



VIDENSYNTESE OM LIVSCYKLUSVURDERINGER OG KLIMAEFFEKTIVITET I LANDBRUGSSEKTOREN

LISBETH MOGENSEN, MARIE TRYDEMAN KNUDSEN, FATEMEH HASHEMI, ANDREAS JENSEN OG
TROELS KRISTENSEN

DCA RAPPORT NR. 200 • FEBRUAR 2022 • RÅDGIVNING



AARHUS
UNIVERSITET

DCA - NATIONALT CENTER FOR FØDEVARER OG JORDBRUG



Vidensyntese om livscyklusvurderinger og klimaeffektivitet i landbrugssektoren

Rådgivningsrapport fra DCA – National Center for Fødevarer og Jordbrug

Lisbeth Mogensen, Marie Trydeman Knudsen, Fatemeh Hashemi, Andreas Jensen og Troels Kristensen

Institut for Agroøkologi
Aarhus Universitet

Datablad

Titel:	Vidensyntese om livscyklusvurderinger og klimaeffektivitet i landbrugssektoren
Serietitel og nummer:	DCA rapport nr. 200
Rapporttype:	Rådgivning
Udgivelsesår:	Marts 2022, 1. udgave, 1. oplag
Forfatter(e):	Del 1: Lektor Lisbeth Mogensen, seniorforsker Marie Trydeman Knudsen, postdoc Fate-meh Hashemi, ph.d.-studerende Andreas Jensen, seniorforsker Troels Kristensen. Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet (AU) Del 2: Seniorforsker Troels Kristensen, lektor Lisbeth Mogensen og seniorforsker Marie Trydeman Knudsen, Institut for Agroøkologi, AU
Fagfællebedømmelse:	Del 1: Seniorforsker emeritus John E. Hermansen, Institut for Agroøkologi, AU Del 2: Professor Uffe Jørgensen, Institut for Agroøkologi, AU
Kvalitetssikring, DCA:	Specialkonsulent Lene Hegelund, DCA Centerenheden, AU
Rekvirent:	Landbrugsstyrelsen, Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri (FVM)
Dato for bestilling/levering:	20.01.2021/ 30.09.2021
Journalnummer:	2020-0076680
Finansiering:	Besvarelsen er udarbejdet som led i "Rammeaftale om forskningsbaseret myndighedsbetjening" indgået mellem Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri (FVM) og Aarhus Universitet under ID nr. 2.25 "Ydelsesaftale Planteproduktion 2021-2024".
Ekstern kommentering:	Landbrugsstyrelsen har afholdt skriftlig interessentinddragelse ved afslutning af rapporten. De modtagne kommentarer og AUs håndtering af disse kan findes via dette link: del 1 og del 2 . Ydermere afholdte LBST et webinar mhp. interessentinddragelse, inden bestillingen blev afstændt til AU.
Eksterne bidrag:	Bidrag til appendix vedr igangværende forskning
Kommentarer til besvarelse:	Som en del af denne opgave er der indsamlet og behandlet nye data, og rapporten præsenterer resultater, som ved rapportens udgivelse ikke 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. Nærværende DCA rapport er - med få redaktionelle tilpasninger - identisk med rådgivning til Fødevarestyrelsen leveret den 30.09.2021 (del1) og leveret den 17.01.2022 (del2)
Citeres som:	Mogensen L., Knudsen M.T., Hashemi F., Jensen A., Kristensen T. 2022 Vidensyntese om livscyklusvurderinger og klimaeffektivitet i landbrugssektoren. 91 sider. Rådgivningsrapport fra DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet.
Layout:	Jette Ilkjær, DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug
Foto forside:	Klimapyramide, der viser interval for klimaaftryk for forskellige fødevarergrupper (Mogensen et al., 2020). Baggrundsfoto (gulerodsmark): Colourbox
Sideantal:	91
ISBN:	Trykt version: 978-87-93998-73-5. Elektronisk version: 978-87-93998-74-2
ISSN:	2245-1684
Tryk:	DigiSource
Internetversion:	https://dcapub.au.dk/djfpublikation/djfpdf/DCArapport200.pdf

1. Forord

Denne vidensyntese om livscyklusvurderinger og klimaeffektivitet i landbrugssektoren er udarbejdet af forskere ved Aarhus Universitet på baggrund af en bestilling fra Landbrugsstyrelsen (LBST) under Ydelsesaftalen Planteproduktion v. rammeaftale om forskningsbaseret myndighedsbetjening mellem Miljø- og Fødevarerministeriet og Aarhus Universitet 2021-2024.

Som beskrevet i bestillingen (Appendix) ønskes syntesen udformet som en rapport, der dels beskriver de forskellige tilgange til livscyklusvurdering (LCA) og dels redegør for nyeste viden om klimaeffektivitet i landbruget og klimaaftryk for udvalgte fødevarer.

Vidensyntesen er udarbejdet i to dele, hvor der i del 1 indledningsvis gives en introduktion til livscyklusvurderinger (LCA). Målgruppen herfor er interessenter indenfor fødevarer- og klimaområdet, med ingen eller begrænset indsigt i grundlaget for livscyklusvurderinger (LCA). Herefter er der en gennemgang af de databaser og beregningsmodeller, der anvendes kommercielt og i forskningen i Danmark og internationalt omkring fødevarernes klimaaftryk, efterfulgt af konkrete eksempler på klimaaftrykket fra udvalgte fødevarer på tværs af de forskellige databaser. Afslutningsvis en diskussion af variationen i klimaaftrykket for udvalgte fødevarer og mellem forskellige fødevarekategorier i forhold til de i bestillingen rejste spørgsmål omkring forskellige tilgange til gennemførelsen af LCA. Del 1 er således målrettet klimaaftrykket fra forbruget af fødevarer i Danmark, mens del 2 omhandler klimaeffektiviteten ved landbrugsproduktionen i Danmark sammenlignet med andre lande, samt effekten af henholdsvis konventionel og økologisk produktion på klimaeffektiviteten. Afslutningsvis er der en oversigt over igangværende dansk forskning i relation til klimaberegninger baseret på LCA og fødevarer.

Vidensyntesen bygger på de nyeste publikationer, guidelines og databaser indenfor området. Det kan i den forbindelse nævnes, at Landbrugsstyrelsen ved igangsættelsen af vidensyntesen, inden bestillingen, afholdte et webinar med oplæg fra AU med henblik på at skabe åbenhed om processen og få input til projektet, og inden færdiggørelse har delrapporterne af LBST været sendt i ekstern høring.

Indholdsfortegnelse

1. Forord.....	3
Forkortelse til livscyklusvurderinger (LCA)	6
2. Del 1 – Introduktion	7
2.1 Overordnet beskrivelse af LCA-metoden	7
2.1.1 Fase 1: Definition af formål, afgrænsning og funktionelle enhed (Goal and scope)	8
2.1.2 Fase 2: Dataindsamling og estimering af inputs, outputs og emissioner (Inventory)	11
2.1.3 Fase 3: Miljøvurdering i forskellige miljøpåvirkningskategorier (Impact assessment)	13
2.1.4 Fase 4: Fortolkning af undersøgelsens konklusioner og væsentlige spørgsmål	14
2.2 Komplexitet i LCA i relation til jordpuljecændringer og arealanvendelse	14
2.3 Usikkerheder forbundet med livscyklusvurderinger af landbrugsprodukter	16
2.4 LCA-studiernes styrker og begrænsninger	17
3. Databaser og beregningsmodeller.....	18
3.1 Databaser med fødevarers klimaaftryk	18
4. Klimaaftryk for udvalgte fødevarer	23
4.1 Generelle forskelle mellem databaser over fødevarernes klimaaftryk	23
4.1.1 Anvendte LCA metode	23
4.1.2 Data	24
4.1.2 Anvendte funktionelle enhed (FU)	25
4.1.3 Systemafgrænsning, hvilke bidrag fra kæden er med.....	27
4.1.4 Bidrag fra arealanvendelse, dLUC, iLUC og COC.....	27
4.2 Forskelle i de enkelte fødevarers klimaaftryk i forskellige databaser	29
4.2.1 Oksekøds klimaaftryk.....	29
4.2.2 Svin og kylling	30
4.2.3 Mælk og ost	31
4.2.4 Fisk.....	31
4.2.5 Brød og cerealier	32
4.2.6 Grøntsager	32
4.2.7 Frugt.....	33
4.2.8 Æg.....	33
4.2.9 Sukker.....	34
4.2.10 Øl.....	34
5. Diskussion og konklusioner	40
5.1 Datagrundlag og usikkerhed.....	40
5.2 LCA-metoder, databaser og international harmonisering.....	41
5.3 Funktionel enhed	42
5.4 Systemgrænser.....	43
5.5 Jordpuljecændringer og arealændringer	44
5.6 Andre miljøpåvirkningskategorier	46
6. Afslutning	47
7. Litteratur	48

8. Dokumentation af databaserne	53
9. Del 2 - Introduktion	56
10. Dansk landbrug i et internationalt perspektiv	58
10.1 Husdyrproduktion	58
10.2 Planteproduktion	67
11. Konventionel versus økologisk	70
12. Diskussion	75
12.1 Danmark vs. andre lande	75
12.2 Økologi versus konventionel	76
12.3 Metode	78
12.4 Andre miljøpåvirkningskategorier	78
13. Opsummering og forskningsbehov	79
13.1 Klimaeffektivitet i landbruget	79
13.2 Fødevarer	80
13.3 Livscyklusvurderingsmetode og international harmonisering	80
14. Litteratur	82
Appendix 1	84
Appendix 2	89
Bestillingen til AU fra Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri	89

Forkortelse til livscyklusvurderinger (LCA)

A-LCA	Attributional eller attributiv livscyklusvurdering
BD:	Biodiversitet
CF:	Carbon footprint (klimaaftryk)
CH ₄ :	Metan
C-LCA	Consequential eller konsekvens livscyklusvurdering
CO ₂ :	Kuldioxid
COC:	Carbon Opportunity Cost
dLUC:	Direkte Land Use Change (direkte arealændring)
FU:	Funktionelle enhed
GWP:	Global Warming Potential (global opvarmnings potentiale)
iLUC:	Indirekte Land Use Change (indirekte arealændring)
IPCC:	Intergovernmental Panel on Climate Change (FN's klimapanel)
KF:	Karakteriseringsfaktorer
LCA:	Life Cycle Assessment (livscyklusvurderinger)
N:	Kvælstof
N ₂ O:	Lattergas
PEF:	Product Environmental Footprint (EU initiativ)

2. Del 1 - Introduktion

Af Lektor Lisbeth Mogensen, seniorforsker Marie Trydeman Knudsen, postdoc Fatemeh Hashemi, ph.d.-studerende Andreas Jensen og seniorforsker Troels Kristensen. Institut for Agroøkologi, AU

Landbrugs- og fødevarer systemerne har en signifikant påvirkning af klima, miljø og ressourceforbrug både lokalt og globalt. For at kunne reducere påvirkningen i overensstemmelse med bl.a. nationale, europæiske og internationale forpligtelser for klima og miljø er der brug for løsninger, der kan fremme landbrugs- og fødevarer systemernes bæredygtighed både i forhold til de nuværende og fremtidige krav.

For at kunne estimere og vurdere landbrugssystemernes og fødevarernes bæredygtighed er det nødvendigt med et redskab, der ser på hele produktionssystemets klima- og miljøpåvirkning i form af emissioner og ressourceforbrug. Til analyserne er der brug for kendskab til alle led i produktkæden, herunder produktion af input, forarbejdning og transport.

Livscyklusvurderinger (LCA) er en af de mest anvendte metoder til at estimere landbrugsprodukters og fødevarers klima- og miljøpåvirkning (Cucurachi et al. 2019). I livscyklusvurderingen indgår alle betydningsfulde led i produktkæden. På baggrund af de forskellige led i produktets livscyklus estimeres landbrugsproduktets påvirkning på forskellige relevante miljøpåvirkningskategorier (herunder klima). LCA er således en metode, der bruges til at beregne fødevarernes klimaaftryk. LCA kan samtidig benyttes til at udpege, hvilke processer i produktkæden, der har størst klima- eller miljøbelastning og kan derved an vise, hvor der er mulighed for forbedringer. Derudover kan LCA benyttes til at sammenligne alternative, innovative produktionssystemer med nuværende praksis samt fødevarer og landbrugsprodukter fra disse systemer.

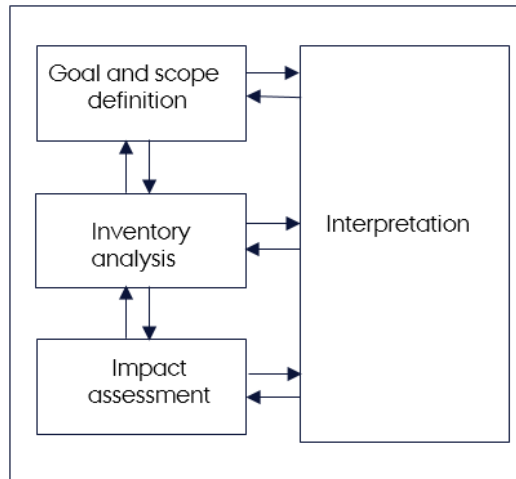
I det følgende gives et overordnet indblik i LCA-metoden med fokus på klimapåvirkningen fra landbrugs- og fødevarereproduktionen:

- Overordnet beskrivelse af LCA-metoden og de tilknyttede fire faser
- Jordpuljecændringer samt arealanvendelsesændringer
- Usikkerhed forbundet med LCA-beregninger
- LCA-studiernes styrker og begrænsninger

2.1 Overordnet beskrivelse af LCA-metoden

LCA-metoden er oprindeligt defineret i ISO-standard 14040 og 14044 (Figur 1) (PRé, 2021), og har fire hovedfaser (Cucurachi et al. 2019):

- Fase 1: Goal and scope definition (definition af formål, afgrænsning og funktionelle enhed)
- Fase 2: Inventory analysis (dataindsamling og estimering af inputs, outputs og emissioner)
- Fase 3: Impact assessment (miljøvurdering i forskellige miljøpåvirkningskategorier)
- Fase 4: Interpretation (fortolkning af resultater og væsentlige spørgsmål)



Figur 1: Strukturen i LCA-metoden modificeret efter ISO 14040 (1997) og 14044-standarden.

2.1.1 Fase 1: Definition af formål, afgrænsning og funktionelle enhed (Goal and scope)

For at estimere klima- og miljøpåvirkningen fra landbrugssystemer eller fødevarer, må man starte med at definere livscyklusvurderingens formål og afgrænsning.

Definitionen af formål og afgrænsning sætter rammen for livscyklusvurderingen (Rosenbaum et al., 2018), og inkluderer bl.a. afklaring af nedenstående områder:

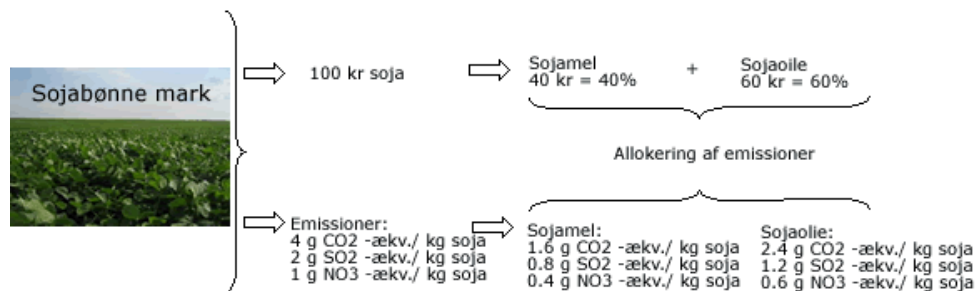
- 1) Den funktionelle enhed - der definerer den enhed, der analyseres (Cucurachi et al., 2019). Den funktionelle enhed for livscyklusvurderinger af landbrugsprodukter er ofte baseret på mængde (f.eks. 1 kg produkt), men andre funktionelle enheder som areal (f.eks. 1 ha) eller produktets egenskaber, som energi- og næringsindhold (f.eks. 100 g protein eller kcal) bliver også brugt (van der Werf et al., 2020). Den funktionelle enhed danner grundlaget for eventuelle sammenligninger af systemer og produkter. For fødevarer kan sammenligning også ske på baggrund af en hel kostsammensætning.
- 2) Afgørelse af hvilke miljøpåvirkningskategorier, der medtages i livscyklusanalysen. Landbrugsprodukternes klima- og miljøpåvirkning estimeres via et sæt af miljøpåvirkningskategorier, der afrapporteres per funktionel enhed. Eksempler på kategorier kan være "Klimapåvirkningspotentiale" (kg CO₂-ækv./kg) eller "Eutrofieringspotentiale" (kg NO₃-ækv./kg), som udtrykker den potentielle effekt på henholdsvis klimaet og næringsstofbelastning pr. kg produceret enhed (Nemecek et al., 2015; Cucurachi et al., 2019). Miljøpåvirkningskategorier som f.eks. økotoxicitet eller biodiversitet er kategorier, der er højst relevante for fødevarer, men som sjældent inkluderes ofte med begrundelse i metodemæssige udfordringer (van der Werf et al., 2020).
- 3) Afgrænsningen af systemet - der definerer afgrænsningen i tid og sted og hvilke elementer af produktkæden, der er taget med livscyklusvurderingen. I livscyklusvurderinger inddrages altid

alle emissioner helt fra begyndelsen af produktets livscyklus ("vugge") – altså helt fra eksempelvis handelsgødningen, der produceres på fabrikken. Det er derimod lidt forskelligt, hvor langt man går mod "graven" (Caffrey and Veal, 2013). I livscyklusvurderinger af fødevarer stopper man ofte enten når landbrugsproduktet forlader gården ("cradle-to-farm gate") eller når det ligger i supermarkedet (se eksempel i Figur 4). I nogle tilfælde inddrages også forbrugernes håndtering af fødevarer i hjemmet (tilberedning og madspild) ("field-to-fork") (Garnett et al., 2016). Som udgangspunkt skal det sandsynliggøres, at udeladelsen af visse led ved sammenligninger ikke har afgørende betydning for resultatet.

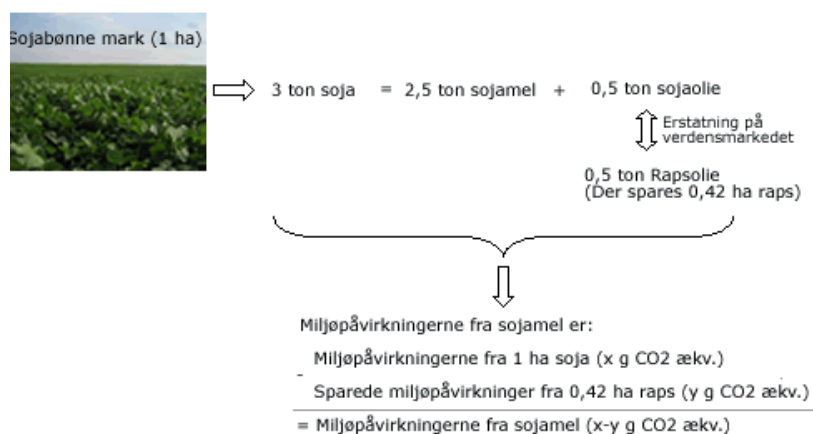
- 4) Definerings af allokering- og systemudvidelsesprincipper. Når der fra en produktion, der har en vis miljøbelastning, fremkommer flere produkter (f.eks. mælk og kød fra en malkekvægsproduktion) – skal det afgøres, hvordan denne miljøbelastning fordeles på produkterne. Dette kan gøres enten ved allokering mellem produkterne eller ved systemudvidelse, jf. ISO-standard: 1) Opdel processerne, hvis det er muligt eller undgå allokering ved at inkludere flere produkter i den funktionelle enhed (f.eks. både mælk og kød), 2) Udvid systemet og se på hvilke produkter, som biprodukterne erstatter i markedet. Godskriv derefter hovedproduktet for disse erstattede udledninger (f.eks. oksekød fra en malkeko, der kan erstatte andet kød på markedet), 3) Alloker udledninger baseret på et økonomisk eller fysisk forhold mellem produkterne (f.eks. mælken og kødets markedsværdi. Allokeringen mellem produkterne kan f.eks. gennemføres ud fra, hvor meget der i den kombinerede produktion produceres af de to (eller flere) produkter, eller hvilken økonomisk værdi produkterne repræsenterer.

Ved systemudvidelse betragter man et større system for at undgå at allokere. Det sker ved at definere, hvad der er hovedproduktet ved den kombinerede produktion, og samtidig vurdere hvordan biprodukterne anvendes og hvilke ressourcer, de erstatter, og dermed hvilken miljøpåvirkning, der herved kan spares. Hovedproduktets miljøbelastning kan herved beregnes som den samlede belastning fratrukket den sparede miljøpåvirkning fra biprodukterne. Så mens der ved allokering ligger en udfordring i at bestemme, hvordan allokeringen skal foretages, ligger der i systemudvidelse en udfordring i at identificere betydningen af biprodukterne for ændringer i det samlede ressourceforbrug og deraf afledte miljøeffekter. I Figur 2 og 3 er der givet et eksempel fra LCAFood (Nielsen et al., 2003), hvor emissionerne fra dyrkning af sojabønner fordeles enten ved økonomisk allokering (Figur 2) eller ved systemudvidelse (Figur 3). I eksemplet med økonomisk allokering udgør sojamel 40% og sojaolie 60% af den økonomiske værdi af sojadyrkingen. Sojaolien tilskrives derfor 60% af de samlede emissioner, mens de resterende 40% tilskrives sojamel. På samme vis kunne der allokeres efter vægt (Nielsen et al., 2003). Ved systemudvidelse er tankegangen at biprodukter fra en process, her antaget at være sojaolie, kan erstatte andre produkter på markedet. (Nielsen et al., 2003). I Figur 3 med systemudvidelse bestemmes miljøpåvirkningen fra sojamel derfor ved at summere alle miljøpåvirkninger fra dyrkning af sojabønner og derfra fratække miljøpåvirkningen fra den marginalproduktion som sojaolie erstatter på markedet. I dette

tilfælde rapsolie. Systemet for produktion af sojamel udvides derfor til at inkludere produktion af rapsolie og alle de processer, der indgår i produktion heraf. Miljøpåvirkningen fra sojamel beregnes ved miljøpåvirkningen fra produktion af sojabønner fratrukket miljøpåvirkningen ved produktion af en mængde rapsolie tilsvarende mængden af sojaolie fra 1 ha sojabønner.



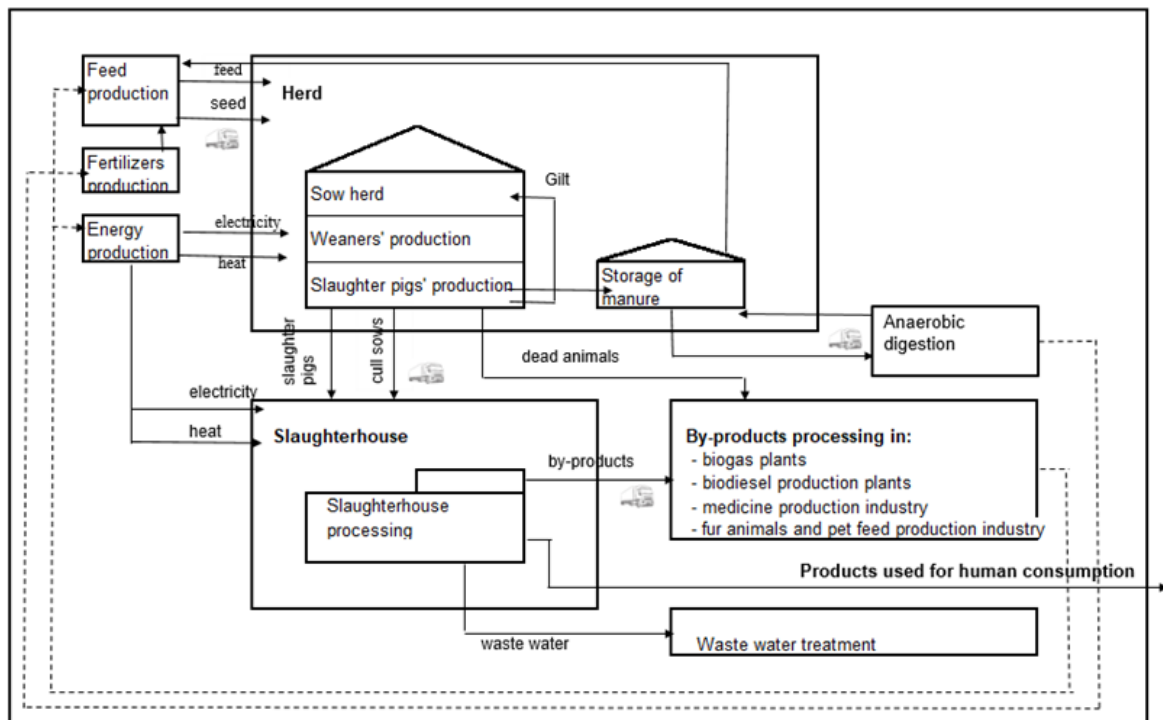
Figur 2: Eksempel på økonomisk allokering mellem de 2 produkter; sojamel og sojaolie fra dyrkning af sojabønner (Nielsen et al., 2003)



Figur 3: Eksempel på systemudvidelse ved dyrkning af sojabønner (Nielsen et al., 2003)

Der er to grundlæggende tilgange til LCA, henholdsvis attributional LCA (A-LCA) og konsekvens-LCA (C-LCA). I en A-LCA benyttes der primært allokering mellem produkterne (f.eks. økonomisk), mens der ved C-LCA ofte benyttes systemudvidelse. Typisk vil A-LCA benytte gennemsnitsdata, men C-LCA vil benytte marginale data. Formålet med livscyklusvurderingen kan være med til at afgøre, hvilken tilgang, der bedst understøtter formålet – altså om der er brug for en kortlægning af det nuværende produktsystems miljøaftryk (A-LCA) eller der er brug for at undersøge konsekvensen af at producere en ekstra enhed (C-LCA) (EU-JRC, 2010). Se f.eks. Schaubroeck et al. (2021) eller Moberg et al. (2019) for yderligere diskussion af de to tilgange.

Definitionen af formål og afgrænsning har stor betydning for resultaterne, da de påvirker både dataindsamling, beregninger og fortolkning. Denne fase er derfor afgørende for livscyklusvurderingens konklusioner og anbefalinger (Rosenbaum et al. 2018).



Figur 4: Eksempel på en systemafgrænsning for svinekød. Den yderste sorte rammer angiver systemafgrænsningen (Dorca-Preda et al. 2021).

2.1.2 Fase 2: Dataindsamling og estimering af inputs, outputs og emissioner (Inventory)

I Fase 2 opgøres alle fysiske flows i form af inputs (materialer, energi, kemikalier, andet) og outputs (produkter samt bi- og restprodukter) samt emissioner fra processerne, der er defineret i formål og afgrænsning (Hellweg & i Canals, 2014). Tidsmæssigt er det ofte data baseret på den årlige omsætning, på tilsvarende måde som for et økonomisk regnskab. Det vil sige, at der indgår emissioner fra de tilførte årlige ressourcer som f.eks. energi og handelsgødning samt emissioner forårsaget af årets produktion på landbruget og efterfølgende led i produktkæden i forhold til årets produktion.

Hvorvidt der anvendes en bottom-up eller top-down tilgang påvirker typen af data, der anvendes. En bottom-up anvender detaljerede beskrivelser af de individuelle produktionsprocesser gennem kæden baseret på fysiske enheder, som kg. Mens top-down anvender input-output analyser, som er en økonomisk metode, som derfor typisk er i monetære enheder. Her tager man udgangspunkt i statistiske data, f.eks. på nationalt plan. Disse neddeles herefter til at repræsentere de specifikke processer for det pågældende produkt. Herudover anvendes også hybridmetoder, der kombinerer bottom-up og top-down tilgangen, idet **hybrid-LCA-modeller** integrerer procesbaserede LCA-data inden for rammerne af input-output-modeller, der ofte mangler informationer på produktniveau.

Ved opgørelse af inputs, outputs og emissioner for hvert led i produktkæden kan miljø- eller klimapåvirkningen ved produktion af en funktionel enhed udregnes. Ved udregning af f.eks. klimaaftrykket fra fødevarer estimeres primært klimagasserne CO₂, CH₄ og N₂O for hvert led i produktkæden og relateres til den funktionelle enhed, f.eks. 1 kg produkt. Beregningen af udledninger kan være baseret på primær data fra processerne dvs. her oftes fra primærproduktionen eller være baseret på mere generiske data fra databaser (sekundær data) for input som f.eks. el og kunstgødning (Garnett et al., 2016). Resultatet fra Fase 2 (Inventory) er en liste af kvantificerede fysiske flows og emissioner fra produktionssystemet relateret til produktion af én funktionel enhed af produktet (Widheden & Ringström, 2007).

Tabel 1 viser input- og outputdata i en LCA for en landbrugsproduktion af hvede, byg og raps, som en forholdsvis simpel produktionsproces (Mogensen et al., 2014). Selv for en simpel proces, som dyrkning af byg, kan der være brug for at inkludere yderligere elementer, såsom information om den tidligere afgrøde, mængden af efterafgrøder eller brug og håndtering af husdyrgødning i dyrkningen. Mere komplekse landbrugssystemer, såsom produktion af svinekød, stiller krav til definering af alle eksterne og interne omsætninger for hver enkel proces defineret i Figur 4.

Tabel 1: Eksempel på inputs og outputs data. Produktionen af hvede, byg og raps pr ha årligt (Modificeret fra Mogensen et al., 2014)

	Hvede	Byg	Raps
Input			
Handelsgødning, kg kvælstof (N)	157	114	181
Handelsgødning, kg fosfor (P)	24	23	32
Handelsgødning, kg kalium (K)	84	49	82
Udsæd, kg kerne	150	150	4
Energi - Olie, l	25	18	18
Elektricitet - vanding, kWh	105	75	90
Elektricitet- tørring, kWh	141	92	65
Energi - jordbehandling mv., MJ	3784	3079	3599
Output			
Kerne, netto kg tørstof	6290	4110	3170
Tab i marken, % af tørstof	1	1	1
Halm, kg tørstof	3460	2267	2624

Da landbrugsproduktionssystemer, som tidligere nævnt, ofte leverer mere end et produkt, kan det være en udfordring at fordele inputs, outputs og emissioner mellem de forskellige produkter. En malkekvægsproduktion producerer f.eks. både mælk og dyr til slagting (kød). Hvis man vil beregne et klimaaftryk for 1 liter mælk, så kan klimabelastningen fra den samlede malkekvægsproduktionen beregnes, men det er udfordrende at afgøre, hvor stor en del af klimabelastningen, der skal gå til mælken og hvor stor en del til kødet. Et eksempel på effekten af forskellige procedurer for fordeling af udledninger på klimaaftryk af mælk kan ses i Tabel 2. Der er her brugt fire forskellige former for allokering (model A, protein, biologisk og økonomisk) samt systemudvidelse (Kristensen et al., 2011). Den første allokeringssmodel "Model A" er direkte udledt fra materialet ud fra andel af mælk og tilvækst i forhold til den samlede emission, hvilket kun er muligt i de tilfælde, hvor der er et større antal observationer. I studiet her var der 67 bedrifter. Allokeringssmodellen, "Protein" er ud fra proteinmængden i henholdsvis mælk og tilvækst på bedriften, mens allokeringssmodellen "Economic" er ud fra værdien af mælk og tilvækst baseret på

standardpriser og de faktiske mængder af mælk og tilvækst på hver bedrift. Den sidste allokeringsmodel "Biologisk" er baseret på en model fra litteraturen, som udledt ud fra foderbehovet til henholdsvis mælk og tilvækst. Ved systemudvidelse er der i dette studie antaget at kødet (ved samproduktion af mælk og kød), blev erstattet med 50% grisekød og 50% oksekød fra ammekvæg. De anvendte metoder til fordeling af emissionen mellem mælk og kød giver en forskel i emissionen pr kg mælk fra 0,91 til 1,06 indenfor det konventionelle system, og en tilsvarende forskel mellem minimums- og maksimumsværdierne i det økologiske system. Produktion af kød er væsentlig lavere end af mælk, hvorfor den relative forskel i emissionen pr kg kød bliver væsentlig højere end for mælk. De viste minimum- og maksimumsværdier viser, at der er betydelig variation mellem bedrifter i andel mælk og kød, hvorfor en standardfordeling ikke vil være retvisende.

