad udvidet til sukkerrør, og derfor gik en stor andel af den nationale skovrydning hertil. De *regioner* i Brasilien, hvor der primært blev udvidet til sukkerrør, overlapper ikke områder med omfattende skovrydning, og dette blev ikke taget i betragtning i den af [Cuypers et al. 2013] udførte analyse.

[Adami et al. 2012] har rapporteret, at kun 0,6 % af sukkerrørsudvidelsen i den centrale og sydlige del af Brasilien skete til skov i perioden 2000-2009. Selv om regionen tegnede sig for omkring 90 % af sukkerrørsudvidelsen i verden i den pågældende periode, var en del af udvidelsen i andre regioner i Brasilien ikke omfattet af denne undersøgelse.

[Sparovek et al. 2008] er enige i, at sukkerrørsudvidelsen i 1996-2006 i den centrale og sydlige del af Brasilien næsten udelukkende skete til græsarealer eller andre afgrøder (eftersom der er meget få skovarealer tilbage i regionen). Andre 27 % af udvidelsen skete imidlertid i "perifere" områder omkring og i økosystemerne omkring Amazonfloden, den nordøstlige del af landet og Atlantic Forest. I disse perifere regioner var der en sammenhæng mellem skovtab fordelt på lokalområder og sukkerrørsudvidelse. Rapporten indeholder imidlertid ingen tal om andelen af udvidelse til skov.

Følgelig kunne der af litteraturen ikke udledes en tilstrækkelig kvantificering af skovrydningen til sukkerrør.

⁸ 0,5 m tropisk tørv indeholder ca. 250-300 ton kulstof pr. hektar, hvoraf næsten alt vil blive frigivet i det første årti efter dræning.

Majs

Korn opfattes sædvanligvis ikke som en kilde til skovrydning, fordi størstedelen af produktionen sker i tempererede zoner, hvor skovrydning generelt er begrænset. Majs er imidlertid også en tropisk afgrøde, der ofte dyrkes af små landbrugere, og som ofte veksles med sojabønner på store landbrug. En uforholdsmæssig del af majsudvidelsen sker i tropiske regioner, hvor skovrydning er mere udbredt og kulstofintensiv.

Udvidelse af høstet majsareal i verden 2010-2015 i %	
Kina	29,8%
Brasilien	11,6%
Angola	10,5%
Nigeria	9,8%
Argentina	8,9%
Den Russiske Føderation	7,0%
Mali	3,1%
Mexico	1,7%
Cameroun	1,6%
Øvrige lande (primært udviklingslande)	16%
VÆGTET GENNEMSNITSUDBYTTE 2010-2015 (t/ha)	3,94

Udvidelsen i Kina var koncentreret på marginale arealer i den nordøstlige del af landet [Hansen 2017], som primært udgøres af græsningsarealer og ikke skov. Udvidelsen i Brasilien og Argentina udgjorde samme andel af skovrydningen som soja i Brasilien. [Lark et al. 2015] har konstateret, at 3 % af majsudvidelsen i perioden 2008-2012 i USA skete på bekostning af skov, 8 % på bekostning af kratområder og 2 % på bekostning af vådområder. Der er dog vanskeligt at give et globalt estimat uden at undersøge, hvad der specifikt sker i hvert land.

Referencer

- [Abood et al. 2015] Abood, S. A., Lee, J. S. H., Burivalova, Z., Garcia-Ulloa, J. og 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. og 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. og 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. og Kasibhatla, P. S. (2017). Shifting patterns of palm oil driven deforestation in Indonesia and implications for zero-deforestation commitments. *Land Use Policy*, 69(August), 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. og Marion Adeney, J. (2013). Carbon emissions from forest conversion by Kalimantan palm oil plantations. *Nature Clim. Change*, hentet fra <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. og 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. Europa-Kommissionen. <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., Gaviera-Pizarro, G. og Kuemmerle, T. (2017). The role of soybean production as an underlying driver of deforestation in the South American Chaco. *Global Environmental Change*, 45(April), 24-34. <http://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.05.001>
- [Furumo og Aide 2017] Furumo, P. R. og 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). Brasilien'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. og 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. og 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>
Supplerende materialer: <https://rspo.org/key-documents/supplementary-materials>

[Hansen et al. 2017] Hansen, J., M.A. Marchant, F. Tuan og 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. og 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><http://doi.org/10.1088/1748-9326/10/12/125012>

[Hooijer og Vernimmen 2013] Hooijer, A. og 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 og 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. og 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, Frankrig.

