

Til Landbrugsstyrelsen

Følgrebrev

Dato 4. september 2020

Journal 2020-0062101

Levering på bestillingen "Estimering af national klimaeffekt for omlægning til økologisk jordbrug"

Landbrugsstyrelsen har i en bestilling sendt d. 14. april 2020 bedt DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug – om at estimere nye klimaeffekter for omlægning til økologi. Der ønskes både en generel klimaeffekt og specifikke klimaeffekter for omlægning til økologi mellem typiske produktionsformer, samt hvor meget de udgør af den økologiske produktion.

I bestillingen ønskede Landbrugsstyrelsen en vurdering af globale effekter, men det har ikke været muligt at lave en vurdering heraf, ud over nogle overordnede betragtninger, pga. manglende analyser målrettet omlægning til økologi og de heraf ledte effekter i markedet.

Besvarelsen i form af vedlagte rapport er udarbejdet af seniorforsker Troels Kristensen, postdoc Jesper Overgård Lehmann, forsker Marie Trydeman Knudsen, akademisk medarbejder Birger Faurholt Pedersen, professor Søren O. Petersen og professor Jørgen Eriksen alle fra Institut for Agroøkologi ved Aarhus Universitet, samt ph.d.-studerende, Morten Maigaard Sørensen fra Institut for Husdyrvidenskab ved Aarhus Universitet, samt seniorforsker Steen Gyldenkerne og specialkonsulent Mette Hjorth Mikkelsen fra Institut for Miljøvidenskab ved Aarhus Universitet. Det er angivet ved de enkelte afsnit, hvem der er forfatter til det pågældende afsnit.

Lektor Lars Elsgaard fra Institut for Agroøkologi ved Aarhus Universitet har været fagfællebedømmer på afsnit 1, 3, 4.2, 4.3, 4.4, 5 og 7 og professor Peter Lund fra Institut for Husdyrvidenskab har været fagfællebedømmer på afsnit 4.1. Chefkonsulent Ole-Kenneth Nielsen fra Institut for Miljøvidenskab har været fagfællebedømmer på afsnit 2 og 6. Rapporten er revideret i lyset af deres kommentarer.

Landbrugsstyrelsen har haft et udkast til rapporten i ekstern høring. Kommentararket kan findes via dette [LINK](#).

Som en del af denne opgave er der indsamlet og behandlet nye data, og rapporten præsenterer resultater, som ikke ved rapportens udgivelse har været i eksternt peer review eller er publiceret andre steder. Ved en evt. senere publicering i tidsskrifter med eksternt peer review vil der derfor kunne forekomme ændringer.





Besvarelsen er udarbejdet som led i "Rammeaftale om forskningsbaseret myndighedsbetjening mellem Miljø- og Fødevareministeriet og Aarhus Universitet" under ID 2.24 i "Ydelsesaftale Planteproduktion 2020-2023".

Side 2/2

Venlig hilsen

Lene Hegelund
Specialkonsulent, kvalitetssikrer f. DCA-centerenheden

Estimering af national klimaeffekt for omlægning til økologisk jordbrug

Baggrund

Aarhus Universitet (AU) er af Landbrugsstyrelsen blevet bedt om at estimere nye klimaeffekter for omlægning til økologi. Det drejer sig om både en generel klimaeffekt og specifikke klimaeffekter for omlægning til økologi mellem typiske driftsgrene, samt hvor meget de udgør af den økologiske produktion.

Landbrugsstyrelsen ønsker at få estimeret den nationale danske klimaeffekt ved omlægning til økologi ud fra en arealtilgang. Klimaeffekten ønskes oplyst både som en generel effekt ved omlægning til økologi fra konventionel drift, der kan bruges til overordnede fremskrivninger, samt for omlægning til specifikke økologiske driftsgrene. Anvendelsesområdet for de udledte generelle og driftsgrensspecifikke klimaeffekter i forhold til scenarieanalyser ønskes belyst. Herudover ønskes belyst, hvordan økologisk produktion i dag er repræsenteret i den nationale emissionsopgørelse og basisfremskrivningen.

Afslutningsvis ønskes en diskussion af de udledte nationale klimaeffekter i forhold til standard IPCC emissions opgørelser, forskningsresultater og produktionspraksis i henholdsvis konventionelt og økologisk jordbrug som del af en usikkerhedsvurdering, samt en vurdering af afledte nationale og globale lækageeffekter ved en udvidelse af Danmarks økologiske areal.

Rapporten er baseret på danske studier og typiske produktionsdata fra 2014-2018 og den historiske udvikling i omlægningen fra konventionel til økologisk landbrug i denne periode. Klimaeffekterne er beskrevet samlet og, hvis muligt, fordelt på metan og lattergas, samt kulstofstofændring i dyrkningsjorden og direkte energiforbrug. I rapporten bruges betegnelsen produktionsform for opdeling i enten konventionel og økologisk jordbrug og driftsgren for opdeling af bedrifter ud fra deres hovedproduktion.

De udledte nationale klimaeffekter er baseret på studier af landbrugsprodukter baseret på Livscyklusvurdering (LCA), der er en opgørelsesmetode der bruges til beregne klimabelastningen af et produkt igennem hele dets livscyklus. I denne rapport er der indsamlet data fra en række danske LCA-studier, og herefter er der udledt de nationale emissioner og arealforbrug. Denne brug LCA-studier og syntesen på tværs af studier samt koblingen med statistiske data har ikke ved rapportens udgivelse har været i eksternt peer review eller er publiceret andre steder. Ved en evt. senere publicering i tidsskrifter med eksternt peer review vil der derfor kunne forekomme ændringer.

Undervejs er rapporten tilpasset efter kommentarer ved en fagfællebedømmelse af kollegaer i DCA (Lars Elsgaard og Peter Lund) og DCE (Ole-Kenneth Nielsen), og er herefter blev sendt i høring af Landbrugsstyrelsen. Hvor det har været relevant er kommentarer fra denne høringsfase indarbejdet i den endelige udgave.

Indholdsfortegnelse

1	Introduktion til konventionel og økologisk landbrug i Danmark.....	3
2	Metoder til estimering af klimaeffekter ved omlægning til økologi	5
2.1	Kort beskrivelse af den nationale klimaregnskabsmetode	5
2.2	Kort beskrivelse af livscyklusvurderingsmetoden (LCA).....	6
2.3	Fordele og ulemper ved de to metoder	7
3	Arealanvendelse for driftsgrene ved henholdsvis konventionel og økologisk produktion, samt ændringer ved omlægning til økologi	8
3.1	Omlægning	11
4	Udledning af klimagasser ved henholdsvis konventionel og økologisk drift.....	13
4.1	Produktion af metan i vommen.....	13
	Fodringstiltag, der har betydning for koens metanproduktion.....	13
4.2	Lattergas	15
4.3	Kulstof i jord	17
4.4	LCA studier.....	18
5	Udledning af klimaeffekter	24
5.1	Klimaeffekt ved økologisk produktion.....	24
6	Fremstilling af økologi i den danske emissionsopgørelse	29
7	Diskussion	31
8	Referencer	34

1 Introduktion til konventionel og økologisk landbrug i Danmark

Troels Kristensen og Jesper Overgård Lehmann

AU, Institut for Agroøkologi

I den seneste opgørelse af Danmarks drivhusgasemissioner udgjorde landbrugssektoren 23 % af den samlede nationale udledning, og hertil kommer udledninger fra energiforbruget, som afrapporteres i energisektoren samt bidraget til LULUCF. Udledningen i landbrugssektoren er sammensat af 54% metan (CH₄), 44% lattergas (N₂O) og 2% kuldioxid (CO₂) baseret på CO₂-ækvivalenter (CO₂-eq.) (Nielsen et al., 2020). Metan er primært knyttet til dyrenes omsætning af foder, mens lattergas er knyttet til omsætning af kvælstof i hele kæden fra husdyrenes udskillelse af gødning til udbringning af handels- og husdyrgødning på marken. De lovgivningsmæssige betingelser for henholdsvis konventionel og økologisk jordbrug indeholder ingen direkte regler i forhold til udledninger af drivhusgasser. Indirekte kan de generelle regler omkring miljøpåvirkningen med kvælstof, herunder krav til efterafgrøder, staldindretning og opbevaring af husdyrgødning, påvirke udledningen. Økologisk jordbrug er underlagt nationale regler for økologiske autorisation, suppleret med frivillige brancheaftaler, som i visse tilfælde anbefaler strengere krav til produktionen end de nationale regler. Minimumskravet for grovfoder i rationen til kvæg samt kravet om anvendelse af grovfoder til andre husdyr kan påvirke udledningen af metan fra dyrenes fordøjelse samt gødning. Lovgivningen omkring anvendelse af kvælstof er mere restriktiv ved økologisk end ved konventionel drift, hvilket kan påvirke udledningen af lattergas. Kilderne til lattergas er ud over gødning også omsætningen af planterester, hvorfor også afgrødevalget og udbyttet kan påvirke udledningen.

Tabel 1.1 beskriver konventionelle og økologiske bedrifter opdelt i henholdsvis heltids- og deltidsbrug i Danmark baseret på data fra årene 2014 til 2018. Økologisk landbrug er generelt kendetegnet ved en mindre andel kornafgrøder og en større andel grovfoderafgrøder, herunder en større andel sædskiftegræs og permanent græs end konventionelt landbrug. Husdyrintensiteten, udtrykt ved antal dyreenheder pr. ha, er henholdsvis 16 % og 24 % mindre på de økologiske heltids- og deltidsbrug end de tilsvarende konventionelle.

Tabel 1.1 viser desuden, at økologiske landbrug bruger færre penge pr. hektar på køb af foderstoffer og gødning, hvilket sammenholdt med en højere pris for de økologiske hjælpestoffer kan tolkes i retning af en højere selvforsyning. Endeligt viser tabellen, at økologiske heltidsbedrifter bruger mindre elektricitet og diesel pr. hektar, men til gengæld har større maskinstationsudgifter, som kunne indikere et større dieselforbrug på bedriften. Disse udgiftsposter vil dog i betydelig grad være påvirket af produktionens sammensætning, specielt andelen af husdyr, hvorfor data ikke giver grundlag at fastlægge energiforbruget afhængig af produktionsform.

Tabel 1.1. Areal, husdyr og forbrug i konventionelle og økologiske heltids- og deltidslandbrug. Gennemsnit for 2014-2018 ¹⁾

	Heltidsbrug		Deltidsbrug	
	Konventionel	Økologisk	Konventionel	Økologisk
Landbrugsareal, ha				
Per bedrift	180	198	37	39
I alt	1.734.125	119.131	620.423	33.233
Arealsammensætning, %				
Korn	57	30	61	44
Andre salgsafgrøder	20	12	18	16
Frilandsgartneri	0	0	0	0
Majs	9	3	2	0
Sædskiftegræs	9	36	7	20
Andre grovfoderafgrøder	2	10	1	3
Permanent græs	3	9	11	16
Animalsk produktion per ha				
Dyreenheder, antal	1,17	0,98	0,18	0,13
Mælkeproduktion, kg EKM	3.019	4.407	14	6
Slagtesvin, kg	1.148	95	90	4
Hønseæg, kg	53	104	0	3
Slagtekylling, kg	151	17	1	0
Indkøb, kr per ha				
Foderstoffer	13.859	11.667	1.577	1.276
Gødning	929	95	1.027	146
Energiforbrug per ha				
Elektricitet, kWh	777	522	199	240
Brændstof, L	140	114	84	64
Maskinstation, kr	1.416	1.956	939	1.321

¹⁾Data er udtrukket fra Danmarks Statistiks database over landbrugets regnskaber (JORD2) og de tilhørende regneark med uddybende detaljer.

Økologisk landbrug er således sammenlignet med konventionel landbrug på tværs af driftsgrene kendetegnet ved nogle generelle strukturelle forskelle, herunder en større grad af selvforsyning med foder og gødning, men også et mere græsbaseeret sædskifte. Det dækker over store forskelle mellem de forskellige driftsgrene, og det er afgørende, at der ved estimeringen og vurderingen af udledningen ved en ændring fra konventionel til økologisk produktion tages højde for disse produktionsmæssige og strukturelle forhold.

I nærværende rapport er det formålet at estimere den nationale danske emissionen fra landbrugs- og energisektoren, samt LULUCF knyttet til primærlandbrugsproduktionen i Danmark afhængig af produktionsform og driftsgren. Den funktionelle enhed er 1 ha landbrugsjord i Danmark. Der inddrages ikke de emissioner, der måtte ske før produktionen i Danmark i form af f.eks. produktion og forarbejdning af importeret foder og handelsgødning eller udledninger efter bedriften knyttet til forarbejdning, spild med videre frem til forbrugeren. Rapporten er baseret på danske studier, primært LCA og typiske produktionsdata fra 2014-2018 og den historiske udvikling i omlægningen fra konventionel til økologisk landbrug, og vil derfor ikke nødvendigvis afspejle fremtidig omlægning, såfremt omlægningen påvirker produktionens gennemførelse inden for de enkelte driftsgrene og størrelsesforholdet mellem driftsgrene, dvs. sammensætningen af hhv. den konventionelle og den økologiske sektor.

2 Metoder til estimering af klimaeffekter ved omlægning til økologi

Marie Trydeman Knudsen. AU, Institut for Agroøkologi

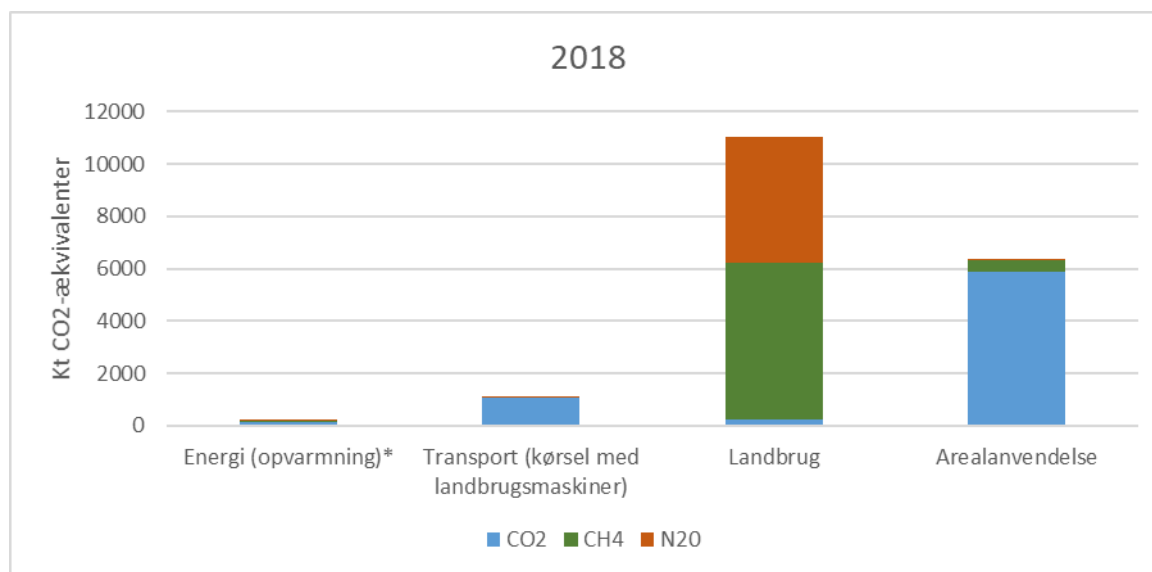
Steen Gyldenkærne og Mette Hjorth Mikkelsen. AU, Institut for Miljøvidenskab

2.1 Kort beskrivelse af den nationale klimaregnskabsmetode

Danmarks årlige nationale drivhusgasopgørelse, der fremsendes til FN's konvention om klimaændringer (UNFCCC) samt EU-Kommissionen (Nielsen et al. 2020), omfatter udledninger af drivhusgasser, der opstår på og fra det danske territorium. Hermed indgår ikke afledte emissioner fra en givet produktion/forbrug som kan relateres til udlandet. Opgørelsen er i overensstemmelse med IPCCs retningslinjer, som implementeret af UNFCCC's retningslinjer for rapportering. Opgørelserne indeholder oplysninger om emissioner, aktivitetsdata og emissionsfaktorer samt den totale drivhusgasemission i CO₂-ækvivalenter. I afrapporteringen er de største kilder: Kuldiioxid (CO₂), metan (CH₄) og lattergas (N₂O). Hovedparten af landbrugets emissioner består af CH₄ og N₂O, hvor CH₄ er en såkaldt "short-lived-climate forcers." Det betyder, at den nedbrydes i atmosfæren med en halveringstid på ca. 9 år. N₂O er betydeligt sværere at nedbryde i atmosfæren og har en halveringstid på ca. 114 år. Dette er i modsætning til CO₂, som indgår i det naturlige kulstofkredsløb. Ved omregning af CH₄ og N₂O til CO₂-eq. kan der anvendes forskellige metoder, den der anvendes i de nationale emissionsopgørelser (og typisk også i livscyklusvurderinger) er til Global Warming Potential (GWP), hvor der anvendes 100-årigt perspektiv (GWP100) for at beregne klimaeffekten. Klimakonventionen (UNFCCC) har vedtaget at anvende GWP-værdier baseret på IPCC's fjerde vurderingsrapporter, hvilket er 1 for CO₂, 25 for CH₄ og 298 for N₂O. Under Parisaftalen vil UNFCCC skifte til IPCC's femte vurderingsrapporter, hvor GWP100 for CH₄ er 28 og for N₂O er 265. Skiftet i GWP vil udgangspunktet betyde at emissionen i CO₂-ækvivalenter fra de store husdyrbaserede produktionsgrene vil stige, mens emissionen fra planteavlsbaserede produktionsgrene bliver mindre.