Tablet 2: Effekt af allokeringsmetoden for klimaaftryk pr kg energi korrigeret mælk (EKM) og kød (kg levende vægt) fra konventionel og økologisk kvægbrug. Produktionskæden indtil fødevarer forlader gården er medregnet (modificeret fra Kristensen et al., 2011)

	Konventionel			Økologisk		
	Gns.	Min.	Maks	Gns.	Min.	Maks.
Kød, pct af CO ₂ -ækv.						
Model A	14	10	20	16	10	29
Protein	17	12	23	19	12	33
Biologisk	24	15	35	29	16	57
Økonomisk	12	8	16	14	8	24
System udvidelse	22	15	33	25	16	47
Mælk, kg CO ₂ -ækv. pr kg EKM						
Model A	1,03	0,86	1,35	1,06	0,92	1,33
Protein	0,99	0,83	1,31	1,02	0,86	1,29
Biologisk	0,91	0,75	1,22	0,90	0,59	1,19
Økonomisk	1,06	0,89	1,39	1,10	0,96	1,29
System udvidelse	0,94	0,75	1,32	0,96	0,67	1,29
Kød, kg CO ₂ -ækv. pr kg levende						
Model A	4,17	3,50	5,48	4,29	3,71	5,39
Protein	5,05	4,29	6,56	5,08	4,27	6,34
Biologisk	6,92	5,60	8,99	7,33	6,04	9,04
Økonomisk	3,41	2,85	4,47	3,52	3,08	4,41
System udvidelse	6,35	6,35	6,35	6,35	6,35	6,35

2.1.3 Fase 3: Miljøvurdering i forskellige miljøpåvirkningskategorier (Impact assessment)

I Fase 3 omregnes de estimerede inputs, outputs og emissioner til potentiel miljøpåvirkning, der er grupperet i forskellige miljøpåvirkningskategorier, som f.eks. "klimapåvirkningspotentiale" ("global warming potential") eller "eutrofieringspotentiale" ("eutrophication potential"), som defineret i Fase 1. For hver miljøpåvirkningskategori defineres, hvilke emissioner, der bidrager til denne. F.eks. bidrager både CO₂, CH₄ og N₂O til klimapåvirkningspotentialet og de omregnes til en fælles enhed, CO₂-ækvivalenter (CO₂-ækv.), ved hjælp af en omregningsfaktor, der kaldes en karakteriseringsfaktor (KF). For omregning af 1 kg N₂O til kg CO₂-ækv. anvendes en karakteriseringsfaktor på 265 og tilsvarende for omregning af 1 kg CH₄ til CO₂-ækv. anvendes en karakteriseringsfaktor på 28 ifølge IPCC (2013). Størrelsen

af disse karakteriseringsfaktorer er tilpasset flere gange over tid, f.eks. IPCC (2006) og IPCC (2013). Denne karakterisering udføres for hver enkelt miljøpåvirkningskategori, hvor emissionerne henføres til de relevante miljøpåvirkningskategorier og omregnes via karakteriseringsfaktorer til den pågældende fælles enhed. Den samlede påvirkning inden for hver enkelt miljøpåvirkningskategori beregnes i relation til den funktionelle enhed (Rosenbaum et al., 2018). For miljøpåvirkningskategorien "klimapåvirkningspotentiale" fremkommer dermed resultater i f.eks. kg CO₂-ækv. per kg produkt, hvilket giver produktets klimaaftryk.

Fra dette klimaaftryk er det yderligere muligt at se på, hvilke processer, der har bidraget mest til klimapåvirkningen (hotspots), hvilket kan være værdifuldt i forhold til at identificere forbedringsmuligheder. Disse resultater indenfor hver enkelt miljøpåvirkningskategori kaldes mid-point resultater (Haes et al., 2002).

Det er muligt, at samle mid-point resultaterne (fra klimapåvirkning, eutrofieringspåvirkning mv.) i nogle få aggregerede kategorier, såkaldte end-point resultater, via normalisering og vægtning. Dette trin er dog valgfrit i henhold til ISO-standarderne. Den første del, normalisering, giver grundlag for at sammenligne med noget man kan relatere til, nemlig en normaliseringsreference. Normaliserings-referencen er typisk en gennemsnitspersons bidrag til de enkelte miljøpåvirkningskategorier. Normaliseringen giver således den relative størrelse af de potentielle påvirkninger og ressourceforbrug for produktet i person-ækvivalenter. Den næste del, vægtning, er en evaluering og indregning af den relative betydning/aktualitet af den pågældende miljøpåvirkning. De mest anvendte end-point indikatorer repræsenterer den potentielle påvirkning på tre områder, henholdsvis human sundhed, økosystemet og ressourceknaphed. Denne aggregering er dog forbundet med stor usikkerhed (Garnett et al., 2016) og resultaterne fra mid-point er således mere pålidelige sammenlignet med end-point (Thrane & Schmidt, 2007).

2.1.4 Fase 4: Fortolkning af undersøgelsens konklusioner og væsentlige spørgsmål

Den sidste fase i en LCA-undersøgelse er fortolkningen af undersøgelsens resultat (Laurent et al., 2020), med henblik på at besvare spørgsmålene fra Fase 1 angående formål og anvendelsesområde, at vurdere de metodiske valg, datatypens og -kvalitetens indvirkning på de enkelte livscyklusstadiers miljøbelastning, og kritisk at evaluere om undersøgelsens datagrundlag er tilstrækkeligt og omfangsrigt nok til at understøtte konklusionerne. I denne fase undersøges konklusionernes robusthed ideelt set gennem en følsomhedsanalyse, hvor antagelserne om de underliggende modeller varieres og de metodiske usikkerheder forbundet med valget af karakteriseringsmetode og allokeringsmetode undersøges så deres betydning for undersøgelsens konklusioner kan anføres. Endelig undersøges det, hvor i produkt-systemets livscyklus at miljøbelastningen er størst (hotspots).

2.2 Komplexitet i LCA i relation til jordpuljæændringer og arealanvendelse

Når livscyklusvurdering som redskab anvendes på biologiske systemer, som landbrugssystemer, opstår der yderligere udfordringer bl.a. i forhold til dynamikken i de biologiske processer og i relation til, hvad LCA-metoden kan fange af kompleksitet og forskelle mellem systemer (van der Werf et al. 2020). En indbygget kompleksitet i jordbrugssystemer er, at jorden der dyrkes er et dynamisk system, som ændrer

sig over tid afhængig af driften. Dyrkningsjorden kan både være kilde til udledning eller -optag af CO₂ til atmosfæren (Cooper & Leifert, 2011). Landbrugsjord indeholder et stort kulstoflager, hvoraf en lille del årligt påvirkes af driften, som derfor kan forårsage en ændring i kulstofindholdet. Denne ændring kan være positiv i forhold til klimapåvirkningen ved, at kulstofindholdet i jorden ved en given produktion øges (indlejres i jorden og dermed tages ud af atmosfæren) eller negativ ved at det reduceres (udledes fra jorden) og dermed bidrager til klimapåvirkningen. Ideelt skal en LCA inkludere disse udledninger fra ændringer i jordens kulstofmængde og det bør tages med, når man estimerer fødevarers klimaaftryk, men kun få LCA-studier inddrager dette i beregningerne (van der Werf et al. 2020). Petersen et al. (2013) har givet et bud på, hvordan ændringer i dyrkningsjordens kulstof kan inddrages i LCA-beregningerne, hvilket er anvendt og publiceret i Knudsen et al. (2014), Mogensen et al. (2014) og Knudsen et al. (2019). Et centralt element er, at tilgangen baserer sig den mængde kulstof der tilføres jorden i fra rødder, afgrøderester, husdyrgødning mv.. Denne mængde kulstof er forskellig afhængig af, om der f.eks. er tale om en kornmark, hvor halmen fjernes eller en græsmark, hvilket giver forskellene i kulstoflagring/-frigivelse, der kan indregnes i LCA'en. Det forudsættes, at der sker en sammenligning med en udgangssituation, f.eks. ingen halm i forhold til halmen snittes og efterlades på marken. Den estimerede kulstoflagring (seq. potential) udtrykker forskellen mellem udgangssituationen og den effekt, der undersøges, er derfor på tilsvarende vis som for de øvrige drivhusgasser et estimat for effekten på atmosfæres strålingsbalance af de handlinger, der sker i et givet regnskabsår, men som har konsekvenser i et længere tidsperspektiv. Det kan beregnes i f.eks. et 100-årigt eller et 20-årigt tidsperspektiv.

I følge PEF-guiden skal bidrag fra ændringer i kulstoflagring ikke medtages som standard, men kan inkluderes som yderligere miljøoplysninger.

En anden kompleksitet i livscyklusvurderinger er ændringer i den globale arealanvendelse. Ved dyrkning af f.eks. sojabønner i Sydamerika og oliepalmer i Asien ryddes ofte skov for at frigive arealer til dyrkning af de pågældende afgrøder. Dette forårsager en markant klimabelastning, da den bundne kulstof fra vegetationen frigives som CO₂. Hvis denne rydning af vegetation kan sættes i direkte sammenhæng med frigivelse af arealet til dyrkning af en afgrøde som f.eks. sojabønner, kan dette indregnes i livscyklusvurderinger og betegnes direkte arealændringer (land use change) (dLUC). Ifølge EU-Kommissionens "Product Environmental Footprint Category Rules" (EC, 2017), skal dLUC indregnes i livscyklusvurderinger og inkluderes i beregningerne af drivhusgasemissioner til estimering af produktets klimaaftryk eller klimapåvirkningspotentiale. Den internationale standard PAS2050, der er en guideline til beregning af drivhusgasemissioner og livscyklusvurdering (BSI, 2008), kan benyttes til beregning af dLUC. Ifølge Blonk et al. (2013) (baseret på PAS2050 og IPCC) sker der, når f.eks. 1 ha regnskov ryddes i Brasilien, en udledning af 121 t C/ha (443 t CO₂-ækv.). Der anvendes en 20-årig afskrivningsperiode, dvs. bidrag fra regnskovsrydning indregnes som lige store årlige udledninger, svarende til 22 t CO₂-ækv./ha årligt.

En anden tilgang til arealændringer er begrebet indirekte arealændringer (iLUC). Begrebet iLUC bygger på en antagelse om, at efterspørgsel efter areal til biomasseproduktion generelt set er

hovedårsagen til arealændringer. Audsley et al. (2009) har beskrevet en simpel metode til at indregne iLUC, hvor andelen af de totale globale emissioner, der skyldes en ændret (udvidet) landbrugsproduktion fordeles på det globale landbrugsareal med et simpelt estimat for iLUC per m² landbrugsjord anvendt til fødevarerproduktion. Denne metode resulterer i en enkelt emissionsfaktor for landbrugsjord, på 1,43 t CO₂-ækv./ha anvendt landbrugsjord. Schmidt et al. (2015) har beskrevet en anden og mere detaljeret metode til beregning af iLUC. Disse beregninger bygger bl.a. på at øget 'forbrug' af areal et givet sted til øget produktion af fødevarer, vil betyde en kombination af ændringer i arealanvendelse i form af udvidelse af dyrkningsarealet (f.eks. opnået ved afskovning i Sydamerika) og en øget intensivning af dyrkningen på de allerede eksisterende dyrkningsarealer. Denne iLUC model antager således at der er et globalt marked for areal og bygger på produktionskapaciteten fra arealet. For øvrige tilgange se bl.a. Schmidt et al. (2015).

En tredje tilgang er carbon opportunity cost (COC), der blev brugt af Searchinger et al. (2018), der ligeledes tillægger brugen af 1 ha jord en klimaomkostning ved at vurdere, hvilken biomasseproduktion og dermed binding af CO₂ fra atmosfæren, der alternativt kunne have fundet sted på arealet, hvis produktionen af denne fødevarer blev reduceret og arealet vendte tilbage til dets oprindelige vegetation. Alle fødevarer har dermed ifølge denne tilgang en såkaldt carbon opportunity cost (COC), også selvom de ikke er dyrket på et areal, der for nylig er omdannet til landbrug. Denne COC kan variere meget afhængig af den potentielle eller oprindelige vegetation i en given region samt af hvilken type fødevarer, der produceres.

Generelt kræver det mange forudsætninger at estimere værdierne for både iLUC og COC for et bestemt produkt, da det ikke er empirisk observerbart. I relation til iLUC er spørgsmålet, hvor meget areal der omdannes, af hvilke årsager og hvor henne samt hvor meget, der kan tilskrives arealanvendelse af f.eks. 1 hektar, et hvilket som helst sted i verden. Arealændringer er en kompleks og dynamisk proces, der er påvirket af mange økonomiske og politiske faktorer og givet den økonomiske realitet er meget vanskelig at modellere. Modellering af arealændringer kræver et stort antal parametre, der er usikre og ikke umiddelbart observerbare eller verificerbare (Scarlat & Dallemand, 2019). Estimaterne for iLUC svinger meget og på trods af indsatsen indenfor modellering er der stadig stor usikkerhed (Woltjer et al. 2017) og diskussion omkring inkludering af iLUC i LCA (Finkbeiner, 2017; Scarlat & Dallemand, 2019; van der Werf et al., 2020). Ifølge Zampori & Pant (2019) medtager PEF-metoden (Product Environmental Footprint Category Rules) kun ændringer i direkte arealanvendelse, mens indirekte arealanvendelser (iLUC) ikke tages i betragtning i PEF på grund af mangel på enighed om anvendt metode, men iLUC kan medtages under afrapportering af supplerende information.

2.3 Usikkerheder forbundet med livscyklusvurderinger af landbrugsprodukter

Alle LCA-studier er forbundet med en vis usikkerhed, der kan stamme fra usikkerheder både på input og output data, estimering af emissioner eller metodevalg (Finnveden et al., 2000; Curran, 2013). Der benyttes derfor ofte usikkerheds- og følsomhedsanalyser, hvor de vigtigste antagelser og estimater varieres for at analysere effekten af disse på resultatet og analysere udfaldsrummet (Igou et al., 2019; Ross et al., 2002; Groen et al., 2017). Der er særlige udfordringer forbundet med livscyklusvurderinger for

landbrugsprodukter grundet kompleksiteten og tidsdynamikken i de biologiske systemer og udfordringer ved at estimere emissionerne korrekt, da det i praksis ikke er muligt at måle emissionerne (Saraiva, 2017). Emissioner fra dyrene er afhængige af race, fodersammensætning, gødningshåndtering mv. (O'Brien & Shalloo, 2019) og emissionerne fra jorden er afhængig af dyrkningsmetode, jordtype, klima mv. (Finnveden, 2000). Der benyttes i denne sammenhæng ofte standardtal fra IPCC-guidelines (som for de nationale opgørelser) til at give emissionsfaktorer (EF), da det ikke er muligt med direkte målinger af emissionerne, og ikke alle EF tager hensyn til lokale/nationale forhold, hvorfor brug af standard EF oftest indebærer en forsimpning af virkeligheden.

2.4 LCA-studiernes styrker og begrænsninger

Den største styrke ved livscyklusvurderinger er den systematiske kortlægning af de miljømæssige effekter fra hvert enkelt led i produktkæden (Martínez-Blanco et al., 2013; Roy et al., 2009). Denne indsigt kan bidrage til identifikation af hotspots og forbedringsmuligheder samt miljøvurdering af nye innovative løsninger i den grønne omstilling og cirkulære bioøkonomi (Notarnicola et al., 2017). LCA-analysen kan ligeledes bidrage til at sikre en samlet reduceret miljøbelastning, hvor miljøbelastningen ikke blot flyttes fra en proces til en anden eller fra en miljøpåvirkningskategori til en anden. Livscyklusvurderingen kan således bidrage til at identificere trade-offs, der kan eksistere på tværs af flere hensyn og miljøpåvirkningskategorier, hvilket er essentielt at få synliggjort (Sala et al., 2016).

De primære begrænsninger ved brug af LCA-studier knytter sig til inkonsekvens i valg af metoder på tværs af studier, og derved vanskeliggøres direkte sammenligninger af resultater (Harris & Narayanaswamy, 2009). Der er dog i stigende grad fokus på at fremme standardisering af metoderne, hvilket f.eks. ses ved EC (2017)'s Product Environmental Footprint (PEF) projekt. En anden begrænsning er, at det ikke er alle miljøaftryk, der aktuelt er udviklet fyldestgørende metoder og modeller til. Som eksempel kan nævnes de komplekse kategorier "biodiversity impact" og "eco-toxicity potential", der sjældent inkluderes i studier på landbrugssystemer, men samtidig spiller en stor rolle i landbrugssystemernes bæredygtighed (van der Werf et al., 2020).

3. Databaser og beregningsmodeller

3.1 Databaser med fødevarers klimaaftryk

Der er lavet en oversigt over eksisterende databaser med fødevarers klimaaftryk. I Tabel 3.1 er der medtaget syv danske og nordiske databaser og i Tabel 3.2 er der 12 internationale databaser. Databaserne er opstillet efter aftagende antal fødevarer i databasen.

Disse databaser er kort beskrevet med anvendte funktionelle enhed (FU), hvilken systemgrænse eller i nogle tilfælde flere grænser, hvilke processer der er medtaget i det samlede klimaaftryk for fødevareren, den overordnede anvendte LCA metode dvs. om det er en attributional (A-LCA) eller konsekvens (C-LCA) tilgang, samt hvorvidt der bliver indregnet klimabidrag fra ændringer i kulstofomsætningen i jorden (Jord C) og fra ændret arealanvendelse – enten som direkte land use change (dLUC), indirekte land use change (iLUC) eller som 'land opportunity cost' (COC). Derudover beskrives, om der tages højde for usikkerhed på data, og om arealforbrug eller andre miljøkategorier ud over klima også indgår i databasen, hvilke data der ligger bag klimaaftrykkene, antal fødevarer i databasen, og om den er offentlig tilgængeligt. Dokumentation af databasen er anført nederst i tabellen – se desuden litteraturlisten. I det følgende refereres der til de enkelte databaser som angivet i linje 3 i Tabel 3.1 og 3.2.

Tabel 3.1: Danske og Nordiske databaser – rangeret efter aftagende antal fødevarer

Database nr.	1	2	3	4	5	6	7
Navn	RISE Klimat-databas ²⁾	Den Store Klimadata-base ³⁾	Svensk database	Consumer guide for plant based food ⁴⁾	Myndighedsopgave ⁵⁾	Dansk database	Mat-klimat-listan Version 1.1
Refereres her som	RISE, 2015	Chrintz & Minter, 2021	Moberg et al., 2019 ⁸⁾	Potter et al., 2020	Mogensen et al., 2016a	Mogensen et al., 2020	Röös, 2014
Funktionel enhed (FU)	1 kg fødevarer	1 kg fødevarer i supermarked	1 kg fødevarer i supermarked – fra forskellige produktionslande	1 kg fødevarer i svensk butik.	1 kg fødevarer i supermarkedet	1 kg fødevarer i supermarked og 1 kg på tallerken	1 kg fødevarer i supermarked
System grænser ¹⁾	L, F, T (import)	L, F, E, T, D	L, F, E, T, D	L, F, E, T, D, tab før supermarked	L, F, E, T	L, F, E, T, D, tab tilberedning	L, F, E, T ⁶⁾
LCA metode	A-LCA	C-LCA	A-LCA	A-LCA	A-LCA	A-LCA	A-LCA
LCA guideline	-	-	ISO 14067 carbon footprint standard	-	-	-	-
Jord C	Nej	Nej	Ja	Nej	Nej	Nej	Nej
LUC/COC	Nej	iLUC	dLUC	Nej	Nej	Nej	Nej
Usikkerhed	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	gns. værdi og et interval
Areal forbrug	Nej	Nej	Nej	Ja	Nej	Ja	Nej
Miljøkategorier herudover	Nej	Nej	Nej (areal, kg N og P/ha, vand, biodiversitet) ⁸⁾	BD, vand, pesticider	Nej	Nej	Nej
Data	-	Hybrid LCA baseret på input-output og EXIODATABASEN	Input data fra nationale dataset – økonomisk allokering	Review af LCA studier	Review af LCA studier	Review af LCA studier	Review af LCA studier
Antal fødevarer	750	Ca. 500	100 Fra flere lande	91 ⁷⁾	74	41	41
Adgang	Kræver licens	Online	Online- open access	Online	Online	Online – open access	Online
Dokumentation	https://www.ri.se	Chrintz & Minter, 2021; Schmidt et al., 2021	Moberg et al., 2019 Moberg et al., 2020 ⁸⁾	Potter et al., 2020	Mogensen et al., 2016a	Mogensen et al. 2020	Röös, 2014

1) Systemgrænser: landbrug=L, forarbejdning=F, emballage=E, transport =T, detailed=DRISE viser CO₂-fodaftrykket fra mere end 750 fødevarer på det svenske marked. Fra 2015. Bruges af kommuner og regioner, fødevarerproducenter og nystartede virksomhed

2) Udarbejdet for Salling Group <https://denstoreklimadatabase.dk/1/>

- 3) *En forbruger guide on plantebaserede produkter målrettet de svenske forbrugere.*
- 4) *Udgangspunkt i dansk producerede fødevarer. For de udenlandske fødevarer er der antaget samme klimabidrag fra selve produktionen idet, der kun skal til lægges et klimabidrag fra ekstra transport ved import (200g CO₂-ækv./kg fødevare)*
- 5) *Der er ikke medtaget: lokal transport (inden for Sverige), eller energi til madlavning og affaldshåndtering.*
- 6) *Antager at konventionelle og økologiske fødevarer har samme klimaaftryk pr kg fødevare baseret på Clark & Tilman (2017)*
- 7) *En opdatering i Moberg et al., 2020 angiver flere miljøkategorier udover klima, klimaaftryk fortsat baseret på Moberg et al., 2019 med mindre opdateringer*
- 8) *En opdatering i Moberg et al., 2020 angiver flere miljøkategorier udover klima, klimaaftryk fortsat baseret på Moberg et al., 2019 med mindre opdateringer*

Tabel 3.2a: Internationale databaser - rangeret efter aftagende antal fødevarer

Database nr.	8	9	10	11	12	13	14
Navn	AGRIBALYSE v1.3 fra 2017	ESU-services database ¹⁾	ECOinvent Attributional	ECOinvent Consequential	Agri-footprint	Heller et al 2018	Clune et al. 2017
Refereres her som	Koch et al. 2016.	ESU	Ecolnvent	Ecolnvent	Agri-footprint	Heller et al 2018	Clune et al. 2017
Funktionel enhed	1 kg fødevarer forbrugt	1 kg fødevarer	1 kg fødevarer	1 kg fødevarer	1 kg fødevarer efter forarbejdning	1 kg spiselig fødevarer	1 kg i supermarked
System grænser ³⁾	L, F, E, T, D, forbruger 4)	L, F, E, T, tilberedning og forbruger	-	-	-	L, F	L, F, E, T
LCA metode	A-LCA	A-LCA	A-LCA	C-LCA	A-LCA	A-LCA	A-LCA
LCA guideline	ISO, LEAP, PEF	ISO 14048	-	-	ILCD, PEFCR	-	-
Jord C	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej
LUC	dLUC	dLUC	dLUC	dLUC	dLUC	Nej	Nej
Usikkerhed	Nej					gns, min, max og SD ²⁾	Gns, median, stdev, min og max
Areal forbrug	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Nej	Nej
Miljøkategorier herudover	mange f.eks. Ozone depletion, Human toxicity, non-cancer effects,	muligt, da LCA beregnes i Simapro	muligt, da LCA beregnes i Simapro	muligt, da LCA beregnes i Simapro	muligt, da LCA beregnes i Simapro	Energi forbrug (MJ)	Nej
Data	LCA beregninger for franske systemer – både konventionelle og økologiske	Kan også beregne en LCA på baggrund af egne data	LCA beregninger	LCA beregninger	LCA beregninger	Review af LCA-studier	Review af LCA studier
Antal fødevarer	2484 -konventionelle	Mere end 2500 dataset	-	-	-	332	168
Adgang	F.eks. via Simapro	Kræver betaling (7500 Euro)	F.eks. via Simapro	F.eks. via Simapro	F.eks. via Simapro	Open access artikel	
Dokumentation	Peter Koch et al. 2016. AGRIBALYSEMETHODOLOGY Version 1.3	http://www.esu-services.ch/data/fooddata/	www.ecoinvent.org	www.ecoinvent.org	www.agri-footprint.com	Heller et al 2018	Clune et al. 2017

1) ESU databasen indeholder både fødevarer, måltider, tilberedning i hjemmet

2) Standardafvigelse (pga. forskelle i produktionsmetode, geografi eller LCA metode)

3) Forklaring af forkortelser brugt under system grænser se Table 3.1.

4) I AGRIBALYSE dækker 'forbruger' over transport til hjemmet, tilberedning og tab og spild

Tabel 3.2b: Internationale databaser

Database nr	15	16	17	18	19
Navn	Quantis World Food Database (WFLDN)	Europæiske fødevarer	Cool Food Calculator Fra World Resources Institute (WRI) ²⁾	Treu et al. 2017	Engelsk landbrug ⁴⁾
Refereres her som	Quantis	Hartikainen & Pulkinen, 2016	Waite et al., 2019	Treu et al. 2017	Smith et al., 2019
Funktionel enhed	1 kg fødevare	1 kg indtag	1 kg Fødevarer solgt hhv. for Europa, global og Nord Amerika, her Europa	1 kg fødevare	1 kg fødevare ab gård (kød DCW=dead carcass weight)
System grænser ⁵⁾	-	L, F, E (recirkulering), madlavning i hjemmet. ikke spiselige dele, væggtab ved tilberedning ¹⁾	L, F, T, E og tab	L, T, tab og spild i kæden ³⁾	L
LCA metode	A-LCA	A-LCA	A-LCA	A-LCA	A-LCA
LCA guideline	ISO, ILCD, PEFCR	-	-	-	-
Jord C	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej
LUC	dLUC	Nej	COC	Nej	COC
Usikkerhed		en gennemsnitlig værdi og et udfaldsrum	Nej	Nej	Standard deviation x 1 angivet
Areal forbrug	Ja	Nej	Ja Hhv. sædskifte og græsland	Ja	Nej
Miljøkategorier herudover	muligt, da LCA beregnes i Simapro	Nej	Eutrofiering og vand	Nej	Nej
Data	LCA beregninger	Review af LCA studier	Review og beregninger af Poore og Nemecek (2018)	Review af LCA studier Gns fra flere studier	LCA beregninger
Antal fødevarer	120 produkter fra 56 lande	80 basis Fødevarer er brugt til at repræsentere 151 fødevarer	62	25 - både økologiske og konventionelle fødevarer	14 plantebaseret og 6 animalske - både økologiske og konventionelle fødevarer
Adgang	F.eks. via Simapro	Online	Online	-	Online
Dokumentation	-	Hartikainen & Pulkinen, 2016	World Resources Institute (WRI) Waite et al., 2019	Treu et al. 2017	Smith et al., 2019

1) Medtager ikke transport og tab i kæden

2) Klimabidrag fra landbrug er bestemt af Poore & Nemecek (2018). I deres undersøgelse indgår data fra 38000 gårde i 119 lande og 40 fødevarer

3) Medtager ikke: Forarbejdning og madlavning

4) Formål med database var at beskrive omlægning til økologi, COC fra Serchinger et al., 2018

5) Forklaring af forkortelser brugt under system grænser, se Table 3.1.

4. Klimaaftryk for udvalgte fødevarer

I Tabel 4.1a og Tabel 4.1b er der angivet værdier for klimaaftrykket (CF) for en række fødevarer baseret på opslag i de omtalte databaser. For de databaser, der udover fødevarens klimaaftryk også medtager et bidrag fra enten direkte (dLUC), indirekte (iLUC) arealændringer eller fra carbon opportunity cost (COC) er klimaaftrykket vist både uden og med disse bidrag (i parentes). Formålet er at sammenligne klimaaftrykket for disse udvalgte fødevarer fra de enkelte databaser som udgangspunkt for diskussion af betydningen af de valg, der er knyttet til gennemførelsen af en LCA. De 14 fødevarer er udvalgt så de kommer fra forskellige fødevarergrupper. I kolonne 2 i Tabel 4.1a kan man se andelen af gennemsnitskostens klimaaftryk, der kommer fra de enkelte fødevarergrupper baseret på beregninger i Mogenssen et al. (2020). Således udgør f.eks. klimaaftrykket fra fødevarergruppen kød 28% og fødevarergruppen drikkevarer (eksklusiv mælk og juice) 22% af kostens klimaaftryk.

4.1 Generelle forskelle mellem databaser over fødevarernes klimaaftryk

4.1.1 Anvendte LCA metode

Den anvendte LCA metode afgør, hvilke spørgsmål livscyklusvurderingen kan svare på. En attributionel LCA (A-LCA) metode bruges til at besvare spørgsmål som: "Hvor store er drivhusgasemissionerne fra de processer og materialestrømme, der finder sted i forbindelse med produktionen af et produkt?". En konsekvens LCA (C-LCA) beskriver de potentielle miljøkonsekvenser af ændret efterspørgsel på et produkt. Ifølge Moberg et al. (2019) anses A-LCA metoden for at være egnet i implementeringen af en beslutning mod et politisk mål såsom et ændret kostmønster.

Systemafgrænsningen i en A-LCA følger processer og materialestrømme, der bruges ved produktion og forbrug af den pågældende fødevarer, mens systemafgrænsningen i en C-LCA følger de processer og stofstrømme, der direkte eller indirekte påvirkes af marginale ændringer i forbruget af fødevarer (Matthews et al., 2014).

Der medfører en væsentlig forskel i de data, man anvender ved de to metoder. Ved udarbejdelse af en A-LCA anvendes der gennemsnitlige data til beskrivelse af et produkt. Der beskrives dermed en situation, hvor forbruget af det pågældende produkt ikke medfører en ændring af de omkringliggende systemer. I C-LCA anvendes marginale data, idet det her er en beregning af forventede konsekvenserne af et ændret forbrug (Bager et al., 2015).

A-LCA er således baseret på faktiske produktionsforhold, men inddrager ikke markedseffekter, mens en C-LCA er baseret på en analyse af markedseffekterne (Bager et al., 2015).

Ud af de 18 databaser i Tabel 3.1 og 3.2 anvender de 16 en overordnet attributional LCA (A-LCA) metode, mens kun 2 databaser; Chrintz & Minter (2021) og ECOInvent-Consequential anvender en overordnet konsekvens LCA metode (C-LCA).

Det er meget vigtigt at bemærke, at resultaterne ved anvendelse af henholdsvis attributionel og konsekvens LCA ikke kan sammenlignes. Ved en C-LCA for en konkret vare er det således klimaaftrykket fra den vare, som vil erstatte varen i markedet, hvis der forbruges en ekstra, som angives som klimaaftrykket. I nogle tilfælde vil den fremtidige efterspørgsel dog blive opfyldt med det samme produkt, produceret på samme måde, som den vare der nu ligger i supermarkedet, og her vil der ikke være den store forskel på C-LCA og A-LCA (Chrintz & Minter, 2021).

Et par eksempler. For fisk, kan der være store forskelle på resultatet af en C-LCA og en A-LCA. Klimaaftrykket for fisk er med C-LCA baseret på klimaaftrykket fra fisk fra dambrug (Chrintz & Minter, 2021). Det skyldes, at mængden af vildtfangede fisk antages ikke ændre sig, da vildtfangede fisk og skaldyr generelt er en globalt begrænset ressource, som ikke kan øges. Så fisk fra dambrug vil være den fremtidige fisk med C-LCA, mens en A-LCA-analyse af fisk kan være for en specifik fisk eller et gennemsnitlig aftryk for den aktuelle sammensætning af fisk i køledisken (50:50 fra havet og fra dambrug ifølge Anonym, 2021).

For oksekød, er klimaaftrykket baseret på importeret kødkvæg i en C-LCA database af Chrintz & Minter (2021), mens det gennemsnitlige oksekød i køledisken i høj grad er dansk produceret og fra malkekvæg ifølge en A-LCA database af Mogensen et al., 2016a. Nogle databaser også med A-LCA antager dog, at der udelukkende er tale om oksekød fra kødkvæg (f.eks. Heller et al., 2018).

4.1.2 Data

Den mest udbredte metode til at fastlægge procesdata til at lave en livscyklusvurdering er en såkaldt bottom up-analyse, hvor man tager udgangspunkt i produktionen og kortlægger de udledninger, der er forbundet hermed inklusiv produktion af input som f.eks. indkøbt foder og kunstgødning. Fordelen ved denne metode er, at de data man anvender er ret præcise for det specifikke produkt. Ulempen er, at der er nogle processer fra produktionssystemet, man typisk ikke får med i analysen, ofte begrundet med at de er af mindre betydning. For landbrug kan der være f.eks. de faste produktionsfaktorer som bygninger og maskiner, hvor kun driften medtages, men ikke selve produktionen.

En top down-analyse er en anden metode, hvor man f.eks. tager udgangspunkt i, hvad hele udledning er og så finder man ud af, hvor stor en andel af den udledning, der er forbundet f.eks. med svineproduktionen. Ulempen ved denne metode er, at tallene bliver mindre præcise for hver enkelt specifik vare. Fordelen er, at her er i princippet ingen cut-off for de mindst betydende processer, dvs. alle processer er i teorien med. Man får derfor nogle klimabidrag med, som bottom up-analysen typisk ikke får med (Mod. efter Chrintz & Minter, 2021).