[Machado et al. 2012] Macedo, M. N., DeFries, R. S., Morton, D. C., Stickler, C. M., Galford, G. L. og 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. Hentet fra <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. Hentet fra <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. og 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. og 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. og 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. og Din, A.K.; Mapping of oil palm cultivation on peatland in Malaysia, Malaysian Palm Oil Board Information series 529, MPOB TT No. 473, June 2010. ISSN 1511-7871.

[Page et al. 2011] Page, S.E., Morrison, R., Malins, C., Hooijer, A., Rieley, J.O. Jaujiainen, 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. og Bhattarai, N. (2017). Are Brasilien'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, (januar 2011), 1-14. <http://archive.wetlands.org/Portals/0/publications/Report/Sarvision%20Sarawak%20Report%20Final%20for%20Web.pdf>

[Searle & Giuntoli 2018] Searle, A. S. og 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 og Maule, R. (2008). Environmental, land-use and economic implications of Brazilian sugarcane expansion 1996-2006. *Mitigation and Adaption Strategies for Global Change*, 14(3), s. 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. og 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. og Hurowitz, G., The avoidable Crisis, *Mighty Earth*, Regnskogfondet and FERN, marts 2018, <http://www.mightyearth.org/avoidablecrisis/>

BILAG 2

GIS-ANALYSE

1.

Metode

For at estimere skovrydningen og de tilknyttede emissioner, der er forbundet med udvidelsen af biobrændstofafgrøder siden 2008 til områder med en kronedækningsgrad på mindst 10 %, blev der anvendt en tilgang med geospatiale modeller til at kombinere et kort over skovrydning fra Global Forest Watch (GFW) med kort over afgrødetyper fra MapSPAM og EarthStat. Yderligere oplysninger om tilgangen er opsummeret i det følgende, og de datakilder, der er anvendt i analysen, er opført i nedenstående tabel. Analysen blev udført med en pixelstørrelse på ca. 100 ha ved ækvator.

Datakilder

Afgrødedata

På nuværende tidspunkt findes der ikke globalt konsistente kort, der viser udvidelsen af alle individuelle biobrændstofafgrøder over tid, selv om der aktuelt forsøges for at tilvejebringe dette for palmeolie og sojabønner gennem fortolkningen af satellitbilleder. I forbindelse med denne analyse er der anvendt to kilder til kort over etårige individuelle afgrøder: MapSPAM (IFPRI og IIASA 2016), som viser den globale distribution af 42 afgrøder i 2005⁹, og EarthStat (Ramankutty et al. 2008), som kortlægger afgrøde- og græsningsarealer i 2000. Begge kilder til afgrødedata er resultat af tilgange, hvor forskellige spacialt eksplicite inputdata er anvendt til at opstille plausible estimater af den globale afgrødedistribution. Datainput omfatter produktionsstatistikker for administrative (subnationale) enheder, forskellige kort over arealdække udarbejdet på baggrund af satellitbilleder og kort over anvendelsen af afgrøder baseret på lokale landskabs-, klima- og jordbundsforhold.

Som følge af manglen på ajourførte globale kort for individuelle afgrøder samt manglen på konsistente oplysninger om deres udvidelse over tid antages det grundlæggende i denne analyse, at hele skovrydningen og de dermed forbundne drivhusgasemissioner, der er sket inden for et område siden 2008, kan tildeles en specifik afgrøde baseret på arealet med hver afgrøde i forhold til det samlede landbrugsareal, herunder græsarealer, som findes i den samme pixel i afgrødekortet.