Opgørelserne til UNFCCC er opdelt i flere sektorer: Energi, Industrielle Processer og Produktanvendelse, Landbrug, Arealanvendelse (LULUCF) og Affald. Sektoropdelingen er ikke stringent i forhold til, hvordan sektorer er defineret i anden statistik herunder økonomisk statistik. "Landbrug" omfatter således primært CH₄ fra husdyrproduktionen og N₂O fra landbrugets kvælstofforbrug/omsætning i både husdyrgødning, handlegødning og fra afgrøderester samt CO₂ fra kalkning. "Arealanvendelse" er opdelt i otte undersektorer hvoraf de vigtigste for landbruget er "Dyrket landbrugsareal" og "Vedvarende græs". Under "Arealanvendelse" er emissionerne underopdelt i ændringer i den levende biomasses kulstofbalance, ændringer i mineraljordenes kulstofbalance samt faste emissionsfaktorer for drænede arealer med højt indhold af organisk stof. De primære udledninger fra LULUCF sektoren er CO₂, men også i begrænset omfang CH₄ samt N₂O. Dyrkning af de drænede organiske jorder udleder desuden N₂O, men disse afrapporteres under sektoren "Landbrug" og ikke "Arealanvendelse."

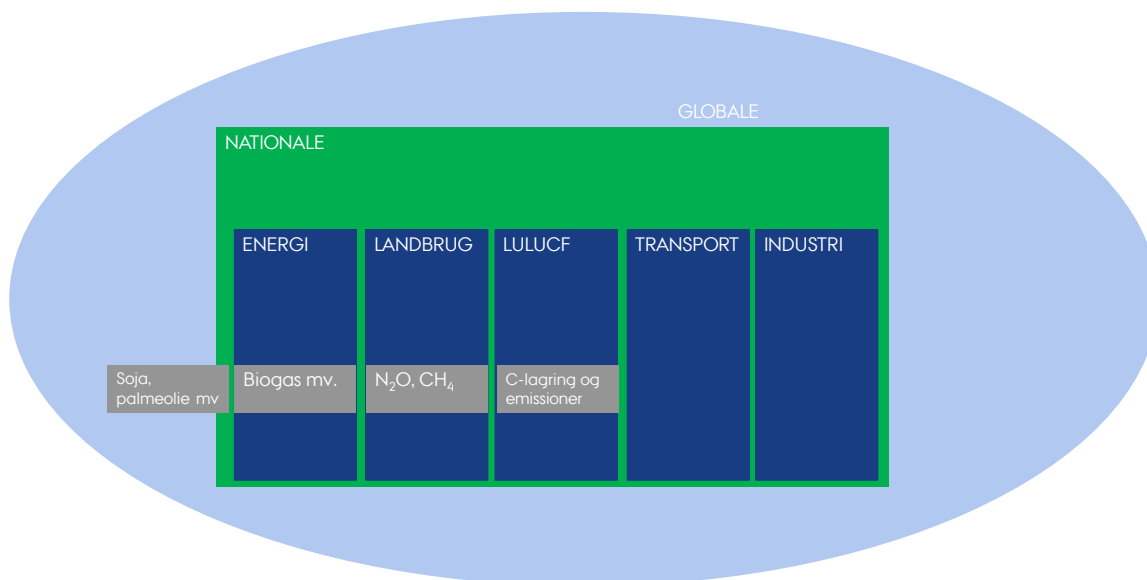
Tabel 2.1. Emissioner relateret til landbrugssektorens aktiviteter fordelt på UNFCCC sektorer.



*Energiforbruget er opgjort ekskl. El- og fjernvarmeforbrug.

2.2 Kort beskrivelse af livscyklusvurderingsmetoden (LCA)

Livscyklusvurdering (LCA) er en opgørelsesmetode, der kan bruges til at beregne klima- og miljøbelastningen af et produkt eller en produktion, i dette tilfælde landbrugsproduktion, igennem hele dets livscyklus. Det vil sige, at alle emissioner og miljøbelastninger der stammer fra foregående led i kæden er inkluderet f.eks. fra gødningsproduktion på fabrikken, sojaproduktion og transport til Danmark, produktion af elektricitet, dieselproduktion mv. De hjælpestoffer der bliver indkøbt til landet og til produktionen er således indregnet. Samtidig er alle emissioner og miljøbelastninger fra selve landbrugsproduktionen inkluderet som f.eks. CO₂ fra forbrænding af diesel, N₂O fra omsætning af gødning og afgrøderester i jorden eller fra husdyrgødning, CH₄ fra omsætning i vommen eller fra husdyrgødning med mere. Emissioner fra kulstoflagring eller -frigivelse i jorden er nogle gange inkluderet i livscyklusvurderinger og andre gange ikke. Der inddrages således i livscyklusvurderinger emissioner uden for landets grænser, da der ses på produktionen i et kædeperspektiv. Resultaterne fra en livscyklusvurdering kan angives som klima- og miljøbelastning pr. hektar eller pr. kg produkt, f.eks. som klimaaftryk af et landbrugsprodukt. Den såkaldte funktionelle enhed som man regner på, vil i det sidste tilfælde være landbrugsproduktet, f.eks. 1 kg kartofler. Livscyklusvurderinger kan bruges til at estimere miljøpåvirkning inden for flere kategorier på én gang, herunder klimapåvirkning, påvirkning på eutrofiering (N og P), forsurening, forbrug af ikke-fornybare ressourcer, påvirkning på biodiversitet mv. for at kunne se om miljøtiltag inden for én miljøpåvirkningskategori har en negativ påvirkning på en anden. Livscyklustankegangen og LCA er et meget centralt element i den produktorienterede miljøindsats, hvor ISO-standarderne ISO 14040 og 14044 specificerer principper, krav og vejledning. Derudover har EU-Kommission siden 2013 arbejdet på harmoniserede rammer for beregning af produkters miljømæssige fodaftryk i et livscyklusperspektiv Product Environmental Footprint (PEF) (EC, 2019). På figur 2.1 er livscyklusvurderingsperspektivet angivet med gråt og det ses, at dette perspektiv går på tværs over globale og nationale grænser samt på tværs af sektorer.



Figur 2.1. Illustration af livscyklusperspektivet (grå) i forhold til det globale, nationale og sektoropdelte perspektiv.

2.3 Fordele og ulemper ved de to metoder

De to forskellige opgørelsesmetoder har mange ligheder, da de nationale drivhusgasemissioner fra landbrugsbedrifterne estimeres på omtrent samme måde og i overensstemmelse med IPCC-retningslinjerne. Den store forskel mellem de forskellige opgørelsesmetoder er systemafgrænsningen, som illustreret i den ovenstående figur. Hvor de nationale opgørelser har et nationalt perspektiv og indregner alle drivhusgasemissionerne inden for landets grænser, så har livscyklusvurderingen er kædeperspektiv og inkluderer således også emissioner uden for landets grænser. De nationale opgørelser repræsenterer en jurisdiktion, hvor Danmark har mulighed for at påvirke, hvordan der produceres og forbruges og de dermed afledte emissioner samt indgå internationalt bindende aftaler. Fordelen med livscyklusperspektivet er, at det giver et indblik i alle de emissioner, der er knyttet til en landbrugsproduktion eller produktionen af et landbrugsprodukt, hvor emissioner uden for landets grænser er inkluderet. En stor import af f.eks. soja eller handelsgødning til landbrugsproduktionen og de indirekte emissioner, der er knyttet til det, vil således ikke være synlige i de nationale opgørelser, men i livscyklusvurderinger. De to forskellige opgørelsesmetoder kan derfor supplere hinanden for at få det bedst mulige overblik over drivhusgasemissionerne, der er knyttet til den danske landbrugsproduktion.

3 Arealanvendelse for driftsgrene ved henholdsvis konventionel og økologisk produktion, samt ændringer ved omlægning til økologi

*Troels Kristensen, Jesper Overgård Lehmann og Birger Faurholt Pedersen
AU, Institut for Agroøkologi*

I de efterfølgende afsnit beskrives emissionerne knyttet til forskellige produkter, herunder mælk, grisekød og planteavl. Som grundlag for at knytte produkterne til den typiske arealbenyttelse og produktivitet på bedrifter med disse hovedprodukter, er der i dette afsnit foretaget en opdeling af bedrifter inden for henholdsvis konventionel og økologisk produktion baseret på diverse statistiske opgørelser.

Danmarks Statistik (2020) definerer en række driftsgrene ud fra produktionsomfang og typen af hovedprodukter. Her er der brugt data for heltidsbedrifter, neddelt i de tre driftsgrene: mælk, svineproduktion og planteavl, samt driftsgrenen "Andet", der er beregnet som resten i forhold til alle heltidsbedrifter inden for henholdsvis konventionel og økologi. Desuden er der genereret separate kategorier for konventionelle og økologiske deltidsbedrifter. I forhold til den animalske produktion ville en separat driftsgren for fjerkræ være ønskeligt, men der er ikke en kategori for økologisk fjerkræ i Danmarks statistik (2020).

Areal pr. bedrift og driftsgrenens samlede areal, samt andel inden for henholdsvis konventionel og økologisk produktion er vist i tabel 3.1. Der er betydelige forskelle i andelen af de enkelte driftsgrene inden for produktionsform, hvor mælk er klart mest dominerende inden for økologi, mens planteavl er mest udbredt i den konventionelle gruppe.

Generelt er der flere husdyr pr. ha, defineret ved antal dyreenheder pr. ha på de konventionelle bedrifter i forhold til de tilsvarende økologiske. Det er medvirkende til, at økologiske malkekvægsbedrifter producerer 60% mindre mælk pr. ha, og økologiske svineproducenter 46% mindre svinekød, sammenlignet med tilsvarende konventionel produktion pr. ha. Det skal her bemærkes, at der ud over hovedproduktionen kan være anden produktion, men omfanget er beskedent og vil ikke ændre på det overordnede billede af produktion i forhold til arealet knyttet til bedriften. Ud over den viste produktion kan der på tværs af driftsgrene være en produktion af andre animalske produkter som okse- og lammekød, samt pelsdyr, som ikke er udspecificeret under opgørelsen af animalsk produktion. Produktion er udtrykt i forhold til bedriftens areal, hvorfor selvforsyningen med foder og gødning ud over selve produktiviteten på bedriften påvirker niveauet.

Afgrødefordelingen viser, at der generelt er mere græs på de økologiske bedrifter i forhold til konventionelle bedrifter inden for samme driftsgren. Det gælder specielt driftsgrenen "Andet", hvor græs udgør 11% på konventionelle mod 44% på økologiske bedrifter. I denne driftsgren er den største animalske produktion æg og slagtekyllinger med noget forskellig forhold afhængig af produktionsform, men samlet svarer det til ca. 0,5 og 0,3 DE pr. ha ved henholdsvis konventionel og økologisk drift. Hertil kommer, at der i den konventionelle driftsgren er en del slagtesvin, svarende til ca. 0,2 DE pr. ha.

Deltidsbedrifter har for begge produktionsformer en lav husdyrbelægning, men trods det har de økologiske brug 40% af arealet med afgrøder defineret som grovfoder (græs, majs og helsæd). Dette illustrerer, at der mellem driftsgrene, såvel indenfor som mellem produktionsformer, ofte er en udveksling af afgrøder og gødning, hvorfor beskrivelserne af de enkelte driftsgrene ikke direkte kan overføres til produkterne.

Ifølge data i tabel 3.1 var der som gennemsnit af 2014-2018 i alt 152.000 ha med økologisk drift, hvilket kun er 69% af de i alt 219.000 ha økologisk areal i opgørelsen fra Landbrugsstyrelsen (2020) for den tilsvarende periode. Afvigelsen er ikke nærmere undersøgt, men kan påvirkes af tidspunkt på året for opgørelsen, manglende indberetning af regnskab fra nogle bedrifter samt forskelle i definitionen af en økologisk jordbrugsdrift i forhold til omlægningstidspunkt. Danmarks Statistik opererer med hhv. konventionelle og økologiske

bedrifter, mens Landbrugsstyrelsen opererer med hhv. konventionelle og økologiske arealer, hvorfor både til- og fragang af bedrifter samt til- og fragang af arealer kan påvirke sammenligningen af data fra de to kilder.

Ved opdeling i driftsgrene anvender Landbrugsstyrelsen (2020) en anden definition af driftsgren som vist i tabel 3.2. Opdelingen i driftsgrene tager her udgangspunkt i antal dyr, således kategoriseres en bedrift f.eks. som "mælk", hvis bedriften har mere end 40 malkekøer. Inden for planteavl er der 4 kategorier, hvor kategorien "foderproduktion" er bedrifter med 85% eller mere af arealet med foderafgrøder (korn, grovfoder), mens ekstensiv planteproduktion er bedrifter med over 75% af arealet drevet med ekstensivt græs, natur og skov.

Tabel 3.1. Konventionelle og økologiske bedrifter (gennemsnit af 2014-2018) opdelt efter driftsgrene inden for heltidsbrug, samt deltid (JORD2: Danmark Statistik, 2020)

Produktionsform Driftsgren	Konventionel					Økologi				
	Malkekvæg	Svin	Planteavl	Andet	Deltid	Malkekvæg	Svin	Planteavl	Andet	Deltid
Landbrugsareal										
Pr. bedrift, ha	164	176	268	99	37	216	159	256	122	39
I alt, ha	437.671	420.071	672.958	203.425	620.423	71.878	5.179	25.173	16.901	33.233
Andel af produktionsform, %	19	18	29	9	26	47	3	17	11	22
Arealsammensætning, %										
Vårkorn	14,3	26,8	28,8	30,8	30,5	11,5	37,0	22,2	19,3	22,7
Vinterkorn	8,6	50,2	35,6	34,8	31,0	7,3	24,3	27,7	18,4	21,0
Raps	1,1	10,6	8,1	6,4	5,9	0,1	0,4	1,3	0,7	0,7
Andre salgsafgrøder	2,5	10,3	22,7	13,1	12,4	3,5	15,3	33,3	10,4	15,7
Frilandsgartneri	0,0	0,0	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	0,2	1,4	0,1
Majs	32,3	0,5	1,5	3,2	2,1	4,2	0,3	0,4	1,1	0,1
Sædskiftegræs	29,9	0,5	1,5	4,4	6,5	51,1	15,4	7,0	23,4	20,4
Andre grovfoderafgrøder	5,6	0,0	0,1	0,7	0,9	14,1	4,0	2,1	4,1	3,3
Permanent græs	5,7	1,1	1,4	6,5	10,8	8,2	3,4	5,8	21,3	15,8
Animalsk produktion pr. ha										
Dyreenheder, antal	2,01	2,06	0,05	1,22	0,18	1,40	0,99	0,05	0,59	0,13
Mælkeproduktion, kg EKM	11.883	49	20	1	14	7.262	0	20	149	6
Slagtesvin, kg	32	4.341	96	436	90	8	2.018	9	6	3
Hønseæg, kg	<1	3	<1	441	<1	<1	52	49	640	3
Slagtekylling, kg	0	19	0	1.248	<1	1	0	11	100	0
Udbytte, hkg pr. ha										
Vårbyg	52,4	56,2	57,1		49,9	40,2	35,9	35,5		33,5
Vinterbyg	60,0	65,4	62,1		56,9	32,0	38,5	39,1		28,8
Hvede	72,1	76,5	78,8		69,7	45,1	34,2	32,6		37,4
Rug	63,0	62,9	61,9		53,4	45,8	41,0	34,5		36,9
Triticale	35,8	60,9	59,3		51,3	39,3	26,6	26,4		20,3
Havre	50,7	55,5	53,4		46,4	43,7	36,3	35,3		40,6
Raps	36,9	39,1	39,6		36,7	15,7	5,6	20,8		17,8

3.1 Omlægning

Der har i perioden fra 2014 til 2019 været en stigning på 125.000 ha i det økologiske areal, svarende til en øgning på omkring 70% over de 5 år (Landbrugsstyrelsen, 2020). En opgørelse over ændringen i arealet fra 2018 til 2019 inden for bedriftstyper viser, at den største tilvækst i areal har været i bedrifter med foderproduktion, bedrifter med kødkvæg mv., samt mælkeproduktion, mens der i andre bedriftstyper som ekstensiv planteavl og bedrifter med mindre husdyrproduktion har været en tilbagegang i det økologiske areal, trods en samlet tilvækst på 22.182 ha (tabel 3.2). Ved effektvurdering af omlægning er det afgørende hvilke konventionelle og evt. økologiske arealer, der årsagen til denne tilvækst, såvel generelt som inden for driftsgrene.