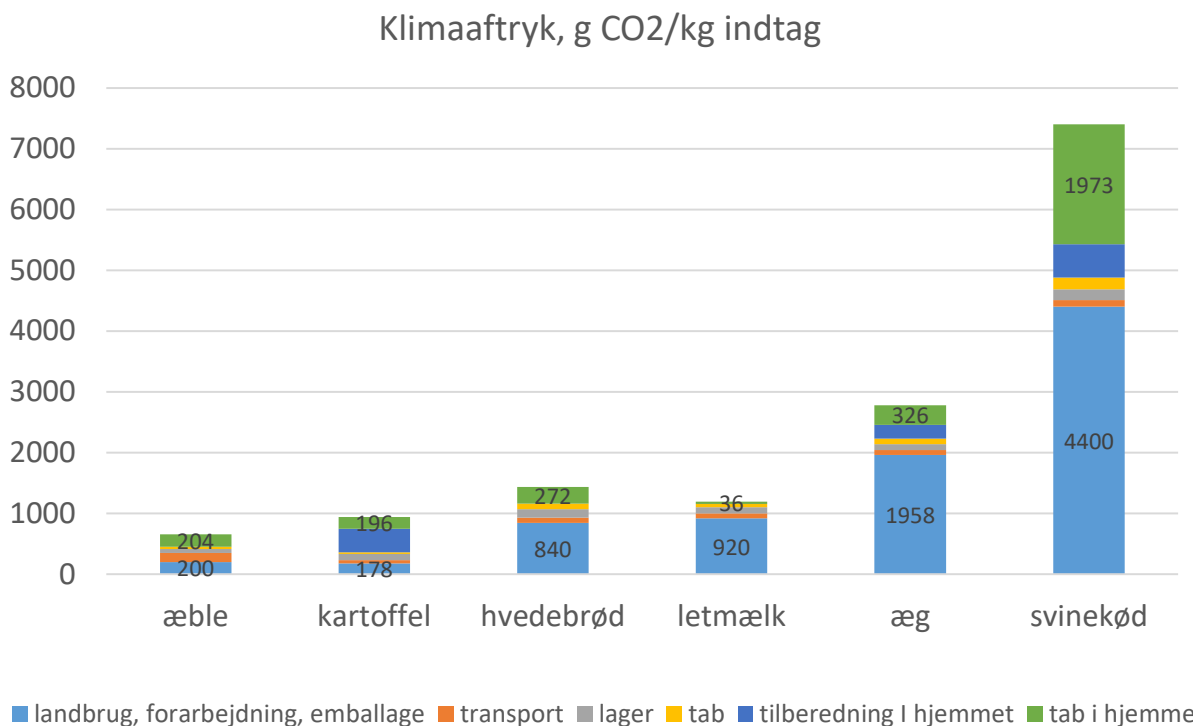
På globalt plan vil det umiddelbart være en umulig øvelse at lave en bottom up-analyse, da det ville være en alt for omfattende og tidskrævende øvelse. Hvorimod en top down-analyse kan tage afsæt fra den økonomiske videnskab, hvor der er udviklet såkaldte input-output analyser, som gør, at man kan følge pengestrømme i meget stor detaljeringsgrad ned gennem systemerne. Såfremt man kobler forskellige miljøparametre på disse pengestrømme, betyder det, at man gennem pengenes bevægelse

gennem forskellige brancher og lande, kan estimere de klimapåvirkninger, der følger af et givent forbrug (Chrintz & Minter (2021)).

Chrintz & Minter (2021) anvender en kombination af de to metoder. Der tages udgangspunkt i klimadatabasen, EXIOBASE. Den består af 164 kasser med forskellige produktkategorier fordelt på 44 lande. For klimapåvirkningen fra f.eks. peberfrugt fra Spanien, finder man specifikke data for peberfrugt fra litteraturen, herunder f.eks. udbytte per hektar, input af gødning, energi, hjælpestoffer, råstoffer etc. For peberfrugt på det danske marked analyseres, hvor peberfrugter i Danmark typisk kommer fra og der tages så et repræsentativt gennemsnit af peberfrugter, der leveres til det danske marked, hvilket eksempelvis kunne være et gennemsnit af 10 landes produktion af peberfrugter.

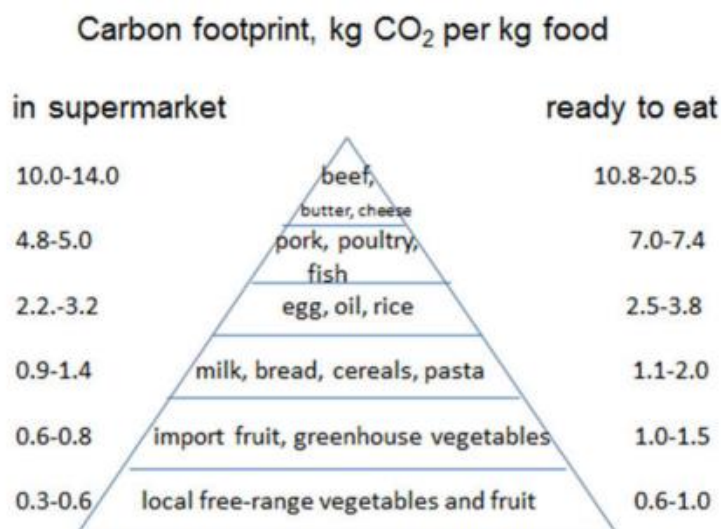
4.1.2 Anvendte funktionelle enhed (FU)

På tværs af databaserne er der forskelle i den funktionelle enhed fra Smith et al. (2019), som angiver klimaaftrykket, når fødevaren forlader primærbedriften til Mogensen et al. (2020) og Hartikainen & Pulkkinen (2016), som angiver værdien, når fødevaren er klar til servering, men hovedparten af databaserne anvender 1 kg produkt i butikken som funktionel enhed. Det er ikke her forsøgt at ensrette klimaaftrykket til samme enhed, men betydningen af valg af funktionel enhed er illustreret i Figur 5 for kartofler, æble, hvidt brød, letmælk, æg og svinekød baseret på Mogensen et al., (2020), der angiver klimabidraget fra forskellige trin i kæden, ab gård (inklusive forarbejdning og emballage), ab butik (inklusive transport, lager og tab i detailledet) samt på tallerkenen (inklusive bidrag fra tilberedning i hjemmet, herunder både uundgåelig tab fra uspiselig dele, svind ved tilberedningen og madspild i husholdningen).



Figur 5: Klimaaftryk pr kg fødevarer på tallerkenen, når bidrag fra tilberedning i hjemmet og uundgåelig tab fra uspiselig dele, vægttab ved tilberedning og madspild i husholdningen er lagt til klimaaftryk ab butik (baseret på data fra Mogensen et al., 2020).

Der er stor forskel på klimaaftrykket afhængig af, om den funktionelle enhed er i supermarkedet eller på tallerkenen, men som det ses i Figur 6 er der god overensstemmelse mellem rangering af fødevarer efter deres klimaaftryk uanset om den funktionelle enhed er i supermarkedet eller på tallerkenen (Mogensen et al., 2020).



Figur 6: Klimapyramide, der viser interval for klimaaftryk for forskellige fødevarer hhv. pr kg fødevarer i supermarkedet og pr kg fødevarer på tallerkenen (Mogensen et al., 2020).

4.1.3 Systemafgrænsning, hvilke bidrag fra kæden er med

Selv om der anvendes samme funktionelle enhed, typisk 1 kg fødevarer i køledisken/på hylden i supermarkedet, kan det godt være forskelligt, hvilke processer i kæden frem til supermarkedet, der er medtaget.

De danske og nordiske databaser (nr. 2-7 i Tabel 3.1), der alle har den funktionelle enhed 1 kg fødevarer i butik medtager som minimum processerne: landbrug (L), forarbejdning (F), emballage (E) og transport (T), og med undtagelse af Mogensen et al. (2016a) og Rööös (2014) er der også medtaget et klimabidrag fra detaillledet (D).

I Chrintz og Minter (2021) bestemmes klimabidraget fra f.eks. transport og emballage vha. top-down metode og input-output tabeller. Når der ikke er en systemafgrænsning og alle klimapåvirkninger i produktionssystemet derfor i teorien er med, vil mange af klimabidragene herfra være højere end man normalt ser ved A-LCA. Dette slår tydeligt igennem på klimaaftrykket fra transport, der fylder relativt mere end man normalt ser, specielt for tunge fødevarer med en lav udledning i primærproduktionen, der transporteres langt. Det skyldes, at der også er medtaget udledninger fra produktion af alle de ting, der er en forudsætning for transporten, herunder fremstilling af skibe og lastbiler, havnefaciliteter, veje, generel infrastruktur, vedligehold osv. Dermed kan udledningen fra transporten blive over dobbelt så stor som når man alene beregner klimaaftryk med udgangspunkt i brændstofforbruget (Chrintz og Minter, 2021).

I de udenlandske databaser (Tabel 3.2) er der større variation i antallet af processer, der medtages i beregning af klimaaftrykket fra kun at medtage bidrag fra landbrug (Smith et al., 2019) til også at medtage tab, tilberedning i hjemmet m.m., da også den funktionelle enhed varierer fra 1 kg fødevarer ab gård til 1 kg indtag af fødevarer.

4.1.4 Bidrag fra arealanvendelse, dLUC, iLUC og COC

Flere databaser medtager et bidrag fra direkte arealændringer (dLUC) (herunder Agrifootprint, World Food LCA Database, den svenske database fra Moberg et al. (2019) m.fl.). Kun én database inkluderer i stedet indirekte arealændringer (iLUC) (Chrintz & Minter (2021)), mens kun to databaser (Waite et al., 2019 og Smith et al. (2019) medtager et bidrag fra 'Carbon Opportunity Cost (COC)'. I de fleste tilfælde vises bidragene herfra separat, så det er muligt at præsentere klimaaftrykket både med og uden bidrag fra ændret arealanvendelse.

De to tilgange, dLUC og iLUC, giver væsentligt forskellige klimabidrag, afhængig af hvilke afgrøder og dermed fødevarer, der ses på (Mogensen et al., 2018). Når der benyttes dLUC, vil afgrøder der er dyrket i direkte forbindelse med skovrydning, som f.eks. sojaskrå og palmeolie få pålagt store klimabidrag fra dLUC, hvorimod, hvis der benyttes iLUC, vil alle afgrøder (også danske) få pålagt et klimabidrag fra iLUC.

Da iLUC pålægger enhver dyrkning af 1 ha en klimabelastning, vil der være en direkte sammenhæng til arealforbruget til produktion af fødevarer. Jo mere areal en given fødevarer optager, jo større vil klimapåvirkningen fra arealanvendelsen være. Derfor vil afgrøder med høje udbytter pr hektar have mindre udledning fra arealanvendelsen end afgrøder med lave udbytter pr hektar. Ligeledes vil animalske produkter fra drøvtyggere, udlede betydelig mere end animalske produkter fra dyr som kræver mindre areal pr kg produceret fødevarer, f.eks. kylling og gris. Dette kan illustreres med Chrintz & Minter (2021). Som det ses i Tabel 4.1a er der et iLUC klimabidrag for 1 kg hakket grisekød på 0,39 kg CO₂-ækv., og tilsvarende for hakket oksekød et bidrag på 5,4 kg CO₂-ækv. For de vegetabiliske fødevarer er der meget mindre bidrag fra iLUC. For eksempel for æbler, hvor klimaaftrykket fra iLUC er 0,02 kg CO₂-ækv. og for hvidt brød, hvor klimaaftrykket fra iLUC er 0,04 kg CO₂-ækv.

Moberg et al. (2019) medtager et klimabidrag fra dLUC. Ved dLUC henføres emission forårsaget af ændring i arealanvendelsen, direkte til de fødevarer som produceres på de hidtil uopdyrkede arealer. dLUC bidraget for sojaskrå og palmeolie til dyrefoder i Moberg et al. (2019) er beregnet baseret på faktorer fra Henders et al. (2015). De beregner et bidrag fra sojaskrå fra Brasilien som et gennemsnit af sojaskrå fra alle arealer både med og uden regnskovsrydning. Derfor er der ikke for de vegetabiliske fødevarer som kartofler, æble, sukker og hvidt brød i Tabel 4.1a noget ekstra bidrag fra dLUC, da disse ikke kommer fra arealer, hvor der er sket regnskovsrydning. Oksekød i Moberg et al. (2019) er svensk oksekød, hvor der kun anvendes meget begrænset mængde soja som foder, hvorfor der er et dLUC bidrag på kun 0,01 kg CO₂-ækv./kg oksekød, mens der i svineproduktionen anvendes en større mængde soja, hvorfor der for svinekød er et dLUC bidrag på 0,06 kg CO₂-ækv./kg kød. Uden direkte at kunne sammenligne Chrintz & Minter (2021) med Moberg et al. (2019) så viser eksemplerne, at fødevarernes klimaaftryk påvirkes væsentligt forskelligt afhængig af om der anvendes dLUC eller iLUC.

To databaser, Waite et al. (2019) og Smith et al. (2019), medtager klimabidrag fra 'Carbon Opportunity Cost (COC)' som bestemt af Searchinger et al. (2018). Carbon Opportunity Cost for at producere en fødevarer kan defineres som mængden af kulstof, der kunne blive lagret, hvis produktionen af denne fødevarer blev reduceret og arealet vendte tilbage til dets oprindelig vegetation. Alle fødevarer har ifølge Searchinger et al. (2018) COC, også selvom de ikke bliver dyrket på land, der for nylig er omlagt til landbrug. Fordi animalske fødevarer (især kød af drøvtyggere) kræver et relativt stort areal til at producere et kilo fødevarer, har disse fødevarer højere COC. Som det ses i Tabel 4.1b er det meget store klimabidrag, der lægges til i form af COC. For 1 kg kartofler stiger klimaaftrykket fra 0,36 til 0,98 kg CO₂ ækv./kg, når COC lægges til. Tilsvarende for mælk, der har et klimaaftryk på 1,82 kg CO₂-ækv./kg, hertil lægges 6,2 kg CO₂-ækv. fra COC og klimaaftrykket bliver 8,02 kg CO₂-ækv./kg mælk inklusiv COC. For svinekød stiger klimaaftrykket fra 8,1 til 29,2 kg CO₂-ækv./kg inklusiv COC og for oksekød lægges der 201,7 kg CO₂-ækv. til fra COC så det endelige klimaaftryk bliver 239,1 kg CO₂-ækv./kg oksekød.

4.2 Forskelle i de enkelte fødevarers klimaaftryk i forskellige databaser

For de databaser, der anvender 1 kg fødevarer i supermarkedet som FU, er der for nogle fødevarer stadig stor variation i det anvendte klimaaftryk. Det skyldes forskelle dels i hvilke klimabidrag, der er medregnet, men især forskelle i hvilke produktionssystemer, der er anvendt i primærproduktionen, samt også hvilken allokeringmetode, der er anvendt i systemer med flere produkter som f.eks. i malkekvægssystemet, hvor der produceres både mælk og kød. Og endelig for kødproduktionen kan det være forskelligt, om klimaaftrykket er udtrykt pr kg levende vægt, pr kg slagtevægt eller pr kg benfrit kød og de anvendte omregningsfaktorer hertil.

I det følgende diskuteres mulige forklaringer på, at der mellem databaser er fundet forskelle i klimaaftrykket for de enkelte fødevarer (her ses bort fra de forskelle, der skyldes, om der medregnes klimabidrag fra dLUC, iLUC og COC, som allerede er diskuteret i ovenstående afsnit, samt evt. forskelle i de anvendte karakteriserings- og emissionsfaktorer).

4.2.1 Oksekøds klimaaftryk

Klimaaftrykket for oksekød varierer i de 18 databaser i Tabel 4.1 fra 13,9 kg CO₂-ækv./kg kød (Mogensen et al., 2016a) til 50,2 kg CO₂-ækv./kg oksekød i Chrintz & Minter (2021).

Chrintz & Minter (2021) differentierer endvidere klimaaftrykket vha. økonomisk allokering, som den eneste database, således at de dyreste stykker oksekød får det højeste klimaaftryk med 126,1 kg CO₂ ækv./kg mørbrad og det billigste oksekød, hakket oksekød har det laveste aftryk på 27,1 kg CO₂ ækv./kg oksekød. Det gennemsnitlige klimaaftryk fra oksekød fra slagteriet er 50,2 kg CO₂-ækv./kg. Og ifølge Chrintz & Minter (2021), vil det bedste klimavalg være 1 kg hakket oksekød, hvis valget står mellem 1 kg hakket oksekød og 1 kg oksemørbrad. Deres argument er, at det er prisen på det afsatte kød, og ikke mængden i kilo, som afgør, hvor meget ekstra produktion fra slagteriet, man inducerer gennem en ændring i efterspørgslen på en given udskæring.

Chrintz & Minter (2021) anvender som nævnt C-LCA. Det betyder, at det ikke er klimaaftrykket for den gennemsnitlige vare i køledisken, man beregner, men klimaaftrykket for en ekstra fremtidig vare. For oksekød antager Chrintz & Minter (2021), at forbrug af oksekød vil øge efterspørgslen på importeret kød fra ammekvæg, mens oksekødet i A-LCA studier kan stamme fra både ammekvæg og malkekvæg. I mælkeproduktionen er oksekød et biprodukt, der er samproduceret med mælk og har dermed et lavere klimaaftryk.

Det laveste klimaaftryk for oksekød fra de forskellige databaser er 13,9 kg CO₂-ækv./kg kød (Mogensen et al., 2016a) for danskproduceret oksekød. Klimaaftrykket er bestemt som et vægtet gennemsnit for klimaaftrykket for oksekød fra meget forskellige produktionssystemer (Mogensen et al., 2015). 81% af dette oksekød antages således at være fra malkerace og 19% fra kødkvægsrace. Klimaaftrykket for oksekød fra malkerace blev beregnet til 10-12 kg CO₂-ækv. /kg kød ab slagteri, mens klimaaftrykket for kød fra intensive kødkvægracer var 26 kg CO₂-ækv./kg og fra ekstensiv kødkvæg var det 37 kg CO₂-ækv./kg. Samtidig er der en meget høj (netto) selvforsyning med oksekød i Danmark på 91% i

2014 (FAOStat, 2017). Men ud af den samlede mængde af produceret og importeret oksekød var kun de 57% danske. Hvilket stemmer overens med 60% dansk oksekød ifølge GFK indkøbsdata (Landbrug og Fødevarer, 2017).

I den svenske database (Moberg et al., 2019) laver man på samme måde et vægtet gennemsnit af klimaaftrykket for de forskellige produktionssystemer, som oksekødet i de svenske supermarkeder antages at komme fra. I Sverige er det en meget mindre andel af oksekødet, der stammer fra malkeracesystemet. Moberg et al. (2019) anvender et klimaaftryk på 10,9 kg CO₂-ækv./kg kød fra udsætter malkekøer. Men pga. en høj andel af kødkvæg bliver det gennemsnitlige klimaaftryk 24,9 kg CO₂-ækv./kg oksekød i svenske butikker.

Andel af oksekødet, der antages at komme fra hhv. malkerace og kødkvæg bliver meget afgørende for det endelige klimaaftryk for oksekød. F.eks. medtager Heller et al. (2019) slet ikke oksekød fra malkerace i deres estimat på 32,9 kg CO₂-ækv./kg oksekød, som således udelukkende er beregnet for tal fra kødkvæg. Generelt er der i litteraturen fundet betydeligt lavere klimaaftryk for oksekød fra malkeracesystemet (Poore & Nemecek, 2018) end for oksekød fra systemer med kødkvæg. Herudover vil klimaaftrykket for oksekød fra malkerace være afhængig af, hvordan man vælger at allokere den samlede belastning fra malkeracesystemet mellem mælk og kød.

4.2.2 Svin og kylling

Klimaaftryk for svinekød ligger i fire af de nordiske databaser på nogenlunde ens niveau fra 4,1-4,9 kg CO₂-ækv./kg svinekød i butik, mens Röö's (2014) finder et højere klimaaftryk på 6,0 kg CO₂-ækv./kg svinekød. I Chrintz & Minter (2021) varierer klimaaftrykket afhængig af udskæring fra 2,58 kg CO₂-ækv./kg hakket svinekød til 4,63 kg CO₂-ækv./kg mørbrad. Der er noget større variation i de internationale databaser mht. klimaaftryk for svinekød fra 3,4 (Treu et al., 2017) til 8,1 kg CO₂-ækv./kg svinekød i butik (Waite et al., 2019).

Klimaaftryk for kyllingekød varierer i tre af de nordiske databaser fra 2,6 kg CO₂-ækv./kg kød i butik (Moberg et al., 2019) til 3,0 (Röö's, 2014), mens Mogensen et al. (2020) ligger højere med et aftryk på 4,9 kg CO₂-ækv./kg kød i butik baseret på engelske studier af Leinonen et al., (2012). I Mogensen et al. (2016a) er klimaaftrykket for kyllingekød 5,5 kg CO₂-ækv./kg kød baseret på et ældre dansk studie (Nielsen et al., 2003).

Der er noget større variation i de internationale databaser mht. klimaaftryk for kyllingekød fra 3,8 (Treu et al., 2017) til 6,7 kg CO₂-ækv./kg kød i butik (Waite et al., 2019).

Ved sammenligning inden for databaserne ligger kyllingekøds klimaaftryk i de fleste databaser lavere end klimaaftrykket for svinekød (fra 5 til 50% lavere), mens kun tre databaser finder et højere klimaaftryk for kyllingekød sammenlignet med svinekød (Mogensen et al., 2016a; Treu et al., 2017 og Smith et al., 2019). Der mangler generelt sammenlignelige tal for klimaaftrykket for svine - og kyllingekød. Det er et ofte stillet spørgsmål, hvorvidt klimaaftrykket for kyllinge- og svinekød er forskelligt.

Her skal man være opmærksom på den funktionelle enhed for kødet. Der er således forskel i den funktionelle enhed mellem de forskellige databaser i tabel 4.1a og 4.1b. – fra 1 kg kød ab gård til 1 kg kød på tallerkenen, hvilket er med til at give variation i klimaaftrykkene, ligesom der er forskelle mellem forskellige studier i hvilke omregningsfaktorer, der anvendes til at omregne fra levende vægt til slagtekrop og til benfrit kød. Eksempelvis finder man i databasen fra Mogensen et al. (2016a), at klimaaftrykket fra en hel fersk kylling er 3,2 kg CO₂-ækv./kg, mens det per kg kyllingekød er 5,5 kg CO₂-ækv./kg, idet kyllingekød, den spiselige del af kyllingen (kødet), her er antaget kun udgør 58% af en hel kylling.

4.2.3 Mælk og ost

I de danske og nordiske database ligger klimaaftryk for letmælk fra 1,0 til 1,25 kg CO₂-ækv./kg letmælk (Tabel 4.1a), med undtagelse af Chrintz & Minter (2021), der har et klimaaftryk for mælk på 0,57 kg CO₂-ækv./kg letmælk. Det betydeligt lavere klimaaftryk skyldes, at forfatterne bruger C-LCA-metodens systemudvidelse til at beregne mælkenes klimaaftryk. Ved systemudvidelse fratrækkes klimabelastningen, for den mængde oksekød, som den samproducerede mængde oksekød antages at fortrænge, hvilket i databasen antages at være importeret kød fra ammekvæg. "Så jo højere udledningen er fra kødkvæg – jo lavere bliver udledningen fra mælken, fordi effekten fra fortrængningen så bliver større" (Chrintz & Minter, 2021). Med andre ord, mejeriprodukternes relativt lave klimabelastning skyldes, at kødet fra mælkeproduktionen antages at fortrænge produktion af importeret kødkvæg, og klimagevinsten fra den reducerede kødkvægsproduktion trækkes fra i mælkenes klimaaftryk.

Også med A-LCA vil klimaaftrykket for mælk og oksekød afhænge af den valgte allokeringstype. Kristensen et al. (2011) viste således, at mælks klimaaftryk pr kg energikorrigeret mælk ab gård varierer fra 0,91 kg CO₂-ækv./kg ved biologisk allokering til 1,06 kg CO₂-ækv./kg EKM ved økonomisk allokering og tilsvarende får kødet (kg levende vægt ab gård) det laveste klimaaftryk ved økonomisk allokering (3,41 kg CO₂-ækv./kg LW) – da en større del af belastningen er gået til mælken og det største aftryk på 6,92 kg CO₂-ækv./kg kød ved biologisk allokering.

4.2.4 Fisk

Der er meget stor variation i produktionssystemer til fisk, helt overordnet om de er produceret i et dambrug eller det er vilde fisk fanget i havet. For sidst nævnte er fangstmetoden og energiforbruget hertil helt afgørende (LCAFood data baseret på Thrane et al., 2004), mens foderforbruget er et vigtigt hotspot for fisk fra et dambrug.

I den danske database (Mogensen et al., 2016a) er der kun én type fisk (ørred) fra dambrug og seks typer fisk fra havet, hvor klimaaftrykket varierer fra 0,1 kg CO₂-ækv./kg for muslinger til 20,2 kg CO₂-ækv./kg hummer (LCAFood data baseret på Thrane et al., 2004).

Otte af de 18 databaser i Tabel 4.1 giver et generelt gennemsnits estimat for klimaaftrykket fra fisk. Dette er i gennemsnit på tværs af disse databaser 4,7 kg CO₂-ækv./kg fisk og varierer fra 3,0 til 7,1 kg CO₂-ækv./kg fisk.

For fisk kan der være store forskelle på klimaaftrykket afhængig af, om der anvendes C-LCA eller A-LCA metode. Da konsekvens-LCA kigger på den fremtidige udledning er klimaaftrykket for fisk med C-LCA baseret på klimaaftrykket fra fisk fra dambrug (Chrintz & Minter, 2021). Det skyldes, at mængden af vildtfangede fisk ikke ændrer sig. Vildt fangede fisk og skaldyr er generelt en globalt begrænset ressource, som ikke kan øges. Dette gælder dog ikke marine bløddyr såsom muslinger, østers og blæk-sprutter, der findes i rigelige mængder (Chrintz & Minter, 2021).

4.2.5 Brød og cerealier

De danske og nordiske databaser har et klimaaftryk for hvidt hvedebrød, der varierer fra 0,70-1,02 kg CO₂-ækv./kg brød, og et klimaaftryk for havregryn, der varierer fra 0,6-1,18 kg CO₂-ækv./kg (Tabel 4.1a).

De udenlandske databaser har tilsvarende et klimaaftryk for hvidt hvedebrød, der varierer fra 0,64-1,87 kg CO₂-ækv./kg brød og et klimaaftryk for havregryn, der varierer fra 1,15-1,49 kg CO₂-ækv./kg (Tabel 4.1b).

I Mogensen et al. (2016a) er der et klimaaftryk for dansk hvedebrød på 0,84 kg CO₂-ækv./kg frisk brød baseret på LCAFood (2003). Hotspot pr kg hvedebrød stammer fra input af 0,7 kg hvedemel (med klimaaftryk på 1,010 kg CO₂-ækv./kg), der igen kræver dyrkning af 0,875 kg brødhvede, hvoraf 0,175 kg ender som dyrefoder (LCAFood, 2003).

Det svenske hvedebrød i Moberg et al. (2019) har et klimaaftryk på 1,02 kg CO₂-ækv./kg brød i butik, der bruges 0,54 kg hvedemel, der har et aftryk på 1,18 kg CO₂-ækv./kg hvedemel i butik.

I Chrintz & Minter (2021) har hvedebrød et klimaaftryk på 0,70 kg CO₂-ækv./kg, hvoraf de 0,38 kg CO₂-ækv. kommer fra landbrug, 0,16 fra forarbejdning og 0,04 kg CO₂ ækv. fra emballage. Tilsvarende har hvedemel i butik et aftryk på 0,75 kg CO₂-ækv./kg, hvoraf de 0,38 kg CO₂-ækv. kommer fra landbrug, 0,03 fra forarbejdning og 0,20 kg CO₂-ækv. fra emballage.

For hvedebrød er der således forskelle både i mængden af råvarer, her hvedemel som den primære råvare og i klimaaftrykket pr kg hvedemel, der kan være med til at forklare forskelle i de opnåede klimaaftryk for brød mellem databaser.

4.2.6 Grøntsager

De danske og nordiske databaser har et klimaaftryk for kartofler, på 0,30 - 0,36 kg CO₂-ækv./kg kartofler i butik (Tabel 4.1a). Dog har Rööös (2014) et klimaaftryk på kun 0,1 kg CO₂-ækv./kg kartoffel, men denne værdi er valgt fra en variation fra 0,1 til 1,0 kg CO₂-ækv./kg kartoffel med skræl.

De udenlandske databaser har tilsvarende et klimaaftryk, der varierer fra 0,18-0,36 kg CO₂-ækv./kg kartofler i butik (Tabel 4.1b).

Klimaaftrykket for tomater er meget afhængig af, hvilket produktionssystem tomaterne kommer fra. I de danske og nordiske databaser angives et generelt klimaaftryk for tomater, der varierer fra 0,69 til 1,49 kg CO₂-ækv./kg tomat i butik (Tabel 4.1a).

Moberg et al. (2019) angiver et vægtet gennemsnit på 1,49 kg CO₂-ækv./kg tomat i de svenske butikker, hvori der er taget hensyn til de forskellige produktionssystemer, tomaterne kommer fra. Tomater fra friland i Spanien har et aftryk på 0,51 kg CO₂-ækv./kg tomat, når de ligger i en svensk butik inklusiv bidrag fra transport til Sverige, heraf er det kun 0,14 kg CO₂-ækv./kg, der kommer fra primær produktionen. Hvis tomaterne kommer fra et drivhus i Spanien har de et klimaaftryk på i alt 0,45 CO₂-ækv./kg, heraf 0,09 kg CO₂-ækv. fra primær produktion, mens klimaaftrykket for tomater fra drivhus i Holland, i alt er 2,05 kg CO₂-ækv./kg tomater i butik i Sverige, heraf 1,53 kg CO₂-ækv. fra primær produktion.

4.2.7 Frugt

De danske og nordiske databaser har et klimaaftryk for æbler, der varierer fra 0,1 til 0,64 kg CO₂-ækv./kg æble i butik (Tabel 4.1a), og de udenlandske databaser har tilsvarende et klimaaftryk, der varierer fra 0,11-0,36 kg CO₂-ækv./kg æble i butik (Tabel 4.1b).

De laveste klimaaftryk på 0,2 kg CO₂-ækv./kg æble i butik (Potter et al. 2020, Rööös, 2014) er baseret på tal for lokale æbler, med klimaaftryk ab gård på 0,1 kg CO₂-ækv./kg. Det højeste klimaaftryk fra Chrintz & Minter, 2021 er 0,66 kg CO₂-ækv./kg æble, heraf kommer 0,18 kg CO₂-ækv. fra landbrug, 0,14 kg CO₂-ækv. fra emballage og 0,31 kg CO₂-ækv. fra transport. Æblerne kommer her fra 23 forskellige oprindelseslande, og 33% er danske.

I ovenstående databaser er der således ikke store forskelle i klimabidraget fra landbruget, mens antagelser om bidrag fra emballage og transport giver forskellene mellem databaser.

4.2.8 Æg

I de danske og nordiske databaser har æg ifølge Chrintz & Minter (2021) et klimaaftryk på kun 0,71 kg CO₂-ækv./kg, mens klimaaftrykket ligger omkring 2-2,1 kg CO₂-ækv./kg æg i butik ifølge Moberg et al. (2019) og Mogensen et al. (2016a)(Tabel 4.1a). De udenlandske databaser har klimaaftryk for æg, der varierer fra 2,41-3,85 kg CO₂-ækv./kg æg i butik. (Tabel 4.1b).

For det lave klimaaftryk på 0,71 kg CO₂-ækv./kg æg stammer kun 0,41 kg CO₂-ækv. fra landbrug (58%), 0,24 kg fra emballage (34%), 0,05 kg CO₂-ækv. fra transport (7%) og 0,01 kg CO₂-ækv./kg æg fra detailledet (1%) (Chrintz & Minter, 2021). 99% af æggene antages at være dansk produceret.

For det svenske klimaaftryk på 2,08 kg CO₂-ækv./kg æg stammer 1,75 kg CO₂-ækv. fra landbrug, 0,10 kg fra emballage, 0,05 kg CO₂-ækv. fra transport (Moberg et al., 2019). 91% af æggene antages at være svensk produceret.

I de ovenstående databaser er det således ret store forskelle i klimabidraget fra landbruget, der giver forskellen i klimaaftryk mellem databaser, mens bidrag fra emballage og transport ikke varierer meget.

4.2.9 Sukker

I de danske og nordiske databaser har sukker i Chrintz & Minter (2021) det højeste klimaaftryk på 2,09 kg CO₂-ækv./kg, mens klimaaftrykket ligger fra 0,6-1,11 kg CO₂-ækv./kg sukker i butik ifølge Moberg et al. (2019), Röö's et al., 2014 og Mogensen et al. (2016a; 2020)(Tabel 4.1a). De udenlandske databaser har klimaaftryk for sukker, der varierer fra 0,5 til 0,75; med undtagelse af Treu et al. (2017), der har et højt klimaaftryk på 2,5 kg CO₂-ækv./kg sukker i butik (Tabel 4.1b).

Ifølge Chrintz & Minter (2021) har sukker et bidrag fra landbrug på 1,30 kg CO₂-ækv./kg sukker, forarbejdning på 0,47 kg CO₂-ækv. og emballage med 0,20 kg CO₂-ækv./kg sukker som de vigtigste hot-spot. Bidraget fra landbrug er betydelig mindre ifølge Moberg et al. (2019) med et aftryk på 0,56 kg CO₂-ækv./kg sukkerroe og kun 0,06 kg CO₂-ækv./kg sukker fra forarbejdning.

Tallene i Mogensen et al. (2016a) er fra LCAFood (Nielsen et al., 2003), hvor klimaaftrykket fra dansk sukker fra sukkerroer er 0,96 kg CO₂-ækv./kg sukker i butik, heraf 0,84 kg CO₂-ækv./kg fra primærproduktion, 0,08 kg CO₂-ækv./kg fra forarbejdning og 0,04 kg CO₂-ækv./kg fra transport. Her er der regnet med et sukkerudbytte på 137 kg sukker/t sukkerroe. Det danske sukkerudbytte er senere i Mogensen et al. (2018) opdateret til 170 kg sukker/t sukkerroe.

Forskellene i sukkers klimaaftryk opstår som følge af store forskelle i klimabidrag fra landbrug og forarbejdning, en faktor der her spiller ind er allokering af den samlede belastning fra sukkerdyrkning og forarbejdning mellem hovedproduktet sukker og biprodukterne melasse og pulp.

I Mogensen et al. (2020) er klimaaftrykket for sukker 0,7 kg CO₂-ækv./kg i butik. Klimaaftrykket er baseret på dyrkning af dansk sukker (Mogensen et al., 2018). Her er klimaaftrykket fordelt mellem sukker, melasse og pulp ved økonomisk allokering med tildeling på hhv. 89%, 5% og 6% ud fra de aktuelle priser, hvorimod f.eks. Agri-footprint (Zeist et al., 2012) antager, at pulp er et restprodukt uden værdi, hvilket bevirker at sukkers klimaaftryk derved bliver højere.