Data om skovrydning

Offentliggjorte kort over det globale årlige tab af trædække udledt af Landsat-satellitobservationer, som findes på Global Forest Watch for perioden 2001-2017, dannede grundlaget for denne analyse af skovrydning. Data om tab af trædække findes i en opløsning på 30 m eller en pixelstørrelse på 0,09 ha. I de oprindelige data om tab af trædække fra Hansen et al. (2013) sondres der ikke mellem permanent omlægning (dvs. skovrydning) og midlertidigt tab af trædække som følge af skovbrug eller skovbrand. I forbindelse med denne analyse har vi derfor kun medtaget den undergruppe af pixels med tab af trædække, som ligger inden for arealer, der er domineret af råvaredrevet skovrydning, som kortlagt med en

⁹ Ajourførte MapSPAM-data for 2010 blev frigivet den 4. januar 2019 umiddelbart efter færdiggørelsen af denne analyse.

opløsning på 10 km af Curtis et al. (2018)¹⁰. Områder, hvor andre drivkræfter, f.eks. skovbrug eller flyttemarksbrug, er dominerende, er ikke omfattet af analysen. Inden for kategorien råvaredrevet skovrydning er kun pixels med en trædækkeprocent på mere end 10 % medtaget i analysen, hvor "trædækkeprocent" er defineret som jordoverfladens kronedækningsgrad i 2000. I medfør af de specifikke kriterier, der er anført i RED II (se "b" og "c" under Baggrund ovenfor), blev analyseresultaterne opdelt i skovrydning for perioden 2008-2015 for arealer med et trædække på mere end 30 % og arealer med et trædække på 10-30 %.

Curtis et al. (2018) påpeger, at flere drivkræfter bag tab af skov til enhver tid kan gøre sig gældende i et område, og at den dominerende drivkraft kan variere fra år til år i løbet af den 15 år lange undersøgelsesperiode. I deres model tildeles kun én dominerende drivkraft, som har bidraget til størstedelen af tabet af trædække inden for det pågældende område i undersøgelsesperioden. Det antages i denne analyse, at hele tabet af trædække inden for områder domineret af råvaredrevet skovrydning skyldes udvidelsen af nye landbrugsområder. Under denne antagelse vil virkningen af råvareafgrøder i disse pixels ofte blive overvurderet. Landbrug udvides på den anden side i nogle tilfælde også til arealer, der er domineret af flyttemarksbrug eller skovbrug og andre kategorier på kortet fra Curtis et al. (2018), som er udelukket fra denne analyse. Det betyder, at den skovrydning, der skyldes afgrøder, i nogle tilfælde undervurderes med denne metode. Det areal, der påvirkes af de ni afgrøder, der er medtaget i denne analyse, tilhørte primært kategorien råvaredrevet skovrydning, og det antages derfor, at afgrødearealer uden for denne kategori har små arealforhold (se Model for afgrødetildeling nedenfor), og disse arealers bidrag til de endelige totaler bør derfor være beskedent.

Data om tørvearealer

Tørvearealerne blev fastlagt ved brug af de kort, som også Miettinen et al. 2016, har anvendt til at kortlægge ændringer i arealdække i perioden 1990-2015 i tørvearealerne i halvøen Malaysia, Sumatra og Borneo. For Sumatra og Kalimantan har Miettinen et al. (2016) medtaget tørvearealer fra Wetlands Internationals atlas over tørvearealer i forholdet 1:700 000 (Wahyunto et al. 2003, Wahyunto et al. 2004), hvor tørv defineres som følger: "Jord, der gennem en lang periode er dannet ved akkumulering af organisk materiale som f.eks. planterester. Tørvearealer er generelt vandfyldte eller oversvømmede hele året, medmindre de drænes". Som anført i Wahyunto og Suryadiputra (2008) samlede tørveatlasserne data fra en lang række kilder, som primært bruger billedmateriale (satellit-, radar- og luftfotodata) samt landmåling og jordbundskort til at kortlægge distributionen af tørvearealer. For Malaysia blev tørvearealer fra European Digital Archive of Soil Maps anvendt (Selvaradjou et al. 2005).

