

Vidensyntese om livscyklusvurderinger og klimaeffektivitet i landbrugssektoren: Del 1 Fødevarer

Rådgivningsrapport fra DCA – National Center for Fødevarer og Jordbrug

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

Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet

Datablad

Titel:	Vidensyntese om livscyklusvurderinger og klimaeffektivitet i landbrugssektoren: Del 1 Fødevarer
Forfatter(e):	Lektor Lisbeth Mogensen, seniorforsker Marie Trydeman Knudsen, postdoc Fatemeh Hashemi, ph.d.-studerende Andreas Jensen; seniorforsker Troels Kristensen. Institut for Agroøkologi, AU
Fagfællebedømmelse:	Seniorforsker emeritus John E. Hermansen, 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 "Ydelsesaf-tale 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 . Ydermere afholdte LBST et webinar mhhp. interessentinddragelse, inden bestillingen blev afstændt til AU.
Eksterne bidrag:	Nej
Kommentarer til besvarelse:	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.
Citeres som:	Mogensen L, Knudsen MT, Hashemi F, Jensen A, Kristensen T. 2021 Vidensyntese om livscyklusvurderinger og klimaeffektivitet i landbrugssektoren: Del 1 Fødevarer. Rådgivningsrapport fra DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet, leveret: 30.09.2021.
Rådgivning fra DCA:	Læs mere på https://dca.au.dk/raadgivning/

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 ønskes syntesen udformet som en rapport, der dels beskriver forskellige tilgange til livscyklusanalyser og dels redegør for nyeste viden om klimaeffektivitet og klimaaftryk af fødevarer. Vidensyntesen er udarbejdet i to dele, hvor del 1 består i en gennemgang af forskellige tilgange til LCA af landbrugsproduktion og fødevarer med fokus på vurdering af klimaaftryk. Del 2 er en vurdering af udvalgte fødevarers klimaaftryk (f.eks. oksekød, svinekød, kylling, æg, mælk og tomater) i Danmark sammenlignet med andre lande.

Vidensyntesen bygger på viden fra nyeste publikationer, guidelines og databaser på området. Rapporten er disponeret med udgangspunkt i forslag til disposition fra bestillingen. Det kan i den forbindelse nævnes, at Landbrugsstyrelsen ved igangsættelsen af vidensyntesen, inden bestilling, afholdte et webinar med henblik på at skabe åbenhed om processen og få input til projektet, og inden færdiggørelse har rapporten af LBST været sendt i ekstern høring. Kommentarer og AUs håndtering af disse kan findes via linket i databladet.

1 Indholdsfortegnelse

Forkortelse til livscyklusvurderinger (LCA).....	6
1 Baggrund.....	7
2 LCA – en introduktion.....	8
2.1 Overordnet beskrivelse af LCA-metoden.....	8
2.1.1 Fase 1: Definition af formål, afgrænsning og funktionelle enhed (Goal and scope)	9
2.1.2. Fase 2: Dataindsamling og estimering af inputs, outputs og emissioner (Inventory) ..	12
2.1.3 Fase 3: Miljøvurdering i forskellige miljøpåvirkningskategorier (Impact assessment).	14
2.1.4 Fase 4: Fortolkning af undersøgelsens konklusioner og væsentlige spørgsmål	15
2.2 Komplexitet i LCA i relation til jordpuljeændringer og arealanvendelse	15
2.3 Usikkerheder forbundet med livscyklusvurderinger af landbrugsprodukter	17
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	26
4.1.4. Bidrag fra arealanvendelse, dLUC, iLUC og COC	27
4.2. Forskelle i de enkelte fødevarers klimaaftryk i forskellige databaser	28
4.2.1 Oksekøds klimaaftryk	28
4.2.2 Svin og kylling	29
4.2.3 Mælk og ost.....	29
4.2.4 Fisk.	30
4.2.5 Brød og cerealier.....	30
4.2.6 Grøntsager	31
4.2.7 Frugt	31
4.2.8 Æg.....	32
4.2.9 Sukker.....	32
4.2.10 Øl.....	33
5 Diskussion og konklusioner.....	38
5.1 Datagrundlag og usikkerhed	38

5.2	LCA-metoder, databaser og international harmonisering.....	39
5.3	Funktionel enhed	40
5.4	Systemgrænser	41
5.5	Jordpuljeændringer og arealændringer	41
5.6	Andre miljøpåvirkningskategorier	43
6	Afslutning	44
7	Litteratur	45
8	Dokumentation af databaserne	50
9	Bilag.....	53
	Bestillingen til AU fra Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri	53

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)

1 Baggrund

Landbrugets udledninger af drivhusgasser, landbrugets klimaeffektivitet og vurderingen af, om det danske landbrug er klimaeffektivt i en international kontekst, bliver ofte diskuteret. Herudover er der stor interesse for klimaaftrykket for forskellige fødevarer – bl.a. fra forbrugerne, der ønsker kendskab til, hvilke fødevarer, der har den laveste klimabelastning. Ligeledes efterspørger offentlige myndigheder i Danmark, herunder kommuner, en valid metode til at opgøre og sammenligne forskellige fødevarers klimaaftryk.