Og endelig vil sukkers klimaaftryk i nogle af de udenlandske reference være baseret på dyrkning af sukkerrør, hvilket er et helt andet produktionssystem end dyrkning af sukkerroer.

4.2.10 Øl

Indenfor de danske og nordiske databaser har øl et klimaaftryk på hhv. 0,55 og 0,46 kg CO₂-ækv./kg ifølge Chrintz & Minter (2021) og Moberg et al. (2019), mens dette ligger på 1,0 kg CO₂-ækv./kg øl i butik ifølge Mogensen et al. (2016a) (Tabel 4.1a). Tre af de udenlandske databaser har klimaaftryk for øl omkring 1,0 kg CO₂-ækv./kg øl i butik (0,9-1,1), mens Heller et al. (2018) har et betydeligt lavere klimaaftryk på 0,32 kg CO₂-ækv./kg (Tabel 4.1b).

Ølproduktion består af flere processer: Bygdyrkning efterfulgt af maltning med malt som hovedproduktet, og malt/bygspirer som biprodukt. I selve brygningen er øl hovedproduktet og mask et biprodukt (Dalgaard & Schmidt, 2014). Mange faktorer påvirker klimaaftrykket for øl. Klimabidraget fra landbruget, dvs. dyrkning af byg (og evt. majs), og de anvendte allokeringer i maltning- og brygningsprocessen

er hotspots. I Mogensen et al. (2018) anvendes f.eks. økonomisk allokering med 99% allokeret til hhv. malt og øl i de to processer, mens kun 1% allokeres til de to biprodukter hhv. maltspirer og mask.

Valg af emballage kan endvidere have stor betydning for klimaaftrykket for øl, herunder evt. genanvendelse heraf. F.eks. er klimaaftrykket for emballage hhv. 0,16 og 0,15 kg CO₂-ækv./kg øl i Chrintz & Minter (2021) og Moberg et al. (2019), mens Hartikainen & Pulkkinen (2016) anvender et generelt klimaaftryk for glasflasker på 0,2-0,4 kg CO₂-ækv./kg produkt.

Tabel 4.1a: Udvalgte fødevarer fra forskellige fødevarergrupper, og deres klimaaftryk (CF) fra danske og nordiske databaser kg CO₂-ækv. pr funktionelle enhed (FU) – i parentes er angivet klimaaftryk inklusiv evt. bidrag fra indirekte land use change (iLUC)/direkte land use change (dLUC)/carbon opportunity cost (COC)³⁾.

Database	Andel, CF, % ¹⁾	RISE, 2015	Chrintz & Minter, 2021	Moberg et al., 2019	Potter et al., 2020	Mogensen et al., 2016a	Mogensen et al., 2020		Röös, 2014
Database nr. ⁶⁾		1	2	3	4	5	6	6	7
Funktionel Enhed (FU)			1 kg i butik	1 kg i butik	1 kg i butik	1 kg i butik	1 kg i butik	1 kg på tallerken	1 kg i butik
		ID ⁵⁾	CF (CF+iLUC)	CF (CF+C)(CF+C+dLUC)		Danske hhv. importerede			Gennemsnit (var)
Kød	28								
Oksekød		27	(50,2)	24,9 (23,7) (23,8)	-	13,9 - 14,1	13,9	20,4	26 (17-40)
- Mørbrad			126 (152)						
- Hakket			27,1 (32,5)						
- malkerace udsætter ko				11,1 (10,7) (10,9)					
- malkerace ungtyr				20,3 (20,2) (20,3)					
-kødkvæg				34,4 (32,4) (32,5)					
Kyllingkød		2,4	2,75 (3,44)	2,57 (2,88) (3,26)	-	5,5 - 5,7	4,91	7,04	3 (1,7-4)
Svinekød		6	(4,3)	4,10 (4,56) (4,62)	-	4,6 - 4,8	4,88	7,40	6 (4-8)
- Mørbrad			4,63 (5,40)						
- Hakket			2,58 (2,97)						
Mælk og ost	18								
Mælk - let		0,9	0,57 (0,61)	1,25 (1,21) (1,23)	-	1,0 - 1,2	1,16	1,19	1 (0,8-2,5)
Ost -gul		9	7,26 (7,72)	12,8 (12,4) (12,6)	-	9,6 - 9,8	10,3	10,8	8 (6-11)
Fisk	4								
Fisk generelt				5,73 (5,85) (6,10)	-		4,99	7,11	3 (0,7-28)
- ørred (dambrug)		2,3	1,53 (2,72)			1,8 - 2,0			
- fladfisk			8,84 (9,87)			3,3 - 3,5			
- sild		0,6	8,25 (9,34)	1,14 (1,14) (1,14)		0,7 - 0,9			
Brød og ceralier	7								
Brød, hvidt		0,5	0,70 (0,74)	1,02 (1,02) (1,02)	-	0,8 - 1,0	1,16	1,43	0,8 (0,5-1,2)
Havregryn			0,90 (0,95)	1,18 (1,18) (1,18) ⁴⁾	-	0,8 - 1,0	0,92	0,94	0,6 (0,4-0,9)
Grøntsager	4								
Kartofler		0,1	0,34 (0,36)	0,32 (0,38) (0,38)	0,3	0,2 - 0,4	0,36	0,94	0,1 (0,1-1)
Tomat			0,69 (0,70)	1,49 (1,49) (1,49) ³⁾	0,9	0,8 - 0,6	0,76	1,06	1-1,4 (0,2-6,5)

-drivhus		0,2		0,45-2,05 (0,45-2,05)					
-friland				0,51 (0,51)					
Frugt	7								
Æble		0,2	0,64 (0,66)	0,48 (0,37) (0,37)	0,2	0,1 - 0,4	0,45	0,66	0,2 (0,1-0,3)
Æg og fedt	7								
Æg		1,4	0,71 (0,85)	2,08 (2,30) (2,53)	-	2,0 - 2,2	2,23	2,78	1,4 (1,4-4,6)
Sukker og søde sager (4)	4								
Sukker		0,6	2,09 (2,00)	1,11 (1,52) (1,52)		1,0 - 1,2	0,73	0,87	0,6 (0,4-0,9)
Drikkevarer	22								
Øl		0,7	0,55 (0,60)	0,46 (0,46) (0,46)	-	1,0 - 1,1	1,18	1,24	-

- 1) I kolonne 2 er andel af diætens klimaaftryk (CF) fra denne fødevarergruppe i alt angivet i procent. Baseret på klimaaftryk pr kg fødevarer og fra kosten fra Mogensen et al., (2020)
- 2) Moberg et al., (2019) - kød er pr kg carcass vægt
- 3) Heraf 0,23 kg CO₂-ækv. i transport ved import - drivhus i Spanien: i alt CF 0,45, drivhus i Holland, i alt CF 2,05 kg CO₂-ækv./kg
- 4) Fra havremel
- 5) ID = Ingen data: Database nr 1 kræver betaling, og af respekt for ophavsret er der derfor ikke vist data fra denne database.
- 6) Rækkefølgen af databaser er rangeret efter antal af fødevarer i databasen.

Table 4.1b: Selected food products from each food product group, climate footprint (CF) in foreign databases (ranked by number of food products in the database), kg CO₂-equiv. per functional unit (FU) – in parentheses including possible contribution from carbon opportunity cost (COC). ID = No data⁷

Database	Koch et al., 2016	ESU	Ecoln-vent	Ecoln-vent	Agri-footprint	Heller et al 2018	Clune et al. 2017	Quantis	Hartikainen & Pulkinen, 2016	Waite et al., 2019	Treu et al. 2017	Smith et al., 2019
Database nr.	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
Funktional Enhed (FU)	1 kg forbrug		1 kg	1 kg		1 kg spiselig	1 kg i butik	1 kg	1 kg indtag i Europa	1 kg solgt	1 kg	1 kg ab gård
		ID ⁷⁾	ID	ID	ID		Gns (var)	ID	Gns (var)	CF (CF+COC)		CF (CF+ COC)
Kød									22,2 (19-28)	⁴⁾	17,5	⁵⁾
Oksekød						32,9 ³⁾	26,1 (11-42)		42,5 (36-53)	37,4 (239)	15,4	15,0 (180)
-veal	19-25											
-beef	33-42											
Kyllingekød	4,84-7,58					4,19	4,12 (1,1-10,0)		5,8 (4,7-7,4)	6,73 (21,4)	3,76	4,52 (16,0)
Svinekød	4,84-9,50					5,56	5,60 (3,2-10,3)		10,2 (7,7-11,2)	8,06 (29,2)	3,42	4,38 (19,5)
Mælk og ost												
Mælk – let	1,49					1,32	1,32 (0,54-2,4)		1,5 (1,2-1,8)	1,82 (8,02)	1,10	1,07 (8,17)
Ost –gul	6,27					9,97	8,86(5,3-16,4)		8,3 (6,2-10,4)	8,84 (40,4)	4,9	-
Fisk												
Fisk generelt						-	4,4 (0,8-20,9)		3,6 (2,7-4,5)	4,76 (19,6)	4,0	-
-ørred (dambrug)	5,70						3,73 (1,4-5,95)					
-fladfisk												
-sild							1,17 (0,98-1,4)					
Brød og ceralier												

Brød, hvidt	0,64-1,10					-	-		0,8 (0,6-0,9)	1,87 (3,70)	--	-
Havregryn	1,49					-	-		1,1 (0,6-1,7)	1,15 (4,03)	-	0,35 (2,85)
Grøntsager												
Kartofler	0,07 ⁶⁾					0,22	0,20 (0,08-0,4)		0,8 (0,6-1,0)	0,36 (0,98)	0,18	0,13 (0,73)
Tomat	0,51-1,88					0,47 ²⁾	0,46 (0,08-1,0)		0,8 (0,5-1,1)	1,0 (1,71)	0,43	-
-uopvarmet drivh							0,67 (0,32-1,3)					
-opvarmet drivh.							2,69 (0,92-6,1)					
Frugt												
Æble	0,28 pulp					0,27	0,36 (0,18-0,9)		0,5 (0,3-0,6)	0,30 (1,24)	0,11	-
Æg og fedt												
Æg	2,41					3,75	3,39 (1,3-6,0)		2,9 (2,3-3,3)	3,85 (14,5)	2,90	2,83 (14,2)
Sukker og søde sager												
Sukker	0,75					0,70	-		0,5 (0,4-0,8)	-	2,50	-
Drikkevarer												
Øl	1,09					0,32	-		1,0 (0,7-1,2)	0,90 (6,30)	-	-

1) Fra Mogensen et al, (2020)

2) Heller: ikke grøntsager fra drivhus kun fra friland med i gns. tal

3) Heller: Kun oksekød fra kødkvæg ikke fra malkekvæg med i gns. tal

4) WRI FU: pr kg retail veight

5) Smith: FU: pr kg DCW – dead carcass weight

6) ab gård

7) Database nr. 9-12, samt nr. 15 kræver betaling, og af respekt for ophavsret er der derfor ikke vist data fra disse databaser.

5. Diskussion og konklusioner

Overordnet viser gennemgangen af grundlaget for de tilgængelige databaser og de viste eksempler på klimaværdier, at der er en betydelig variation i helt afgørende parametre som funktionelle enheder, systemgrænser og datagrundlag, samt de anvendte beregningsmetoder.

Det er således ikke umiddelbart muligt at få et retvisende billede ved at sammenligne klimaaftryksværdier for fødevarer på tværs af de beskrevne databaser, og der er reelt også begrænsninger indenfor databaserne. F.eks. skriver Chrintz & Minter (2021) omkring anvendelse af data fra Den Store Klimadatabase: "De gennemsnitlige klimaaftryk i klimadatabasen afspejler ikke den store variation, der kan være inden for hver varetype, og resultaterne vil derfor ikke være et retvisende eller tilstrækkeligt grundlag for mærkning, anprisning eller beskatning af specifikke varer".

På tilsvarende vis vil sammenligning af fødevarer indenfor databaser, hvor klimaaftrykkene er baseret på review af LCA-studier, dvs. at klimaværdierne kommer fra forskellige videnskabelige studier, som kan have forskelle i afgørende parametre, også være behæftet med usikkerhed.

I databaserne er klimaaftryksværdierne i langt de fleste tilfælde baseret på gennemsnitlige produktionsforhold og -metoder. Generelt indeholder databaserne klimaværdier for konventionel produktion af fødevarer. Kun to databaser (Treu et al., 2017; Smith et al., 2019) har udledt specifikke klimaværdier til sammenligning af klimaaftrykket for økologisk og konventionel producerede fødevarer. Disse databaser indeholder kun relativt få fødevarer hhv. 25 og 24 styk. Endvidere antager Potter et al. (2020) på baggrund af Clark & Tilman (2017), at der ikke er forskel i klimaaftrykket for økologiske og konventionelle fødevarer. Til gengæld medtager Potter et al. (2020) en effekt af økologisk versus konventionel produktionssystem på arealforbrug og effekt på biodiversitet. Der indgår kun vegetabiliske fødevarer i databasen af Potter et al. (2020). I Koch et al. (2016) medtages der kun klimaaftryk for konventionelle fødevarer. Men for primærproduktionen indgår der også økologiske produktions-systemer.

I Del 2 af denne vidensyntese ses nærmere på primærproduktionen og betydningen af økologisk versus konventionel produktion for klimabidraget fra primærproduktionen.

5.1 Datagrundlag og usikkerhed

Ved en såkaldt bottom up-analyse, er beregning af klimaaftrykket principielt den akkumulerede sum af emissioner for hver proces omregnet via en karakteriseringsfaktor (KF) til samme enhed (CO₂-ækv.) for alle drivhusgasser. I alle databaser er der anvendt en 100 årig tidshorisont, GWP100 i overensstemmelse med IPCC, men der kan være variation i de anvendte KF for metan og lattergas afhængig af tidspunktet for analysen, da IPCC har ændret værdierne over tid.

Datagrundlaget til at fastsætte inputs, outputs, emissioner og karakteriseringsfaktorer er derfor af afgørende betydning for sikkerheden og niveauet af de beregnede klimaaftryk. Herudover vil modelstrukturens overensstemmelse med de faktiske forhold påvirke resultatet.

I arbejdet med fælles retningslinjer på EU niveau (Product Environmental Footprint (EC, 2017)) er der udarbejdet en metode til vurdering af datakvaliteten, baseret på omfanget af primære og sekundære data og tidspunktet for dataindsamlingen, som kunne være en inspiration til fælles retningslinjer og dermed en metode til at kvantificere datakvaliteten.

Klima- og miljøaftrykket fra fødevarer stammer primært fra landbrugsproduktionen, hvor de fleste emissioner i kæden frem til forbrugeren finder sted. Landbrugsproduktionen er karakteriseret ved at bestå af mange selvstændige produktionsenheder som er ret forskellige i produktionssystem, management og produktivitet. Det er derfor afgørende, at der indsamles data fra et tilstrækkeligt antal bedrifter for at sikre gennemsnitlige data, og at der sker en gruppering af bedrifterne i forhold til produktionssystemet, f.eks. konventionel og økologisk, for at identificere forskelle i primærproduktionen.

Da emissionerne fra landbrugsproduktionen yder et markant bidrag til klimaaftrykket, har Hermansen et al. (2017) diskuteret datatilgængeligheden og repræsentativitet i de nordiske lande og konkluderer, at der er behov for en graduering på tværs af lande og i visse tilfælde indenfor lande for at få retvisende data for primærledet. Et specielt afgørende område er foderproduktion og sammensætningen af foderationen i den animalske produktion, hvor der er behov for data og datasæt, der repræsenterer de nordiske forhold bedre end f.eks. gennemsnitlige europæiske data.

Fordelen ved bottom up-analyse er, at de data man anvender er ret præcise for den specifikke produktion. Sker der ændringer i produktionssystemet vil effekten af disse ændringer blive opfanget af dataindsamlingen og slå igennem på de beregnede klimaaftryk. Ulempen er, at der er nogle klimapåvirkninger fra produktionssystemet, man ofte ikke får med i analysen.

Modsat vil man ved en top down-analyse, hvor man f.eks. tager udgangspunkt i input output tabeller for, hvad hele landbruget udleder, få mindre præcise klimaaftryk for hver enkelt specifikke fødevarer. Samtidig må man forvente større træghed mht. at ændringer i produktionssystemet vil opfanges af dataindsamlingen og slå igennem på de beregnede klimaaftryk. Fordelen er, at alle processer i teorien er med. Dvs. man får nogle klimabidrag med, som bottom up- analysen typisk ikke får med, men som dog i princippet kunne medtages. Samtidig afhænger det af estimeringen af den samlede emission og hvorvidt allokeringen ud på forskellige produkter er retvisende.

5.2 LCA-metoder, databaser og international harmonisering

Forskelle i fødevarernes klimaaftryk baseret på metodevalg kommer til udtryk i gennemgangen af de forskellige databaser i afsnit 3 og 4.

Ud af de 19 fundne databaser over fødevarernes klimaaftryk er 17 af dem baseret på A-LCA-beregninger, herunder den svenske RISE Klimatdatabas, den hollandske Agrifootprint database, den franske AGRIBALYSE database, den schweiziske ESU-services database og World Food LCA Database.

Beregningerne af klimaaftrykket ved A-LCA er typisk baseret på modeller udviklet til det specifikke formål og er baseret på data, der er knyttet til den aktuelle produktion og de tilhørende emissioner. Det

er således det faktiske produktionssystem, der modelleres. Der er ikke inkluderet evt. indirekte effekter uden for systemafgrænsningen.

To ud af de 19 fundne databaser over fødevarernes klimaaftryk er baseret på C-LCA, herunder den danske Den Store Klimadatabase samt Ecoinvent databasen, der både har en A-LCA- og C-LCA-version.

Beregninger af klimaaftrykket ved C-LCA er en marginalbetragtning, som vurderer konsekvensen af et ændret forbrug af en given fødevarer. Innovationer i forhold til det betragtede produkt vil derfor ikke nødvendigvis blive afspejlet i klimaaftrykket, fastlagt ved brug af marginale data. Ved C-LCA kobles ofte med de indirekte effekter fra produktionsændringen. De indirekte effekter er ofte yderst komplicerede at udlæde, og der er store usikkerheder i de mange indikatorer, som har indflydelse på estimaterne. Herudover understøtter Chrintz & Minter (2021), at brugen af globale statistiske data om høstudbytte og animalsk produktion er forbundet med usikkerhed, herudover at de detaljerede modeller for specifikke fødevarer kan være forbundet med varierende repræsentativitet og usikkerhed i data, men der indgår ikke en beregning af usikkerheden.

LCA-metoderne baseres i udgangspunktet på ISO-standarder, men da disse efterlader et vist rum for fortolkning, er der udarbejdet flere LCA-guidelines herunder bl.a. ILCD Handbook, the International Dairy Federation (IDF) guide to standard life cycle assessment for the dairy sector, PAS 2050:2011, LEAP guidelines and World Food LCA Database Methodological Guidelines. Alle disse guidelines bygger på A-LCA. Herudover arbejder man på EU-niveau med European Commission's Product Environmental Footprint (PEF) (EC, 2017) for at harmonisere guidelines for LCA, og understøtte sammenlignelighed f.eks. i forbindelse med grønne anprisninger af produkter. Disse europæiske guidelines bygger også på A-LCA-metoden. Udover generelle retningslinjer for alle typer produkter er der her udarbejdet mere specifikke retningslinjer for bl.a. fødevarerne mælk, øl, vin, pasta og olivenolie, der bl.a. definerer de konkrete data og allokeringsmetoder, der skal anvendes (EC, 2021).

Frankrig er, så vidt vides, det eneste land, hvor der fra regeringens side er givet penge til et stortnationalt projekt (AGRIBALYSE) med livscyklusvurdering af franske landbrugsafgrøder og fødevarer. Her benyttes en LCA-metodetilgang, der lægger sig tæt op af PEF (og LEAP), altså baseret på A-LCA og med dLUC.

5.3 Funktionel enhed

I alle databaserne anvendes vægten (f.eks. kg) som funktionel enhed, men der er forskel på, hvor mange bidrag fra kæden opgørelserne medtager. Som vist kan det absolutte niveau for klimaaftrykket per kg fødevarer for mange fødevarer være markant påvirket heraf, men rangeringen af klimaaftrykket i forhold til andre fødevarer, påvirkes kun i begrænset omfang (se Figur 6).

De fleste databaser angiver klimaaftryksværdier tæt på forbrugeren, pr kg fødevarer efter forarbejdning eller i butik, mens nogle få går videre frem til kg spiseligt eller kg indtag. I denne sidste fase er der for nogle fødevarer et ret væsentligt bidrag, forårsaget af spild baseret på gennemsnitlige oplysninger. Såfremt den enkelte forbruger kan påvirke dette spild, kan der argumenteres for, at det var mere reelt

at udelade denne del af kæden i forhold til information til den enkelte forbruger, men kun anvende det ved generelle betragtninger.

Den funktionelle enhed bør ideelt relatere til, hvad det er for en funktion, som produktet opfylder, dvs. for fødevarer, at sikre vores ernæring. Brugen af kg som enhed har ingen direkte sammenhæng dertil, hvorfor det ikke giver mening at sammenligne udledningen fra 1 kg salt med 1 kg sukker direkte, da de i såvel mængde som indhold har forskelligt bidrag til vores ernæringen. Derfor arbejdes der med at udvikle metoder til at relatere klimaaftrykket fra fødevarer til deres ernæringsmæssige betydning, men det indebærer også store udfordringer.

Der er endnu ikke fundet et praktisk anvendeligt udtryk for fødevarernes ernæringsmæssige værdi, der kan anvendes til at udtrykke, hvordan fødevarerne rangeres i forhold til både deres klimaaftryk og deres næringsstofbidrag. Ifølge Masset et al. (2014) og Saarinen et al. (2017) giver sammenligning af fødevarers klimaaftryk i forhold til deres bidrag med næringsstoffer bedst mening mellem fødevarer, som kan indgå på samme måde i kosten, dvs. inden for samme fødevareregruppe. En fødevars ernæringsmæssig værdi afhænger ikke blot af fødevarsens selv, men også af hvilke andre fødevarer, der indgår i den samlede kost. Klimabidrag fra fødevarer og fødevareregrupper i kosten bør sættes i forhold til klimaaftrykket fra hele kosten og holdes sammen med kostens indhold af næringsstoffer relateret til næringsstofanbefalinger og behov (Mertens et al., 2016). Klimaaftrykket pr kg fødevarer er derfor essentielt i disse beregninger.

For miljøpåvirkninger, der har en mere lokal effekt, såsom N-udvaskning, vil man ikke få det fulde billede, hvis miljøpåvirkningen kun angives pr kg produkt. Der kan være tilfælde, hvor man for den samme fødevarer fra to forskellige produktionssystemer kan have umiddelbart den samme miljøpåvirkning (f.eks. N-udvaskningen) pr kg fødevarer, men hvor der bag disse tal gemmer sig en høj lokal miljøpåvirkning i det ene system (kombineret med høje udbytter) og en lav lokal miljøpåvirkning i det andet system (kombineret med lave udbytter). For miljøproblemer der har mere global karakter (f.eks. klima), er angivelse af miljøpåvirkning pr kg produkt fornuftigt, hvorimod miljøpåvirkning per ha er mere relevant for miljøproblemer, der har mere lokal karakter (som f.eks. N-udvaskning) (van der Werf et al., 2020). Ved livscyklusvurderinger er det muligt at afrapportere både per kg produkt og per ha, men det bliver ikke altid gjort.

5.4 Systemgrænser

Som anført kan det være vanskeligt at udlede, hvad der reelt indgår i beregningerne, herunder systemgrænserne, i de enkelte databaser.

Typisk er der udelukkende medtaget emissioner knyttet til den løbende produktion, mens emissionen ved produktion af faste produktionsfaktorer som maskiner og bygninger ikke er medtaget. I en oversigtsartikel af LCA-studier af mælk fandt Baldini et al. (2017) således, at klimabidraget fra produktion af maskiner var medtaget i 7 ud af 44 studier og fra bygninger i 6 studier af 44 studier.

Emissionerne fra produktionen er typisk knyttet til en vækstsæson eller et år, mens inddragelsen af emissionen fra de faste produktionsfaktorer kræver stillingtagen til afskrivning eller alternative anvendelse. Generelt vil betydningen af de faste produktionsfaktorer i forhold til den årlige emission fra produktionen være begrænset.

En udvikling af fødevarer systemerne mod mere cirkulære systemer f.eks. grøn bioraffinering, giver en udfordring for LCA metoden i forhold til systemgrænserne og allokering af emissionen på produkterne og sidestrømme. De mere komplekse systemer med en kombination af fødevarerproduktion, biomaterialer, energi mv. vil stille krav til entydige metoder til beregninger for at sikre at klimabidraget for et givet produkt, er beregnet på samme måde uanset hvilket system der ligger bag produktet.

5.5 Jordpuljeændringer og arealændringer

Der kan for de forskellige plantebaserede og animalske fødevarer, være betydende forskelle i klimabidraget afhængig af om og hvordan ændringer i jordens kulstofindhold eller arealændringer indregnes.

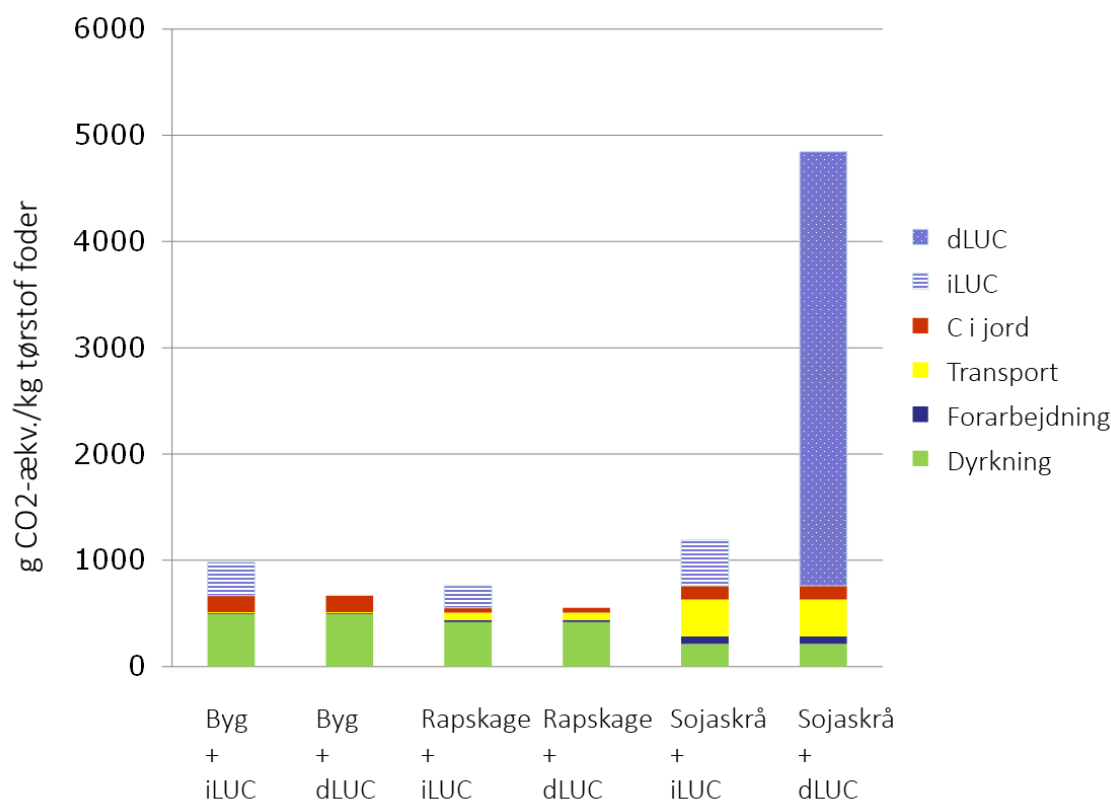
Jordpuljeændringer

Modeller til estimering af kulstofændringer på dyrkningsfladen, primært på nationalt niveau, er omfattende beskrevet af Smith et al. (2020), men i livscyklusvurderinger indgår kulstofbidraget kun i få studier (se f.eks. Baldini et al. (2017)) og som det fremgår kun medtaget i en af de omtalte databaser (Moberg et al., 2019). Metode til indregning af jordpuljeændringer i LCA og herunder tidsperspektivet kan have stor betydning for størrelsen af klimabidraget fra jordpuljeændringer (Petersen et al. 2013; Kløverpris et al., 2020; Anonym, 2020). Klimaeffekten beregnes i livscyklusvurderinger generelt i et 100-årigt perspektiv (GWP100). Det kan dog diskuteres om klimabidraget fra jordpuljeændringer skal indregnes i et 20-årigt eller et 100-årigt perspektiv, da IPCC f.eks. regner jordpuljeændringer i et 20-årigt perspektiv. Metoder til fastlæggelsen af de årlige ændringer i jordens kulstofindhold og anvendelse heraf i klimaregnskaber er diskuteret af Kristensen et al. (2021), men der er behov for yderligere udvikling af den foreslåede metode (Petersen et al., 2013), så den dækker alle afgrøder og produktionsformer nationalt og globalt.

Arealanvendelse ændringer

De to tilgange, dLUC og iLUC, giver væsentlig forskellige klimabidrag, afhængig af hvilke afgrøder der ses på (Mogensen et al., 2018). Hvis der benyttes dLUC, vil afgrøder der er i direkte forbindelse med skovrydning, som f.eks. soja og palmeolie, få pålagt store klimabidrag, hvorimod hvis der benyttes iLUC, vil alle afgrøder (også danske) vil få pålagt et klimabidrag (pr ha). Dette er vist i Figur 7, hvor det er tydeligt, at det primært vil være importeret soja, der får en ekstra klimabelastning, hvis der benyttes dLUC, hvorimod både de danske (byg og rapskage) afgrøder og den importerede sojaskrå vil få en klimabelastning lagt oveni, hvis der benyttes iLUC. Da det ved iLUC er en klimabelastning per ha, vil bidraget i klimaaftrykket afhænge af udbyttene. Jo højere udbytter, jo lavere bidrag fra iLUC pr kg. Ved brug af iLUC i livscyklusvurderinger vil afgrøder, der dyrkes mere ekstensivt, dermed få pålagt

et relativt større bidrag per kg produkt end intensivt dyrkede afgrøder og brug af iLUC i livscyklusvurderinger vil dermed fremme intensivering af landbrugsproduktionen (van der Werf et al., 2020).



Figur 7: Klimaafttrykket for byg, rapskage og sojaskrå vist med LUC indregnet hhv. som indirekte (iLUC) eller direkte (dLUC), g CO₂-ækv./kg tørstof foder (Mogensen et al., 2018)

Det kan diskuteres, hvilken af disse metoder (dLUC eller iLUC) der hjælper bedst til at forhindre skovrydning samtidig med at fremme et bæredygtigt fødevarer- og landbrugssystem. Hvorvidt det er en klimabelastning af de afgrøder, der kan sættes direkte i relation til skovrydning, for at fremme afskovningsfrie værdikæder (dLUC) eller det er klimabelastning af alle arealer, for at fremme en intensivering af landbrugsproduktion (iLUC eller COC). Da intensivering af landbrugsproduktionen kan have mange andre negative sideeffekter (biodiversitetstab, økotoxicitet, eutrofiering mv.) skal man være meget sikker på, at intensivering er det mest effektive redskab for at forhindre afskovning – og være opmærksom på, at det er den grundlæggende antagelse, der ligger bag koncepter som iLUC og COC og indbygget i metoden, at den automatisk vil give et lavere klimabidrag til intensivt dyrkede afgrøder. Givet de grundlæggende antagelser og kompleksiteten, dynamikken og usikkerheden i arealændringsprocessen, der er påvirket af mange økonomiske og politiske faktorer er der blevet stillet spørgsmålstejn ved denne simplificering (Finkbeiner, 2017; Scarlat & Dallamand, 2019; van der Werf et al., 2020). I de harmoniserede guidelines fra EU, Product Environmental Footprint (PEF) (EC, 2017), er det skrevet at dLUC skal inkluderes, men iLUC skal ikke inkluderes grundet for stor usikkerhed på metoden. Inkludering af dLUC, men ikke iLUC, er også praksis i mange af de europæiske databaser, jf. afsnit 3 og 4.

5.6 Andre miljøpåvirkningskategorier

Der er i landbrugs- og fødevarer systemet flere relevante effekter udover klimaeffekter, herunder biodiversitet, vandmiljø, økotoxicitet, dyrevelfærd mv.. Flere af databaserne inkluderer en del af disse, men der er visse miljøpåvirkningskategorier der sjældent er inkluderet i LCA (Knudsen et al., 2019). Det gælder bl.a. biodiversitet, økotoxicitet og dyrevelfærd. Disse miljøpåvirkningskategorier er højest relevante for vurdering af forskellige fødevarers bæredygtighed, men når de sjældent inkluderes er det ofte med begrundelse i metodemæssige udfordringer (van der Werf et al., 2020). Ved klimaoptimering af kosten ved hjælp af klimaaftryksværdier for fødevarer, er det vigtigt også at se på effekterne på de øvrige miljøpåvirkningskategorier, da visse af dem kan have modsatrettede tendenser i forhold til klimaaftrykket. Alternativt kan man risikere suboptimering af kostens klima- og miljøpåvirkning, hvor en reducerende effekt på klimaet, kan skabe nye problemer andre steder i systemet.