Tabel 3.2. Areal tilknyttet økologiske bedrifter opdelt efter bedriftstype i 2019 og udviklingen i arealet fra 2018 til 2019 indenfor bedriftstype (Landbrugsstyrelsen, 2020)

Bedriftstype	Antal bedrifter	Ikke påbegyndt omlagt areal	Areal under omlægning (ha)	Fuldt omlagt areal (ha)	Økologisk areal i alt (ha)	Arealudvikling fra 2018 til 2019 (ha)
Mælkeproduktion	402	31	16.552	92.514	109.096	2.811
Produktion af kødkvæg, får, ged og hjort	223	65	5.556	29.794	35.416	6.515
Svineproduktion	78	612	1.499	6.890	9.000	371
Fjerkræproduktion	86	.	3.246	6.437	9.683	1.236
Frugt og bær produktion	202	108	2.392	4.380	6.880	776
Specialiseret planteproduktion	258	237	7.827	15.813	23.876	799
Foderproduktion	837	664	23.147	27.207	51.017	12.914
Ekstensiv planteproduktion	866	203	3.466	14.410	18.079	-1.884
Mindre husdyrproduktion	318	15	2.153	8.088	10.256	-1.014
Øvrig produktion	657	795	10.924	16.459	28.178	-341
Ikke klassificerbar produktion	89
Alle bedriftstyper	4.016	2.728	76.762	221.991	301.481	22.182

I tillæg til opgørelserne fra Danmarks statistik (tabel 3.1) og Landbrugsstyrelsens (2020) generelle økologistatistik, er der på baggrund af en særkørsel i databaserne i Det Jordbrugsrelaterede Forskningsregister (FRJOR), ved AU, Institut for Agroøkologi, lavet en opgørelse af omlægningen til økologisk landbrug på markniveau for henholdsvis 2014/2015 og 2017/2018. Grupperingen i driftsgrene er desværre ikke direkte sammenlignelig med hverken de driftsøkonomiske statistikker (Danmarks Statistik, 2020) eller Landbrugsstyrelsen (2020), men driftsgrenene er ensartet defineret på tværs af produktionsform. Det var muligt entydigt at identificere 3 driftsgrene: mælk, svin og planteavl. Som det fremgår af tabel 3.3 er der herefter en ret stor restgruppe "Andet", som indeholder alsidige bedrifter, andre husdyr som fjerkræ og kødkvæg samt bedrifter med mere ekstensiv planteavl.

FRJOR-opgørelsen knytter en driftsgren til hver mark i to på hinanden følgende driftsår for marker, som i henholdsvis 2015 og 2018 første gang blev registreret som økologiske.

I tabel 3.3 er der sammenlignelige værdier for omlægningen fra 2014 til 2015 samt fra 2017 til 2018. Tabellen viser, at den øgede omlægning i 2018 i forhold til 2015 primært er sket ved øget omlægning fra konventionel planteavl, men også en stigning på over 7.000 ha konventionel svinebrug, der er omlagt til økologi.

Tabel 3.3. Omlagte arealer i forhold til konventionel driftsgren året før omlægning og økologisk driftsgren første omlægningsår. Ha i alt og inden for 4 økologiske driftsgrene desuden procent omlagt fra 4 forskellige konventionelle driftsgrene. Øverst data fra 2017-2018, nederst data fra 2014-2015.

		Konv. 2017					
		Driftsgren	Andet	Mælk	Plante	Svin	I alt, ha
Øko 2018	Andet		53%	5%	30%	12%	25.333
	Mælk		28%	27%	32%	12%	10.780
	Plante		23%	3%	69%	5%	10.984
	Svin		12%	1%	22%	65%	5.690
	I alt, ha		19.597	4.591	19.978	8.620	52.786
		Konv. 2014					
		Driftsgren	Andet	Mælk	Plante	Svin	I alt, ha
Øko 2015	Andet		76%	5%	14%	4%	16.791
	Mælk		59%	28%	9%	4%	9.438
	Plante		37%	3%	55%	5%	2.917
	Svin		15%	10%	9%	66%	334
	I alt, ha		19.508	3.638	4.895	1.440	29.480

Tilgangen til økologi er i begge perioder størst til driftsgrenen "Andet", og i begge perioder kommer hovedparten fra den tilsvarende konventionelle driftsgren, hhv. 53% i 2017 og 76% i 2014. I nogle driftsgrene er der sket en væsentlig forskydning fra 2015 til 18 i forhold til, hvilken driftsgren der var forud for omlægningen. Eksempelvis var der i 2015 9% af arealerne med økologisk mælk, der året før havde været planteproduktion. I 2018 var denne andel steget til 32%. Den modsatrettede tendens ses blandt de økologiske svineproduktioner, hvor der i 2015 var 10% der var omlagt fra konventionel mælkeproduktion, mens denne andel var nede på 1% i 2018. Inden for økologisk svin og planteavl er der i begge perioder en stor andel, 55- 69%, som omlægges fra den tilsvarende konventionelle driftsgren.

4 Udledning af klimagasser ved henholdsvis konventionel og økologisk drift

4.1 Produktion af metan i vommen

Morten Maigaard Sørensen

AU, Institut for Husdyrvidenskab

Metan er en gas, der bl.a. dannes som en naturlig del af koens fordøjelse i vommen. I vommen er anerobe mikroorganismer ansvarlige for at kulhydrater fra foderet forgæres og der dannes forgæringsprodukter, som enten absorberes og udnyttes, eller indgår i andre processer i vommen. Forgæringsprodukterne er i stor grad flygtige fedtsyrer, såsom eddike-, propion- og smørsyre. Disse absorberes over vomvæggen, men også brint og kuldioxid produceres ved forgæring af primært kulhydrater. Overskud af brint og kuldioxid omsættes dernæst af metanogene mikroorganismer i vommen til metan, som koen udånder.

Typen af kulhydrat der forgæres, har betydning for, hvilke flygtige fedtsyrer der dominerer i vommen og dernæst betydning for mængden af overskydende brint, der er til rådighed til metanproduktion. Når sukker fermenteres fremmes dannelsen af smørsyre mens fermenteringen af fibre fremmer dannelsen af eddikesyre. Begge disse fermenteringsprocesser medfører et *overskud* af brint. Fermentering af stivelse fremmer dannelsen af propionsyre, men denne proces er *brintforbrugende*, omend den langt fra kan opsamle og forbruge al brinten fra eddike- og smørsyreforgæringen. Derfor vil der i vommen være et nettooverskud af brint og fjernelsen af dette brintoverskud er nødvendig for, at fermenteringen i vommen ikke hæmmes. Specifikke mikroorganismer (arkæer) forbruger brint og kuldioxid og får derved energi til egen mikrobiel vækst, mens brintrykket i vommen nedbringes. På den måde har kulhydrattypen betydning for forgæringsprodukterne og mængden af brint der er til rådighed i vommen til videre metandannelse. I tabel 4.1 er vist typerationer til henholdsvis konventionelle og økologiske malkekøer opdelt i sommer og vinterfodring.

Tabel 4.1 Foderrationen til malkekøerne afhængig af produktionsform (Kristensen & Mogenssen, 2012)

Produktionsform	Konventionel		Økologi	
	% af FE ^a vinter	% af FE sommer	% af FE vinter	% af FE sommer
Foderration køer				
Korn	6	6	15	16
Kraftfoder	30	29	20	16
Majsensilage	36	35	11	10
Helsædsensilage	1	1	8	3
Græsensilage	23	20	46	16
Afgræsning		6		40
Andet	4	3	1	1

a) FE: Netto energienhed

Omsætningsvejene for brint i vommen kan manipuleres og vil dermed have betydning for koens metanudledning. Disse manipulationer vil grundlæggende være:

- 1) Reduktion i overskuddet af brint fra forgæringen
- 2) Energimæssige konkurrencedygtige veje til fjernelse af brint end til dannelse af metan
- 3) Hæmning af metanogene mikroorganismer

Fodringstiltag, der har betydning for koens metanproduktion

Fodring af koen kan have betydning for metanproduktionen, da denne indvirker på en eller flere af de tre ovennævnte mekanismer.

Typen og mængden af grovfoder

Typen af grovfoder har indflydelse på brintoverskuddet, når foderet fermenteres i vommen. Sammenlignes foderrationer domineret af henholdsvis majsensilage og græsensilage vil en majsbaseret ration indeholde mere stivelse, hvilket vil favorisere propionsyredannelse, der er en brintforbrugende proces. Derimod vil en græs-baseret ration føre til eddikesyredannelse, grundet fiberandelen (NDF) i græsset, som er ledsaget af et brintoverskud. På den måde vil en græs-baseret ration, alt andet lige, lede til større metanproduktion sammenlignet med en majs-baseret ration, da mere brint er til rådighed for metanogenerne. Dog er den reelle forskel meget afhængig af græssets kvalitet, fordøjeligheden af NDF og sammensætningen af den øvrige ration. I økologiske foderrationer udgør græs-baserede afgrøder oftest den største del af grovfoderandelen, hvor majs typisk udgør en større andel hos konventionelle producenter. Idet græs ofte udgør en større del af grovfoderandelen hos økologiske bedrifter, er disse afhængige af en høj fordøjelighed af græsensilagen. En høj fordøjelighed af græs er som udgangspunkt medvirkende til en lavere metanproduktion, som følge af et lavere NDF-indhold, men dette kompenseres eventuelt ved en højere andel af græs i rationen hvorved der fordøjes relativt mere fiber. Det er derfor ikke afklaret, hvorledes fiberkvalitet i samspil med fiberoptagelsen påvirker metanproduktionen.

For økologiske mælkeproducenter er der desuden krav om, at grovfoderandelen skal udgøre mindst 60 % af foderrationen. Det vil, alt andet lige, betyde at økologiske rationer indeholder relativt mere fiber end konventionelle, hvorfor en relativt større metanproduktion umiddelbart må forventes i vommen.

Stivelse

Økologers kompensation for manglende majs i rationen vil typisk bestå af øgede andele af korn i rationen. Korn vil bidrage med stivelse og favorisere den brintforbrugende propionsyredannelse. Med samme formål anvendes typisk kornhelsædsensilager, der oftere indgår i økologiske rationer end i konventionelle rationer. Umiddelbart ville dette også favorisere den brintforbrugende propionsyredannelse, men da kornhelsædsensilager typisk vil have et højt fiberindhold, er den endelige effekt på metanudledingen ikke klar.

Bælgplanter

Økologiske bedrifter har også ofte store andele kløver(-græs) eller anden bælgæd i foderrationen. Disse foderafgrøder indeholder ofte kondenserede tanniner, der kan have hæmmende effekt på metanproduktionen (van Gastelen et al., 2019). Den reelle forskel i metanproduktionen vil dog afhænge af typerne og andelen af bælgplanter i rationen, og det er derfor ikke muligt at afgøre en eventuel forskel mellem konventionelle og økologiske rationer.

Fedt

Foderrationens fedtindhold har også en hæmmende effekt på koens metanproduktion. Fedt fermenteres ikke i vommen og giver dermed ikke anledning til brintoverskud. Derimod kan en større andel af umættede fedtsyrer i vommen virke brintforbrugende når disse mættes til mættede fedtsyrer (biohydrogenering). Samtidig med dette virker fedt hæmmende på aktiviteten af de fibrolytiske (fibernedbrydende) og metanogene mikroorganismer. Med nuværende muligheder for at hæve foderrationens fedtindhold på økologiske bedrifter, kan det være vanskeligt at opnå et tilstrækkeligt højt fedtindhold, og derfor må dette virkemiddel til metanreduktion ventes at være størst på konventionelle bedrifter.

Tilsætningsstoffer

Andre nyere fodertilsætningsstoffer til reduktion af metan kan også anvendes. Mest lovende er pt. nitrat og 3-nitrooxypropanol (3NOP/Bovaer®), der resulterer i henholdsvis omkring 10% (Olijhoek et al., 2016) og 30% (Hristov et al., 2015) reduktion i metanudledningen fra malkekøer. Sidstnævnte ventes godkendt som fodertilsætningsstof i EU i 2021 for konventionelle bedrifter, mens nitrat er godkendt. Nitrat omdannes i vommen til nitrit og videre til ammonium. Da denne reduktion af nitrat er en brintforbrugende proces, reduceres overskuddet af brint til metanproduktion. Samtidig med dette har nitrat en toksisk effekt på metanogenerne og er derved hæmmende på metanproduktionen. 3NOP virker hæmmende på metanogenesen ved at inhibere et specielt enzym-system i dannelsen af metan.

Anvendelse af sådanne typer af tilsætningsstoffer er imidlertid ikke muligt for økologer ved de nuværende regler. Introduktionen af naturlige tilsætningsstoffer i økologisk produktion, såsom essentielle olier, vil givetvis kunne reducere metanudledningen, omend resultaterne fra den nuværende forskning ikke er entydige.

Konklusion

På baggrund af ovenstående er der ikke videnskabeligt belæg for at økologiske og konventionelle rationer til malkekøer for nærværende afviger i metanproduktion pr. kg mælk produceret, men introduktion af nye foderadditiver kan ændre dette markant til fordel for konventionelle rationer.

4.2 Lattergas

Søren O. Petersen

AU, Institut for Agroøkologi

Tabel 4.2 gengiver en sammenstilling af emissionsfaktorer for lattergasemission, som er bestemt i en række danske markstudier. De viser generelt et niveau for lattergasemission, 0,7% (95% konfidensinterval 0,5-0,8%), som er lavere end den værdi på 1%, som benyttes i aktuelle nationale opgørelser. Et lavt niveau blev også målt i et lysimeterforsøg på grovsandet JB1-jord, som var uafhængigt af ekstra nedbør i forårsperioden (Nair et al., 2020). En igangværende undersøgelse på fire lokaliteter skal belyse, om dette niveau er retvisende.

Tabel 4.2 omfatter målinger i både økologiske og konventionelle sædskifter, og resultaterne giver ikke grundlag for at forvente en forskel mellem produktionsformerne. Eneste tendens synes at være en forhøjet risiko for lattergasemission i sædskifter med tilførsel af kvælstof i planterester fra kløvergræs og letomsættelige efterafgrøder (Brozyna et al., 2013; Li et al., 2015).

Tendensen med et relativt højt bidrag af lattergasemission fra planterester under danske forhold bekræftes af et toårigt forsøg med vårbyg i et konventionelt og flere økologiske sædskifter med og uden efterafgrøder (Duan et al., 2018). Her afhang lattergasemission fra handelsgødning af klimatiske forhold (nedbør, temperatur) i perioden efter tilførsel, mens bidraget fra den indarbejdede efterafgrøde var stort set det samme i begge år. Årsagen til den mindre følsomhed over for klimavariation i forbindelse med omsætning af efterafgrøde er, at kvælstofmineralisering og et lokalt højt iltforbrug under nedbrydningen af planterester i sig selv skaber betingelser for de biologiske processer, nitrifikation og denitrifikation, som er årsag til lattergasudledning.