En analyse, som specifikt omhandler skovrydning som følge af palmeolieudvidelse i tørvearealer, blev udført på grund af betydningen af tørv for denne biobrændstofafgrødes samlede arealanvendelse og påvirkning af drivhusgasserne. Ved brug af data om udvidelse af industriel palmeolie fra Miettinen et al. 2016, blev størrelsen af det tab af trædække, der skete inden året for den kendte palmeolieudvidelse fra 2008-2015, anslået.

Data om drivhusgasemissioner

Emissioner fra skovrydning siden 2008 blev estimeret som tabet af kulstof fra den overjordiske biomasse. Emissioner udtrykkes i megaton kuldioxid (Mt CO₂).

Emissioner fra tab af overjordisk biomasse blev beregnet ved at sammenholde kortet over tab af trædække (fra 2008-2015) og et kort over overjordisk levende træbiomasse i 2000.

¹⁰ Undersøgelsen udarbejdet af Curtis et al. (2018) er under ajourføring med henblik på at vise de dominerende drivkræfter bag tabet af trædække efter 2015.

Biomassekortet, som er udarbejdet af Woods Hole Research Center ud fra satellit- og jordobservationer, findes på Global Forest Watch. Det blev antaget, at hele tabet af biomasse skyldes emissioner til atmosfæren under rydning, selv om visse årsager til tab af trædække er forbundet med en vis forsinkelse. Emissioner er bruttoestimerer og ikke nettoestimerer. Det betyder, at arealanvendelsen efter rydningen og den tilknyttede kulstofværdi ikke er taget i betragtning. Kulstofandelen af overjordisk biomasse blev antaget at være 0,5 (IPCC 2003), og kulstof blev omdannet til kuldioxid ved brug af konverteringsfaktoren 44/12 eller 3,67. En af fordelene ved at bruge et pixelbaseret kort over skovbiomasse med kontinuerlige værdier i stedet for at tildele kategoribaserede kulstofværdier til forskellige typer arealdække (f.eks. skov, krat, IPCC Tier 1-værdier osv.) er, at de data, der anvendes til at estimere tab af biomasse, er fuldstændigt uafhængige af, hvilket kort over arealdække der er anvendt til at estimere ændringer i arealdække.

Emissioner, der er forbundet med andre kulstofpuljer, f.eks. underjordisk biomasse (rødder), dødt træ, affald og kulstof i jorden, herunder tørvedbrydning eller brand, er udelukket fra analysen.

Analysens omfang

Omfanget af den globale analyse er fastlagt ved at sammenholde kortet over råvare-drevet skovrydning (Curtis et al. 2018) med de undersøgte biobrændstofrelevante afgrøder (palmeolie, kokosnød, hvede, rapsfrø, majs, sojabønner, sukkerroer, solsikke og sukkerrør). Kun pixler, der indeholdt en af disse ni undersøgte afgrøder, og som berørte kategorien af råvare-drevet skovrydning, blev medtaget i analysen.

Model for afgrødetildeling

Den samlede skovrydning og de samlede emissioner inden for en bestemt pixel på 1 km blev tildelt forskellige undersøgte biobrændstofafgrøder baseret på den andel af hver afgrøde, der findes i den pågældende pixel ("afgrøde X", f.eks. soja), i forhold til det samlede landbrugsareal i pixlen, som her defineres som summen af afgrødeareal og græsningsareal. På denne måde kunne hver biobrændstofs relative bidrag til pixelens samlede landbrugspåvirkning danne grundlag for tildeling af dens tilknyttede skovrydning og påvirkning af drivhusgasemissionerne.

Da der ikke forelå et enkelt, globalt konsistent og ajourført kort over landbrugsarealer fordelt efter afgrødetype, har vi anvendt en procedure i to trin til at anslå den relative betydning af hver undersøgt biobrændstofafgrøde for skovrydningen og emissioner på et bestemt sted (ligning 1). I det første trin har vi anvendt afgrødedata for det senest tilgængelige år (MapSPAM, 2005) til at beregne forholdet mellem afgrøde X og det samlede afgrødeareal inden for en pixel. I det andet trin har vi anvendt EarthStat-data (2000) til at beregne forholdet mellem det samlede afgrødeareal og det samlede græsningsareal+afgrødeareal i en pixel. (EarthStat-data blev anvendt, fordi MapSPAM ikke omfatter kort over græsningsarealer, og fordi udvidelsen af græsningsarealer også påvirker skovrydningsdynamikken.) Ved at kombinere disse to trin fås et overslag over afgrøde X's relative bidrag til landbrugets samlede påvirkning i en bestemt pixel, selv om der bruges forskellige datakilder fra forskellige perioder.