6. Afslutning

I denne Del 1 af vidensyntese om livscyklusvurderinger og klimaeffektivitet i landbrugssektorer er der redegjort for LCA som metode til at estimere klima- og miljøeffekter generelt, og betydningen af metodevalg, data mv. i er illustreret og diskuteret i forhold til klimaaftrykket for fødevarer baseret på en gennemgang af de eksisterende danske og internationale fødevarer databaser.

Del 2 af vidensyntesen vil belyse klimaeffektiviteten i de forskellige sektorer af dansk landbrug i en international kontekst samt betydningen af forskellige produktionsformer (f.eks. konventionelt vs. økologi) på klimaeffektiviteten i landbruget.

Del 2 vil desuden indeholde en samlet konklusion på de i bestillingen rejste spørgsmål, samt en udredning af den nuværende forskningsindsats indenfor området og baseret herpå give et bud på behovet for yderligere forskningsindsats der kan styrke viden, data og metodeudvikling indenfor området.

7. Litteratur

- Anonym. 2020. Development of LCA guidelines for the calculation of Carbon Sequestration in cattle production systems. Draft for public consultation. C-Sequ Public Consultation - IDF (fil-idf.org)
- Anonym, 2021. Spørgsmål og svar om dambrugsfisk. Online: <https://samvirke.dk/artikler/spoergsmaal-log-svar-om-dambrugsfisk>
- Audsley, E., Brander, M., Chatterton, J., Murphy-Bokern, D., Webster, C., and Williams, A. (2009). How low can we go? An assessment of greenhouse gas emissions from the UK food system and the scope for to reduction them by 2050. How low can we go? WWF- UK.
- Bager, S, Højbye, L., Olsen, A.S. 2015. Livscyklusvurderinger og CO₂-beregningværktøjer for fast træbiomasse. Notat fra COWI. 21 pp.
- Baldini, C., Gardoni, D., Guarino, M. 2017. Review: A critical review of the recent evolution of Life Cycle Assessment applied to milk production. J. Cleaner Production, 140, 421-435.
- Bird, D.N., G. Zanchi, N. Pena. 2013. A method for estimating the indirect land use change from bioenergy activities based on the supply and demand of agricultural-based energy. Biomass Bioenergy, 59 (2013), pp. 3-15
- Blonk, 2013. Direct Land use change assessment tool, version 2013.1. Blonk Consultants, Gouda. 2013
- BSI. 2008. PAS2050. Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services.
- Caffrey, K. R., & Veal, M. W. 2013. Conducting an agricultural life cycle assessment: challenges and perspectives. *The Scientific World Journal*, 2013.
- Chrintz, T., Minter, M. 2021. Den store klimadatabase – Baggrundsrapport. 29 pp. Online: <https://denstore-klimadatabase.dk/baggrundsinformation>
- Clark, M. & Tilman, D. 2017. Comparative analysis of environmental impacts of agricultural production systems, agricultural input efficiency, and food choice. *Environmental Research Letters* 12(6), p. 064016.
- Cooper, J. M., Butler, G., & Leifert, C. 2011. Life cycle analysis of greenhouse gas emissions from organic and conventional food production systems, with and without bio-energy options. *NJAS-Wageningen Journal of Life Sciences*, 58(3-4), 185-192.
- Cucurachi, S., Scherer, L., Guinée, J., & Tukker, A. 2019. Life Cycle Assessment of Food Systems. *One Earth*, 1(3), 292-297.
- Curran, M. A. 2013. Life cycle assessment: a review of the methodology and its application to sustainability. *Current Opinion in Chemical Engineering*, 2(3), 273-277.
- Dalgaard, R., Schmidt, J.H. 2014. Life cycle inventories of brewer's grain, DDGS and milk replacer, Rapport fra 2.-0 LCA consultants, Aalborg, 20. August 2014. 13pp.
- Dorca-Preda, T., Mogensen, L., Kristensen, T., Knudsen, M.T. 2021. Environmental impact of Danish pork at slaughterhouse gate – a life cycle assessment following biological and technological changes over a 10 year period. Accepted with minor changed *Livest Sci*.
- EC 2017. European Commission, PEFCR Guidance document, - Guidance for the development of Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCRs), version 6.2, June 2017.
- EC 2021. Results and deliverables of the Environmental Footprint pilot phase. Online at https://ec.europa.eu/environment/eussd/smqp/PEFCR_OEFSR_en.htm
- EU-JRC. European commission- Handbook, I. L. C. D. 2010. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook-General guide for Life Cycle Assessment. European Commission-Joint Research Centre-Institute for Environment and Sustainability.
- FAOStat. 2017. Adgang til data vedrørende produktion, import og eksport – data fra 2013-2014. Online: <http://www.fao.org/faostat/en/#data/TP>

- Finnveden, G. (2000). On the limitations of life cycle assessment and environmental systems analysis tools in general. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 5(4), 229-238.
- Flysjö, A. 2012. Greenhouse gas emissions in milk and dairy product chain – Improving the carbon footprint of dairy products. PhD Thesis. Aarhus University.
- Garnett, T. (2014). Three perspectives on sustainable food security: efficiency, demand restraint, food system transformation. What role for life cycle assessment?. *Journal of Cleaner Production*, 73, 10-18.
- Garnett, T., Rööß, E., Nicholson, W., & Finch, J. (2016). Environmental impacts of food: an introduction to LCA. *University of Oxford: Food Climate Research Network*.
- Groen, E. A., Bokkers, E. A., Heijungs, R., & de Boer, I. J. (2017). Methods for global sensitivity analysis in life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(7), 1125-1137.
- Haes, U. D., Finnveden, G., Goedkoop, M., Hauschild, M., Hertwich, E. G., Hofstetter, P., ... & Steen, B. (2002). Life-cycle impact assessment: striving towards best practice. SETAC press.
- Harris, S., & Narayanaswamy, V. (2009). *A literature review of life cycle assessment in agriculture*. RIRDC.
- Heller, M.C., Willits-Smith, A., Meyer, R., Keoleian, G.A., Rose, D. 2018. Greenhouse gas emissions and energy use associated with production of individual self-selected US diets. *Environmental Research Letters*. 13. 044004.
- Hellweg, S., & i Canals, L. M. (2014). Emerging approaches, challenges and opportunities in life cycle assessment. *Science*, 344(6188), 1109-1113.
- Henders S, Persson UM, Kastner T (2015) Trading forests: land-use change and carbon emissions embodied in production and exports of forest-risk commodities. *Environ Res Lett* 10:125012
- Hermansen, J.E., Kristensen, T., Sonesson, U., Woodhouse, A., Pulkkinen, H., and Møller, H. 2017. Life cycle inventory data from farms Need for secondary and life cycle inventory data for use in Product Environmental Footprint (PEF) of livestock products in The Nordic Countries <http://dx.doi.org/10.6027/NA2017-921> NA2017:921 ISSN 2311-0562
- Igos, E., Benetto, E., Meyer, R., Baustert, P., & Othoniel, B. (2019). How to treat uncertainties in life cycle assessment studies?. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 24(4), 794-807.
- ISO 14040, 1997: International standard 14040 - Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework, International Standard Organization, Geneva.
- Kløverpris, J.H., Scheel, C.N., Schmidt, J., Grant, B., Smith, W., Bentham, M.J. 2020. Assessing life cycle impacts from changes in agricultural practices of crop production Methodological description and case study of microbial phosphate inoculant. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 25:1991–2007.
- 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
- Kristensen, T., Mogensen, L., Knudsen, M.T. 2021. Kulstof i jord – implementering i klimaregnskab. Notat udarbejdet i projektet "Landbrugets klimaregnskab".
- Knudsen, M. T., Dorca-Preda, T., Djomo, S. N., Peña, N., Padel, S., Smith, L.G. & Hermansen, J.E. 2019). The importance of including soil carbon changes, ecotoxicity and 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 assessment approach. *Journal of Cleaner Production*, 64, 609-618.
- Koch et al. (2016). Agroscope Thibault Salou, INRA Co-Authors Vincent Colomb (ADEME), Sandra Payen (CIRAD), Sylvain Perret (CIRAD) Aurélie Tailleur (ARVALIS), Sarah Willmann (ARVALIS). AGRIBALYSE® : METHODOLOGY Version 1.3 November 2016
- Landbrug & Fødevarer, 2017. Udtræk på baggrund af tal fra GfK ConsumerScan.

- Laurent, A., Weidema, B. P., Bare, J., Liao, X., Maia de Souza, D., Pizzol, M., ... & Verones, F. (2020). Methodological review and detailed guidance for the life cycle interpretation phase. *Journal of Industrial Ecology*, 24(5), 986-1003.
- Leip, A., Weiss, T., Wassenaar, I., Perez, T., Fellmann, P., Loudjani, F., Tubiello, D., Grandgirard, S., Monni, K., Biala, 2010. Evaluation of the Livestock Sector's Contribution to the EU Greenhouse Gas Emissions (GGELS) – Final Report. European Commission, Joint Research Centre (2010)
- Leinonen, I.; A. G. Williams; J. Wiseman; J. Guy; I. Kyriazakis. (2012). Predicting the environmental impacts of chicken systems in the United Kingdom through a life cycle assessment: Broiler production systems. *Poultry Sci.* 2012, 91, 8–25.
- Masset, G., Soler L-G., Vieux F., Damon N. (2014). Identifying Sustainable Foods: The Relationship between Environmental Impact, Nutritional Quality, and prices of Foods Representative of the French Diet. *Journal of the Academy of Nutrition and Dietetics*
- Martínez-Blanco, J., Lazcano, C., Christensen, T. H., Muñoz, P., Rieradevall, J., Møller, J., ... & Boldrin, A. (2013). Compost benefits for agriculture evaluated by life cycle assessment. A review. *Agronomy for sustainable development*, 33(4), 721-732.
- Matthews, R., L. Sokka, S. Soimakallio, N. Mortimer, J. Rix, M. Schelhaas, T. Jenkins, G. Hogan, E. Mackie, A. Morris & T. Randle (2014). Review of literature on biogenic carbon and life cycle assessment of forest bioenergy. Final Task 1 report, EU DG ENER project ENER/C1/427, 'Carbon impacts of biomass consumed in the EU.' Farmham, UK: Forest Research.
- Mertens, E. van't Veer, P., Hiddink, G.J., Steijns, J.M.J.M., Kuijsten A. (2016). Operationalizing the health aspects of sustainable diets: a review. *Public Health Nutrition* 20(4), 739-757
- Moberg, E., Maria Walker Andersson, Sarah Säll, Per-Anders Hansson, Elin Röö. 2019. Determining the climate impact of food for use in a climate tax—design of a consistent and transparent model. *The International Journal of Life Cycle Assessment* (2019) 24:1715–1728
- Mogensen, L., Troels Kristensen, Thu Lan T. Nguyen, Marie Trydeman Knudsen, John E. Hermansen. 2014. Carbon footprint of cattle feeds – a method to include contribution from soil carbon changes. *Journal of Cleaner Production*. 73, 40-51.
- Mogensen, L., John E. Hermansen, Lan Nguyen, Teodora Preda. 2015. Environmental impact of beef by life cycle assessment (LCA) - 13 Danish beef production systems. DCA rapport nr. 61, DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet. 81 pp
- Mogensen, L., J. Hermansen, M.T. Knudsen. 2016a. Tabel over fødevarers klimaaftryk samt tekst til hjemmeside. Som et led i aftalen mellem Aarhus Universitet og Fødevareministeriet om udførelse af forskningsbaseret myndighedsbetjening. 9 feb. 2016. 11 pp.
- Mogensen, L., Kristensen, T., Knudsen, M.T., Nielsen, N.I., Kristensen, I.S., 2016b. Tabelværdier for bæredygtigheden af foder til danske malkekøer. DCA rapport (under udarbejdelse). Udgives som Dca rapport 116 (Mogensen et al., 2018)
- Mogensen, L., Nguyen, T.L.T., Madsen, N.T., Pontoppidan, O., Preda, T., Hermansen, J.E. 2016c. Environmental impact of beef sourced from different production systems - focus on the slaughtering stage: input and output. *J. of Cleaner Production*. 133, 284-293
- Mogensen, L.; Hermansen, J.E.; Trolle, E. 2020. The Climate and Nutritional Impact of Beef in Different Dietary Patterns in Denmark. *Foods*, 9, 1176.
- Nemecek, T., Bengoa, X., Lansche, J., Mouron, P., Riedener, E., Rossi, V., & Humbert, S. (2015). World Food LCA Database: Methodological Guidelines for the Life Cycle Inventory of Agricultural Products. Version 3.0. *Lausanne and Zurich*.
- Nielsen, P.H., Nielsen, A.M., Weidema, B.P., Dalgaard, R., Halberg, N. (2003). LCA Food data Base. Online at: www.LcaFood.dk
- Notarnicola, B., Sala, S., Anton, A., McLaren, S. J., Saouter, E., & Sonesson, U. (2017). The role of life cycle assessment in supporting sustainable agri-food systems: A review of the challenges. *Journal of Cleaner Production*, 140, 399-409.
- O'Brien, D., & Shalloo, L. (2019). A Review of Livestock Methane Emission Factors.

- Petersen, B.M., Knudsen, M.T., Hermansen, J.E., Halberg, N., 2013. An approach to include soil carbon changes in life cycle assessments. *J. Clean. Prod.* 52, 217-224. doi:10.1016/J.JCLEPRO.2013.03.007
- Poore, J.; Nemecek, T. Reducing food environmental impacts through producers and consumers. *Science*. 2018. 360, 987-992.
- Potter, H.K., Lundmark, L., Rööös, E. 2020. Environmental impact of plant-based foods – data collection for development of a consumer guide for plant-based foods. Report 112. SLU. 170 pp.
- PRé (2021) Life cycle-based sustainability standards and guidelines. <https://pre-sustainability.com/articles/lca-standards-and-guidelines/>
- Rööös, E., 2014. Mat-klimat-listan. [Online] Available at: https://pub.epsilon.slu.se/11671/7/roos_e_141125.pdf
- Rosenbaum, R. K., Hauschild, M. Z., Boulay, A-M., Fantke, P., Laurent, A., Núñez, M., & Vieira, M. (2018). Life Cycle Impact Assessment. In *Life Cycle Assessment: Theory and practice* (pp. 167-270). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-56475-3_10
- Ross, S., Evans, D., & Webber, M. (2002). How LCA studies deal with uncertainty. *The international journal of life cycle assessment*, 7(1), 47-52.
- Roy, P., Nei, D., Orikasa, T., Xu, Q., Okadome, H., Nakamura, N., & Shiina, T. (2009). A review of life cycle assessment (LCA) on some food products. *Journal of food engineering*, 90(1), 1-10.
- Sala, S., Reale, F., Cristobal-Garcia, J., Marelli, L., & Pant, R. (2016). Life cycle assessment for the impact assessment of policies. *European Commission: Ispra, Italy*.
- Saarinen M., Fogelholm M., Tahvonene R., Kurppa S. (2017). Taking nutrition into account within the life cycle assessment of food products. *Journal of Cleaner production* 149, 828-844.
- Saraiva, A. B. (2017). System boundary setting in life cycle assessment of biorefineries: a review. *International journal of environmental science and technology*, 14(2), 435-452.
- Scarlat N, Dallemand J-F (2019) Chapter ten – Future role of Bioenergy. *The Role of Bioenergy in the Bioeconomy. Resources, Technologies, Sustainability and Policy*, Pages 435-547
- Searchinger, T. D., Wierseni, S., Beringer, T. & Dumas, P. 2018. Assessing the efficiency of changes in land use for mitigating climate change. *Nature* 564, 249-253 (2018).
- Schaubroeck, T., Schaubroeck, S., Heijungs, R., Zamagni, A., Brandao, M., Benotto, E. 2021. Attributional & consequential life cycle assessment: Definitions, conceptual characteristics and modelling restrictions. *Sustainability*. 13, 7386.
- Schmidt J, Weidema B P, Brandão M. 2015. A framework for modelling indirect land use changes in life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 99:230-238
- Smith, Laurence; Kirk, Guy; Jones, Philip; Williams, Adrian (2019): Underlying data for a 100% organic conversion study. figshare. Dataset. <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.6080333.v2>
- Smith, P., Soussana, J.-F., Angers, D., Schipper, L., Chenu, C., Rasse, D., Batjes, N., van Egmond, F., McNeill, S., Kuhnert, M., Arias-Navarro, C., Olesen, J.E., Chirinda, N., Fornara, D., Wollenberg, E., Alvaro-Fuentes, J., Sanz-Cobena, A., Klumpp, K. (2020). How to measure, report and verify soil carbon change to realise the potential of soil carbon sequestration for atmospheric greenhouse gas removal. *Global Change Biology* 26, 219-241.
- Thrane, M. (2004). Environmental Impacts from Danish Fish Product - Hot spots and environmental policies. PDH from Department of Development and Planning, Aalborg University, Denmark.
- Thrane, M., & Schmidt, J. (2007). Life Cycle Assessment. In L. Kørnøv, M. Thrane, A. Remmen, & H. Lund (Eds.), *Tools for Sustainable Development* (pp. 204-239). Aalborg Universitetsforlag.
- Treu, H., Nordborg, M., Cederberg, C., Heuer, T., Claupein, E., Hoffmann, H., Berndes, G., 2017. Carbon footprints and land use of conventional and organic diets in Germany. *Journal of Cleaner Prod.* 161, 127-142.

- van der Werf, H. M., Knudsen, M. T., & Cederberg, C. (2020). Towards better representation of organic agriculture in life cycle assessment. *Nature Sustainability*, 1-7.
- Waite, R., Vennard, D., Pozzi, G. 2019. Tracking progress towards the cool food pledge; setting climate targets, tracking metrics, using the Cool Food Calculator, and related guidance for oledge signatories. Technical Note. Washington DC, World Resources Institute. 32 pp.
- Widheden, J., & Ringström, E. (2007). Life Cycle Assessment. In *Handbook for Cleaning/Decontamination of Surfaces* (pp. 695-720). Elsevier Science BV.
- Woltjer G, Daioglou V, Elbersen B, Ibañez GB, Smeets E, González DS, Barnó JG (2017) Study Report on Reporting Requirements on Biofuels and Bioliquids Stemming from the Directive (EU) 2015/1513.
- Zampori, L. and Pant, R., Suggestions for updating the Product Environmental Footprint (PEF) method, EUR 29682 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2019, ISBN 978-92-76-00654-1, doi:10.2760/424613, JRC115959.
- Zeist, WJ, Marinussen, M., Broekema, R., Groen, E., Kool, A, Dolman, M., Blonk, H. 2012c. LCI data for the calculation tool feedprint for greenhouse gas emissions of feed production and utilization. Sugar industry. Report from Blonk Consultants. 17 pp

8. Dokumentation af databaserne

Database 1:

RISE Klimat-databas,

Online: <https://www.ri.se/sv/berattelser/klimatdatabas-for-smartare-matkonsumtion>

Database 2:

Chrintz, T., Minter, M, 2021. Den store klimadatabase – Baggrundsrapport. 29 pp. Online:

<https://denstoreklimadatabase.dk/baggrundsinformation>

Schmidt, J., Stefano Merciai, Ivan Muñoz, Michele De Rosa, and Miguel F Astudillo, 2021. The Big Climate database – version 1. Methodoly report from 2.-0 LCA consultants, Denmark. Funded by Sallinmg Foundations. 74 pp.

Database 3:

Moberg, E., Maria Walker Andersson, Sarah Säll, Per-Anders Hansson, Elin Röös. 2019. Determining the climate impact of food for use in a climate tax—design of a consistent and transparent model. *The International Journal of Life Cycle Assessment* (2019) 24:1715–1728.

Databasen ligger online som excel ark: Electronic supplementary material.

Moberg, E., Potter, H.K., Wood, A., Hansson, P.A., Röös, E. 2020. Benchmarking the Swedish Diet Relative to Global and National Environmental Targets—Identification of Indicator Limitations and Data Gaps. *Sustainability*. 12, 1407.

Databasen ligger online som excel ark: Electronic supplementary material.

Database 4:

Potter, H.K., Lundmark, L., Röös, E. 2020. Environmental impact of plant-based foods – data collection for development of a consumer guide for plant-based foods. Report 112. SLU. 170 pp.

Database 5:

Mogensen, L., J. Hermansen, M.T. Knudsen. 2016a. Tabel over fødevarers klimaaftryk samt tekst til hjemmeside. Som et led i aftalen mellem Aarhus Universitet og Fødevarerministeriet om udførelse af forskningsbaseret myndighedsbetjening. 9 feb. 2016. 11 pp.

Database 6:

Mogensen, L.; Hermansen, J.E.; Trolle, E. 2020. The Climate and Nutritional Impact of Beef in Different Dietary Patterns in Denmark. *Foods* 2020, 9, 1176. online at:

<https://www.mdpi.com/2304-8158/9/9/1176>

Database 7:

Röös, E., 2014. Mat-klimat-listan. [Online] Available at: https://pub.epslu.se/11671/7/roos_e_141125.pdf

Database 8:

Koch et al. 2016. Agroscope Thibault Salou, INRA Co-Authors Vincent Colomb (ADEME), Sandra Payen (CIRAD), Sylvain Perret (CIRAD) Aurélie Tailleur (ARVALIS), Sarah Willmann (ARVALIS). AGRIBALYSE® : METHODOLOGY Version 1.3 November 2016

Database 9:

<http://www.esu-services.ch/data/fooddata/>

Database 10:

www.ecoinvent.org

Samt bl.a. Wernet G, Bauer C, Steubing B, Reinhard J, Moreno-Ruiz E, Weidema B. 2016. The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *International Journal of Life Cycle Assessment* 21(9):1218–1230

Database 11:

www.ecoinvent.org

Samt bl.a. Wernet G, Bauer C, Steubing B, Reinhard J, Moreno-Ruiz E, Weidema B. 2016. The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *International Journal of Life Cycle Assessment* 21(9):1218–1230

Database 12:

www.agri-footprint.com

van Paassen, M., Braconi, N., Kuling, L., Durlinger, B., Gual, P. 2019. Agri-footprint 5.0. Part 1. Methodology and basic principles.

Database 13:

Heller, M.C., Willits-Smith, A., Meyer, R., Keoleian, G.A., Rose, D. 2018. Greenhouse gas emissions and energy use associated with production of individual self-selected US diets. *Environmental Research Letters*. 13. 044004

Database 14:

Clune, S., Crossin, E., Verghese, K. 2017. Systematic review of greenhouse gas emissions for different fresh food categories. [Journal of Cleaner Prod.](#) 140. 766-783.

Database 15:

Quantis World Food LCA Database. Online: <https://quantis-intl.com/metrics/databases/wfldb-food/>

Database 16:

Hartikainen, H.; Pulkkinen, H. Summary of the chosen methodologies and practices to produce GHGE-estimates for an average European diet. *Natural resources and bio economy studies* 58/2016. Luke. Finland. 2016.

Database 17:

Waite, R., Vennard, D., Pozzi, G. 2019. Tracking progress towards the cool food pledge; setting climate targets, tracking metrics, using the Cool Food Calculator, and related guidance for pledge signatories. Technical Note. Washington DC, World Resources Institute. 32 pp.

Database 18:

Treu, H., Nordborg, M., Cederberg, C., Heuer, T., Claupein, E., Hoffmann, H., Berndes, G., 2017. Carbon footprints and land use of conventional and organic diets in Germany. *Journal of Cleaner Prod.* 161, 127-142.

Database 19:

Smith, Laurence; Kirk, Guy; Jones, Philip; Williams, Adrian (2019): Underlying data for a 100% organic conversion study. figshare. Dataset. <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.6080333.v2>

9. Del 2: Introduktion

Af seniorforsker Troels Kristensen, lektor Lisbeth Mogensen og seniorforsker Marie Trydeman Knudsen, Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet

Videnssynthesen om livscyklusvurderinger og klimaeffektivitet i landbrugssektoren er opdelt i to, og nærværende rapport udgør anden del af den samlede videnssynthese. I Del 1 var der fokus på klimabelastningen fra fødevarer baseret på en gennemgang af de databaser og beregningsmodeller, der anvendes kommercielt og i forskningen i Danmark og internationalt omkring fødevarernes klimaaftryk, efterfulgt af konkrete eksempler på klimaaftrykket fra udvalgte fødevarer på tværs af de forskellige databaser. I nærværende del 2 er fokus på klimaeffektiviteten ved produktion af fødevarer i Danmark opgjort i et livscyklusperspektiv (LCA). Klimaeffektiviteten er her defineret som udledning af klimagasser på produktniveau, dvs. sammenligninger af effektivitet ved produktion af samme produkt i forskellige lande eller i forskellige systemer.

Ved vurderingen af klimaeffektiviteten er det vigtigt at sondre mellem de nationale emissionsopgørelser og livscyklusvurderinger (LCA). Der er mange ligheder mellem de to opgørelsesmetoder i forhold til emissionsfaktorer og data, mens den store forskel mellem de to opgørelsesmetoder er systemafgrænsningen. Hvor de nationale opgørelser har et nationalt og sektorperspektiv og indregner alle drivhusgasemissionerne inden for landets grænser, så har livscyklusvurderingen et kæde- og produktperspektiv og inkluderer således også emissioner uden for landets grænser. Fordelen ved livscyklusperspektivet er, at det giver et indblik i alle de emissioner, der er knyttet til produktionen af et landbrugsprodukt. De emissioner, der er knyttet til produktionen af f.eks. importeret soja eller handelsgødning vil således ikke indgå i de nationale opgørelser af f.eks. dansk produceret svinekød, men vil være en del af emissionerne i en livscyklusvurdering af dansk produceret svinekød. De to forskellige opgørelsesmetoder kan derfor supplere hinanden for at få det bedst mulige overblik over drivhusgasemissioner indenfor og uden for landets grænser, og deres fordeling gennem kæden og mellem de sektorer, der er knyttet til landbrugsproduktion.

Ved beregning af klimaeffektiviteten i landbruget i et LCA perspektiv tages der udgangspunkt i hele produktionskæden, således 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 hjælpepestoffer, 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. Som omtalt i Del 1, ses i forskellige studier, at emissioner eller lagring fra kulstofændringer i jorden (Jord-C), samt effekter af ændret arealanvendelse (LUC) nogle gange er inkluderet i livscyklusvurderinger og andre gange ikke. Såfremt det fremgår af studierne, vil klimabidrag fra disse kilder blive præsenteret særskilt fra emissionerne knyttet til produktionen (CF) i form af fossil energi, lattergas og metan. Alle bidrag er udtrykt i CO₂ ækv..

Resultaterne fra en livscyklusvurdering angives typisk som belastning pr. kg produkt, men det kan desuden være relevant med en angivelse af belastningen pr. ha, der er medgået til produktionen. På tværs af studierne kan der være forskelle i den funktionelle enhed, på trods af at der er tale om samme produkt, f.eks. kg mælk eller kg energikorrigeret mælk (EKM) eller for kød kg levende vægt eller kg slagtekrop.

I denne del af videnssynthesen vil der være fokus på primærproduktionen, idet der i Del 1 er redegjort for de emissioner og evt. tab, der sker ved forarbejdning og helt frem til forbrugeren. Andelen af emissionen, der stammer fra primærproduktionen i forhold til den samlede emission fra hele kæden øges generelt med stigende produktivitet (kg produkt pr. dyr eller pr. arealenhed), men vil reduceres ved øget forarbejdningsgrad (Gerber et al., 2011). Ved animalsk produktion udgør emissioner i kæden efter bedriften og frem til efter forarbejdning typisk kun en mindre andel af den samlede emission f.eks. for smør 15-20% (Flysjø, 2011). For grise- og oksekød er bidraget fra slagteriet endnu lavere og endda i nogle tilfælde negativt såfremt, der anvendes systemudvidelse, hvor fortrængte emissioner i forbindelse med alternativ anvendelse af biprodukter på slagteriet modregnes (Mogensen, et al., 2015a, Dorca-Preda et al., 2021). Ved planteprodukter kan andelen af emissionen fra forarbejdning i forhold til primærproduktionen være højere end ved den animalske produktion. Dette skyldes bl.a., at emissionen fra primærproduktionen typisk er numerisk lavere i en planteproduktion sammenlignet med i en animalsk produktion, samtidigt med at der ved bearbejdning af planteprodukter kan ske et større svind i mængden således, at emissionen pr. kg produkt stiger.

Der er som udgangspunkt medtaget studier og resultater fra databaser baseret på data siden 2010, dog med enkelte undtagelser, hvor der ikke har været nyere studier. Der er udelukkende medtaget resultater fra studier med en direkte sammenligning mellem lande eller systemer, da metode og data, som vist i Del 1, kan have betydende indflydelse på resultaterne.

Denne videnssynthese fokuserer primært på klimabidraget, men fødevareproduktionen påvirker ikke kun klimaet, men også andre bæredygtighedskriterier, der er højt prioriteret. Der vil være situationer, hvor visse produkter har lav klimapåvirkning, men stor negativ effekt på biodiversitet, økotoksicitet eller dyrevelfærd – eller vise versa. Hvis forbrugere og politikere skal kunne til at træffe de mest bæredygtige valg er det vigtigt, at undgå en risiko for suboptimering ved udelukkende af fokusere på klima.

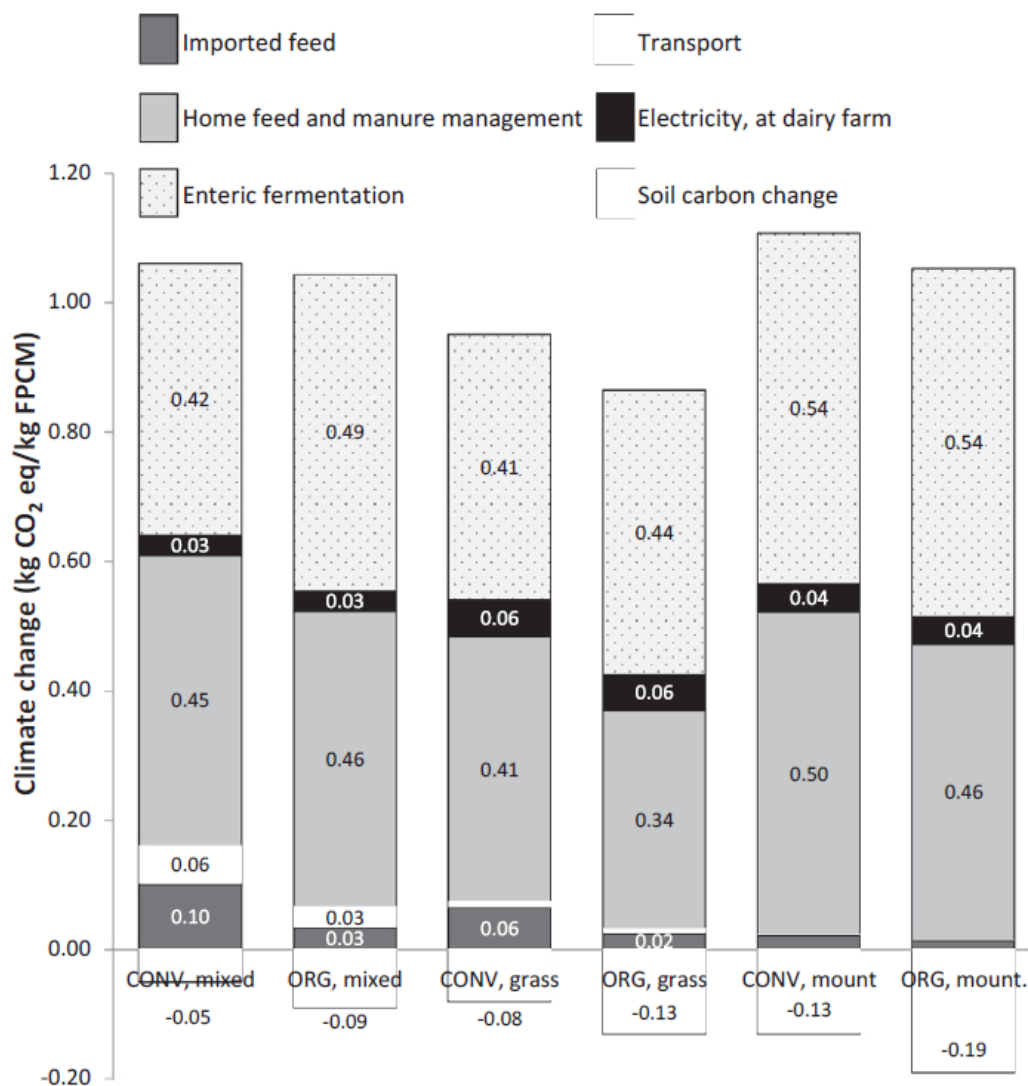
10. Dansk landbrug i et internationalt perspektiv

I dette afsnit er der medtaget resultater fra studier, hvor klimabelastningen eller klimaaftrykket fra danske landbrugsprodukter er sammenlignet direkte med klimaaftrykket fra tilsvarende produkter i et eller flere andre lande. Som udgangspunkt er det kun studier, som er repræsentative for den nuværende produktion i de lande, der er medtaget, men herudover er der resultater fra andre, mere specifikke studier som supplement.

Overordnet vil produktionen på bedriften i form af produktionsniveau i mark og stald, fodersammensætning, foderoptag og udnyttelsen af protein i husdyrene samt mængden af tildelte næringstoffer i handels- og husdyrgødningen være nogle af de afgørende forhold for klimaaftrykket per kg produkt. Desuden kan der være en effekt af de anvendte teknologier, dvs. hvilken staldtype og hvilken metode til håndtering af husdyrgødning, der anvendes. Herudover kan geografiske forhold som temperatur og nedbør påvirke specielt emissionen af kvælstof, men også af metan fra husdyrgødningen. Endelig vil betydningen af f.eks. energiforbruget være afhængig af energikilde og -type, som typisk vil være forskelligt fra land til land og over år.