Organiske kvælstofkilder har relativt større betydning i økologiske produktion, og det indikerer, at der kan være et særligt behov for at optimere produktionsformen med henblik på at begrænse risikoen for lattergasemission. Brozyna et al. (2013) undersøgte et økologisk (forsøgs-) grovfodersædskifte med to strategier for

slætgræs, hhv. omsætning i marken og høst til biogasproduktion, med tilbageførsel af kvælstoffet i salgsafgrøder. Der var ikke forskel på systemernes lattergasemission, men biogasbehandling og tilbageførsel som gødning gav et større udbytte og kvælstofoptagelse i salgsafgrøderne.

Produktionsformer eller -metoder med lav risiko for lattergasemission kan først godskrives i en opgørelse, når der foreligger dokumentation på nationalt eller regionalt niveau. Aktuelt estimeres emission af lattergas udelukkende på grundlag af kvælstofmængden i gødning og planterester, men som nævnt viser empiriske undersøgelser, at ikke kun tilførslen af kvælstof bestemmer risikoen for lattergasemission. Derfor er den aktuelle opgørelse af lattergasemission alene ud fra kvælstoftilførsel meget usikkert bestemt, og af samme grund kan effekten af en bestemt produktionsform ikke i øjeblikket dokumenteres.

Første skridt i den retning er empirisk bestemmelse af lattergasemission under repræsentative forhold med hensyn til klima, jordtype og produktionsform. Sandede jordtyper er udbredte i Nordeuropa (Ballabio et al., 2016), og et relevant første skridt kan være at sammenstille og analysere danske og udenlandske forskningsresultater vedrørende lattergasemission fra denne region, herunder eventuelle sammenhænge med f.eks. vandbalance og gødningssammensætning. Det er sandsynligt, at der er basale mekanismer relateret til luftskifte og nedbrydelighed, som regulerer lattergasemissionen, og den slags information kan måske indgå i en differentiering af emissionsfaktorer for lattergas. Det skal nævnes, at der i den nye IPCC (2019) guideline til estimering af lattergas, skelnes mellem handelsgødning og husdyrgødning, hvor husdyrgødning har en lavere emissionsfaktor for lattergas end handelsgødning. I den nationale opgørelse til FN, benyttes dog stadig IPCC (2006) guidelines.

Der er endvidere et vidensbehov med hensyn til dokumentation af driftsformens effekt på lattergasemission fra dyrkningsjorden. I forhold til klima er især biogasbehandling af husdyrgødning og andre biomasser interessant i forhold til økologisk jordbrug. I Danmark håndteres husdyrgødning mest som gylle, der opbevares med henblik på udbringning om foråret af hensyn til udnyttelsen som kvælstofkilde i planteproduktionen. Effekten af biogasbehandling på lattergasemission varierer med jordtype og klima på en måde, som endnu ikke er fuldt belyst (Petersen, 2018). Det skal bemærkes, at metanemission under lagring er den vigtigste kilde til drivhusgasemissioner i hele håndteringskæden for gylle, og biogasbehandling kan væsentligt reducere emissionen af metan under lagringen (Baral et al., 2018). Derfor er der ikke kun behov for at kortlægge emissionen af lattergas, men også emissionen af metan.

Tabel 4.2. Udvalgte resultater for emission af lattergas fra landbrugsjord i forsøg gennemført ved Aarhus Universitet. Den sidste kolonne angiver emissionsfaktorer (EF) for den pågældende kombination af jordtype, afgrøde og tilførsel af kvælstof i gødning, efterafgrøder eller afgrøderester. Bemærk, at længden af måleperioden varierer mellem 110 og 390 dage.

	Længde	Jordtype	Afgrøde	System	Kvælstof kg N/ha	Gødnings- type	Efterafgrøder kg N/ha	Afgrøde- rester	N2O-emission kg N/ha	EF
Chirinda et al. 2010	390	JB4	Vinterhvede	konv, C4	165	AN	-	-	0,91	0,006
Chirinda et al. 2010	390	JB4	Vinterhvede	økol, O4	108	SG	-	-	0,68	0,006
Chirinda et al. 2010	390	JB4	Vinterhvede	økol, O4	108	SG	+ a	-	0,81	0,008
Chirinda et al. 2010	390	JB4	Vinterhvede	økol, O2	102	ASG	+	-	0,63	0,006
Chirinda et al. 2010	390	JB6	Vinterhvede	konv, C4	170	AN	-	-	1,60	0,008
Chirinda et al. 2010	390	JB6	Vinterhvede	økol, O4	101	SG	-	-	0,82	0,007
Chirinda et al. 2010	390	JB6	Vinterhvede	økol, O4	101	SG	+	-	0,63	0,005
Chirinda et al. 2010	390	JB6	Vinterhvede	økol, O2	101	SG	+	-	0,93	0,008
Brozyna et al. 2013	365	JB4	Vårbyg	økol, O2	61	SG	-	53	0,90	0,008
Brozyna et al. 2013	365	JB4	Kløvergræs	økol, O2	-	0	-	38	0,40	0,011
Brozyna et al. 2013	365	JB4	Kartofler	økol, O2	112	SG	-	90	1,20	0,006
Brozyna et al. 2013	365	JB4	Vinterhvede	økol, O2	107	SG	63	33	0,50	0,002
Li et al. 2014	365	JB4	Kløver, vårbyg	konv	-	-	107	-	0,82	0,008
Li et al. 2014	365	JB4	kl.græs, vårbyg	konv	-	-	91	-	0,83	0,009
Li et al. 2014	365	JB4	vikke, vårbyg	konv	-	-	99	-	0,68	0,007
Li et al. 2014	365	JB4	olieræd., vårbyg	konv	-	-	66	-	1,45	0,022
Li et al. 2014	365	JB4	græs, vårbyg	konv	-	-	55	-	0,52	0,009
Li et al. 2014	365	JB4	brak, vårbyg	konv	-	-	31	-	0,71	0,023
Baral et al. 2017	110	JB4	Vårbyg	konv	476	KG+SS	-	-	1,97	0,004
Baral et al. 2017	110	JB4	Vårbyg	konv	191	KG	-	-	0,70	0,004
Baral et al. 2017	110	JB4	Vårbyg	konv	152	SG	-	-	0,26	0,002
Baral et al. 2017	110	JB4	Vårbyg	konv	167	AG	-	-	0,19	0,001
Baral et al. 2017	110	JB4	Vårbyg	konv	100	AS	-	-	0,19	0,002
Baral et al. 2017	110	JB4	Vårbyg	konv	-	-	-	-	0,02	-
a Sædskifte med efterafgrøder.										
NS: ammoniumsulfat; AN - ammoniumnitrat; AS: ammoniumsulfat; KG: kvæggylle; SG: Svinegylle;										
G: Gylle; AG: afgasset gylle; ASG: Afgasset svinegylle; SS: spildevandsslam, afgasset og afvandet										

4.3 Kulstof i jord

Jørgen Eriksen

AU, Institut for Agroøkologi

Efterafgrøder, grøngødning og græs i sædskiftet er praksis, som kan forøge lagringen af kulstof i jorden. For efterafgrøder forventes en årlig kulstoflagring på 200-300 kg C pr. ha ud fra langvarige markforsøg (Thomsen og Christensen, 2004; Schjønning et al., 2012) og det stemmer overens med modellen C-TOOL, som estimerer kulstoflagring på 270 kg pr. ha (Olesen et al., 2018).

Græs eller andre flerårige afgrøder i sædskiftet giver en opbygning af jordens kulstofpulje (Soussana et al., 2010) i størrelsesordenen 0,3-1,9 t C pr. ha årligt med en typisk værdi på 1 t C pr. ha (Müller-Stöver et al., 2012; Christensen et al., 2009; Olesen, 2018). For græsmarker i omdrift er lagringen midlertidig, da jordbearbejdning af grønsværen giver anledning til kulstoffrigivelse (Eriksen og Jensen, 2001). På længere sigt forventes en tilbageholdelse af kulstof svarende til 15 % af den tilførte mængde (Christensen, 2005) og nettogevinsten afhænger dermed af forholdet mellem græs og enårige afgrøder i sædskiftet (Olesen et al., 2013; Knudsen et al., 2019).

For både efterafgrøder og græsmarker i omdrift forventes der ikke at være væsentlige forskelle i kulstoflagring for økologiske og konventionelle efterafgrøder og græsmarker, og effekten vil således primært afhænge af evt. ændringer i anvendelsen af efterafgrøder og hyppighed af græs i sædskiftet, hvilket er højere på økologiske bedrifter (jf. tabel 1.1).

Olesen (2018) referer kulstofbalancer for græsmarker i Europa, hvor der blev fundet gennemsnitlig kulstofopbygning på 0,58 t C/ha/år under afgræsning i forhold til slæt. Det er dog med meget væsentlige variationer fra negative til meget positive værdi. Holistisk afgræsning har været fremhævet som en praksis med øget kulstoflagring. Her afgræsses et mindre areal med mange dyr, som æder ca. halvdelen og nedtramper resten. Systemet blev introduceret af Allan Savory for over 40 år siden i Zimbabwe, og det hævdes at kunne lagre 2,5 t C/ha/år i vedvarende græs (Nordberg, 2016). Der mangler imidlertid videnskabelig dokumentation herfor, og i et review af den eksisterende dokumentation konkluderes, at effekterne forekommer overestimerede (Nordberg, 2016). Der er behov for undersøgelser under danske forhold med fokus på såvel kulstoflagring som animalsk produktion i dette system.

4.4 LCA studier

Troels Kristensen

AU, Institut for Agroøkologi

Som omtalt i kapitel 2 er der overordnet to tilgange til kvantificering af emissionen – de nationale emissioner som afrapporteres på sektorniveau, af relevans her er landbrug, energi og LULUCF, som nærmere omtales i kapitel 6, og studier baseret på LCA-tilgangen, hvor emissionerne i hele produktkæden kvantificeres.

Data fra de nationale opgørelser kan ikke umiddelbart knyttes til forskellige produkter eller produktionsformer, hvorfor LCA-studier er brugt som udgangspunkt for at udlede emissionen i Danmark knyttet til produktionen af forskellige produkter og produktionsformer.

Olesen et al. (2013) har tidligere lavet en overordnet sammenligning med udledning på nationalt niveau og den udledning, der kunne uddrages fra LCA-studier af de to hoveddriftsgrene i Danmark, malkekvæg og svineproduktion, hvor det konkluderes, at det var muligt med rimelig sikkerhed at estimere den nationale emission ud fra LCA data. I Olesen et al. (2018a) er udledningen pr. ha knyttet til landbrugssektoren i Danmark beregnet for fire produkter; mælk, grisekød, æg og planteavl inden for henholdsvis konventionel og økologisk produktion, baseret på studier inden for hver driftsgren og produkt.

Der er de seneste år publiceret en række studier inden for landbrugsområdet baseret på LCA-tilgangen og under danske produktionsforhold. I denne rapport er medtaget studier med direkte sammenligning mellem konventionel og økologisk produktion. Der er yderligere suppleret med studier af henholdsvis konventionel og økologisk produktion inden for samme produkt. Dette er gjort for få tilstrækkelige data for de betydende driftsgrene fra såvel konventionel som økologisk produktion.

Alle studier i tabel 4.3 og 4.5 er primært baseret på attributional LCA med aktivitetsdata for den årlige produktion og det ressourceforbrug, der er direkte relateret til bedriften. Inden for studierne er emissionen beregnet med samme emissionsfaktor (EF) og metode mv. uafhængigt af produktionsform. Generelt er EF baseret på IPCC og således ofte i overensstemmelse med de nationale EF (Nielsen et al., 2020). De estimerede forskelle i udledningen mellem produktionsform drives således af produktionens gennemførelse, herunder udbytte, indsats og type af gødning, staldsystem og teknologier til håndtering af gødning mv. For en nærmere

indsigt henvises til de enkelte studier. I nogle studier er der beregninger af emissionen ud fra ændringer i arealanvendelsen (dLUC og iLUC), men de er ikke medtaget.

Generelt gælder, at studierne ikke har haft som mål direkte af relatere udledningen i forhold til geografisk sted, hvorfor det i alle studier har været nødvendigt at lave yderligere beregninger for at uddrage udledningen og arealet i Danmark fra resten af kæden. Hertil kommer at det i flere af studierne ikke er entydigt muligt at relatere udledningen til de tre hovedkilder, metan, lattergas og energi, så også her har det været nødvendigt, at lave yderligere beregninger og antagelser. De viste værdier for de tre kilder er derfor ikke på nogen måde entydige. I en del studier er der f.eks. kun anført CO₂-eq. fra foderproduktionen, hvilket dækker over udledning fra alle kilder. Denne type udledning er anført som "andet". I nogle studier er der ikke en opdeling af emissionen fra gødningen på kilder. I tabel 4.3 er den samlede emission angivet som metan, mens der ingen værdi er for lattergas.

Dyrkningsjordens kulstofændringer ikke indgår i alle studier, hvorfor der præsenteres værdier for udledningen såvel med som uden jordens kulstofændringer. I de studier hvor jordpuljeændringer er inkluderet er de generelt baseret på en tilpasning af C-Tool modellen. Det skal bemærkes, at jordpuljeændringer er inkluderet i de nationale opgørelser, hvorfor klimaaftryksværdierne, hvor jordpuljeændringer er inkluderet, anses som mest retvisende.

På tværs af studier inden for produkttype er der i nogle tilfælde lavet en omregning således at udledningen er angivet i forhold til samme funktionelle enhed (FU) inden for hver driftsgren, f.eks. 1 kg energikorrigeret mælk (EKM) eller 1 kg levendevægt (lw) grisekød. For mælk er det den del af produktionen, der er knyttet til mælk, som er angivet, baseret på den allokering der er anvendt i studiet. Udledninger fra husdyrgødning er knyttet til husdyrproduktionen. I studierne af de enkelte afgrøder (Mogensen et al., 2018) er de konventionelle afgrøder gødet med handelsgødning i forhold til normerne. De økologiske afgrøder i Mogensen et al. (2018) er gødet svarende til i gns. 140 kg total-N pr ha, ud fra et typisk kvægsædskifte. For den faktiske udledning fra planteavl vil det betyde en lille underestimering af udledningen idet gødskningen ved den økologiske og en del af den konventionelle planteavlsdrift vil være baseret på husdyrgødning – typisk tilført fra økologiske eller konventionelle husdyrbrug. Disse planteavlsbrug vil så have en marginal lavere udledning, når alt husdyrgødning henføres til husdyrbedriften. I korn afgrøder er det forudsat at halmen er fjernet, således at en mindre del, 5% af markens samlede emissioner følger halmen.

Dette er et af flere eksempler på, at det er vanskeligt direkte at overføre produktstudier til sammenhængende bedrifts- og nationale effekter. I studierne er der ikke inddraget effekten af omfanget af kendte virkemidler, som medtages i den nationale opgørelse, som f.eks. biogas og forsuring, hvorfor de estimerede udledninger kan være marginalt højere end den faktiske.

Alle studierne er baseret på global warming potential (GWP) i et 100 årigt perspektiv, men der er lidt forskel i omregningen fra CH₄ og N₂O til CO₂-eq. (afhængig af om der er brugt IPCC guidelines fra 2006 eller 2013) og der er lidt variation i, hvilken emission der er knyttet til forbruget og produktionen af energi og handelsgødning, såvel på bedriften som ved produktion af importerede ressourcer. Jordpuljeændringer (under LULUCF) er i LCA-studierne baseret på et 100-årigt perspektiv, undtagen et (Halberg et al., 2010) hvor der er regnet på et 10-årigt perspektiv. For at få data som er i samme tidsperspektiv som de nationale opgørelser, er der omregnet til et 20-årigt perspektiv, ved af fordoble effekter i forhold til 100 år og halvere i forhold til 10 år ud fra Petersen et al. (2013), gældende for de værdier, der er angivet pr. ha i tabel 4.4 og 4.6.

Udledningen estimeret for Danmark er omregnet til pr. ha i Danmark og produktionen er ligeledes relateret til arealet i Danmark. Værdier i tabel 4.4 og 4.6 viser således effekten af forskelle i udnyttelsen af 1 ha i

Danmark på den nationale emission og produktion, mens værdierne i tabel 4.3 og 4.5 giver de tilsvarende effekter i forhold til hele produktkæden frem til ab gård.