Ligning 1:

$$\frac{\text{MapSpam Crop X (2005)}}{\text{MapSPAM total crop area (2005)}} \times \frac{\text{Earthstat total crop area (2000)}}{\text{Earthstat total crop + pasture area (2000)}} = \frac{\text{Crop X}}{\text{crop + pasture}}$$

Endelige beregninger

Efter at kortene over afgrødetildeling var udarbejdet for hver undersøgt biobrændstofafgrøde, multiplicerede vi den samlede skovrydning og de samlede drivhusgasemissioner med andelen af afgrøde X i hver pixel på 1 km og beregnede de globale oversigtsstatistikker fordelt på skovrydning og emissioner på arealer med en kronedækningsgrad på mere end 30 % og på arealer med en kronedækningsgrad på 10-30 %.

GIS-resultaterne viser den skovrydning, der blev observeret i løbet af de otte kalenderår 2008-2015, som var forbundet med forskellige afgrøder. For at afgøre, hvilken andel af afgrødeudvidelsen der var forbundet med skovrydning, blev det samlede areal af skovrydning i disse år divideret med den tilsvarende udvidelse af arealet med den pågældende afgrøde. For at tage højde for det forhold, at en afgrøde stadig kan forårsage skovrydning, selv om det samlede afgrødeareal mindskes på globalt plan, men udvides i visse lande, blev andelen beregnet på grundlag af bruttoudvidelsen af det globale afgrødeareal, som er summen af udvidelserne af afgrødearealet i de lande, hvor det ikke er blevet mindsket.

Data om høstede arealer blev desuden justeret for at få oplysninger om tilplantede arealer: For etårige afgrøder antages det, at udvidelsen af afgrødearealet er den samme som udvidelsen af det høstede areal. For (semi-)permanente afgrøder blev den andel af afgrødearealet, som ikke er høstet, fordi planterne endnu ikke er modne, medregnet. Sukkerrør skal genplantes omkring hvert femte år, men høstes kun fire gange, da de stadig er umodne efter det første år. Oliepalmer genplantes omkring hvert 25. år og bærer frugt i de sidste 22 år.

For de fleste afgrøder anvendte man databasen [FAOstat 2008], som viser det høstede areal efter kalenderår. Kun for palmeolie er der anvendt data fra [USDA 2008], fordi den indeholder data om alle modne palmeoliearealer, herunder i år, hvor høst ikke var mulig på grund af oversvømmelse. Denne database indeholder også flere lande for denne afgrøde.

Tabel: Sammendrag af datakilder bag WRI GIS-analysen.

Datasæt	Kilde
Skov- og tørveareal	
Trædække 2000	Hansen et al. 2013
Tørvearealer	Miettinen et al. 2016
Skovrydning	
Tab af trædække	Hansen et al. 2013 (+ årlige ajourføringer om GFW)
Råvaredrevet skovrydning	Curtis et al. 2018
Palmeolieudvidelse 2000-2015 (til estimering af skovrydning på tørv)	
Indonesien, Malaysia	Miettinen et al. 2016
Drivhusgasemissioner	
Overjordisk biomasse	Zarin et al. 2016
Data om afgrøde- og græsningsarealer	
MapSPAM (fysisk areal)	IFPRI og IIASA 2016
EarthStat	Ramankutty et al. 2008

Referencer

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. og 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) og 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/DHXBJX.

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 og 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 og 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. *Kontoret for De Europæiske Fællesskabers Officielle Publikationer*. Luxembourg.

Wahyunto, S. Ritung, H. Subagjo. 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. Subagjo. 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](https://doi.org/10.1111/gcb.13153)