10.1 Husdyrproduktion

I Figur 1 er vist fordelingen af forskellige klimabidrag per kg fedt- og proteinkorrigeret mælk (FPCM) produceret i seks forskellige mælkeproduktionssystemer. På tværs heraf er det tydeligt, at metan fra dyrenes fordøjelse af foderet (enteric fermentation) og emissioner knyttet til produktionen af foder og den tilhørende håndtering af gødning (home feed and manure management) er de helt afgørende faktorer ved mælkeproduktion, hvorimod f.eks. energiforbrug (electricity at dairy farm) kun udgør meget lille del af den samlede emission. På tværs af systemerne er der kun mindre forskelle i det relative bidrag fra de forskellige kilder, dog er der nogen forskel i omfanget af klimabidrag fra ændringer i jordens indhold af kulstof (soil carbon change). Ændringen i jordens kulstofindhold svarer til at klimaaftrykket reduceres med 0,05 kg CO₂/kg FPCM (dvs. ca. 5%) i det konventionelle danske system, idet der netto indlejres C i jorden. Tilsvarende reduceres klimaaftrykket med 0,19 kg CO₂/kg FPCM (svarende til ca. 20%) i det økologiske østrigske system, hvilket primært relaterer sig til andelen af græs i fodersammensætningen. Øget andel af græs medvirker til kulstofindlejring og dermed en negativ emission, modsat vil der ved f.eks. kornafgrøder typisk være en kulstofudledning og dermed et positivt bidrag til emissionen.

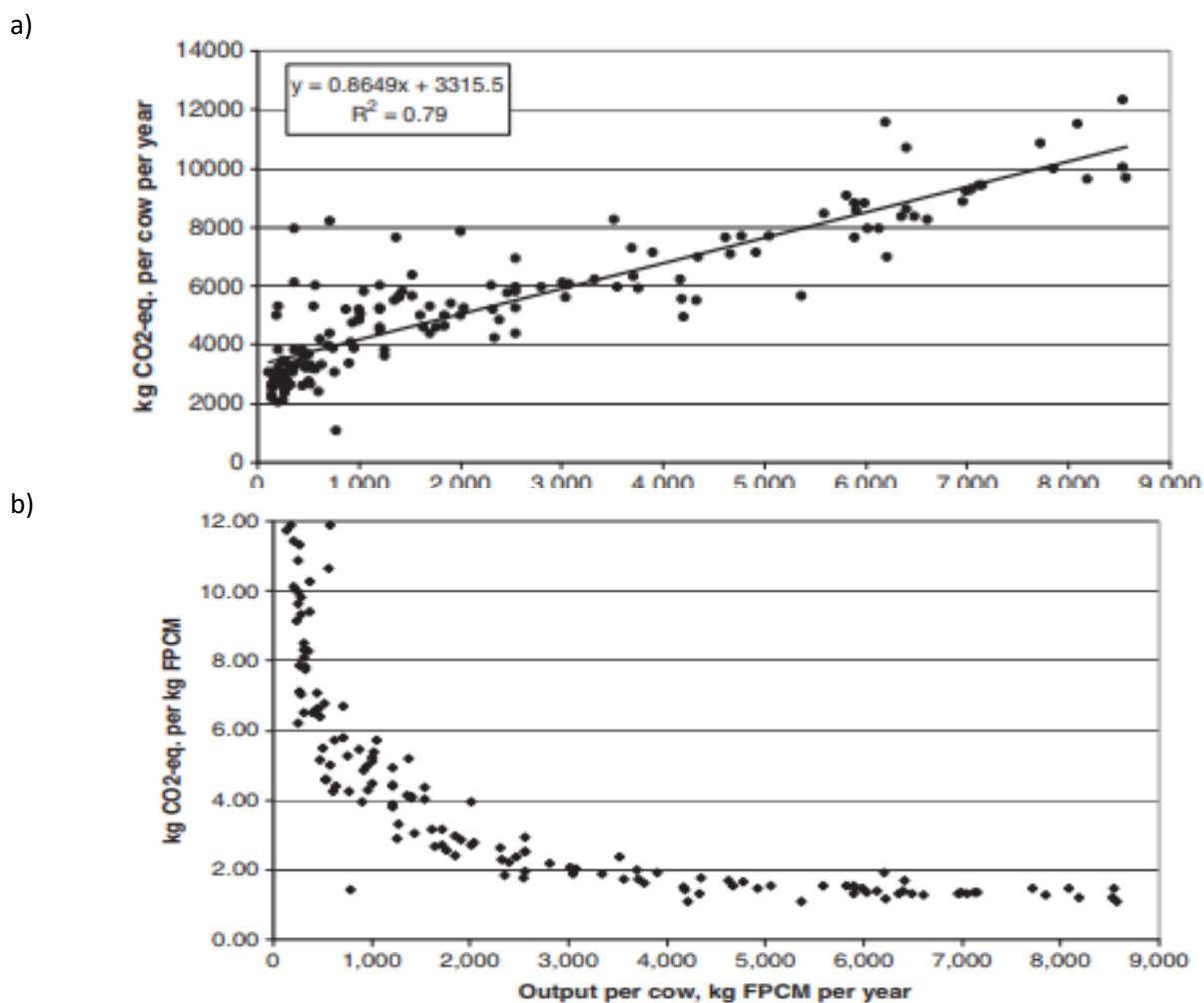


Figur 1 Bidrag til klimaaftryk for mælk produceret i (fra venstre) danske (mixed), engelske (grass) og østrigske (mount.) mælkeproduktionssystemer, der er hhv. konventionelle (CONV) og økologiske (ORG). Klimaaftryk i kg CO₂ ækv. pr kg fedt- og proteinkorrigeret mælk (FPCM) (Knudsen et al., 2019b).

For grisekød er relationerne anderledes, idet metan udgør en mindre del af det samlede klimabidrag, mens foderproduktion og håndtering af gødning, i stald, lager og på marken, er de to helt dominerende forhold (Dorca-Preda et al., 2021). Ved Monte Carlo simulering fandt MacLeod et al. (2013), at fire faktorer forklarede 82% af variation i klimaaftrykket fra grisekød i UK, nemlig emissionen fra gødning, mængden af gødning pr ha, foderoptaget pr gris og andel af soja i rationen til grisene. Set i forhold til mælkeproduktionen er det for dyrkning af foder til grisekødsproduktionen karakteristisk, at der her er en nettofrigivelse af kulstof fra jorden og dermed et positivt bidrag til emissionen af drivhusgasser. Nettofrigivelsen skyldes, at produktionen af grisekød hovedsagelig er baseret på korn og andre en-årige afgrøder, hvor der typisk er en udledning af kulstof i forhold til dyrkning af flerårige afgrøder som græs, der er dominerende i mælkeproduktionen, hvor der derfor sker en nettoindlejring af kulstof i jorden. I beregninger for dansk grisekød er der en estimeret nettofrigivelse af kulstof fra jorden på 0,15 kg CO₂

ækv. pr kg grisekød svarende til 6% af den samlede udledning fra primærproduktionen på 2,60 kg CO₂ ækv. Grisekød er i sidstnævnte beregning defineret som den andel af grisen der kan anvendes til human konsum (Dorca-Preda et al., 2021).

Generelt vil klimaaftrykket per kg produkt i husdyrproduktion falde med stigende produktivitet, idet foderforbruget til vedligehold for produktionsdyrene reduceres i forhold til forbruget til produktionen og samtidigt bliver betydningen af foderforbruget til moderdyrene (køer, grisesøer og høner) lavere. For grisekød og kyllingekød samt æg er betydning af foder til moderdyr dog mindre end for mælk og oksekød. Betydningen af produktivitet ses tydeligt for malkekvæg i Figur 2a og b. For den enkelte ko stiger klimaaftrykket med stigende mælkeydelse, som det fremgår af Figur 2a, da en højere mælkeydelse kræver et højere foderforbrug som er et væsentligt bidrag til klimapåvirkningen. Udtrykt i forhold til kg mælk betyder en stigende mælkeydelse per ko per år, derimod et eksponentiel aftagende klimaaftryk per kg fedt- og proteinkorrigeret mælk (FPCM). Effekten vil dog være markant aftagende som vist for mælk i Figur 2.b, således at der i lande med en gennemsnitlig mælkeydelse over 4000 kg mælk pr ko er stort set samme klimapåvirkning pr kg produkt. Der er dog også variationer i området over 4000 kg mælk, således fandt f.eks. Flysjø et al. (2011) ved sammenligning af mælkeproduktionen i New Zealand (NZ) og Sverige den laveste emission, 1,00 kg CO₂ ækv. pr kg mælk i NZ mod 1,16 i Sverige trods en ydelse pr årsko på henholdsvis 4118 kg i NZ og 8843 kg mælk i Sverige. Den lavere klimapåvirkning i NZ skyldes bl.a. mindre indkøb af foder og lavere energiforbrug, hvor produktionen i NZ er baseret på afgræsning i forhold til opstaldning og fodring indendørs i Sverige. Den angivne emission er før indregning af bidrag fra kulstofændringer og effekten af ændret arealanvendelse.



Figur 2: Klimapåvirkningen pr ko (a) henholdsvis pr kg mælk (b) i forhold til produktionsniveauet i kg fedt og proteinkorrigeret mælk (FPCM) pr årsko. Fra Gerber et al. (2011) baseret på nationale gennemsnit ved attributional LCA (A-LCA), protein allokering og indregning af dLUC.

For dansk grisekød har kombinationen af en forbedret effektivitet i mark og stald samt lavere emissioner pga. forbedrede teknologier til f.eks. udbringning af husdyrgødning og anvendelse af gødning til biogas været hovedårsagerne til, at klimaaftrykket i primærproduktionen fra dansk grisekød er faldet fra 4,1 kg CO₂ ækv. per kg levende vægt i 1990 til 2,3 kg CO₂ ækv. i 2016. I samme periode er produktionen af fravænnede smågrise steget fra 21,5 til 32,1 stk. per årssø og foderforbruget per kg tilvækst ved smågrise og slagtesvin er reduceret (Andersen et al., 2021).

I Tabel 1 og 2 er vist resultaterne fra studier, hvor klimaaftrykket for produktion i Danmark er sammenlignet med produktion i andre lande for henholdsvis kvæg- og svineproduktion, samt metode og systemafgræsning, herunder den funktionelle enhed og datagrundlaget. Tilsvarende er der i Figur 3 vist værdier for klimaaftrykket baseret på opslag i databaser, hvor der er en specifik beregning baseret på danske produktionsdata. For nærmere definition af metoder mv. henvises til Del 1 af videnssynthesen og de refererede studier.

Der er tre større studier, som inkluderer både mælk og grisekød, hvoraf Lesschen et al. (2011) og Weiss & Liep (2012) begge er baseret på data fra 2003-2005, mens Wirsenius et al. (2020) er baseret på data fra 2017. I disse studier er både udarbejdet gennemsnit for enkelte lande og i de to første desuden et EU gennemsnit. Ud over de i Tabel 1 og 2 angivne klimaaftryk fandt Lesschen et al. (2011) et klimaaftryk i Danmark for kyllingekød på 1,6 kg CO₂ ækv. pr kg kød, 1,0 kg CO₂ ækv. pr kg æg og 17,5 kg CO₂ ækv. per kg for oksekød, alle på niveau eller under EU gennemsnit. Weiss & Liep (2012) estimerede lidt højere værdier for de tilsvarende produkter på henholdsvis 3,0, 1,6 og 22 kg CO₂ ækv. pr kg, hvilket for æg er under EU-gennemsnit, men for kylling- og oksekød er over niveauet som gennemsnit af de 27 EU lande. For oksekød er sammenligningen af klimaaftrykket mellem forskellige lande påvirket af typen af oksekødsproduktion i forhold til f.eks. alder og vægt ved slagting og andel af oksekød fra henholdsvis malkekvæg og ammekvæg i de enkelte lande. Studiet af Mogensen et al. (2015b) er medtaget for at illustrere denne effekt, hvor handyr fra malkeproduktionssystemer (tyre på 8-9 måneder ved slagting) i både Danmark og Sverige har et klimaaftryk på 9 kg CO₂ ækv. pr kg, mens kødproduktion fra relative intensive¹ systemer med kødkvæg, har et klimaaftryk på 24 kg CO₂ ækv. pr kg baseret på kødproduktionen fra slagtede ammekøer, kvier og handyr. De to produktionsformer til oksekød – malke race versus kødkvægsrace - giver således markante forskelle i klimaaftryk pr kg oksekød, hvorfor sammenligninger mellem lande baseret på oksekød skal vurderes ud fra andelen af kød fra forskellige produktionsformer.

I Figur 3, baseret på Quantis World Food LCA database, er der værdier for klimaaftryk for grisekød i fem lande, hvor grisekødet i fire af landene (inklusive Danmark), har et klimaaftryk på ca. 3,6 kg CO₂ ækv. pr kg levende vægt og kun Portugal har lidt lavere klimaaftryk. For mælk er der resultater fra i alt 20 lande med en variation i klimaaftrykket fra ca. 1,1 til 1,8 kg CO₂ ækv. pr kg mælk og her ligger Danmark på ca. 1,4 kg CO₂ ækv. pr kg mælk.

Overordnet anvendes samme metode, attributional LCA (A-LCA), men der er lidt forskel mht. systemgrænser og allokering på tværs af de refererede studier uden at effekten heraf er entydig, undtagen for beregninger af ændringer i arealanvendelsen (LUC), hvor metoden i Wirsenius et al. (2020) giver markant højere bidrag end i de øvrige studier.

¹ Intensiv kødkvægssystemer bruger racer som f.eks. Limousine modsat en mere ekstensiv race som Skorsk Højland. I intensiv kødkvægssystemer fodres der med mere koncentreret foder og afgræsses i højere grad på sædskiftegræs, og derved opnås en lavere alder ved kælvning og slagting end for systemer med de mere ekstensive kødkvægsracer.

Tabel 1: Studier for mælk og oksekød, hvor klimaaftrykket (CF), ændringen i jordens kulstof (Jord_C), bidrag fra arealændringer (LUC) og areal til foderproduktion (Areal) pr funktionel enhed (FU) for produktion i Danmark er sammenlignet med produktion i andre lande, samt metode, systemafgræsning og datagrundlaget.

Kilde	Lesschen et al., 2011				Weiss & Leip, 2012				Wirsenius et al., 2020				Guerci et al., 2013		Hietala et al., 2014			
Produkt	Mælk				Mælk				Mælk (inkl. kød)				Mælk		Mælk - økologisk			
FU	Kg mælk				Kg mælk, 4% fedt efter mejeri				Kg mælk				Kg EKM		Kg EKM			
LCA-metode	A-LCA Kun køer, ingen allokering				A-LCA Allokering proteinindhold og system udvidelse				A-LCA Ingen allokering				A-LCA Biologisk allokering		A-LCA			
Jord-C ¹⁾	Kun organiske jorde				Ja				Nej				Ja, inkl. i CF		Nej			
LUC ²⁾	Nej				iLUC				COC ³⁾				Nej		Nej			
Areal	Nej				Nej				Ja				Ja		Nej			
Datatype	EU 27 lande - Database (CAPRI, FOA, GA-INS)				EU 27 lande – år 2004 Database (CAPRI)				Nationale data (13 lande) Model ClimAg				Case bedrifter (n=12)		Gård data (6 lande 34 gårde)			
Land ⁴⁾	DK	Gns. EU	Min	Maks	DK	Gns. EU	Min	Maks	DK	Gns ⁵⁾	Min	Maks	DK	IT +DE	DK	Gns	Min	Maks
CF, CO ₂ -ækv.	1,05	1,30	1,05	2,25	1,2	1,0	0,9	1,6	1,22	1,43	1,21	2,08	1,41	1,27	1,28	1,32	1,17	1,52
Jord-C, ⁶⁾ kg CO ₂ -ækv.					0,3	0,2	-0,1	0,8										
LUC, kg CO ₂ -ækv.					0,2	0,2	0	0,8	1,89	2,48	1,47	5,05						
Areal, m ²									1,5	2,0	1,2	4,9	1,46	1,11				

1) Ændringer i jordens kulstof pulje 2) Ændringer i arealanvendelsen 3) Carbon opportunity 4) Værdier er i nogle tilfælde aflæst ud fra figurer. 5) Egne beregninger 6) Negative værdier betyder indlejring af C i jorden og positive værdier betyder frigivelse af C fra jorden

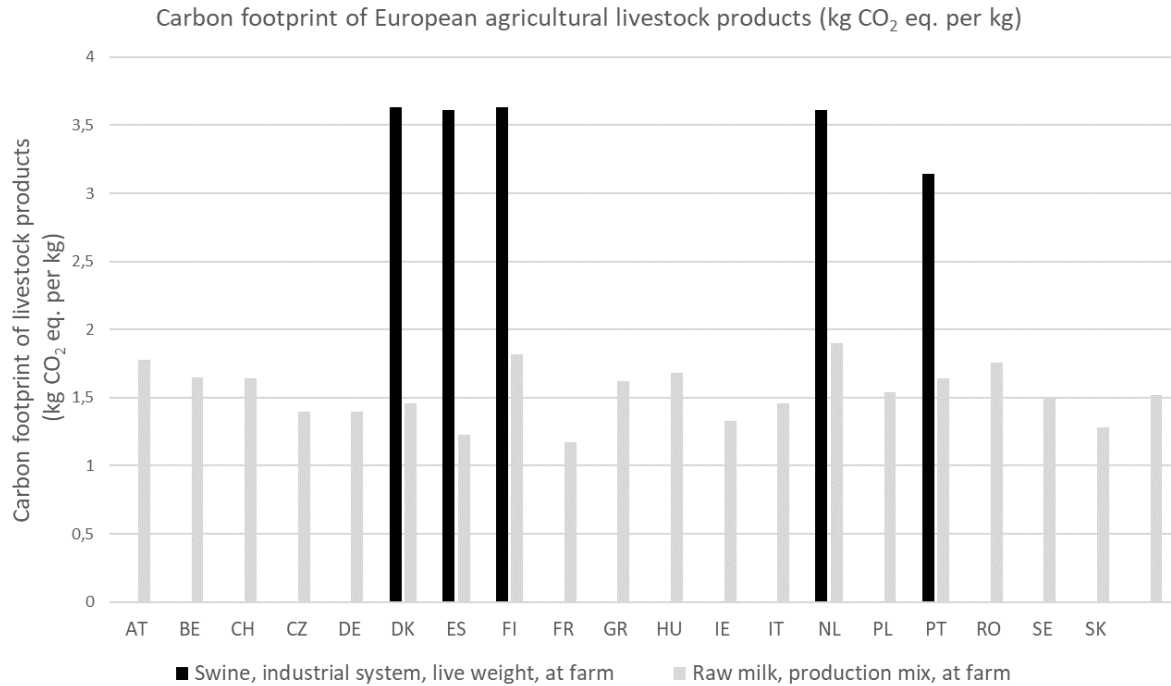
Tabel 1 fortsat

Kilde	Lesschen et al., 2011				Mogensen et al., 2015b			
Produkt	Oksekød				Oksekød			
FU	Kg kød				Kg kød			
LCA-metode	A-LCA				A-LCA			
Jord-C	Kun organiske jorde				Ja			
LUC	Nej				iLUC			
Areal	Nej				ja			
Datatype	EU 27 lande Database (CAPRI, FOA, GAINS)				Nationale data			
Land	DK	Gns EU	Min	Maks	Handyr fra malkekvæg		Ammekvæg	
					DK	SE	DK	SE
CF, kg CO ₂ -ækv.	18	23	17	42	8,9	9,0	23,1	25,4
Jord-C, kg CO ₂ -ækv.					-0,2	-0,4	-4,0	-4,3
LUC, kg CO ₂ -ækv.					1,5	1,3	2,8	3,5
Areal, m ²					10,3	9,4	46,2	75,0

Table 2: Studier for grisekød, hvor klimaaftrykket (CF), ændringen i jordens kulstof (Jord_C), bidrag fra arealændringer (LUC) og areal til foderproduktion (Areal) pr funktionel enhed (FU) for produktion i Danmark er sammenlignet med produktion i andre lande, samt metode, systemafgræsning og datagrundlaget.

Kilde	Lesschen et al., 2011				Weiss & Leip, 2012				Kool et al., 2009				Wirsenius et al., 2020			
Produkt	Grisekød				Grisekød				Grisekød				Grisekød			
FU	Kg slagtekrop (75% af levende)				Kg slagtekrop ab slagteri				Kg kød ab slagteri				Kg slagtekrop (73 – 80% af levende)			
LCA-metode	A-LCA				A-LCA				A-LCA				A-LCA			
Jord-C ¹⁾	Kun organiske jorde				Ja				Ja				Nej			
LUC ²⁾	Nej				iLUC				dLUC				COC ³⁾			
Areal	Nej				Nej				Nej				Ja			
Datatype	Database (CAPRI, FOA, GAINS)				Database (CAPRI)				Nationale data				National data (11 lande)			
Land ⁴⁾	DK	Gns EU	Min	Maks	DK	Gns EU	Min	Maks	DK	DE	UK	NL	DK	Gns ⁵⁾	Min	Maks
CF, kg CO ₂ -ækv.	3,1	3,5	2,4	7,2	4,9	4,3	2,8	6,0	3,5	3,7	3,5	3,6	2,9	3,6	2,8	6,3
Jord-C, ⁶⁾ kg CO ₂ -ækv.					1,0	1,3	0,1	10,2	2,2	1,9	2,0	1,8 ⁷⁾				
LUC, kg CO ₂ -ækv.					1,0	1,3	1,0	8,1					7,9	8,7	7,6	13,2
Areal, m ²													8,9	8,4	6,2	10,8

1) Ændringer i jordens kulstof pulje 2) Ændringer i arealanvendelsen 3) Carbon opportunity cost 4) Værdier er i nogle tilfælde aflæst ud fra figurer. 5) Egne beregninger 6) Negative værdier betyder indlejring af C i jorden og positive værdier betyder frigivelse af C fra jorden 7) Sum af bidrag fra Jord-C og LUC



Figur 3: Klimaaftryk for svinekød og mælk, i kæden frem til det forlader gården, i forskellige europæiske lande baseret på Quantis World Food LCA database, A-LCA og inkl. dLUC (kg CO₂ ækv. per kg).

Ved sammenligning mellem lande med nogenlunde samme produktionsniveau vil effektiviteten (kg produkt pr kg foder) i den animalske produktion samt emissionen fra foderproduktion og håndtering af husdyrgødningen få afgørende betydningen for klimateffektiviteten, hvorfor variationen mellem lande påvirkes af f.eks. produktionssystem, teknologier, geografiske og klimatiske forhold samt emissioner fra importerede ressourcer. En nærmere analyse heraf er dog ikke mulig ud fra de foreliggende data. Af de tre større undersøgelser, præsenterer kun Wirsenius et al. (2020) produktionsdata, der kan understøtte tolkningen af variationen i klimaaftryk i de pågældende lande. Det beregnede klimaaftryk i kg CO₂ ækv. per kg produkt (før indregning af arealændringer) og udvalgte nøgletal for mælk og grisekød er vist i Tabel 3.

I Tabel 3 ses, at Brasilien for såvel mælk som grisekød har det klart højeste klimaaftryk per kg produkt. Blandt de øvrige lande er klimaaftrykkene 24% og 42% højere for landene med de højeste klimaaftryk (når Brasilien ikke er medtaget) i forhold til landene med det laveste klimaaftryk for henholdsvis mælk og kød. Wirsenius et al. (2020) angiver, at foderforbruget pr kg mælk eller grisekød er en afgørende faktor for forskellene mellem landene, samt forskelle i klimateffekt af gødningshåndtering, som påvirkes af højere temperaturer i de sydeuropæiske lande og USA end i de nordiske lande. Der er dog ingen enkeltfaktor, som er dominerende for forskellene mellem landene og Wirsenius et al. (2020) angiver, at usikkerheden på estimerne for klimaaftryk er betydelig uden dog at kvantificere det yderligere. I Tabel 3 er landene rangeret efter klimaaftryk uden indregning af effekten fra arealændringer beregnet med carbon opportunity cost metoden (COC). Ved indregning af COC vil klimapåvirkningen øges markant og i begrænset omfang påvirke rangeringen af landene. Når COC indregnes, har Danmark for mælk det 3. laveste og for grisekød det laveste klimaaftryk (Wirsenius et al., 2020).

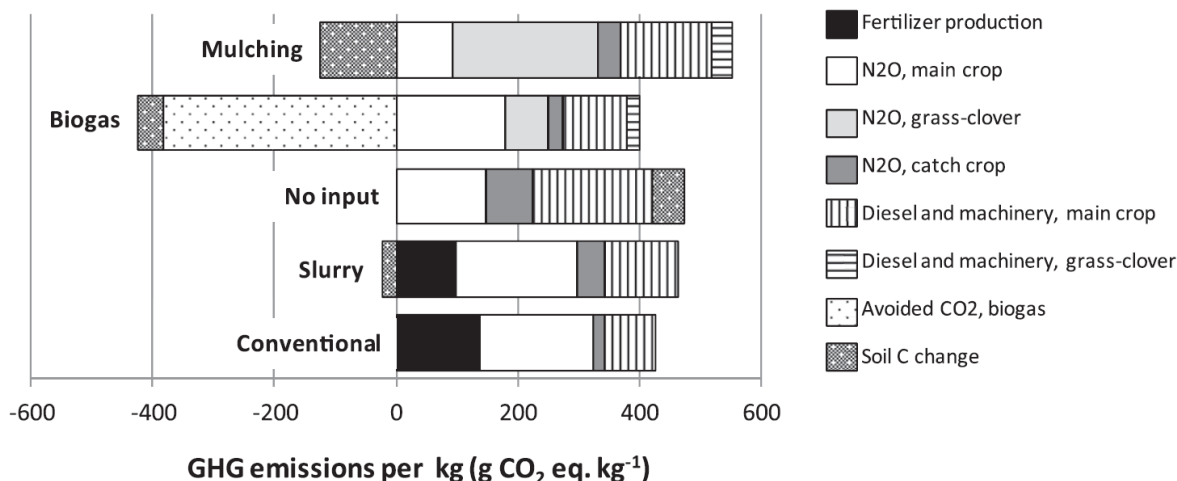
Tabel 3: Klimaaftryk (CF) for mælk og grisekød sorteret efter stigende klimaaftryk, med udvalgte produktivitets nøgletal, baseret på Wirsenius et al. (2020).

Mælkeproduktion					Grisekød				
Land	CF, kg CO ₂ ækv. pr kg ¹⁾	Foder, kg tørstof pr kg mælk	Mælk, kg pr ko	Grovfoder, % af tørstof	Land	CF, kg CO ₂ ækv. pr kg ¹⁾	Foder, kg tørstof pr kg kød	Grise pr årssø	Dgl. tilvækst, g/slagte gris
SE	1,21	1,06	8628	61	PL	2,81	3,21	39	980
DK	1,22	1,00	9683	60	DK	2,89	3,03	39	980
DE	1,30	1,10	7780	66	SE	3,04	3,41	33	950
FR	1,34	1,27	6722	65	DE	3,17	3,09	36	840
ES	1,37	1,07	8570	58	UK	3,24	3,22	27	870
NL	1,37	0,99	8587	64	NL	3,39	3,03	35	830
UK	1,40	1,01	8042	63	FR	3,67	3,17	33	800
US	1,49	1,01	10457	61	US	3,70	3,21	31	860
NZ	1,40	1,59	4237	89	IT	3,75	3,34	28	690
PL	1,44	1,31	6357	73	ES	4,00	3,40	32	730
IR	1,44	1,37	5220	79	BR	6,28	4,25	30	830
IT	1,50	1,25	6354	63					
BR	2,08	2,83	1963	92					

1) Klimaaftrykket (CF) er uden indregning af klimabidrag fra kulstofændringer og LUC

10.2 Planteproduktion

I planteproduktion er emissioner knyttet til gødningen typisk den største post. Dette er illustreret i Figur 4 fra Knudsen et al. (2014), der viser kilderne til drivhusgasemissioner per kg tørstof i de høstede afgrøder i fem forskellige sædskifter, fire økologiske og et konventionelt med forskellige typer af gødning. I studiet er der inddraget klimabidraget fra ændringer i jord C fra husdyrgødning og afgrøderne, herunder efterafgrøder og grøngødning og via systemudvidelse betydningen for klimaaftrykket af anvendelsen af kløvergræs til energiproduktion (Biogas), hvor den fortrængte fosile energi (Avoided CO₂, biogas) er modregnet i emissionen fra afgrødeproduktionen. Betydningen heraf er tydelig for nettoemissionen i de fem sædskifter, hvor f.eks. biogassædskiftet med disse modregninger har en emission tæt på 0, mens den direkte emission er 400 g CO₂ ækv. pr kg tørstof. Derimod er der ingen modregning i det konventionelle system hvor der udelukkende er brugt handelsgødning.

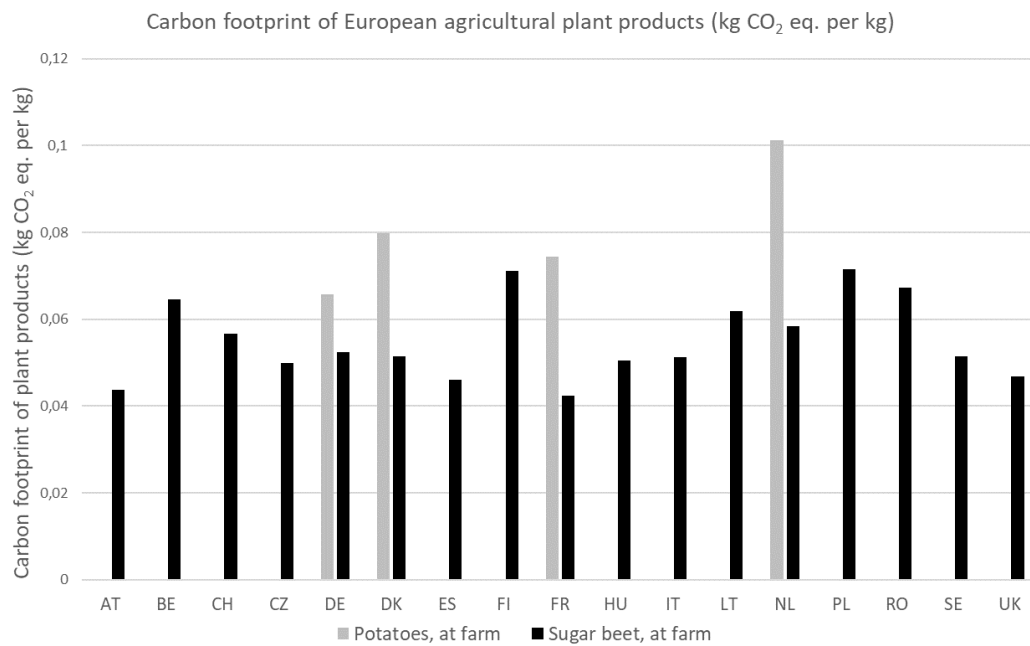
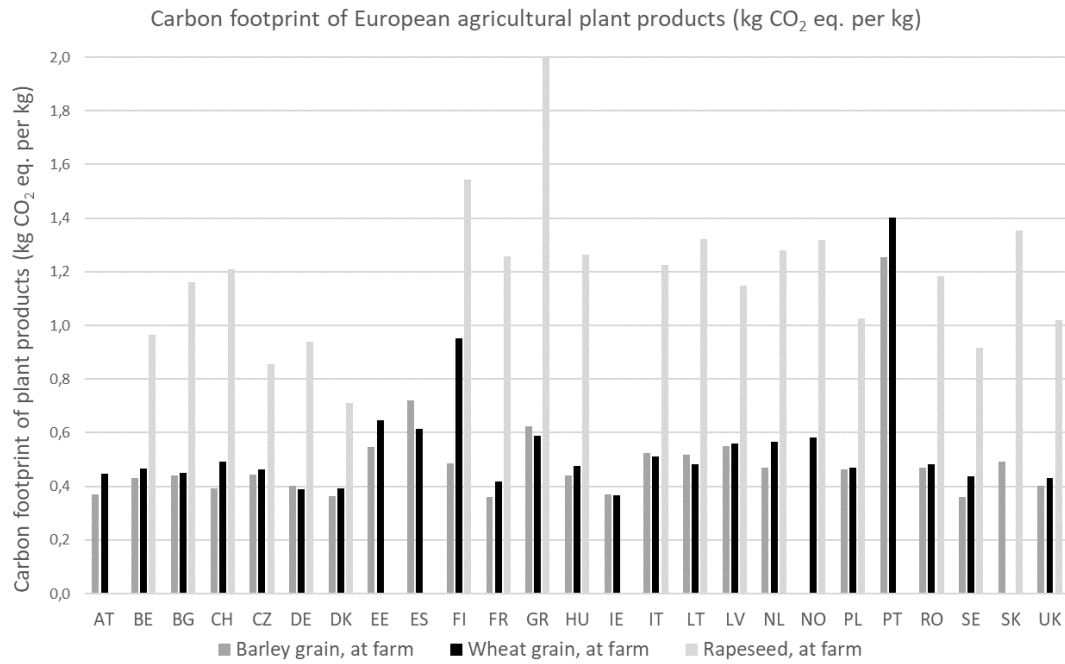


Figur 4: Eksempel på kilder til klimaaftryk i planteproduktion afhængig af sædskifte og produktionssystem, fire økologiske og et konventionelt system, kg CO₂ ækv. pr kg afgrøde tørstof høstet (Knudsen et al., 2014).