Den overordnede tolkning på tværs af produkter er, at der er meget små forskelle afhængig af produktionsform på udledningen pr kg produkt, mens der er en betydelig merudledning pr ha for de animalske produkter ved konventionel drift i forhold til økologisk, og at der for planteproduktionen er lidt mindre forskelle. Disse sammenhænge mellem emissioner pr. kg produkt og pr. hektar er i overensstemmelse med et notat af Knudsen et al. (2019) og review af internationale LCA-studier (Meier et al., 2015; Wagenberg et al., 2017). Effekten af produktionsform på produktiviteten pr ha i Danmark for de animalske produkter forstærkes af, at der her ses på produktionen i forhold til arealet i Danmark, men også såfremt produktionen udtrykkes ved det samlede areal vil der være en væsentlig reduktion ved økologi i forhold til konventionel indenfor driftsgren.

Der er fire studier af mælkeproduktion, hvoraf tre er med en direkte sammenligning mellem de to produktionsformer, baseret på et større antal bedrifter. På tværs af studierne er der nogenlunde ens niveau i udledning pr kg og pr ha. De to studier, hvor kulstof i jord er medtaget er der forskel mellem økologisk og konventionel produktion i det ene studie. Ved omregning til emissionen pr ha i Danmark er der igen stort set samme relative effekt af produktionsform. Den markant lavere emission pr ha fra økologisk mælk skyldes et større arealforbrug, i kombination med en højere andel af såvel areal som emissionen i Danmark i forhold til konventionel mælkeproduktion.

Der er flere studier af svineproduktionen, men ingen med en direkte sammenligning mellem de to produktionsformer. Med det forbehold, så er der en lidt lavere udledning pr kg ved økologisk i forhold til konventionel griseproduktion, mens der ved omregning til udledningen pr ha i Danmark er en markant lavere fra økologisk. Her er den helt afgørende faktor at arealforbruget i Danmark er næsten dobbelt i den økologiske produktion i forhold til konventionelt.

For planteavl er der et studie baseret på data fra et sædskiftestudie med et konventionelt sædskifte og tre økologiske sædskifter med forskelle i gødningstildelingen. Herudover er medtaget data fra et modelstudie af konventionelle fodermidler, hvor der desuden til sammenligning var nogle få økologiske fodermidler. De økologiske afgrøder har i disse studier en lidt højere emission pr kg tørstof end de konventionelle, men omregnet til pr ha en lavere emission. Studierne af planteavl må betragtes som eksempler på forskellige afgrøder, men ikke nødvendigvis repræsentative for de to produktionsformer.

Tabel 4.3. Klimaaftryk pr. kg produkt for kvæg og svineproduktion (LCA), og andel heraf som kan henføres til emission i Danmark.

Produkt	Produktionsform	Data tid og type ^{a)}	FU	Klimaaftryk, kg CO ₂ eq. pr kg produkt									Areal. (m ² pr kg produkt)		
				CH ₄	N ₂ O	Energi	Andet	Jordkulstof-ændringer ^{b)}	Samlet klimaaftryk uden jord C-ændringer	% i DK	Samlet klimaaftryk med jord C-ændringer	% i DK	I alt	DK	
Mælk ¹⁾	Konv.	2015 (S)	1 kg EKM	0,42	0,45	0,09	0,1	-0,05	1,06	91%	1,01	88%	0,99	0,83	
	Øko.			0,49	0,46	0,06	0,03	-0,09	1,04	97%	0,95	95%	1,53	1,35	
Mælk ²⁾	Konv.	2001-2003 (R)	1 kg EKM	0,55	0,26	0,12	0,13		1,06	88%			1,57	1,25	
	Øko.			0,59	0,3	0,17	0,04		1,1	96%			2,04	1,96	
Mælk ³⁾	Konv.	2018 (R)	1 kg EKM	0,54	0,21	0,10	0,10	-0,04	0,95	89%	0,91	87%	1,00	0,79	
	Øko.			0,52	0,23	0,13	0,05	-0,04	0,93	95%	0,89	93%	1,47	1,31	
Mælk ⁴⁾	Konv.	2011 (C)	1 kg EKM	0,48	0,64	0,18	0,27		1,57	83%			1,3	1,1	
				0,46	0,48	0,19	0,14		1,27	85%			1,07	0,89	
				0,5	0,59	0,15	0,42		1,66	75%			1,43	0,61	
				0,48	0,4	0,09	0,13		1,1	88%			1,62	1,32	
	Øko.			0,6	0,5	0,22	0,11		1,43	95%			1,87	1,69	
Grisekød ⁵⁾	Konv.	2005(S)	1 kg lw	0,81	1,10	0,15	0,45		2,51	82%	2,51				
Grisekød ⁶⁾	Konv.	2010 (S)		0,50	0,17	0,15	1,37		2,18	75%			4,4	3,3	
Grisekød ⁷⁾	Konv.	2005 (S)		2,06 ^{c)}		0,20	0,44	0,20		2,70	84%	2,90	84%	5,0	3,4
		2016 (S)		1,68 ^{c)}		0,15	0,37	0,20		2,20	83%	2,40	83%	4,6	3,2
Grisekød ⁸⁾	Øko. inde	2010 (F)		1,95 ^{c)}		0,15	0,82	-0,40		2,92	72%	2,52	67%	6,9	5,8
	Øko, mark			2,09 ^{c)}		0,17	1,06	-0,40		3,32	68%	2,92	64%	9,2	8,1
	Øko, telt			1,90 ^{c)}		0,17	0,76	-0,60		2,83	73%	2,23	66%	8,5	7,4
Grisekød ⁹⁾	Øko. inde	2014 (F)		0,55	0,46	0,2	0,96	0,36		2,17	72%	2,53	67%	8,11	5,46
	Øko, ude-græs			0,29	0,84	0,2	1,07	0,13		2,4	81%	2,53	74%	8,05	6,3
	Øko, ude-cikorie			0,26	0,75	0,15	0,84	0,13		2	80%	2,13	74%	6,9	5,52

Mælkeproduktion: ¹⁾ Knudsen et al, 2019; ²⁾ Kristensen et al, 2011; ³⁾ Kristensen & Kristensen, 2019; ⁴⁾ Guerci et al., 2013

Grisekød: ⁵⁾ Dalgaard et al., 2007; ⁶⁾ Nguyen, et al. 2011; ⁷⁾ Dorca-Preda et al., 2019; ⁸⁾ Halberg, et al. 2010; ⁹⁾ Jacobsen et al., 2015

^{a)} S: Statistik data; R: repræsentative bedrifter; C= case bedrifter; F= forsøg ^{b)} Negativt tal angiver indlejring af kulstof ^{c)} Incl. lattergas

Tabel 4.4. Drivhusgasemissioner pr. ha i Danmark og produktivitet for mælke- og griseproduktion samt økologi i procent af konventionel ved studier med direkte sammenligning af produktionsformer

Produkt	Produktionsform	Udledning i Danmark - kg CO ₂ -eq. pr ha i Danmark og økologi i % af konventionel			Produktion		
		Jord C-ændring ^{a)}	Samlede emissioner uden jord C-ændring	Samlede emissioner med jord C-ændring	Enhed	Produktion pr. ha	Produktion pr. årsdyr
Mælk ¹⁾	Konv.	-1.686	11.566	9.880	Kg EKM	12.048	9.599
	Øko.	-1.629	7.481	5.852		7.407	8.708
			65%	59%		61%	
Mælk ²⁾	Konv.		7.440			8.000	8.201
	Øko.		5.408			5.102	7.175
			73%			64%	
Mælk ³⁾	Konv.	-1.518	10.722	9.203		12.658	9.980
	Øko.	-763	6.733	5.969		7.634	9.199
			63%	65%		60%	
Mælk ⁴⁾	Konv.		11.846			9.091	8.527
			12.172			11.236	10.427
			20.328			16.393	7.976
	Øko.		8.055			5.917	6.275
			7.292			7.576	7.718
Grisekød ⁶⁾	Konv.		4.994		Kg lw	3.030	2.748
Grisekød ⁷⁾	Konv.	1.000	6.647	7.647		2.941	2.451
	Konv.	1.063	5.719	6.781	3.125	3.377	
Grisekød ⁸⁾	Øko.	-345	3.621	3.276		1.724	
	Øko	-247	2.790	2.543		1.235	
	Øko	-405	2.797	2.392		1.351	
Grisekød ⁹⁾	Øko.	549	2.849	3.399		1.832	2.118
	Øko	-254	3.079	2.825		1.587	2.118
	Øko	-109	2.908	2.799		1.812	2.118

^{a)} Negativt tal angiver indlejring af kulstof

Tabel 4.5. Klimaaftryk pr. kg produkt (LCA) for planteavl, samt arealforbrug i Danmark

Produkt	Produktionsform	Klimaaftryk, kg CO ₂ -eq. pr kg tørstof							Areal (m ²)
		N ₂ O	Energi	Andet	% af andet i DK	Jordpuljeændringer	Samlet klimaaftryk uden jord C-ændringer	Samlet klimaaftryk med jord C-ændringer	
Sædskifte ¹⁾	Konv.	0,206	0,082	0,136	0	0	0,425	0,425	1,77
	Øko - gylle	0,244	0,123	0,096	0	-0,024 ^{a)}	0,464	0,440	2,50
	Øko – no input	0,224	0,195			0,054 ^{a)}	0,420	0,474	3,98
	Øko-grøngødning	0,367	0,185			-0,126 ^{a)}	0,552	0,426	4,12
Vårbyg ²⁾	Konv.	0,201	0,091	0,23	10	0,154	0,522	0,676	2,28
	Øko.	0,195	0,101	0,232	13	0,245 ^{b)}	0,528	0,773	2,92
Rug ²⁾	Konv.	0,25	0,102	0,221	5	0,053	0,573	0,626	2,25
	Øko. ³⁾	0,233	0,12	0,218	11	0,053 ^{b)}	0,571	0,624	2,88
Rapsfrø ²⁾	Konv.	0,366	0,16	0,393	5	0,112	0,919	1,031	2,98
	Øko.	0,275	0,128	0,331	11	0,271 ^{b)}	0,798	1,069	4,08

¹⁾ Knudsen et al, 2014; ²⁾ Mogensen et al., 2018, 3) Mogensen et al., 2018, men nye beregninger af økologisk rug.

^{a)} Beregnet relativt i forhold til konventionel; b) Uden indregning af effekt fra husdyrgødning

Tabel 4.6. Drivhusgasemissioner pr. hektar i Danmark opdelt i jordpuljeændringer og andre emissioner (i kg CO₂-eq. pr.ha) og økologi i procent af konventionel samt produktionen (i kg tørstof pr. ha).

Produkt	Produktionsform	Emissioner i Danmark, kg CO ₂ -eq. pr. hektar og økologi i % af konventionel			Produktion, kg tørstof pr. hektar
		Jord C-ændring ^{a)}	Samlede emissioner uden jord C-ændring	Samlede emissioner med jord C-ændring	Produktion
Sædskifte	Konv.	0	1.626	1.626	5.645
	Øko - gylle	-213	1.481	1.268	3.997
	Øko – no input	257	1.063	1.319	2.514
	Øko - grøngødning	-638	1.353	715	2.426
			65-91%	44-78%	43-71%
Vårbyg	Konv.	1351	1.382	2.732	4.386
	Øko.	1678	1.117	2.795	3.425
			81%	102%	78%
Rug	Konv.	471	1.614	2.085	4.444
	Øko.	368	1.309	1.677	3.472
			81%	80%	78%
Rapsfrø	Konv.	752	1.831	2.583	3.356
	Øko.	1328	1.077	2.405	2.451
			59%	93%	73%

^{a)} Negativt tal angiver indlejring af kulstof

5 Udledning af klimaeffekter

Troels Kristensen og Jesper Overgård Lehmann

AU, Institut for Agroøkologi

5.1 Klimaeffekt ved økologisk produktion

Baseret på de tilgængelige studier i kapitel 4 kan der udledes sammenlignelige estimater for tre driftsgrene – mælk, svin og planteavl. Ud fra analysen i kapitel 3 arbejdes der med fem driftsgrene (malkekvæg, svin, planteavl, andet og deltid) henholdsvis konventionel og økologisk, hvorfor det ikke er muligt direkte at koble estimater for emission til alle de udledte driftsgrene. For mælk, svin og planteavl er estimaterne baseret på en direkte syntese af resultaterne i tabel 4.3 og 4.5.

Tabel 5.1. Estimat for emissionen pr. ha i Danmark afhængig af driftsform og driftsgren, kg CO₂-eq. pr. ha.

	Konventionel				Økologi			
	Malkekvæg	Svin	Planteavl	Øvrige	Malkekvæg	Svin	Planteavl	Øvrige
Emissioner uden jordpuljeændringer, kg CO ₂ -eq pr. ha	10.500	5.700	1.650	2.662	6.900	3.200	1.300	1.775
% af konv					66%	56%	79%	67%
Jordpuljeændringer, kg CO ₂ -eq pr. ha	-1.500	1.000	850	887	-1.500	-200	425	269
Emissioner med jordpuljeændringer, kg CO ₂ -eq pr. ha	9.000	6.700	2.500	3.550	5.400	3.000	1.725	2.044
% af konv					60%	45%	87%	58%
Produktion pr. ha (enhed pr. ha))	11.700 (kg EKM)	3.100 (kg lw)	4.500 (kg ts)		7.300 (kg EKM)	1.700 (kg lw)	3.250 (kg ts)	
% af konv					62%	55%	72%	

Værdierne for malkekvæg er udledt fra studierne af Knudsen et al. (2019), Kristensen & Kristensen (2019) og Kristensen et al., (2011), hvor der er en direkte sammenligning mellem konventionel og økologisk drift baseret på et repræsentativt datamateriale. Den relative effekt af driftsform er ens mellem de tre studier, mens det absolutte niveau er højest i de to seneste studier. Disse højeste niveauer er brugt som udgangspunkt for estimaterne i tabel 5.1, idet de er repræsentative for et nutidigt niveau af produktivitet.

Inden for svineproduktionen er der ingen direkte sammenlignelige studier baseret på danske data, men det vurderes, at metoderne i de anvendte studier er så ensartede, at niveauerne direkte kan sammenlignes. Estimaterne for den konventionelle produktion er fra Dorca-Preda et al. (2019) og er baseret på produktionsdata fra 2016. To studier af økologisk svineproduktion sammenligner forskellige økologiske produktionskoncepter, hvor estimaterne i tabel 5.1 er udledt fra det seneste studie af Jakobsen et al. (2015).

For økologisk planteavl er der antaget, at 25% af arealet dyrkes med grøngødning og græs, hvor der årligt indlejres 1.000 kg CO₂-eq., mens der på det øvrige areal dyrkes lige meget af tre forskellige afgrøder, som kan repræsenteres ved værdierne for henholdsvis vårbyg, rug og raps. Desuden er det antaget, at der er tildelt 100 kg N i husdyrgødning til disse tre afgrøder, som giver et samlet bidrag på 600 kg CO₂-eq. pr ha til kulstofindlejring (Mogensen et al., 2014). Derfor korrigeres den gennemsnitlige fjernelse af kulstof fra jordpuljen for de tre økologiske afgrøder på 1.125 kg CO₂-eq. (tabel 4.6) med $(0,75 \cdot -600) + (0,25 \cdot -1.000) = 700$, hvilket giver en netto fjernelse fra jordens kulstofpulje på 425 kg CO₂-eq. pr ha årligt svarende til halvdelen af udledningen fra konventionel planteavl.

Estimaterne for konventionel planteavl er udledt ud fra gennemsnit af afgrøderne vårbyg, rug og rapsfrø, som er i fin overensstemmelse med udledningen fra det konventionelle sædskifte i studiet af Knudsen et al. (2014), og ved antaget 85% tørstof i overensstemmelse med udbyttet i de tilsvarende afgrøder opgjort for konventionelle planteavlsbedrifter i regnskabsstatistikken (tabel 3.1). Det økologiske udbytte på 3.250 kg tørstof pr ha, er derimod ca. 500 kg tørstof pr ha højere end udbyttet i de tilsvarende afgrøder fra økologiske planteavlsbedrifter i tabel 3.1. Ved andre afgrødesammensætninger vil det faktiske udbytte i begge produktionsformer kunne afvige fra disse relationer. Der foreligger imidlertid ikke LCA-studier med udgangspunkt i den faktiske afgrødefordeling på konventionelle og økologiske planteavlsbrug.