I grøngødnings-sædskiftet (Mulching) og biogassædskiftet (Biogas) er der én afgrøde ud af de fire i sædskiftet, som udelukkende dyrkes for at blive anvendt som "intern" gødning, hvilket illustrerer, at der ved produktbaserede LCA studier af planteproduktion er en tidsmæssig udfordring i form af, at de enkelte afgrøder ofte indgår i et sædskifte over år med andre afgrøder, som påvirker input og output til de specifikke afgrøder. Hertil kommer stedsspecifikke effekter som jordbundsforhold og årsvariationer i nedbør, der påvirker årets produktion, men som også kan have afledte effekter på de efterfølgende afgrøder året efter. Derfor er traditionelle allokeringmetoder eller systemudvidelser ofte ikke tilstrækkelige nuancerede til at opdele effekten på de enkelte afgrøder, som diskuteret af bl.a. Goglio et al. (2018).

Der er ikke fundet nogen publicerede videnskabelige artikler med sammenligninger af klimaaftryk fra planteprodukter mellem lande, hvori der indgår afgrøder dyrket under danske produktionsforhold. Derimod findes klimaaftryk for planteprodukter i forskellige lande, inklusiv afgrøder dyrket under danske produktionsforhold, i GFLI-databasen (GFLI, 2021). Klimaaftryksværdierne er uden indregning af evt. bidrag fra halmanvendelse, herunder klimabidrag fra ændringer i jordens kulstofindhold, og dækker en række typiske landbrugsafgrøder byg, hvede, rapsfrø, kartofler og sukkerroer opgjort som klimaaftrykket, indtil produkterne forlader gården, se Figur 5.

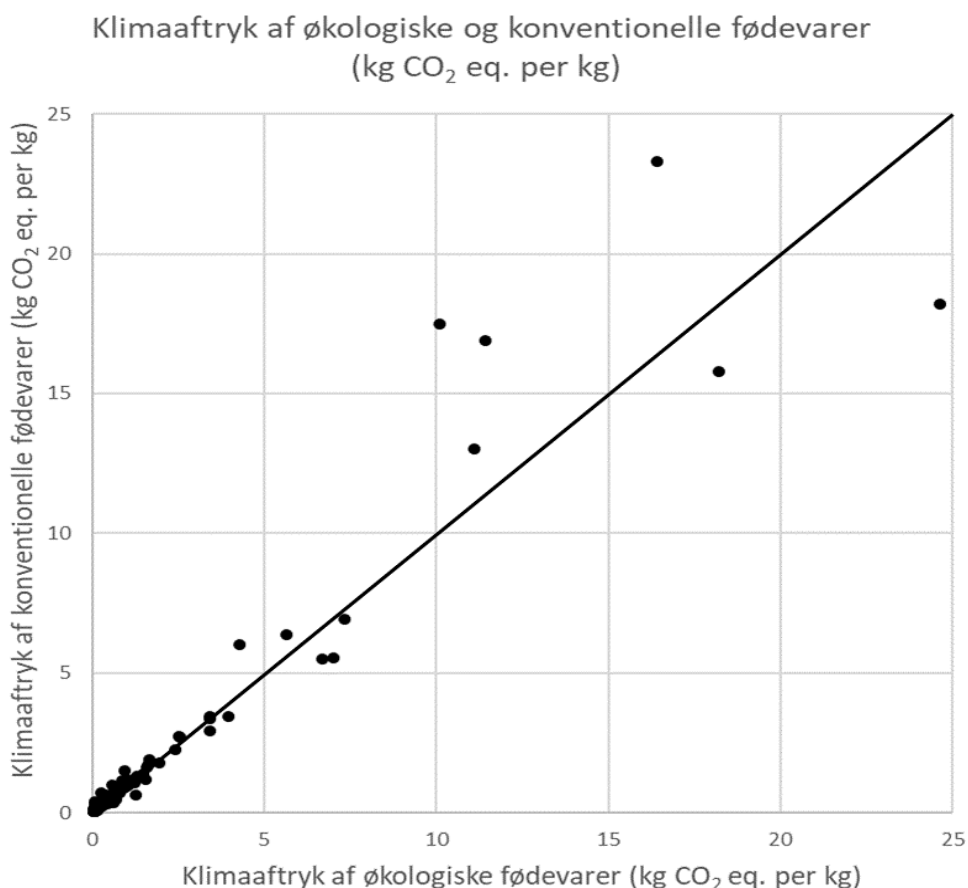
For korn og rapsfrø er klimaaftrykket i Danmark blandt de laveste af de i alt 25 europæiske lande, med klimaaftryk f.eks. fra rapsfrø på 0,7 kg CO₂ ækv. pr kg. For kartofler og sukkerroer er udledningen pr kg produkt generelt meget lavere. Der er kun opgørelser fra fire lande, hvor emissionen på 0,08 kg CO₂ ækv. pr kg kartofler i Danmark er på niveau med gennemsnittet. For sukkerroer er der opgørelser fra 17 europæiske lande og her er emissionen 0,05 kg CO₂ ækv. pr kg i Danmark også på niveau med gennemsnittet.



Figur 5: Klimaaftryk (CF) for plantebaserede landbrugsprodukter (byg, hvede, raps (øverst) kartofler, sukkerroer (nederst)) i forskellige europæiske lande baseret på GFLI-databasen (GFLI, 2021), kg CO₂ ækv. per kg produkt. Bemærk forskellig skala i de to figurer.

11. Konventionel versus økologisk

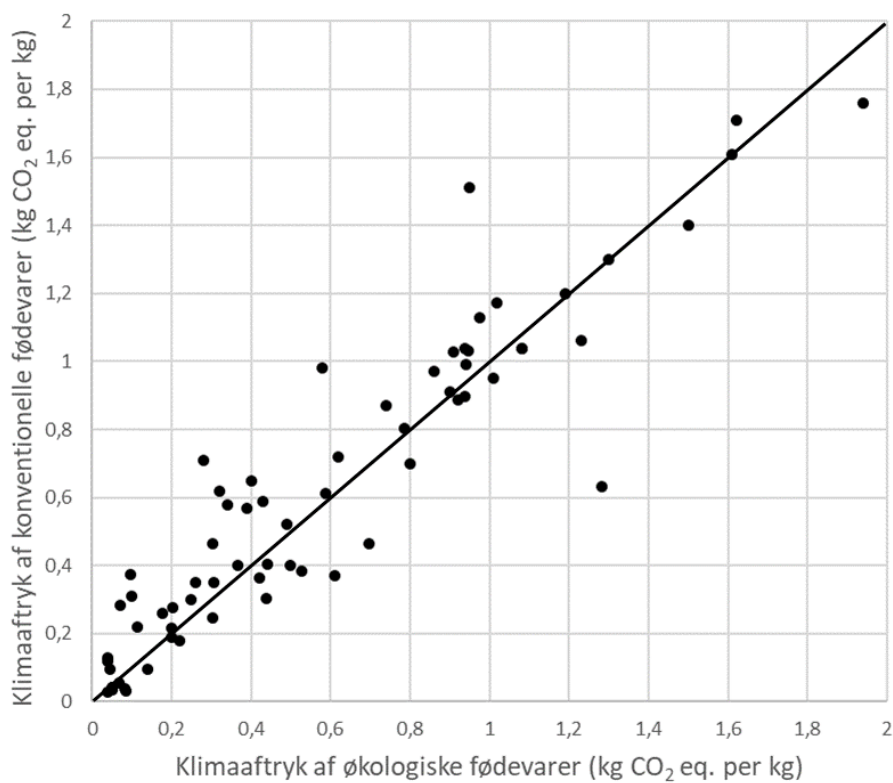
Der er og har været en specifik interesse i at sammenligne klimaaftrykket afhængig af, om produktionen gennemføres ud fra de økologiske eller konventionelle produktionsmetoder og regler.



Figur 6 Klimaaftryk for økologiske og konventionelle fødevarer (kg CO₂-ækv. per kg) baseret på 50 peer-reviewed sammenlignende studier af samme produkt (Hashemi et al., 2021). Produkterne spænder fra plantebaserede fødevarer, som frugt og grønt, i den lave ende af skalaen til animalske fødevarer, som svinekød og oksekød, i den høje ende af skalaen. Den sorte linje markerer, hvor klimaaftrykket af økologiske og konventionelle fødevarer er ens. Ved punkter under linjen har den økologiske fødevarer et større klimaaftryk end den konventionelle, og ved punkter over den sorte linje har konventionelle et højere klimaaftryk end den økologiske.

I et igangværende review med direkte sammenligninger mellem klimapåvirkning af samme produkt ved henholdsvis konventionel og økologisk produktion (Hashemi et al., 2021), er der identificeret 50 studier, hvor produktionen er i Danmark eller under europæiske produktionsforhold. En nærmere analyse heraf er under udarbejdelse, men i Figur 6 er klimaaftrykket for de parvise sammenligninger af økologiske og konventionelle fødevarer vist. I Figur 7 er der zoomet ind på mælke- og planteprodukter, for at opnå en højere detaljeringsgrad. Figurene viser, at der ikke er nogen entydig forskel i klimaaftrykket pr kg produkt ved sammenligning mellem konventionel og økologisk produktion.

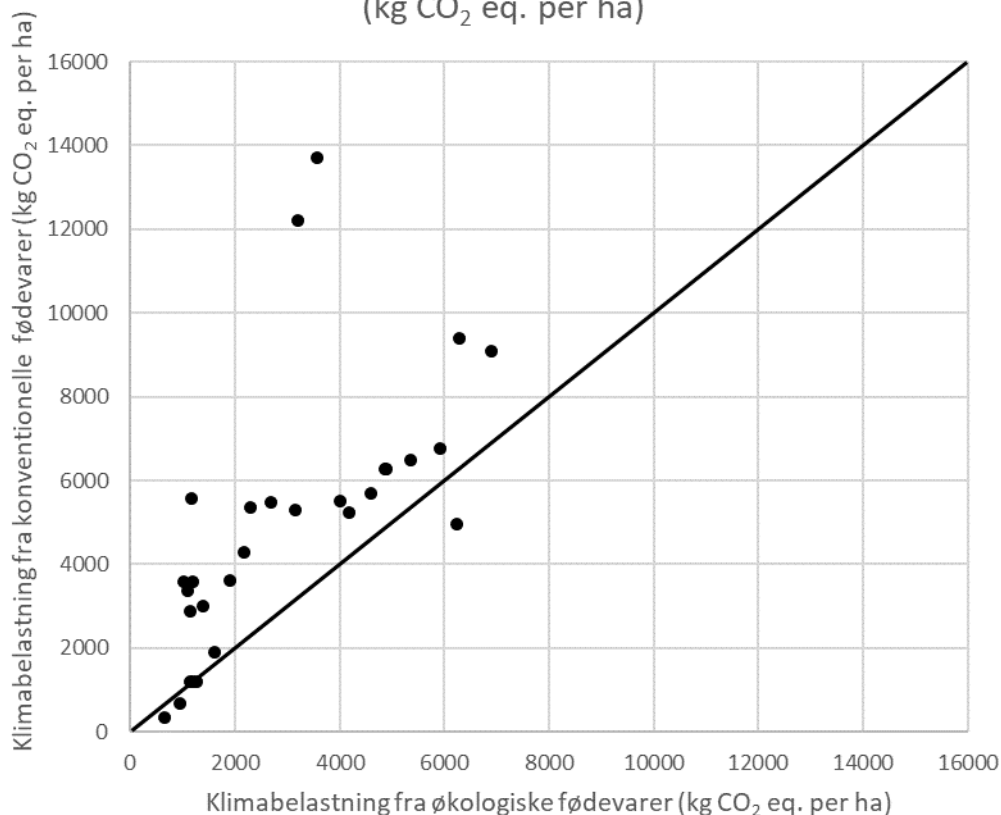
Klimaaftryk af økologiske og konventionelle
plantebaserede fødevarer og mælk
(kg CO₂ eq. per kg)



Figur 7: Klimaaftryk for økologiske og konventionelle plantebaserede fødevarer og mælk (kg CO₂-ækv. per kg) baseret på 39 peer-reviewed sammenlignende studier af samme produkt (Hashemi et al., 2021). Den sorte linje markerer, hvor klimaaftrykket af økologiske og konventionelle fødevarer er ens. Ved punkter under linjen har den økologiske fødevarer et større klimaaftryk end den konventionelle, og ved punkter over den sorte linje har konventionelle et højere klimaaftryk end den økologiske.

I Figur 8 er klimabelastningen opgjort pr ha, der medgår til produktionen i de 22 studier med sammenligning mellem konventionel og økologisk produktion, hvor arealet er oplyst. I overensstemmelse med andre tidligere opgørelser, hvor klimaaftryk og arealforbrug ved de to produktionsformer blev sammenlignet (Kristensen et al., 2020) og review-studier af Meier et al. (2015) og van Wagenberg et al. (2017), er der en tydelig lavere emissionen pr ha fra de økologiske produkter end de tilsvarende konventionelle produkter, forårsaget af bl.a. af en lavere intensiv og dermed lavere emission fra inputs og fra selve dyrkningen pr ha i de økologiske afgrøder sammenlignet med de konventionelle.

Klimabelastning fra økologiske og konventionelle fødevarer per arealenhed
(kg CO₂ eq. per ha)



Figur 8: Klimabelastningen ved henholdsvis konventionel og økologisk produktion per arealenhed (kg CO₂-ækv. pr ha) baseret på 22 peer-reviewed sammenlignende studier af samme produkt (Hashemi et al., 2021). Den sorte linje markerer, hvor klimabelastningen per arealenhed af økologiske og konventionelle produktion er ens. Ved punkter under linjen har den økologiske fødevarer en større klimabelastning per arealenhed end den konventionelle, og ved punkter over den sorte linje har den konventionelle fødevarer en højere klimabelastning per arealenhed end den økologiske.

I Tabel 4 er vist resultaterne i de studier, der har en direkte sammenligning under danske forhold. De to studier af mælk er tidsmæssigt forskudt, hvor Kristensen et al. (2011) er baseret på bedriftsdata fra 2001-2003 og Knudsen et al. (2019b) er baseret på opgørelser fra 2015, men de viser det samme billede med ens klimaaftryk pr kg mælk i de to systemer og det højeste arealforbrug pr kg mælk i det økologiske system.

Der er fire studier af grisekød. Kool et al. (2019) fandt en forskel på 0,5 kg CO₂ ækv. pr kg grisekød under danske produktionsforhold afhængig af produktionsform. Ved Monte Carlo simulering fandt Kool et al. (2019) en standard variation på +/- 0,4, hvorfor forskellen på 0,5 kg CO₂ ækv. ikke er statistisk signifikant. Samme billede ses ved Dourmad et al. (2014), der finder en spredning på 0,3 kg CO₂ ækv. pr kg, hvorfor den fundne forskel på 0,2 kg CO₂ ækv. mellem økologisk og konventionel produktion ikke er statistisk sikker. Olsen et al. (2021) anfører, at beregningerne af det økologiske system er behæftet med større usikkerhed end det konventionelle bl.a. begrundet i manglende viden emissionen fra grise på friland og i de alternative økologiske stalde til slagtegrisene. I det svenske studie af Zira et al. (2020) er niveauet

ens i de to systemer, men væsentligt højere end i de øvrige studier hovedsageligt pga., at der her er regnet helt frem til, at kødet er klar til servering. Det kan dog via beregninger baseret på Zira et al. (2020) estimeres en udledning på 2,5 kg CO₂ ækv. pr kg kød fra primærproduktionen uafhængig af produktionsform.

Studiet af Knudsen et al. (2014) med planteproduktion er baseret på et sædskifte med vårbyg, hestebønner, kartofler og vinterhvede dyrket med gødningstilførsel via handelsgødning i det konventionelle system og husdyrgødning i det økologisk afstemt efter typiske mængder i de to systemer. Som gennemsnit af sædskiftet blev der fundet samme klimaaftryk pr kg tørstof høstet. Opdelt på afgrøder havde den økologiske byg et signifikant lavere klimaaftryk end konventionelt og modsat for hestebønner, hvor klimaaftrykket pr kg tørstof var højest ved økologisk dyrkning (Knudsen et al., 2014).

På tværs af studier er der generelt et højere arealforbrug pr kg produkt ved økologisk produktion, som sammen med det stort set samme klimaaftryk pr kg produkt betyder, at der er et lavere klimaaftryk pr ha ved økologisk produktion i forhold til konventionel ved sammenligning inden for produkt.

Table 4: Studies of products where climate footprint (CF), change in soil carbon (Jord_C), contribution from land use changes (LUC) and area for feed production (Areal) per functional unit (FU) between conventional and ecological production systems under Danish or corresponding production conditions and methods, system delimitation and data basis.

Kilde	Kristensen et al., 2011		Knudsen et al., 2019b		Knudsen et al., 2014		Zira et al., 2021		Dourmad et al., 2014		Olsen et al., 2021		Kool et al., 2009	
Produkt	Mælk		Mælk		Afgrøder		Grisekød		Grisekød		Grisekød		Grisekød	
FU	Kg EKM ab gård		Kg EKM ab gård		Kg tørstof ab mark		Kg kød serveret		Kg levende ab gård		Kg levende ab gård		Kg kød ab slagteri	
LCA-metode	A-LCA Biologisk allokering		A-LCA Biologisk allokering		A-LCA		A-LCA Ingen allokering		A-LCA		A-LCA Økonomisk allokering		A-LCA	
Jord-C ¹⁾	Ja, incl. in CF		Ja		ja		Ja		Nej		Nej		Ja	
LUC ²⁾	Nej		Nej		Nej		Nej		Nej		Nej		dLUC	
Areal	Ja		Ja		Ja		Ja		Ja		Ja		Nej	
Datatype	Danske bedriftsdata N=67		DK statistik		Forsøgsdata		Model Svenske data		Bedriftsdata 6 EU lande		Danske besætningsdata		National data (DK)	
System	Konv	Øko	Konv	Øko	Konv	Øko ³⁾	Konv	Øko	Konv	Øko	Konv	Øko	Konv	Øko
CF, kg CO ₂ -ækv.	0,91	0,90	1,06	1,04	0,42	0,44	7,1	7,1	2,25	2,43	2,67	2,89	3,5	4,0
Jord-C, ⁴⁾ kg CO ₂ -ækv.			-0,05	-0,09	0	-0,2	0,3	0,3					1,6	1,8
LUC, kg CO ₂ ækv.													0,6	0,4
Areal, m ²	1,35	1,68	1,0	1,5	1,8	2,5	18	39	4,1	9,1	4,4	6,4		

1) Ændringer i jordens kulstof pulje 2) Ændringer i arealanvendelsen 3) Økologi med gylle 4) Negative værdier betyder indlejring af C i jorden og positive værdier betyder frigivelse af C fra jorden

12. Diskussion

Globalt er omfanget af publikationer baseret på LCA i forhold til landbrug og fødevarer steget markant siden år 2000, hvor der kun var ganske få publikationer, til at der de seneste år er publiceret over 1000 peer-reviewede artikler årligt (van der Werf et al., 2020). Trods dette er der kun få studier med direkte sammenligninger af klimaeffektiviteten i landbrugssektoren i forskellige lande.

12.1 Danmark vs. andre lande

På tværs af studierne medtaget i denne rapport tegner der sig et billede af, at klimaeffektiviteten, defineret som udledning af klimagasser pr kg produkt, i den danske landbrugsproduktion er på niveau med eller i den lave ende af gennemsnittet af de lande, som Danmark sammenlignes med inden for studie eller database. I to af de større studier, Lesschen et al. (2011) og Weiss & Leip (2012), er det en sammenligning mellem EU lande, mens grundlaget for udvælgelse af landene i Wirsenius et al. (2020) er lande med markeds-mæssige interesse for Danmark og globalt betydende producenter, dog med begrænsninger begrundet i adgang til data.

Hermansen og Kristensen (2012) har lavet en vurdering af de to samtidige publikationer, Lesschen et al. (2011) og Weiss & Leip (2012), hvor rangeringen af Danmark mht. klimapåvirkning, specielt for grisekød, er markant forskellige i de to opgørelser. Hermansen og Kristensen (2012) konkluderede, at den teoretiske beregningsmetode af drivhusgasbelastningen per produceret enhed, som beskrevet i Weiss & Leip (2012) er solid og rigtig, men at datagrundlaget for enkelte lande ikke er korrekt. Det er også nævnt direkte i Weiss & Leip (2012), at data fra Danmark afviger meget fra de nationale statistikker og at i sådanne tilfælde, er der foretaget en automatisk regulering for at sikre overensstemmelse mellem datakilderne ved beregningerne. Tilsvarende har Kool et al. (2013) undersøgt årsagen til forskellen mellem klimapåvirkningen for dansk grisekød i Weiss & Leip (2012) og et samtidigt studie af dansk grisekød (Nguyen et al., 2011). Såvel Kool et al. (2013) som Hermansen og Kristensen (2012) konkluderer, at de relative høje klimaaftryk for dansk grisekød i Weiss & Leip (2012) er forårsaget dels af metodiske forskelle, dels af urealistiske værdier for produktivitet og gødningsmængder i forhold til normerne.

Der er ikke i nogen af de refererede studier eller databaser en egentlig analyse af usikkerheden på de beregnede klimaaftryk. Som diskuteret af Lesschen et al. (2011) og Weiss et al. (2012), så bidrager data, anvendte emissionsfaktorer (EF) og andre modelforudsætninger til usikkerheden. Specielt i studier med top-down-tilgang vil der være en større usikkerhed på produktionsdata end i studier baseret på bottom-up-tilgang, hvor data er baseret på specifikke bedriftsdata, men udfordringen kan her være at få repræsentative data. Også Wirsenius et al. (2020) anderkender disse kilder til usikkerhed, og har angivet, uden nærmere definition, en gruppering af lande i tre grupper, hvor der mellem grupperne argumenteres for at være

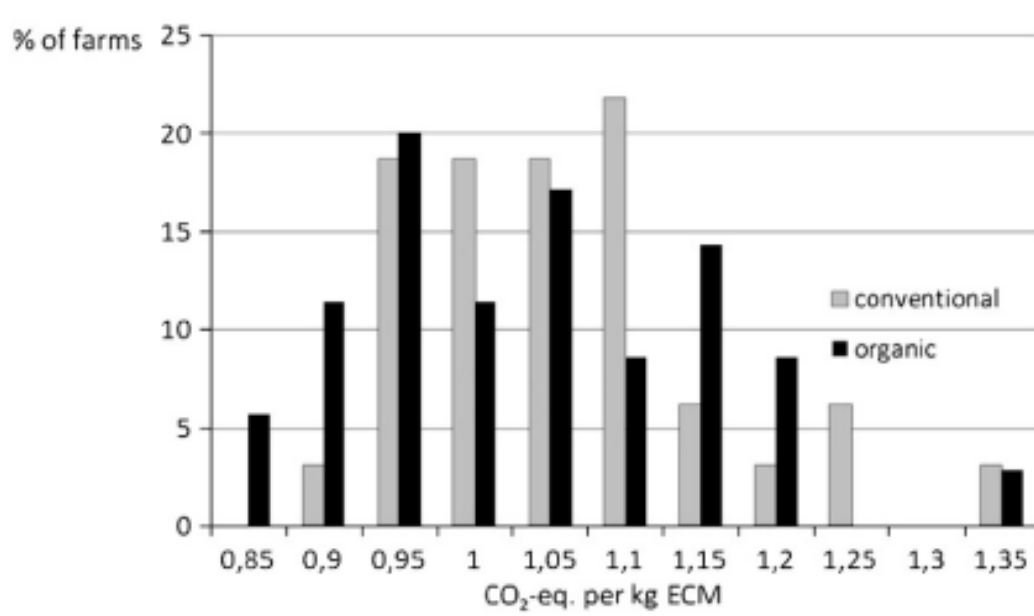
en sikker forskel. Ved denne gruppering er Danmark i gruppen med de laveste klimaaftryk for såvel mælk som kød, sammen med henholdsvis fire andre lande for mælk og syv andre lande for grisekød.

12.2 Økologi versus konventionel

De refererede sammenlignede studier under danske produktionsforhold viser kun små forskelle i klimaaftrykket pr kg produkt for mælk og grisekød afhængig af, om de er produceret under konventionelle eller økologiske forhold.

Baseret på sammenstillingen af studierne i Hashemi et al. (2021) er der ikke nogen generel forskel i klimaaftryk afhængig af produktionssystem, men det er tydeligt, at der er en variation mellem produkter og studier. Det bekræftes af, at Meier et al. (2015), som har gennemført et review af 34 LCA studier, f.eks. for kyllingekød fandt, at klimaaftrykket fra 1 kg økologisk kyllingekød spænder fra at være 24% lavere til 46% højere end fra 1 kg konventionelt kyllingekød, og for 1 kg svinekød fandt de et relativt klimaaftryk fra 11% lavere til 73% højere ved økologi sammenlignet med konventionelt. Tilsvarende variationer i klimaaftrykket findes i et review af Van Wagenberg et al. (2017), som desuden understreger behovet for yderligere repræsentative data og en vis usikkerhedsmargin i beregningerne, som bør tages med i betragtning ved vurderingen af forskelle mellem systemerne.

Kristensen et al. (2011) fandt, at forskellen på 0,04 kg CO₂ ækv. pr kg mælk mellem konventionel og økologisk mælk baseret på 67 danske bedrifter ikke var signifikant og konkluderede desuden, at forskellen mellem systemerne er langt mindre end variationen mellem gårde inden for system, se Figur 9. Det understreger betydningen af udvælgelse af bedrifter for at sikre repræsentative data for et produktionssystem.



Figur 9: Fordelingen af bedrifter i forhold til klimaaftryk fra produktion af 1 kg mælk opdelt efter produktionssystem, henholdsvis konventionel og økologisk produktion (Kristensen et al., 2011).

Meier et al (2015) har identificeret en række områder, som er kritiske ved anvendelse af LCA-studier til sammenligning af konventionel og økologiske produktion. Det er bl.a. et behov for bedre data og at emissionskoefficienter for N-omsætning bliver målrettet produktionssystemet, bedre metoder til estimering af og indregning af ændringer i jordens N- og C-indhold, og for husdyrsystemer bedre repræsentation af fodorforsyningen og dyrenes omsætning af N. Van der Werf et al. (2020) påpeger vigtigheden af at udvide sammenligningen mellem produktionssystemer med andre betydende miljøpåvirkninger som jordfrugtbarhed, toksicitet og biodiversitet, samt at bruge såvel en produkt- som en arealbaseret enhed ved sammenligninger af produktionssystemer. Knudsen et al. (2019b) viste f.eks. for mælk i tre europæiske systemer at belastningen per kg produkt for toxicitet og biodiversitet var lavere ved økologisk sammenlignet med konventionel.

Bidraget fra arealændringer vil have forskellig effekt for økologiske og konventionelle fødevarers klimaaftryk afhængig af hvilken metode der anvendes. Benyttes dLUC vil afgrøder, der er dyrket i direkte forbindelse med ændret arealanvendelse, som f.eks. konventionel sojaskrå fra Sydamerika, hvor der er ryddet skov får pålagt et stort klimabidrag fra LUC. Det økologiske system er i mindre grad baseret på foder fra områder med regnskovsrydning, hvorfor økologiske fødevarer typisk vil tillægges et mindre bidrag fra LUC end de tilsvarende konventionelle fødevarer. Det modsatte ses, hvis man medtager et klimabidrag fra indirekte arealændringer, enten i form af iLUC eller COC, hvor man pålægger alle dyrkede arealer en ensartet klimabelastning pr ha. Her vil der således være en direkte sammenhæng mellem arealforbruget til produktion af fødevarer og bidraget fra LUC. Da der generelt er et større arealforbrug til at dyrke de økologiske fødevarer (Treu et al., 2017) vil der være et højere bidrag per kg fødevarer fra iLUC eller COC end for den tilsvarende konventionelle fødevarer.

Betragtninger baseret på de enkelte produkter er ikke nødvendigvis gældende ved en overordnet sammenligning mellem produktionsformer. Kristensen et al. (2020) fandt ved sammenligning af konventionel og økologisk produktion inden for den samme driftsgren, at der ved økologisk produktion er en reduktion i klimabelastningen pr. hektar i Danmark på henholdsvis 775 kg CO₂ ækv. ved planteavl, 3.600 kg CO₂ ækv. pr ha ved kvægproduktion og 3.700 kg CO₂ ækv. pr ha ved svineproduktion inkl. ændringer i jordens kulstofpulje. Hvis der tages højde for den nuværende arealmæssige sammensætning af driftsgrene inden for økologisk og konventionel produktion i Danmark blev der estimeret en gennemsnitlig lavere emission fra økologiske arealer på 2014 kg CO₂ ækv. pr ha., idet der er markant højere andel af det økologiske areal med kvægproduktion (34%) mod 20% af arealet med kvægproduktion ved konventionel produktion. Hertil kommer, at Kristensen et al. (2020) viste, at den produktbaserede sammenligning ikke svarer til effekten af omlægning fra konventionel til økologisk produktion i Danmark. Ved en omlægning til f.eks. økologisk mælkeproduktion blev der omlagt arealer, der kom fra konventionel mælkeproduktion såvel som fra konventionel planteavl, hvor konventionel planteavl har betydelig lavere klimaaftryk end økologisk mælkeproduktion pr ha.

12.3 Metode

Alle de refererede studier anvender A-LCA, og de antages at være baseret på repræsentative data for de enkelte lande, systemer og produkter, i overensstemmelse med at formålet har været at estimere klimaeffektiviteten i den nuværende produktion. Studierne anvender typisk emissionsfaktorer i overensstemmelse med IPCC, dog med varierende grad af specifikation i forhold til f.eks. lande og gødningssystemer. Betydningen heraf blev undersøgt af Wirsenius et al. (2020) som sammenlignede klimaeffektiviteten ved anvendelse af en generel emissionsfaktor for husdyrgødningen med de nationale emissionsfaktorer og system specifikke emissioner. De konkluderede, at det for såvel mælk som grisekød ændrer emissionen markant, men dog ikke således at rangeringen af landene i forhold til klimapåvirkningen ændredes væsentligt.

Der er kun få studier, der har inddraget ændringer i jordens kulstofindhold, og på tværs af disse studier er der anvendt forskellige metoder. Ud fra Weiss & Liep (2012) kan det beregnes, at den samlede udledning af CO₂ fra dyrkningsjorden på EU niveau udgør 17% af udledning fra landbruget, hvorfor indregningen kan have afgørende betydning for klimaeffektiviteten.

Tilsvarende er gældende for bidrag fra arealændring, hvor der er indregnet bidrag baseret på dLUC i et studie (Kool et al., 2009) og på iLUC og COC i to andre studier (Weiss & Liep, 2012; Wirsenius et al., 2020), og med meget forskellige metoder. Betydningen af metode understreges af, at Weiss & Liep (2012) fandt at bidraget fra LUC på EU niveau i forhold til CF udgjorde fra 9 til 50% afhængig af tre forskellige metoder til beregning af LUC.

12.4 Andre miljøpåvirkningskategorier

Andre miljøpåvirkningskategorier end de klimarelaterede og arealanvendelsen, er ikke medtaget i de større studier med sammenligninger mellem lande, mens der indgår udvalgte andre miljøpåvirkningskategorier i forhold til tab af næringsstoffer, ressourceforbrug, biodiversitet og økotoksicitet i nogle af de studier, der sammenligner konventionel og økologisk produktion, bl.a. Knudsen et al. (2019b). I et review-studie fandt van Wagenberg et al. (2017) en betydelig variation i den relative miljø- og klimapåvirkning ved økologisk i forhold til konventionel produktion. For griseproduktion var der en variation i den relative miljøpåvirkningen inden for samme kategori fra 30 til 130% baseret på fire studier, hvilket understreger, at der ofte vil være større forskelle indenfor end mellem produktionssystemerne. Der er ikke datagrundlag for at fastlægge niveauet i Danmark i forhold til andre lande og for økologisk versus konventionelt er datagrundlaget også spinkelt, da toxicitet og biodiversitet og kulstofændringer i jord ikke er inkluderet i mange studier endnu. Knudsen et al. (2019b) har dog vist en lavere miljøbelastning per kg mælk ved økologisk sammenlignet med konventionel mht. toxicitet, biodiversitet og ressourceforbrug i et studie af østrigsk, engelsk og dansk mælkeproduktion.

13. Opsummering og forskningsbehov

Med udgangspunkt i "Vidensyntese om livscyklusvurderinger og klimaeffektivitet i landbrugssektoren: Del 1 Fødevarer" og indeværende "Vidensyntese om livscyklusvurderinger og klimaeffektivitet i landbrugssektoren: Del 2 Landbrugsproduktionen" samt beskrivelse af igangværende forskningsaktiviteter i Appendix 1 er der nedenstående listet en række områder, hvor der er behov for forsknings-, udviklings- og implementeringsaktiviteter i forhold til opgørelser af klimapåvirkningen.

Denne vidensyntese Del 1 og 2 gennemgår den tilgængelige viden omkring metoder til beregning af fødevarernes klimaaftryk samt de data, der er tilgængelige omkring klimaaftryk for forskellige fødevarer og klimaeffektiviteten ved produktion i Danmark sammenlignet med andre lande samt for økologiske og konventionelle fødevarer. Overordnet viste denne gennemgang et spinkelt datagrundlag og behov for mere viden – både mht. klimaeffektivitet i landbruget og klimaaftrykket fra fødevarereproduktionen og i relation til LCA-metoden.