For at kunne give et estimat for den generelle virkning af økologi i forhold til konventionel produktion er der udledt en driftsgren "Øvrige" i tabel 5.1 for herved at dække hele landbrugsarealet. Driftsgrenen er baseret på summen af arealerne knyttet til driftsgrenene "Andet" og "Deltid" i tabel 3.1, og estimaterne for udledningen er beregnet ud fra 25% svin og 75% planteavl. Ud fra afgrødefordelingen er der ved denne vægtning et "underskud" af græs repræsenteret i driftsgrenen "Øvrige", på ca. 10% ved konventionel og 20% ved økologi.

Tabel 5.1 viser, at der ved en direkte sammenligning mellem konventionel og økologisk drift inden for hver driftsgren er en mindre drivhusgasudledning pr ha landbrugsareal i Danmark ved økologisk drift for malkekvæg (3.600 kg CO₂-eq.), svineproduktion (2.500 kg CO₂-eq.), øvrige (807 kg CO₂-eq. og planteavl (350 kg CO₂-eq.) uden indregning af ændringer i jordpuljen. Når den beregnede ændring i jordens kulstofpulje inddrages, bliver reduktionen af samme størrelsesorden for malkekvæg, mens den stiger for de øvrige driftsgrene, svineproduktion (3.700 kg CO₂-eq.), øvrige (1.506 kg CO₂-eq. og planteavl (775 kg CO₂-eq.). Herudover ses det, at produktionen pr ha landbrugsareal i Danmark ved omlægningen reduceres med 4.400 kg EKM ved mælkeproduktion, 1.400 kg levende vægt i svineproduktionen og 1.250 kg tørstoffor planteavl.

En beregning af den generelle økologieffekt på udledningen afhænger af arealet bag de 4 driftsgrene ved henholdsvis konventionel og økologisk produktion. Data i afsnit 3 viser en markant overvægt af mælk ved økologi, 47% af arealet mod kun 19% af det konventionelle areal. Disse arealer er imidlertid knyttet til bedriften defineret som værende en mælkeproduktion, mens emissionerne og det tilhørende areal i tabel 4.3 og 4.4 er knyttet til produktionen af mælk og dermed medtager de arealer på andre danske bedrifter, som har produceret afgrøder, der er opfodret på malkebedriften. Hertil kommer, at de arealer, der er knyttet til produktionen af mælk i emissionsopgørelser, er en delmængde af bedriftens areal, idet noget areal er allokeret til den tilhørende kødproduktion (ca. 15%). Tilsvarende overvejelser gør sig gældende for svinebedrifterne, hvor der også er et foderforbrug baseret på afgrøder fra bedrifter tilhørende andre driftsgrene og dermed et areal som ikke er en del af driftsgren "svin" i regnskabsopgørelserne. Der er således en betydelig usikkerhed på de i tabel 5.2 angivne arealandele bag de fire driftsgrene inden for henholdsvis konventionel og økologisk produktion, når det skal relateres til produktet og ikke bedriften. Der er derfor brugt to tilgange til at estimere den generelle effekt.

Metode-1 er andel af arealet, som det fremgår af regnskabsstatistikken (tabel 3.1). Metode-2 er andel af mælk og svin er beregnet ud fra produktionen af henholdsvis mælk og svinekød pr. ha i tabel 5.1 og produktionen heraf i Danmark i 2018 fordelt på konventionel (mælk: 5.615 mio kg, svin: 1.868 mio kg) og økologi (mælk: 689 mio kg, svin: 25 mio kg) fra Danmarks Statistik (2020). Dog er produktionen af økologiske slagtesvin estimeret ud fra antal i Landbrugsstyrelsen (2020). Herefter er andelen af planteavl og øvrige fordelt relativt som ved metode-1. Ved Metode-1 er der en markant højere andel malkekvæg end ved Metode-2, hvor omfanget er i overensstemmelse med opgørelsen i tabel 3.2.

Tabel 5.2. Andel af arealet (i %) tilknyttet fire driftsgrene henholdsvis konventionelt og økologisk ved to forskellige metoder samt det tilhørende estimat for emissionen pr. ha i Danmark afhængig af sammensætningen af disse driftsgrene, kg CO₂-eq. pr. ha.

	Andel af driftsgren (%)				Emissioner i DK (kg CO ₂ -eq. pr.ha)		
	Malkekvæg	Svin	Planteavl	Øvrige	Emissioner uden jordpuljeændringer	Jordpuljeændringer	Emissioner med jordpuljeændringer
Metode-1:							
Konventionel	19	17	29	35	4.374	442	4.817
Økologi	47	3	16	32	4.151	-552	3.599
Øko. % konv.					95%		75%
Metode-2 :							
Konventionel	20	26	24	30	4.777	430	5.207
Økologi	34	5	20	41	3.494	-324	3.167
Øko. % konv.					73%		61%

Ud fra de angivne arealandele er der beregnet en udledning af emissioner pr. hektar på baggrund af sammensætningen af driftsgrene inden for økologisk og konventionel produktion samt de estimerede emissioner fra hver driftsgren. Disse resultater viser, at hvis der tages hensyn til sammensætningen af driftsgrene, er emissionen fra økologiske arealer mellem 223 og 1.283 kg CO₂-eq. pr ha lavere end på konventionelle arealer, hvis der ikke tages højde for jordpuljeændringer, og mellem 1.218 og 2.014 kg CO₂-eq. pr ha lavere end konventionelle, hvis der tages højde for jordpuljeændringer (tabel 5.2) Spændet mellem de to tal afhænger af, om der er brugt andele af arealer ud fra regnskabstal (Metode-1) eller andele af arealer udledt ud fra produktionen i Danmark kombineret med arealforbruget bestemt ved LCA-studierne (Metode-2), som beskrevet ovenfor. Disse markante forskelle viser, at der er en betydelig effekt af sammensætningen af driftsgrene på den vægtede gennemsnitlige udledning, såvel inden for produktionsform, som på den relative forskel mellem de to produktionsformer. Emissionen fra malkekvæg er væsentlig højere end fra planteavl og øvrige (tabel 5.1), hvorfor andel af malkekvæg har markant betydning på det generelle estimat. Som argumenteret for tidligere er andel af driftsgrenen malkekvæg bestemt ved Metode-2 i bedre overensstemmelse med omfanget af bedriftstype mælkeproduktion (tabel 3.2) end ved Metode-1. Derfor må effekten af økologi udledt ved Metode-2 anses for mest retvisende ved den nuværende fordeling af areal på driftsgrene.

Fordelingen af emissionerne på metan, lattergas og energiforbrug er som nævnt ikke entydig i LCA-studierne, hvorfor der ikke er lavet et estimat af effekten af omlægning opdelt på typen af emission. Ud fra såvel de refererede empiriske studier og LCA-beregningerne er vurderingen, at der ikke vil være markante forskelle i den relative fordeling af emissionen inden for driftsgrene ved de to produktionsformer.

5.2 Omlægning

Ved omlægning til økologisk produktion, vil sammensætningen af driftsgrene således også have en effekt på den samlede effekt. Hvis der f.eks. omlægges til en stor andel mælkeproduktion, kan den positive effekt ved økologisk produktion blive opvejet af en negative effekt, i forhold til hvis det er f.eks. planteavlsbedrifter, der lægger om til mælkeproduktion. Som vist i kapitel 3, så sker omlægning til økologi ikke altid direkte inden for én driftsgren, mælk til mælk; svin til svin, men ved at der til en given økologisk driftsgren sker en arealmæssig omlægning fra en eller flere konventionelle driftsgrene. I det følgende beregnes et eksempel på en aktuell omlægning fra konventionel til økologisk fra 2017 til 2018. Ud over omlægning til økologi, omlægges der også

fra økologi til konventionel. I tidligere undersøgelser er det opgjort til mellem 5-10% af de økologiske bedrifter årligt (Ørum et al., 2011), mens det ud fra (<https://lbst.dk/tvaergaende/oekologi/baggrund-og-fakta-om-oekologi/tal-og-fakta-om-oekologi/areal-der-gaar-ud-af-oekologisk-drift/>) kan beregnes at et areal svarende til 6% af det økologiske areal ikke ansøger om støtte det følgende år i perioden fra 2013 til 2018.

Effekten på drivhusgasemissioner (uden jordpuljeændringer og med jordpuljeændringer) af den ikke-direkte omlægning er vist i tabel 5.3 baseret på omlægning i 2018 (tabel 3.3), sammenlignet med effekten ved direkte omlægning inden for driftsgren. Det er tydeligt, at der er markant forskel i den estimerede ændring af udledningen pr. hektar afhængig af om arealerne omlægges direkte inden for den samme driftsgren eller om en del af arealet der omlægges til f.eks. økologisk mælkeproduktion kommer fra konventionel planteproduktion (32% i 2017, jf. tabel 5.3) som i 2017 til 2018. Arealer, der i 2018 blev omlagt til økologisk mælk, havde en emission (uden jordpuljeændringer) som konventionel på 4.793 kg CO₂-eq pr. ha, hvilket bevirker, at omlægningen øger udledningen med 2.107 kg CO₂-eq pr. ha, da et gennemsnitligt økologiske areal med mælkeproduktion giver en udledning på 6.900 kg CO₂-eq pr. ha. Ved indregning af jordpuljeændringer, vil nettoudledningen dog kun på være 372 kg CO₂-eq pr. ha. Effekten er således markant anderledes end ved direkte omlægning af konventionel til økologisk mælkeproduktion, der ville reducere udledningerne med 3.600 kg CO₂-eq. (tabel 5.3). For svin og planteavl er der en reduktion i udledningerne per ha ved begge tilgange, og forskellen mellem direkte omlægning inden for driftsgren og effekten ud fra arealændringerne er mindre, idet der her er en betydelig højere andel af de omlagte arealer, der bliver i samme driftsgren, når de går fra konventionel til økologisk drift. For planteavl betyder den højere emission fra konventionel kvæg og svin end konventionel planteavl, at der er en større reduktion i emissionen, når der regnes med udgangspunkt i emissionen før omlægning for de specifikke driftsgrene sammenlignet med effekten af en direkte omlægning fra konventionel til økologisk planteavl.

Tabel 5.3. Forskel på drivhusgasemissioner pr. hektar ved omlægning til tre forskellige økologiske driftsgrene ud fra de andele, der kommer fra fire forskellige konventionelle driftsgrene i 2017 til 2018. Forskellen er sammenlignet med en direkte omlægning fra konventionel til økologiske drift inden for den samme driftsgren.

a) Uden jordpuljeændringer:

Økologi 2018	Konventionel driftsgren- 2017				Konventionel 2017	Omlagt 2018	Forskel	Effekt direkte omlægning.
	Mælk	Svin	Plante	Øvrige				
	Andel konventionelt omlagt, %				Emission, kg CO ₂ -eq pr. ha			
Mælk	27	12	32	28	4.793	6.900	+2.107	-3.600
Svin	1	65	22	12	4.493	3.200	-1.293	-2.500
Plante	3	5	69	23	2.351	1.760	-591	-425

b) Med jordpuljeændringer:

Økologi 2018	Konventionel driftsgren - 2017				Konventionel 2017	Omlagt 2018	Forskel	Effekt direkte omlægning.
	Mælk	Svin	Plante	Øvrige				
	Andel konventionelt omlagt, %				Emission, kg CO ₂ -eq pr. ha			
Mælk	27	12	32	28	5.028	5.400	+372	-3.600
Svin	1	65	22	12	5.421	3.000	-2.421	-3.700
Plante	3	5	69	23	3.147	1.725	-1.422	-775

5.3 Usikkerhed

Der er flere typer af usikkerhed, som påvirker estimaterne. Estimaterne skal udtrykke gennemsnittet under repræsentative praktiske forhold for de enkelte driftsgrene og produktionsformer, hvorfor der er en usikkerhed knyttet til produktionsdata i LCA-analyserne i forhold til at repræsentere praksis. Ved sammenligning afgrøde for afgrøde så er der i udbytteopgørelsen fra Danmarks Statistik en reduktion ved økologisk produktion på 46%, i forhold til 28% ud fra LCA-studierne. Den gennemsnitlige forskel mellem de to produktionsformer vil dog afhænge af fordelingen på afgrøder, samt jordtype, gødningsniveau, efterafgrøder mv. Effekten på emissionen pr ha ved forskelle i kornart er mindre end i udbyttet pr ha, således fandt Mogensen et al. (2018) at emissionen pr ha var ens for vårbyg og hvede, trods 40% højere udbytte i hvede ved konventionel produktion.

Desuden er der usikkerhed på de anvendte emissionsfaktorer og andelen af arealet knyttet til driftsgrene, som påvirker de generelle estimater.

Der er taget udgangspunkt i selvstændige LCA-analyser ved udledningen af estimaterne for emissioner og udbytte, hvorfor der kan være forskelle mellem summen af de arealvægtede estimater og den samlede nationale produktion og udledning. Ved LCA-studier er der arbejdet med at beskrive hele produktionskæden uden en klar opdeling i hvor emissionen sker geografisk. Derfor har det været nødvendigt for en række af emissionerne at antage en fordeling mellem emission i Danmark og udenfor. Som det fremgår af tabel 4.3 og 4.5 udgør den andel dog ofte under 20% af den samlede udledning, hvorfor usikkerheden på estimatet for den danske udledning er begrænset.

Som beskrevet i kapitel 4 er emissionen fra husdyrgødningen indregnet i driftsgrenene kvæg og svin, mens den konventionelle planteproduktionen er beregnet ud fra at der udelukkende tilføres handelsgødning. I praksis vil der dels være et mindre husdyrhold på de to driftsgrene – planteavl og øvrige – dels vil der sker en udveksling af husdyrgødning på tværs af driftsgrene og produktionsformer. Det betyder at estimaterne for planteavl og øvrige er lavere end ved beregninger på den konkrete bedrift. Estimaterne for de enkelte driftsgrene vil derfor være indbyrdes afhængige, hertil kommer at betydningen af hvilke driftsgrene der omlægges fra og til har betydende effekt niveauet af emission. Derfor vil brug af estimaterne til scenarieanalyser af større ændringer i produktionens sammensætning være problematisk.

I flere af LCA-studierne er der lavet følsomhedsanalyser for at belyse usikkerheden på estimaterne, f.eks. fandt Jakobsen et al. (2015), at 10% højere afgrødeudbytte reducerede klimaaftrykket med 2%, mens Kristensen et al. (2011) fandt en forskel på mere end 50% i minimums- og maksimumsværdier på klimaaftrykket pr. kg mælk mellem en gruppe bedrifter indenfor såvel økologi som konventionel mælkeproduktion.

Baseret på de udledte drivhusgasudledninger pr. ha og en antaget usikkerhed på 10 % af den beregnede udledning uden jordpuljeændringer inden for hver driftsgren, er der lavet en simulering af usikkerheden på det generelle estimat i tabel 5.2. Her går 95%-fraktilen fra 4.002 til 4.984 kg CO₂-eq. pr. ha for konventionel produktion og tilsvarende fra 3.874 til 5.274 kg CO₂-eq. pr. ha for økologisk produktion. Derudover udleder konventionel produktion mellem 341 og 541 kg CO₂-eq. fra jordpuljen, mens økologisk produktion lagrer mellem 397 og 676 kg CO₂-eq. pr. ha i jordpuljen. Som illustreret i tabel 5.2 påvirker andelen af de enkelte driftsgrene også det generelle estimat. En simulering af 10%-point mindre kvæg i den økologiske produktion ved en sammensætning som Metode-1 viste, at den økologiske sektor udledte mellem 74% og 76% af den konventionelle sektor, inklusive kulstoflagring i jorden, når de tre øvrige økologiske driftsgrene kan variere +/- 10 %-point i forhold til sammensætning i tabel 5.2. Det betyder, at udledningen i højere grad er afhængig af andelen af mælkeproduktion end de øvrige driftsgrene.

6 Fremstilling af økologi i den danske emissionsopgørelse

Steen Gyldenkærne og Mette Hjorth Mikkelsen

AU, Institut for Miljøvidenskab

Den nationale emissionsopgørelse har til formål at kvantificere udledningen af drivhusgasser fra den produktion, der finder sted i Danmark, og inkluderer ikke emissioner relateret til import, eksport eller at de producerede produkter forbruges uden for landets grænser. Som udgangspunkt er den nationale opgørelse baseret på de retningslinier, der er beskrevet i IPCC (2006) og i det omfang hvor nationale data er tilgængelige og tilstrækkeligt dokumenteret, anvendes disse i opgørelsen, for på denne måde at kunne reflektere de klima- og produktionsforhold som gør sig gældende i Danmark. I opgørelsen arbejdes efter FN princippet TACCC, som står for Transparency, Accuracy, Consistency, Completeness, and Comparability. Datagrundlaget skal være veldokumenteret, beregningerne skal være anvendt på en måde som er gennemsigtig, estimatet skal være så præcist som muligt. En yderligere detaljering af opgørelsen skal samtidig have en proportional størrelse, som gør at det bidrager til en større præcision af den samlede opgørelse. Taget i betragtning at den nationale drivhusgasopgørelse for landbrug opererer med en estimeret usikkerhed på 20 %, vil inkludering af mindre tiltag blive overskygget af den samlede usikkerhed.

Forsimpleret kan det siges, at emissionen opgøres ved at gange aktiviteten (A) med en emissionsfaktor (EF) for den pågældende aktivitet. Det er således vigtigt, at der er data for både aktiviteten såvel som emissionen. For landbrugssektoren er husdyrproduktionen af afgørende betydning og en aktivitet er fx antallet malkekøer, grise, dyrket areal osv. En aktivitet kan også være udbredelsen af en emissionsreducerende miljøteknologi som anvendes, f.eks. at der anvendes staldforsuring på 6% af den samlede produktion af slagtesvin. For at estimere emissionen fra en given kilde, er det således nødvendigt, at der er data for aktiviteten samt en tilhørende emissionsfaktor.

I den nationale opgørelse skelnes der ikke mellem økologisk og ikke-økologisk landbrugsproduktion. Dog er det vigtigt at påpege, at der i beregningen af emissionen for en række forskellige kilder, er taget højde for landbrugspraksis i den økologiske produktion. Det gælder:

- Gennemsnitlig antal græsningsdage for malkekvæg, hvor der implicit er taget højde for længere græsningsperiode for den økologiske andel af produktionen.
- Beregning af lattergasemission fra afgrøderester er baseret på nationale tal for udbytter, som omfatter både konventionelle- såvel som økologiske arealer.
- Til beregning af lattergasemission fra udvaskning af kvælstof fra jorden til rodzone, vandløb og hav anvendes måldata fra N-LESS modellen, som er baseret på faktiske målinger der omfatter både økologiske og ikke-økologiske arealer og vandområder.
- For udledninger fra mineraljorde er arealet baseret på Danmarks Statistik kombineret med Landbrugsstyrelsens arealdata (IMK-data). Her anvendes en dynamisk modellering, hvor inputtet er høstudbyttet fra Danmarks Statistik, som må antages at være et repræsentativt gennemsnit for økologiske og ikke-økologiske arealer.
- Lattergasemission fra anvendelse af kvælstof i handelsgødning må også forventes at være påvirket af udviklingen af den økologiske produktion, selv sagt i ligevægt med anvendelsen og produktionen af kvælstof i husdyrgødningen.

En række driftsmæssige forhold som er knyttet til den økologiske produktion er således implicit inkluderet i den nationale emissionsopgørelse, men der fremgår ikke en egentlig skelnen mellem den økologiske- eller ikke-økologiske produktion, hverken med hensyn til husdyrproduktionen eller arealerne. Det er således ikke muligt at trække særskilte data ud specifikt for den økologiske produktion.

Langt størstedelen af landbrugets udledninger af drivhusgasser er relateret til husdyrproduktionen, og ved beregning af drivhusgasemissionen fra husdyrenes fordøjelse og håndtering af husdyrgødning anvendes normtallene som er udarbejdet af Institut for Husdyrvidenskab, AU (<https://anis.au.dk/forskning/sektioner/husdyrernaering-og-fysiologi/normtal/>). Disse normtal betragtes som værende repræsentative for det danske husdyrhold og justeres årligt for de vigtigste husdyrkategorier så som malkekvæg, slagtesvin og smågrise. Institut for miljøvidenskab (ENVS), AU, er opmærksom på, at der i Normtal 2019 er kommet specifikke normtal for økologisk svineproduktion. Anledningen er at økologiske grise har et større energiforbrug og kvælstofudskillelse end ikke-økologiske, hvorfor det vil være hensigtsmæssigt at skelne mellem disse to produktionsformer. For at implementere en særskilt kategori for økologisk svineproduktion i opgørelsen er der behov for aktivitetstal, at udbredelsen af økologiske svin fremgår i Landbrugsindberetningen, så disse samtidig bliver fordelt på stalddtype. På nuværende tidspunkt vurderes det, at produktionen af økologiske grise er relativ beskeden, men foreligger der aktivitetsdata, vil ENVS se positivt på muligheden for at implementere økologisk svineproduktion som særskilt kategori, såfremt det vurderes at forbedre opgørelsen samlet set.

På nuværende tidspunkt er der ikke normtal for økologisk produktion af malkekvæg og ENVS er ikke vidende om andre opgørelser, som viser at energiforbruget hos økologiske malkekøer er forskellig fra konventionel produktion.

Som følge af, at der i den nationale opgørelse ikke skelnes mellem økologisk og ikke-økologisk produktion, er det ikke muligt at estimere udledninger som særskilt er knyttet til den økologiske landbrugsproduktion. En stratificering af emissionen i økologisk og konventionel landbrug kan udarbejdes, hvis det ønskes og der afsættes de fornødne ressourcer dertil. DCE er ikke i stand til hverken at kvantificere det fornødne ressourceforbrug eller vurdere om en sådan opdeling vil forbedre den samlede nationale opgørelse, da DCE ikke kender kvaliteten på de data som skal indsamles til en sådan opdeling og for hele tidsserien. Nogle eksempler:

- Forbruget af fossile brændsler i landbruget opgøres ud fra den samlede bestand af traktorer og salg til landbruget. For at foretage en opdeling skal DCE kende fordelingen af traktorer og deres kørselsmønstre på hhv. konventionelle og økologiske brug
- Det er forholdsvis simpelt at afgøre om en malkeko er på et konventionel brug eller et økologisk brug. DE største udfordringer ligger bl.a. i hvor og fra hvornår en given udledning af CH₄ fra husdyrgødningen skal afrapporteres. Hvor skal en konventionel produceret mængde husdyrgødning som overføres til økologi rapporteres – hos den konventionelle eller hos økologen. På hvilket tidspunkt skifter svaret for den afledte udledning, ved udskillelse fra koen eller når gødningen afleveres på en økologisk mark? Dette spørgsmål løses med et "ihænder ansvar" som er en principiel beslutning.
- Hvis husdyrgødning produceres konventionelt og overføres til en økologisk ejendom medfører det en øget kulstofopbygning på den økologiske bedrift. Her bliver det et principielt spørgsmål om dette kulstofopbygning skal bogføres på den konventionelle ejendom eller på den økologiske. Grundlæggende kan dette spørgsmål også løses med et "ihænder ansvar" for en given kulstofmængde, men det betyder at der skal udarbejdes fulde årlige opgørelser over vandringen af husdyrgødning mellem landbrugsejendommene.
- Udledningen af CO₂ fra mineraljorder opgøres som forskellen mellem tilførslen og nedbrydningen af organisk materiale mellem to på hinanden efterfølgende år. Hvis vi for simplicitet antager at fuldt omlagte økologiske brug har et kulstofniveau i jorden og konventionelle brug har et andet. Grundpræmissen for disse to systemer vil være, at de er i en kulstofmæssig ligevægt. Ved omlægning fra det ene system til det andet, vil mængden af kulstof på det omlagte areal bevæge sig mod den nye ligevægt, som enten er lavere eller højere afhængig af udgangspunktet. For at kunne udarbejde en

opgørelse skal DCE derfor kende jordernes udgangspunkt for kulstofmængderne for samtlige produktionssystemer, der ønskes indført i en sådan opgørelse. Sådanne historiske grunddata vil være en stor udfordring at fremskaffe. Hvis dette er muligt opstår den næste komplikation med at beregne de årlige ændringer i kulstoflagret for de ejendomme som ikke er i ligevægt. Hvis det antages, at der går 30 år fra den gamle ligevægt til en ny ligevægt indtræder, skal alle ejendomme som omlægges enten til eller økologisk eller fra økologisk til konventionelt brug kunne følges med omlægningsår og hvilke afgrøder der dyrkes. Samtidig bør et sådant system underopdeles i produktionsgrene hvor en evt. positiv omlægning til økologisk kvægbrug med en stor årlig indarbejdelse af ny biomasse i jorden ikke blandes sammen med en oplægning til f.eks. økologisk planteavl hvor den årlige mængde ny biomasse kan være begrænset.

Udviklingen i husdyrproduktionen såvel som arealudviklingen er i landbrugsfremskrivningen baseret på den makroøkonomiske AGMEMOD-model, som varetages af Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi (IFRO), Københavns Universitet (Jensen, 2020). I AGMEMOD skelnes ikke på nuværende tidspunkt mellem ændring i efterspørgsel af økologiske- eller ikke-økologiske produkter. For arealanvendelse er det kendt at økologisk produktion har en anden afgrøde sammensætning, hvilket vil påvirke inputtet af kulstof til jord. For at dette skal kunne indgå i Basisfremskrivningen, så bør arealfremskrivningen og afgrødefordeling afspejle ændringer i den økologiske produktion. Dertil er der også behov for informationer om udbyttene for henholdsvis økologisk og ikke-økologisk produktion.

Såfremt der ønskes en skelnen mellem emissionen fra økologisk og ikke-økologisk produktion, er der principielt behov for opdeling for alle variable, dvs. ud over opdeling i antal dyr, er der også behov for informationer om staldtypefordeling, praksis for udbringning af husdyrgødning, afgrødetyper, høstudbytter, høstning af halm, N-udvaskning. Dette gælder således både informationer om aktivitetsdata og emissionsfaktorer.

7 Diskussion

*Troels Kristensen & Marie Trydeman Knudsen
AU, Institut for Agroøkologi*

Den estimerede nationale emission pr. ha i Danmark er udledt fra LCA-studier af driftsgrenene mælke-, grise- og planteproduktion opdelt i emissioner uden og med indregning af ændringer i jordens kulstofpulje. De tilgængelige studier gav ikke grundlag for en yderligere neddeling af effekten mellem LULUCF, energi- og landbrugssektoren eller mellem metan og lattergas indenfor landbrugssektoren.

Ved sammenligning af konventionel til økologisk produktion inden for den samme driftsgren er der en reduktion i emissionerne pr. hektar i Danmark fra 775 kg CO₂-eq. ved planteavl til 3.600 kg CO₂-eq. pr ha ved kvægproduktion og 3.700 kg CO₂-eq. pr ha ved svineproduktion når ændringer i jordens kulstofpulje indregnes, hvilket må anses for mest retvisende. Hvis der tages højde for den nuværende arealmæssige sammensætning af driftsgrene inden for økologisk og konventionel produktion, er der estimeret en generel lavere emission fra økologiske arealer på mellem 1218 og 2.040 kg CO₂-eq. pr. ha afhængig af metoden til fastlæggelse af arealfordeling når ændringer i jordpuljen indregnes og mellem 223 og 1283 når jordpuljen ikke indregnes. Olesen et al. (2018a) beregnede en effekt udelukkende i landbrugssektoren uden indregning af kulstof i jorden på 639 kg CO₂-eq. pr ha ved omlægning til økologisk produktion, hvilket er på niveau med estimatet på 223 til 1.283 kg CO₂-eq. pr ha i nærværende notat, under antagelse af at bidraget fra landbruget i energisektoren er ens de to produktionsformer. Syntesen viser en variation i ovenstående estimater afhængig af beregningsmetode og usikkerhed på de anvendte emissionsforudsætninger. Hertil kommer at metoden med at

tage udgangspunkt i LCA studier betyder at der er usikkerhed på adskillelse af den nationale emission fra emissionen fra importen af ressourcer til produktionen. Modsat så har udgangspunktet i LCA studierne givet mulighed for at knytte emissionerne til de enkelte driftsgrene og produktionsformer, som var en del af opgaven. Der er relativt få studier til rådighed, heraf flere som ikke er repræsentative for de betragtede produkter. Ved udledning af de arealbaserede emissioner og produktivitet indenfor driftsgren og produktionsform er det tilstræbt af sikre repræsentativitet, men der er ikke lavet en egentlig kontrol heraf i form af den samlede produktion, import mv. på tværs af driftsgrene i forhold til nationale tal.

Ovenstående estimater er baseret på en sammenligning af driftsgren for driftsgren, men effekten ved omlægning til økologi kan blive overskygget af effekten mellem de enkelte driftsgrene, hvor mælke- og svineproduktionen har en betydeligt højere emission end planteproduktion. Baseret på den faktiske omlægning i 2018 til økologisk mælkeproduktion blev det beregnet, at det ikke havde en reducerende effekt på emissionerne, men derimod øgede emissionen med 372 kg CO₂ eq. pr ha, fordi en betydelig andel af de arealer, der blev omlagt, kom fra konventionel planteavl – til trods for at en direkte omlægning fra konventionel til økologisk mælkeproduktion vil reducere emissionerne med 3.600 kg CO₂ eq.. Omlægning til økologisk svine- eller planteproduktion reducerede emissionerne ved såvel den direkte sammenligning, som når der blev taget hensyn til fordelingen af de omlagte arealer fra konventionelle driftsgrene.

Den generelle effekt af økologisk produktion på udledningen af klimagasser pr. areal enhed i Danmark i forhold til konventionel produktion er således særdeles følsom for andelen af arealet knyttet til husdyr, hvilke konventionelle driftsgrene der omlægges, samt om ændringer i jordens kulstofpulje indregnes. Hertil kommer at der er en løbende udvikling indenfor såvel den konventionelle som økologiske produktion, som betyder at estimater baseret på historiske data ikke nødvendigvis er dækkende for den nuværende eller fremtidige produktionspraksis.

Derfor vil brug af generelle estimater for effekten af omlægning være behæftet med stor usikkerhed, hvorfor de næppe vil være retvisende ved scenarieanalyser af større ændringer. Brug af den driftsgrensspecifikke tilgang kræver en genberegning i det konkrete tilfælde af, hvilke driftsgrene der omlægges fra konventionel til økologi, for at få et retvisende estimat. Herved kan der laves analyser af større ændringer, der kræver en nærmere analyse af den indbyrdes sammenhæng mellem bedrifterne indenfor driftsgren og mellem driftsgrene og produktionsformer.

Vurderet pr. kg produkt, plante, mælk eller grisekød, er der stort set ikke forskel i emissionen afhængig af produktionsform. Den lavere emission pr. ha ved økologisk produktion kan ses i sammenhæng med, at der også er en nedgang i produktionen pr. ha ved omlægning til økologi på mellem 28 og 45%, hvorfor effekten af en øget andel af arealet, der dyrkes økologisk skal ses i forhold til den samlede forsyning med fødevarer. Ved øget andel økologi vil arealbehovet i Danmark stige ved den nuværende produktivitet og sammensætning af produktionen, dels fordi det økologiske jordbrug har en højere national selvforsyning med foder og gødning, dels fordi udbyttet pr. ha er lavere. Det betyder af behovet for importeret gødning og foder også blive påvirket. Omfanget afhænger dog af, om sammensætning af den konventionelle husdyr- og planteproduktion opretholdes ved omlægning til økologi. Afhængig af produktionsmønstret af fødevarer kan en omlægning til økologi derfor medføre et behov for øget produktion udenfor Danmark, som beskrevet i Smith et al. (2019). Indregning af sådanne indirekte effekter er dog problematisk, hvilket er blevet diskuteret i van der Werf et al. (2020). En overordnet analyse der inkluderer indirekte effekter på en eventuel lækageeffekt findes pt ikke.