13.1 Klimaeffektivitet i landbruget

Ved vurdering af klimaeffektiviteten ved produktion af danske landbrugsprodukter sammenlignet med andre lande er datagrundlaget meget begrænset i form af tre studier, der fokuserer på animalske produkter samt to databaser der fokuserer på europæisk (inkl. dansk) planteproduktion. Datagrundlaget er derfor spinkelt i forhold til at kunne besvare spørgsmålet fyldestgørende. Udvikling af en internationalt anerkendt metode og udbygning af de nationale databaser med de nødvendige data, herunder en mere nuanceret beskrivelse af emissionsfaktorerne, er afgørende for en løbende opdateret viden om klimaeffektiviteten i Danmark og ved sammenligning med andre lande.

De produktbaserede klimaaftryk baseret på A-LCA er en beskrivelse af den nuværende situation i de produktionssystemer vi kender i dag. Men fremtidige produktionssystemer vil se anderledes ud, og der er behov for modellering af forskellige fremtidsscenarier og tilhørende produktionssystemer samt udvikling af metoder, der kan estimere effekten både på klimaeffektiviteten samt andre højt prioriterede bæredygtighedskriterier. Et specifikt aspekt i modelleringen er at kunne håndtere de stadig mere komplekse, cirkulære systemer med produktion af flere forskellige produkttyper (fødevarer, energi, gødning, fiber mv.). Dette gælder også for at kunne modellere de økologiske systemer, der ofte er mere komplekse end de konventionelle systemer, og hvor der er brug for mere viden om danske systemer.

Derudover er der behov for udvikling af LCA-metoden til at inkludere tiltag, såvel systemiske som managementmæssige, der påvirker landbrugsproduktionens klimaeffektivitet og bæredygtighed. Dette behov er der på nationalt niveau for at sikre, at tiltag til forbedringer af klimaeffektiviteten afspejles i den nationale opgørelse, men også på bedriftsniveau for at sikre motivationen hos landmændene til at implementere

tiltag målrettet klimaeffektivitet. Dette gælder især, hvis beregning af klimabidrag på bedriftsniveau i fremtiden skal anvendes i reguleringen af udledningen. For at undgå suboptimering på bedriftsniveau kun med i forhold til klima, er det vigtigt, at de anvendte beregningsmetoder samtidig estimerer påvirkning af andre højt prioriterede bæredygtighedskriterier, samt produktivitet og økonomi.

13.2 Fødevarer

Ved gennemgangen af databaser med klimaaftryk for fødevarer blev det klart at nogle lande, herunder især Frankrig, men også Schweiz, Sverige og Holland har større LCA-databaser for den nationale fødevarereproduktion. På tværs af studier og databaser er der betydelige forskelle i klimaaftrykket for de samme fødevarer som kan henføres til forskelle i de anvendte metoder, herunder A-LCA og C-LCA og inkludering af arealændringer ved enten dLUC eller iLUC, som kan give betydende variationer i de beregnede klimaaftryk. Der er derfor behov en løbende udvikling af mere ensartede retningslinjer evt. differentieret efter målgruppen – fødevarereproducere, detailkæder eller forbrugeren. Det er helt afgørende, at dette foregår i et internationalt forum og på tværs af produktkategorier for at sikre, at de samme bidrag medtages på tværs af produkter og at allokering af bidragene til produkterne sker på en entydig måde. Et eksempel herpå er arbejdet i EU-kommissionen i form af Produkt Environmental Footprint (PEF). Mærkning af fødevarer i forhold til klima og andre bæredygtighedskriterier baseret på LCA er teoretisk muligt, men der er behov for en nærmere analyse af, hvor detaljeret det kan og skal laves i forhold til krav til primære data, løbende opdatering heraf, inkludering af forbedringstiltag og sikkerheden på klimaaftrykket. Mærkning specifikt for alle produkter er ressourcekrævende med det betydelige antal fødevarer og produkter, der markedsføres og de løbende ændringer der foretages i proceskæden. Der er derfor behov for analyser af grænsen mellem at sikre pålidelige beregninger og detaljeringsgraden, herunder at ændringer i produktion kommer til udtryk i mærkningen af de enkelte fødevarer.

De enkelte fødevarers klimapåvirkning er oftest angivet pr. kg fødevarer, nogle gange har man også udtrykt klimaaftrykket pr. kg protein i fødevarerne eller i forhold til energiindholdet i fødevarerne. Men at sammensætte en fuld kost er meget mere end bare at tildele en mængde protein og energi, og derfor arbejdes der med forskellige tilgange på at udvikle en ny funktionel enhed, hvor fødevarernes aftryk sættes i forhold til, hvordan denne fødevarer alt i alt bidrager med næringsstoffer til den samlede kost. Området er kompleks og der er behov for at arbejde videre med denne problemstilling.

13.3 Livscyklusvurderingsmetode og international harmonisering

Livscyklusvurderingsmetoden (LCA) er og vil også fremover være en metode, der er under konstant udvikling i forhold til f.eks. at kunne tage hensyn til kompleksiteten i systemerne, herunder f.eks. cirkulære systemer, tilgængelighed af data samt ikke mindst relevante miljøpåvirkningskategorier. Metoden som sådan skal derfor ikke begrænses og skal være under fortsat forskningsmæssig udvikling, men der er et behov for at analysere og dermed sikre, at de metoder, der anvendes og implementeres i praksis, er i overensstem-

melse med den internationale harmonisering af LCA-metoden og de opstillede formål i de konkrete situationer. EU Kommissionen anbefaler således at anvende de harmoniserede guidelines fra EU, Product Environmental Footprint (PEF) (EC, 2021).

Denne vidensyntese fokuserer primært på klimabidraget, men fødevarereproduktionen påvirker ikke kun klimaet, men også andre bæredygtighedskriterier, der er højt prioriteret. Der vil være situationer, hvor visse produkter har lav klimapåvirkning, men stor negativ effekt på biodiversitet, økotoksicitet eller dyrevelfærd – eller vise versa. I guidningen af forbrugere og politikere til at træffe de mest bæredygtige valg som samtidig kan understøtte en klima- og miljøoptimering af vores fødevarereproduktion – er det vigtigt, at undgå en risiko for suboptimering ved udelukkende af fokusere på klima. På den baggrund er der behov for videreudvikling både af metoder, påvirkning og definering af de nødvendige data for kategorier som biodiversitet, jordkvalitet, kulstoflagring og økotoksicitet samt effekt på andre økosystemtjenester og dyrevelfærd. Derudover der er brug for analyse af og udvikling af LCA-metoden til fremadrettet at kunne inkludere flere af FN's bæredygtighedsmål i vurdering af landbrugs- og fødevarers bæredygtighed. Det vil særligt være i forhold til at understøtte verdensmål 12: Ansvarligt *forbrug og produktion*, hvor målet skal sørge for, at *forbrug og produktion* i 2030 er *bæredygtigt*. Hertil kommer en udvikling af LCA-metoden, hvor de lokale miljøpåvirkningskategorier kan kobles til geografi, altså stedbundne miljøpåvirkninger, f.eks. at N-udledning har forskellig miljøpåvirkning afhængig af, hvor den foregår.

14. Litteratur

- Andersen, H. A., Mogensen, L., Kristensen, T. 2021. Klima- og miljøpåvirkningen ved produktion af grisekød – år 1990, 2005 og 2016. Rådgivningsrapport, DCA, Aarhus Universitet.
- Dourmad, J.Y., Ryschawy, J., Trousson, T., Bonneau, M., Gonzales, J., Houwers, H.W.J., Hviid, M., Zimmer, C., Nguyen, T.L.T., Mogensen, L. 2014. Evaluating environmental impacts of contrasting pig farming systems with life cycle assessment. *Animal*, 8:12, 2027-2037
- Dorca-Preda, T., Mogensen, L., Kristensen, T., Knudsen, M.T. 2021. Environmental impact of Danish pork at slaughterhouse gate – a life cycle assessment following biological and technological changes over a 10-year period. *Livest sci.*, Vol 251, 104622
- EC. 2021. Recommendation on the use of Environmental Footprint methods. Online: <https://ec.europa.eu/environment/publication/recommendation-use-environment>
- Flysjø, A. 2011. Potential for improving the carbon footprint of butter and blend products. *J. Dairy Sci.*, 94, 5833-5841
- Gerber, P., Vellinga, T., Opio, C., Steinfeld, H. 2011. Productivity gains and greenhouse gas emissions intensity in dairy systems. *Livest. Sci.*, 139, 100-108
- GFLI (2021) Global Metrics on Sustainable Feed. Online at <https://globalfeedlca.org/gfli-database/>
- Goglio, P., Brankatschk, G., Knudsen, M.T., Williams, A.G., Nemecek, T. 2018. Addressing crop interactions within cropping systems in LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 23:1735-1743. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1393-9>
- 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.
- Hashemi, F., Mogensen, L., Knudsen, M.T. 2021. Internt notat under udarbejdelse.
- Hermansen, J. E., Kristensen, T. 2012. Notat om klimaaftryk for dansk kvægproduktion per produceret enhed. [https://pure.au.dk/portal/da/publications/notat-om-klimaaftryk-for-dansk-kvaegproduktion-per-produceret-enhed\(2e70070e-73a9-4af6-af25-d2b441dd6fec\).html](https://pure.au.dk/portal/da/publications/notat-om-klimaaftryk-for-dansk-kvaegproduktion-per-produceret-enhed(2e70070e-73a9-4af6-af25-d2b441dd6fec).html)
- Hietala, S., Smith, L., Knudsen, M.T., Kurppa, S., Padel, S., Hermansen, J.E. 2014. Carbon footprints of organic dairy in six European countries – real farm data analysis. *Org. Agr.*, DOI 10.1007/s13165-014-0084-0
- Knudsen, M.T., Dorca-Preda, T., Djomo, S.N., Peña, N., Padel, S., Smith, L.G., Zollitsch, W., Hörtenhuber, S., Hermansen, J.E. 2019b. 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. 2019a. 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
- Kool, A., Blonk, H., Ponsioen, T., Sukkel, W., Vermeer, H., Vries, J., Hoste, R. 2009. Carbon footprints of conventional and organic pork. Blonk Milieu Advies BV, The Netherlands.
- Kool, A., Scholten, J., Blonk, H. 2013. Differences between the carbon footprint of Danish pork in the JRC an Aarhus studies. Blonk Milieu Advies BV, The Netherlands.

- 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
- Kristensen, T., Lehmann, J.O., Knudsen, M.T., Pedersen, B.F., Petersen, S.O., Eriksen, E., Sørensen, M.M., Gyldenkerne, S., Mikkelsen, M.H. 2020. Estimering af national klimaeffekt for omlægning til økologisk jordbrug. Rådgivningsrapport, DCA.
- Lesschen, J.P., van den Berg, M., Westhoek, H.J., Witzke, H.P. & Oenema, O. (2011). Greenhouse gas emission profiles of European livestock sectors. *Animal Feed Science and Technology* 166-167, 16-28.
- MacLeod, M., Gerber, P., Mottet, A., Tempio, G., Falcucci, A., Opio, C., Vellinga, T., Henderson, B. & Steinfeld, H. 2013. Greenhouse gas emissions from pig and chicken supply chains – A global life cycle assessment. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
- 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., Hermansen, J.E., Nguyen, L. Preda, T. 2015a. Environmental impact of beef. DCA Report 61.
- Mogensen, L., Kristensen, T., Nielsen, N.I., Spleth, P., Henriksson, M., Swensson, C., Hessle, A., Vestergaard, M. 2015b. Greenhouse gas emissions from beef production systems in Denmark and Sweden. *Livst. Sci.*, 174, 126-143.
- Nguyen, T.L.T, Hermansen, J.E., Mogensen, L. 2011. Environmental assessment of Danish pork. Aarhus University, Report No. 103, 33 pp.
- Olsen, J. V., Andersen, H. M-L., Schlægelberger, S. V., Kristensen, T., Udesen, F. 2021. Status på fem bæredygtighedsindikatorer for udvalgte arketyper af dansk griseproduktion. Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet. IFRO Rapport Nr. 295
- Treu, H., Nordborg, M., Cederberg, C., Heuer, T., Claupein, E., Hoffmann, H., Berndes, G., 2017. Carbon footprints and land use of conventional and organic diets in Germany. *Jornal of Cleaner Prod.* 161, 127-142.
- Zira, S., Rydhmer, L., Ivarsson, E., Hoffmann, R., Roos, E. 2021. A life cycle sustainability assessment of organic and conventional pork supply chains in Sweden. *Sustainable Production and and Consumption*, 28, 21-38
- Weiss, F. & Leip, A. (2012). Greenhouse gas emissions from the EU livestock sector: A life cycle assessment carried out with the CAPRI model. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 149, 124-134.
- Wirsenius, Stefan, Timothy Searchinger, Jessica Zionts, Liqing Peng, Tim Beringer, and Patrice Dumas. 2020. "Comparing the Life Cycle Greenhouse Gas Emissions of Dairy and Pork Systems across Countries Using Land-Use Carbon Opportunity Costs." Working paper. World Resources Institute. <https://www.wri.org/publication/comparing-life-cycle-greenhousegas-emissions-dairy-pork-systems>.
- van der Werf, H.M.G., Knudsen, M.T., Cederberg, C. 2020. Towards better representation of organic agriculture in life cycle assessment. *Nature*. 2020 jun;3(6):419-425. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0489-6>
- 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.
- Vesterlund, J.O., Andersen, H.M., Schlægelberger, S.V., Kristensen, T., Udesen, F. 2021. Status på fem bæredygtighedsindikatorer for udvalgte arketyper af dansk griseproduktion. IFRO Rapport 295 ISBN: 978-87-93768-22-2

Appendix 1

Oversigt over dansk forskning indenfor LCA – fødevarer og landbrug-

I bestillingen af denne vidensyntese om livscyklusvurdering har Landbrugsstyrelsen bedt om en oversigt over *'igangværende eller kommende relevant dansk forskning indenfor området'*.

For at sikre en repræsentation af relevante danske forskningsmiljøer, har AU rundsendt nedenstående skema til de danske universiteter og andre danske institutioner der, forfatterne bekendt, arbejder inden for området. Ved henvendelsen har AU bedt dem beskrive de projekter, de p.t. deltager i, hvor der indgår analyser baseret på LCA-metoden, og hvor klimaaftryk bestemmes for danske fødevarer eller fødevareproduktionssystemer. Der er således tale om ikke alene egentlige forskningsprojekter, men også udviklings- og mere rådgivningsprægende aktivitet.

De modtagne svar indgår uredigeret i Tabel A1 og A2 opdelt på danske universiteter og andre institutioner.

Tabel A1: Oversigt over igangværende eller kommende forskning om klimapåvirkning fra danske fødevarer/dansk landbrug baseret på LCA – danske universiteter

Institution	Projekttitel	Periode (evt.)	Finansiering (evt.)	Hvilke danske fødevarer/produktions-systemer indgår i LCA analysen
AAU ¹⁾	Circular bioeconomy and life cycle assessment of beef	2020-2023	MADE	Oksekød
AAU	Getting the Data Right	2021-2025	KR Foundation	Forventeligt alle afgrøder og dyr i FAOSTAT samt forarbejdning af ca. 300 fødevarer. Desuden indeholder databasen alle produkter i alle lande i hele verden: dette udarbejdes med en detaljeringsgrad på 1000-2000 produktkategorier og 50-60 lande/regioner https://www.en.plan.aau.dk/getting-the-data-right/
AAU	Fiskens Fodafttryk	2020-21	Fiskeafgiftsfonden	Fisk fra vild fangst
AAU	Aquahealth	2020-23	ERA-NET	Akvakultur
AU-AGRO ²⁾	CSR-Pork 4.0	2017-2021	GUDP	Svinekød – Slagtesvineproduktion, konv.
AU-AGRO	EFFORT – Value added through efficient organic pig production		INNO	Svinekød - økologi
AU-AGRO	Slagtelams klimabelastning	2021	PAF	Lamme- og fårekød
AU-AGRO	Bæredygtig slagtekalvefodring	2021	KAF	Oksekød – slagtekalve, konv.
AU-AGRO	GroBeat – High quality grass-fed organic beef for sustainable eating behavior	2021-2024	GUDP	Oksekød – ungdyr, konv. – innovative systemer
AU-AGRO	Øko Ungtyre klima	2021	KAF	Oksekød - Ungtyreproduktion, økologi
AU-AGRO	Reduceret klimaaftryk på ko og bedriftsniveau		MAF	Mælk og oksekød
AU-AGRO	Green-Egg – Greening of organic egg production	2017-2021	NAER	Æg - økologi
AU-AGRO	Climateveg	2019-2022	GUDP	Grøntsager – Drivhus og friland, økologi
AU-AGRO	SustainOrg	2019-2022	GUDP	Kost/fødevarerdatabase – økologi
AU-AGRO	MIXED	2020-2024	EU H2020	Skovlandbrug og mixed (blandede systemer)
AU-AGRO	ClimOptic	2019-2022	GUDP	Økologiske gødninger/sædskifter
AU-AGRO	PATHWAYS	2021-2026	EUH2020	Grisekød
AU-AGRO	OUTFIT	2021-2024	GUDP	Økologisk Skovlandbrug
AU-AGRO	GrassTools	2021-2026	Innovationsfonden	Græs og græsprotein

AU-AGRO	Tillægsprojekt til arbejde vedr. baggrund for klimavenlige og bæredygtige kostråd 2021	2020-2021	Supplerende opgave til DTUs rammeaftale om forskningsbaseret myndighedsbetjening fra FVST	Revision af listen over fødevarers klimaaftryk med fokus på de fødevarer, der indgår i kostundersøgelsen
KU IFRO ³⁾	PP-Pig (Prioritering af bæredygtighedsdimensioner med henblik på positionering af dansk grisekød)	2020 – 2021	Svineafgiftsfonden	Svinekød, konventionelt og økologisk
KU ⁴⁾	Nutri2Cycle (Closing the transition towards a more carbon and nutrient efficient agriculture in Europe)	2018-2024	EU: H2020-SFS-2016-2017	Vurderer en lang række forskellige teknologier som øger cirkulariteten i landbrugsproduktionssystemer. I en dansk sammenhæng analyseres specifikt forsuring (kemisk og biologisk) af gylle og hvordan det kan hjælpe med at gøre husdyrproduktion mere bæredygtig.
KU	FertiCycle (New bio-based fertilisers from organic waste upcycling)	2020-2024	EU: H2020-MSCA-ITN-2020	Der analyseres flere biobaserede gødninger og hvordan landbrugssystemer kan gøres mere cirkulære og bæredygtige ved at anvende dem. For Danmark undersøges hvordan efterafgrøder kan anvendes til biogasproduktion samt hvordan slam kan bruges til at producere biochar.
KU	WALNUT: Closing waste water cycles for nutrient recovery	2021-2025	H2020-RUR-2018-2020	Undersøger metoder hvormed spildevandsslam kan recirkuleres til landbrugsjord. Der er endnu ikke valgt hvilke cases der skal undersøges, men der er ingen Danske virksomheder med.
KU ¹⁾	Local Nuts	2022-2023	Promilleafgiftsfonden	Hasselnød, valnød og kastanje
DTU ⁵⁾ AU-AGRO	Carbon Footprint reduction of transition to a Diet adhering to the Danish Climate-Friendly Food-Based Dietary Guidelines: Comparison of Two Carbon Footprint data sets.	Slut dec. 2021	FVM	Inkl opdateret tabel med CF for fødevarer der indgår i næringsberegninger af kostundersøgelsen 2011-2013

1) Aalborg Universitet, Institut for planlægning

2) Aarhus Universitet, Institut for Agroøkologi

3) Københavns Universitet, Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi

4) Københavns Universitet, Institut for Plante- og Miljøvidenskab

5) Danmark Tekniske Universitet

Table A2: Oversigt over igangværende eller kommende aktiviteter om klimapåvirkning fra danske fødevarer/dansk landbrug baseret LCA – ikke universitets institutioner

Institution	Projekttitel	Periode (evt.)	Finansiering (evt.)	Hvilke danske fødevarer/produktions-systemer indgår i LCA analysen
Concito ¹⁾	Den store klimadatabase, version 2	2021-2022		500+ forskellige fødevarer
Innovationscenter ØL ²⁾	Winter Feeding of Organic Sows (WI-FI)	-2023	GUDP	Grøn protein/pulp, mask
Innovationscenter ØL	Pathways for transitions to sustainability in livestock husbandry and food systems (Pathways)	- 2025	H2020	Foder, kød, mælk
Innovationscenter ØL	Værdiskabelse med grøn protein (Græsprof)	-2023	GUDP	Grøn protein
SEGES, SDU	Resource efficient pig production with the use of Life Cycle Assessment and circular economy	2021-2024	Innovation Fund Denmark	Svinekød - primær produktion
SEGES ³⁾	Klimavenlig dansk kalve- og oksekødproduktion	2022	Kvæg-afgifts-fonden	Kalve- og oksekødproduktion
SEGES	Klimaaftryk på foderet.	2022	Promille-afgifts-fonden	Afgrøder
SEGES	Klimavenlig produktion af plantebaserede fødevarer fra danske ærter (KlimÆPro)	2021-2025	GUDP	Ærter link
2.-0 LCA consultants ⁴⁾	Den Store Klima Database	2021-2022	Salling Fondene	Alle afgrøder og dyr i FAOSTAT 500+ fødevarer Link
2.-0 LCA consultants	Danish Crown	2020-	Danish Crown	Alle relevante foderafgrøder brugt af kvæg og svin i Danmark Svinebrug, mælkebrug og kød-kvægsbrug i DK
2.-0 LCA consultants	Arla Foods	2011-	Arla Foods	Alle relevante foderafgrøder brugt af mælkekødd i Danmark Mælkeproduktion
2.-0 LCA consultants	iLUC model	2011-	2.-0 LCA consultants	Miljøpåvirkninger fra land use changes forårsaget af fx fødevarers arealforbrug. Link
2.-0 LCA consultants	Getting the Data Right	2021-2025	KR Foundation	Forventeligt alle afgrøder og dyr i FAOSTAT samt forarbejdning af ca. 300 fødevarer. Desuden indeholder databasen alle produkter i alle lande i hele verden: dette udarbejdes med en detaljeringsgrad på 1000-

				2000 produktkategorier og 50-60 lande/regioner Link
2.-0 LCA consultants	Life cycle assessment of organic residues recycling at DAKA	2019-2021	DAKA	Behandling af organiske restprodukter fra landbrug, fødevarerindustri og restauranter/storkøkkener Link
2.-0 LCA consultants	Life cycle assessment (LCA) of Kangamiut Seafood products	2020-2021	Kangamiut Seafood	Cod, prawns, salmon

- 1) Danmarks grønne tænketank CONCITO blev stiftet den 1. september 2008. CONCITOs formål er at medvirke til en lavere udledning af drivhusgasser. Et netværk med omkring 100 virksomheder, forskere, organisationer og personer som medlemmer.
- 2) Innovationscenter for Økologisk Landbrug etableret 1. juli 2021 fra tidligere SEGES Økologi Innovation og Økologisk Landsforenings landbrugsafdeling.
- 3) SEGES er en faglig del af erhvervsorganisationen Landbrug & Fødevarer. SEGES er opdelt i tre hovedområder: Innovation, Digital og Kommercielle aktiviteter.
- 4) 2.-0 LCA consultants er en konsulentvirksomhed, der arbejder på offentligt finansierede forskningsprojekter, for private virksomheder samt for NGO'er.

Appendix 2

Bestillingen til AU fra Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri

Formål

Landbrugets udledninger af drivhusgasser, landbrugets klimaeffektivitet og vurderingen af, om det danske landbrug er klimaeffektivt i en international kontekst, bliver ofte diskuteret. Diskussionen vedrører ofte de antagelser, databegrænsninger, afgrænsninger og usikkerheder, der er forbundet med livscyklusvurderinger (LCA). Imidlertid er der stor interesse for klimaaftrykket for forskellige fødevarer og for klimaeffektiviteten i det danske landbrug og for danske fødevarer sammenlignet med udenlandske fødevarer – bl.a. fra forbrugere, der ønsker kendskab til, hvilke fødevarer der er mest klimavenlige. Ligeledes efterspørger offentlige myndigheder i Danmark, herunder kommuner, en valid metode til at opgøre og sammenligne forskellige fødevarers klimaaftryk.

I det lys er der behov for at samle, forbedre og opdatere vidensgrundlaget om klimaeffektiviteten af forskellige former for landbrugsproduktion (økologisk og konventionel) samt klimaaftrykket af forskellige fødevarer, herunder fødevarer produceret i Danmark sammenlignet med andre lande (eksempelvis EU-27-lande).

Der ønskes udarbejdet en vidensyntese, som dels redegør for nyeste viden om klimaeffektiviteten af danskproducerede fødevarer sammenlignet med andre lande, dels beskriver forskellige tilgange til livscyklusanalyser til dette formål, herunder anvendelse, certificeringer, metodiske tilgange, funktionelle enheder, øvrige bæredygtighedskriterier, afgrænsninger og usikkerheder mv. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri (FVM) ønsker, at arbejdet i videst mulige omfang (inden for rammerne af arbejdsprogrammet og formålet med vidensyntesen) inddrager andre vidensinstitutioner. For at understøtte dette vil FVM sende begge delleverancer i høring. Det vil være formålstjenstligt, at vidensyntesen kan bidrage til at understøtte arbejdet på EU-niveau, der vedrører PEF (Product Environment Footprint) inden for landbrugs- og fødevarerområdet.

Basis for vidensyntesen

Vidensyntesen skal bygge på et litteraturstudie af relevante publikationer og beregningsmetoder for fødevarer, der er produceret i Danmark og sammenlignelige lande. Nogle af de relevante kilder, som ønskes vurderet, er (ikke udtømmende liste): Lesschen et al. (2011), Weiss & Leip (2012), Poore and Nemecek

(2018), Mogensen et al, Elin Rööös, Torben Chrintz, Searchinger et al. (2020), RISE, Moberg et al. (2019) Uni-lever CO₂-beregner, WSP, EXIOBASE, CONCITO (den store klimadatabase), Climate Cloud, EU's BioGrace værktøj og DTU/AU tal².

Fsva. den store klimadatabase bemærkes det, at DTU primo 2021 leverer et notat om eventuelle udfordringer i forhold til den metode, der anvendes af CONCITO ved opgørelsen af klimaaftrykket fra fødevarer. Disse resultater indarbejdes i videnssynthesen.

Videnssynthesen ønskes udarbejdet på dansk.

Disposition

Følgende disposition kan bruges som udgangspunkt til at lave videnssynthesen:

Del 1

Gennemgang af forskellige tilgange til LCA af landbrugsproduktion og fødevarer med fokus på vurdering af klimaaftryk:

- a. Hvilke spørgsmål kan livscyklusanalyser svare på og hvilke spørgsmål kan f.eks. attributive analyser (A-LCA) og konsekvensanalyser (C-LCA) svare på? Hvornår bør man anvende input-output LCA-vurderinger og proces LCA-vurderinger?
- b. Hvornår og hvordan benyttes dLUC og iLUC?
- c. Hvilke funktionelle enheder benyttes der i livscyklusanalyser, og hvad er fordele og ulemper ved brug af de forskellige?
- d. Hvorfor er der forskellige tilgange, og hvad består forskelle i (fordele/ulemper), herunder for forskellige produktionsformer som konventionel produktion og økologisk produktion?
- e. Hvilke antagelser og afgrænsninger er centrale for de forskellige metoder, herunder bl.a. vedr. dLUC, iLUC og 'opportunity cost'?
- f. Hvordan indgår og håndteres øvrige bæredygtighedskriterier så som biodiversitet, jordfrugtbarhed og kulstofopbygning, øko-toksitet, næringsstofftab, dyrevelfærd, vandmiljø mm.?
- g. Hvordan håndteres usikkerheder?
- h. Hvilke databaser findes der til at foretage livscyklusanalyser, og hvad er fordele og ulemperne ved de forskellige (f.eks. primær og sekundær data)? Hvilke databaser er mest anvendt i Danmark?

² Bliver lavet i forbindelse med DTU/AU projektet Tillægsprojekt til arbejde vedr. baggrund for klimavenlige og bæredygtige kostråd 2020.

- i. Har andre lande eller myndigheder/organisationer (FN, OECD, EU) lagt sig fast på en metode eller har anbefalinger til anvendelse af metoder?
- j. På baggrund af ovenstående punkter hvilke metoder vil AU anbefale anvendes til hvilke formål?

Del 2

Vurdering af udvalgte fødevarers klimaaftryk (f.eks. oksekød, svinekød, kylling, æg, mælk og tomater) i Danmark sammenlignet med andre lande, for henholdsvis økologisk og konventionel produktion:

- k. Vurdering af udvalgte fødevarers klimaaftryk på baggrund af systematiske LCA (fordelt på økologisk og konventionel produktion)?
- l. Vurdering af klimaaftrykket ved produktion af udvalgte fødevarer sammenlignet med andre lande (eksempelvis EU-27) (fordelt på økologisk og konventionel produktion, samt med fokus på de forskellige led i værdikæden produktion, forarbejdning, distribuering og forbrugeren)?
- m. Er der væsentlige forskelle på vurderinger af landbrugsproduktioners klimaeffektivitet afhængig af valg af LCA-metode, herunder f.eks. A-LCA/C-LCA og inddragelse af dLUC/iLUC?

Generelt er det centralt, at det i vurderingen af klimaeffektivitet for de forskellige fødevarer tydeligt fremgår, hvilken metodik der anvendes (A-LCA/C-LCA, samt, hvis muligt, forskellige funktionelle enheder for fødevarerne). Graden af detaljeringsgraden for det benyttede data skal diskuteres. Det er også vigtigt, at der tages stilling til inddragelse af dLUC/iLUC, og det vil under alle omstændigheder være fordelagtigt, hvis bidragene fra dLUC/iLUC fremgår af resultaterne. Det vil også være fordelagtigt, hvis der tages stilling til påvirkningen på øvrige bæredygtighedskriterier.

Øvrige områder der ønskes belyst

Generelt er det vigtigt, at referencerne for klimaeffekterne fremgår tydeligt, og at datagrundlaget og metoderne vurderes.

Når der mangler viden/data til at besvare dele af de elementer og spørgsmål, som ønskes besvaret i videnssynesen, skal rapporten belyse dette vidensbehov. Især for Del 2 er det – hvis det nuværende datamateriale eller de eksisterende studier ikke er tilstrækkelige til at besvare spørgsmålene fyldestgørende – centralt, at det beskrives, hvilke typer af studier og metodadesign, der er behov for, for at kunne besvare spørgsmålene, samt omfanget af disse. Samtidig skal der gives bud på, hvilke forskningsindsatser, og deres omfang, som tænkes at kunne dække dette vidensbehov.

Endvidere bedes rapporten indeholde en orientering om igangværende eller kommende relevant dansk forskning inden for området.

Om DCA

DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug er den faglige indgang til jordbrugs- og fødevarerforskningen ved Aarhus Universitet.

Centret omfatter institutter og forskningsmiljøer, der har aktiviteter på jordbrugs- og fødevarerområdet. Det er primært Institut for Agroøkologi, Institut for Husdyrvidenskab, Institut for Fødevarer, Center for Kvantitativ Genetik og Genomforskning samt dele af Institut for Ingeniørvidenskab.

Aktiviteterne i DCA understøttes af en centerenhed, der varetager og koordinerer opgaver omkring myndighedsbetjening, erhvervs- og sektorsamarbejde, internationalt samarbejde og kommunikation.

Forskningsresultater fra DCA

Resultater fra forskningen publiceres i internationale, videnskabelige tidsskrifter. Publikationerne kan findes via universitets publikationsdatabase (pure.au.dk).

DCA rapporter

DCA's rapportserie formidler hovedsageligt myndighedsrådgivning fra DCA til Miljø- og Fødevareministeriet. Der kan også udgives rapporter, som formidler viden fra forskningssaktiviteter. Rapporterne kan frit hentes på centrets hjemmeside: dca.au.dk.

Nyhedsbreve

DCA udsender et nyhedsbrev, der løbende orienterer om jordbrugs- og fødevarerforskningen og herunder om nye forskningsresultater, rådgivning, uddannelse, arrangementer og andre aktiviteter. Det er gratis at tilmelde sig nyhedsbrevet, og det kan ske på dca.au.dk.

RESUME

Denne vidensyntese om livscyklusvurderinger og klimaeffektivitet i landbrugssektoren er udarbejdet af forskere ved Aarhus Universitet på baggrund af en bestilling fra Landbrugsstyrelsen (LBST).

Vidensyntesen er udarbejdet i to dele, hvor der i del 1 indledningsvis gives en introduktion til livscyklusvurderinger (LCA). Herefter er der en gennemgang af de databaser og beregningsmodeller, der anvendes kommercielt og i forskningen i Danmark og internationalt omkring fødevarernes klimaaftryk, efterfulgt af konkrete eksempler på klimaaftrykket fra udvalgte fødevarer på tværs af de forskellige databaser. Afslutningsvis en diskussion af variationen i klimaaftrykket for udvalgte fødevarer og mellem forskellige fødevarekategorier i forhold til de i bestillingen rejste spørgsmål omkring forskellige tilgange til gennemførelsen af LCA. Del 1 er således målrettet klimaaftrykket fra forbruget af fødevarer i Danmark, mens del 2 omhandler klimaeffektiviteten ved landbrugsproduktionen i Danmark sammenlignet med andre lande, samt effekten af henholdsvis konventionel og økologisk produktion på klimaeffektiviteten. Afslutningsvis er der en oversigt over igangværende dansk forskning i relation til klimaberegninger baseret på LCA og fødevarer.