I et notat skiver Klimarådet (2018) generelt om arealanvendelse at ”uanset hvordan arealerne i fremtiden anvendes, vil der være en lækageeffekt forbundet med omlægningen af landbrugsarealer, da produktionen,

der førhen fandt sted på disse jorder, sandsynligvis vil flyttes til udlandet, for at opretholde den samlede globale landbrugsproduktion. Dette kan være særligt problematisk, hvis produktionen flytter til lande med mindre effektive landbrug end det danske, hvorfor det således kan give anledning til højere drivhusgasudledninger, end det var tilfældet i Danmark. Samtidig bør arealomlægningen dog også ses i lyset af en forventet omlægning af Danmarks og verdens fødevareproduktion til at være mere plantebaseret. Denne produktion kræver alt andet lige mindre areal, idet der ikke skal dyrkes så meget foder til kvæg og grise". En nærmere analyse af de nationale og internationale lækage effekter ved omlægning til økologi har ikke været muligt at inddrage i nærværende rapport.

I relation til de officielle nationale opgørelser indregnes effekten af økologi indirekte via f.eks. udbytte i afgrøderne, mængde og type af gødning, andel af græs i sædskiftet mv. Det vurderes, at de konkrete emissionsfaktorer for metan og lattergas ikke vil være afhængig af produktionsform, hvorfor det er produktionens gennemførelse og omfang, der bliver afgørende for de relaterede klimaeffekter. Tilsvarende gælder for ændringer i jordens kulstofindhold, hvorfor forskelle mellem konventionel og økologisk produktion primært vil afhænge af andelen af græs, efterafgrøder og husdyrgødning, uanset hvilken produktionsform de indgår i. Det vurderes derfor, at de nationale opgørelser indirekte tager højde for effekterne ved økologisk produktion, men det er ikke for nærværende muligt at give et særskilt estimat for effekten af økologi.

8 Referencer

- Ballabio, C., Panagos, P., Monatanarella, L., (2016). Mapping topsoil physical properties at European scale using the LUCAS database. *Geoderma* 261, 110–123. doi:10.1016/J.GEODERMA.2015.07.006.
- Baral, K.R., Labouriau, R., Olesen, J.E. and Petersen, S.O., (2017). Nitrous oxide emissions and nitrogen use efficiency of manure and digestates applied to spring barley. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 239, 188-198.
- Baral, K.R., Jégo, G., Amon, B., Bol, R., Chantigny, M.H., Olesen, J.E., Petersen, S.O., (2018). Greenhouse gas emissions during storage of manure and digestates: Key role of methane for prediction and mitigation. *Agricultural Systems*. 166:26-35.
- Brozyna, M.A., Petersen, S.O., Chirinda, N., Olesen, J.E., (2013). Effects of grass-clover 1 management and cover crops on nitrogen cycling and nitrous oxide emissions in a stockless organic crop rotation. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 181, 115-126.
- Chirinda, N., Carter, M.S., Albert, K.R., Ambus, P., Olesen, J.E., Porter, J.R., Petersen, S.O., (2010) Emissions of nitrous oxide from arable organic and conventional cropping systems on two soil types. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 136, 199-208.
- Christensen, B.T., (2005). Kulstof i dyrket jord – vurdering af potentiale for øget lagring. Side 103–120 i DJF rapport Markbrug nr. 113. Drivhusgasser fra jordbruget – reduktionsmuligheder (J. E. Olesen, red.).
- Christensen B.T., Rasmussen J., Eriksen, J., Hansen E.M., (2009). Soil carbon storage and yields of spring barley following grass leys of different age. *European Journal of Agronomy* 31: 29-35.
- Danmarks statistik (2020). <https://www.statistikbanken.dk>
- Dalgaard, R., Halberg, N., Hermansen, J.E., (2007). Danish pork production – An environmental assessment. Rapport fra DJF Animal Science No 82.
- Dorca-Preda, T., Mogensen, L., Kristensen, T, Knudsen, M.T., (2019). Development of the environmental impact of Danish pork – focusing on improvement options (in prep)
- Duan, Y.-F., Hallin, S., Jones, C.M., Prieme, A., Labouriau, R., Petersen, S.O., (2018). Catch Crop Residues Stimulate N₂O Emissions During Spring, Without Affecting the Genetic Potential for Nitrite and N₂O Reduction, *Frontiers in Microbiology* 9, 2629.
- EC, (2019). Policy background. European Footprint Pilot Phase. European Commission. Online at https://ec.europa.eu/environment/eusds/smgp/policy_footprint.htm
- Eriksen, J., Jensen, L.S., (2001). Soil respiration, nitrogen mineralisation and uptake in barley following cultivation of grazed grasslands. *Biology and Fertility of Soils* 33: 139-145.
- Guerci, M., Knudsen, M.T., Bava, L., Zucali, M. Schonbach, P., Kristensen, T., (2013). Parameters affecting the environmental impact of a range of dairy farming systems in Denmark, Germany and Italy. *J. Cleaner Prod.* 54, 133-141.
- Halberg, N., Hermansen, J.E., Kristensen, I.S., Eriksen, J., Tvedegaard, N., Petersen, B.M., (2010). Impact of organic pig production systems on CO₂ emission, C sequestration and nitrate pollution. *Agron. Sustain. Dev.* 30. 721–731
- Hristov, A. N., Oh, J., Giallongo, F., Frederick, T. W., Harper, M. T., Weeks, H. L., Branco, A. F., Moate, P. J., Deighton, M. H., Williams, S. R. O., Kindermann, M., Duval, S. (2015). An inhibitor persistently decreased enteric methane emission from dairy cows with no negative effect on milk production. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 112(34), 10663–10668. <https://doi.org/10.1073/pnas.1504124112>

- IPCC, (2006). IPCC, 2006. Guidelines for national greenhouse gas inventories. In: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Intergovernmental Panel on Climate Change. Vol. 4. Available at: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>
- IPCC, (2019). 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use, Chapter 11: N₂O Emissions from Managed Soils, and CO₂ Emissions from Lime and Urea Application. Intergovernmental Panel of Climate Change (IPCC), National Greenhouse Gas Inventories Programme. Online at https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/pdf/4_Volume4/19R_V4_Ch11_Soils_N2O_CO2.pdf
- Jakobsen, M., Preda, T., Kongsted, A.G., Hermansen, J.E., (2015). Increased Foraging in Outdoor Organic Pig Production—Modeling Environmental Consequences. *Foods*, 4, 4, 622-644.
- Jensen, J.D., (2020). Fremskrivning af dansk landbrug frem mod 2030. Notat af 17. april 2020. Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi, KBH Uni.
- Klimarådet (2018). Baggrundsnotat: Potentiale for reduktion af drivhusgasudslip fra jordbruget. https://www.klimaraadet.dk/da/system/files_force/downloads/baggrundsnotat
- Knudsen, M.T., Dorca-Preda, T., Djomo, S.N., Peña, N., Padel, S., Smith, L.G., Zollitsch, W., Hörtenhuber, S., Hermansen, J.E., (2019). The importance of including soil carbon changes, ecotoxicity and 3 biodiversity impacts in environmental life cycle assessments of organic and conventional milk in Western Europe. *Journal of Cleaner Production* 215: 433-443.
- Knudsen, M.T., Meyer-Aurich, A., Olesen, J.E., Chirinda, N., Hermansen, J.E., (2014). Carbon footprints of crops from organic and conventional arable crop rotations – using a life cycle approach. *J. Cleaner production*, 64, 609-618.
- Knudsen, M.T., Mogensen, L., Kristensen, T., Kongsted, A.G., Olesen, J.E., (2019). Bidrag til oplysning af MOF spm. 265-267. Nr. 2018-760-000948, 2019. 5 s., jan. 10, 2019. https://pure.au.dk/portal/files/141794682/Besvarelsen_Bidrag_til_besvarelse_af_MOF_265_267.pdf
- Kristensen, T., Kristensen, I.S., (2019). Proportion, type and utilization of grassland affects the environmental impact of dairy farming. Report Life14 CCM/BE/001187 LIFE-Dairyclim. <http://labos.ulg.ac.be/dairyclim/wp-content/uploads/sites/30/2017/08/article-oct-2017.pdf>
- Kristensen, T., Mogensen, L. (2012). Udgør den generelle strukturvikling inden for mælkeproduktionen en barriere for omlægning til økologisk produktion? Notat Landsbrugsstyrelsen, feb. 2012.
- Kristensen, T., Mogensen, L., Knudsen, M.T., Hermansen, J.E., (2011). Effect of production system and farming strategy on greenhouse gas emissions from commercial dairy farms in a life cycle approach. *Livestock Science*, 140, 1-3, 136-148 Landbrugsstyrelsen (2020) Statistik over økologiske jordbrugsbedrifter 2019. Autorisation & produktion. Miljø- og Fødevarerministeriet, København, Marts 2020. ISBN 978-87-7120-143-7. 55 p. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Tvaergaaende/Oekologi/Statistik/Statistik_over_oekologiske_jordbrugsbedrifter_2019.pdf
- Li, X., Petersen, S.O., Sørensen, P., Olesen, J.E., (2015). Effects of contrasting catch crops on nitrogen availability and nitrous oxide emissions in an organic cropping system. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 199, 382-393.
- Meier, M.S., Stoessel, F., Jungbluth, N., Juraske, R., Schader, C., Stolze, M., (2015). Environmental impacts of organic and conventional agricultural products – are the differences captured by life cycle assessment? *Journal of Environmental Management* 149, 193-208.
- Mogensen, L., Kristensen, T., Nguyen, T.L.T., Knudsen, M.T., Hermansen, J.E., (2014). Method for calculating carbon footprint of cattle feeds – including contribution from soil carbon change and use of manure. *J. Cleaner Prod.* 73, 40-51.

- Mogensen, L., Knudsen, M. T., Dorca-Preda, T., Nielsen, N. I., Kristensen, I. S., Kristensen, T. (2018). Bæredygtighedsparametre for konventionelle fodermidler til kvæg - metode og tabelværdier. *DCA rapport nr. 116 - marts - 2018. Aarhus Universitet. DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug.*
- Müller-Stöver, D., Hauggaard-Nielsen, H., Eriksen, J., Ambus, P., Johansen, A., (2012). Microbial biomass, microbial diversity, soil carbon storage, and stability after incubation of soil from grass-clover pastures of different age. *Biology and Fertility of Soils* 48: 371-383.
- Nair, D., Baral, K.R., Abalos, D., Strobel, B.W., Petersen, S.O., 2020. Nitrate leaching and nitrous oxide emissions from maize after grass-clover on a coarse sandy soil: Mitigation potentials of 3,4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP). *J. Environ. Manage.* 260, 110165.
- Nguyen, T.L.T, Hermansen, J.E., Mogensen, L., (2011). Environmental assessment of Danish pork. Rapport fra Aarhus University, No 103.
- Nielsen, O.-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Nielsen, M., Gyldenkerne, S., Mikkelsen, M.H., Albrektsen, R., Thomsen, M., Hjelgaard, K., Fauser, P., Bruun, H.G., Johannsen, V.K., Nord-Larsen, T., Vesterdal, L., Callesen, I., Caspersen, O.H., Rasmussen, E., Petersen, S.B., Baunbæk, L. & Hansen, M.G. 2020. Denmark's National Inventory Report 2020. Emission Inventories 1990-2018 - Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy 904 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 372. <http://dce2.au.dk/pub/SR372.pdf>
- Nordberg, M., (2016). Holistic management – a critical review of Allan Savory's grazing method. SLU/EPOK – Centre for Organic Food & Farming Chalmers. ISBN 978-91-576-9424-9.
- Olesen, J.E., (2018). Kulstofbinding i økologiske græsmarker. Notat i FØL projektet Økologisk jordbrug som bidrag til at nå klimamålene. 13. december 2018.
- Olesen, J.E., Jørgensen, U., Hermansen, J.E., Petersen, S.O., Eriksen, J., Søgaard, K., Vinther, F.P., Elsgaard, L., Lund, P., Nørgaard, J.V., (2013). Effekter af tiltag til reduktion af landbrugets udledning af drivhusgasser. *DCA rapport nr. 27.*
- Olesen, J.E., Petersen, S.O., Lund, P., Jørgensen, U., Kristensen, T., Elsgaard, L., Sørensen, P., Lassen, J., (2018a). Virkemidler til reduktion af klimagasser i landbruget. Aarhus Universitet. *DCA rapport Nr. 130.* 116 pp.
- Olijhoek, D. W., Hellwing, A. L. F., Brask, M., Weisbjerg, M. R., Højberg, O., Larsen, M. K., Dijkstra, J., Erlandsen, E. J., Lund, P. (2016). Effect of dietary nitrate level on enteric methane production, hydrogen emission, rumen fermentation, and nutrient digestibility in dairy cows. *Journal of Dairy Science*, 99(8), 6191–6205. <https://doi.org/10.3168/jds.2015-10691>
- Petersen, B.M., Knudsen, M.T., Hermansen, J.E., Halberg, N., (2013). An approach to include soil carbon changes in the life cycle assessments. *Journal of Cleaner Production.* 52, 217-224.
- Petersen, S.O., (2018). Greenhouse gas emissions from liquid dairy manure: Prediction and mitigation. *Journal of Dairy Science.* 101(7):6642-6654.
- Schjøning, P., de Jonge, L.W., Munkholm, L.J., Moldrup, P., Christensen, B.T., Olesen, J.E., (2012). Drivers for dispersibility and soil friability – test of the clay carbon saturation concept. *Vadose Zone J.* 11, doi:10.2136/vzj2011.0067.
- Smith, L.G., Kirk, G.J.D., Jones, P.J., Williams, A.G. (2019) The greenhouse gas impacts of converting food production in England and Wales to organic methods. *Nat Commun* 10, 4641 (2019).
- Soussana, J.F., Tallac, T., Blanfort, V., (2010). Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal* 4:3: 334-350.

- Thomsen, I.K., Christensen, B.T., (2004). Yields of wheat and soil carbon and nitrogen contents following long-term incorporation of barley straw and ryegrass catch crops. *Soil Use Manage.* 20, 432-438.
- van der Werf, H.M.G., Knudsen, M.T. & Cederberg, C.(2020) Towards better representation of organic agriculture in life cycle assessment. *Nat Sustain* 3, 419–425, <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0489-6>
- van Gastelen, S., Dijkstra, J., Bannink, A. (2019). Are dietary strategies to mitigate enteric methane emission equally effective across dairy cattle, beef cattle, and sheep? *Journal of Dairy Science*, 102(7), 6109–6130. <https://doi.org/10.3168/jds.2018-15785>
- van Wagenberg, C.P.A., de Haas, Y., Hogeveen, H., Krimpen, M.M., Meuwissen, M.P.M., van Middelaar, C.E., Rodenburg, T.B., (2017). Animal Board Invited Review: Comparing conventional and organic livestock production systems on different aspects of sustainability. *Animal*, 11 (10), 1839-1851.
- Ørum, J.E., Jensen, C.L., Andersen, J.M., Tvedegaard, N. (2011). Økologiske afhoppere – en analyse af det store frafald af økologiske dyrkede landbrugsbedrifter og arealer. Fødevarerøkonomisk Institut, Københavns Universitet.



FOLKETINGET

Miljø- og Fødevarerudvalget

Til: Ministeren for fødevarer, fiskeri og ligestilling

Dato: 23. september 2020

Udvalget udbeder sig ministerens besvarelse af følgende spørgsmål:

MOF alm. del

Spørgsmål 1417

Ministeren bedes kommentere mail fra Poul Vejby-Sørensen af 16. september 2020, jf. MOF alm. del – bilag 748, og debatindlægget "Skal statskassen modarbejde regeringens erklærede mål for klima og natur?", Poul Vejby-Sørensen, baeredygtigtlandbrug.dk, den 11. september 2020, som mailen henviser til. Vil ministeren svare på de i henvendelsen rejste problemstillinger og på følgende spørgsmål:

- Vil ministeren foretage en sammenligning af arealanvendelsen mellem økologisk produktion og konventionel produktion i relation til udbytte, produktion, effektivitet mv.?
- Vil ministeren foretage en sammenligning mellem økologisk produktion og konventionel produktion angående tilskud til produktionerne?
- Vil ministeren foretage en sammenligning mellem økologisk produktion og konventionel produktion angående, hvilke produktionsmidler der anvendes til produktionerne, f.eks. gødning, sprøjtemidler mv.
- Vil ministeren foretage en sammenligning mellem økologisk produktion og konventionel produktion angående klimabelastning, miljøbelastning og naturbelastning på omgivelserne, herunder, naturen, vandmiljø mv.?

Spørgsmålet er stillet efter ønske fra Erling Bonnesen (V).

Svar bedes sendt elektronisk til spørgeren på Erling.Bonnesen@ft.dk og til lov@ft.dk.

På udvalgets vegne
René Christensen
formand