I det lys er formålet med denne vidensyntese at samle og opdatere vidensgrundlaget om klimaeffektiviteten af forskellige former for landbrugsproduktion og klimaaftrykket for forskellige fødevarer, med udgangspunkt i de antagelser, datagrundlag, usikkerheder og metodevalg, der er forbundet med livscyklusvurderinger (LCA).

Nærværende rapport er første del af den bestilte vidensyntese (Bilag 1). Indledningsvis gives en introduktion til livscyklusvurderinger (LCA). Målgruppen herfor er interessenter indenfor fødevare- 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 vil have fokus på landbrugsproduktionen i Danmark, og klimaeffektiviteten for forskellige produkter og produktionsmetoder i forhold til udlandet.

2 LCA – en introduktion

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 anviser, 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.

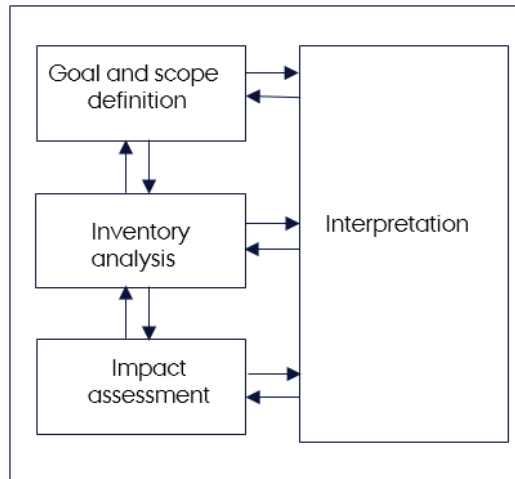
I det følgende gives et overordnet indblik i LCA-metoden med fokus på klimapåvirkningen fra landbrugs- og fødevarereproduktionen:

- 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.

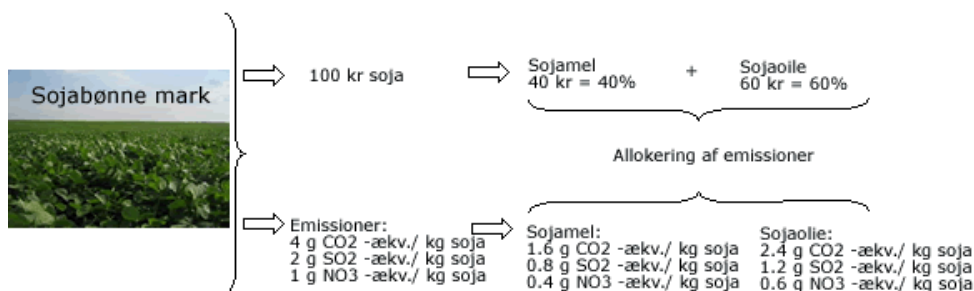
Definitionen af formål og afgrænsning sætter rammen for livscyklusvurderingen (Rosenbaum et al., 2018), og inkluderer bl.a. afklaring af nedenstående områder:

- 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 højest 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

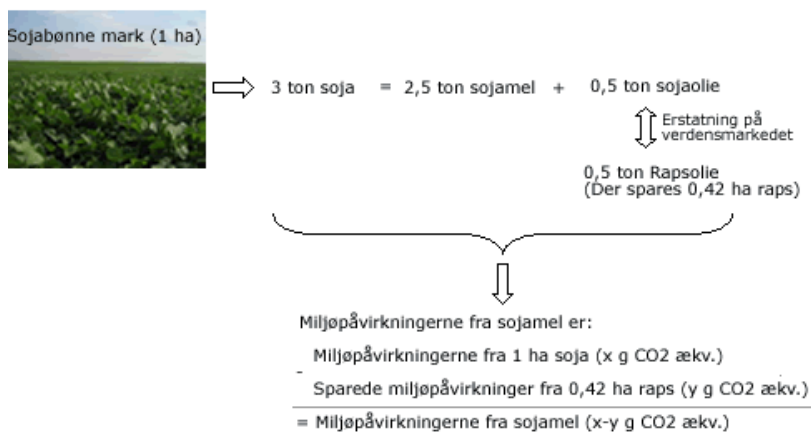
forbrugernes håndtering af fødevarer i hjemmet (tilberedning og madspild) ("field-to-fork") (Garnett et al., 2016). Som udgangspunkt skal det sandsynliggøres, at udeladelsen af visse led ved sammenligninger ikke har afgørende betydning for resultatet.

- 4) Definerings af allokerings- 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) Allokere udledninger baseret på et økonomisk eller fysisk forhold mellem produkterne (f.eks. mælkenes 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 allokere 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.



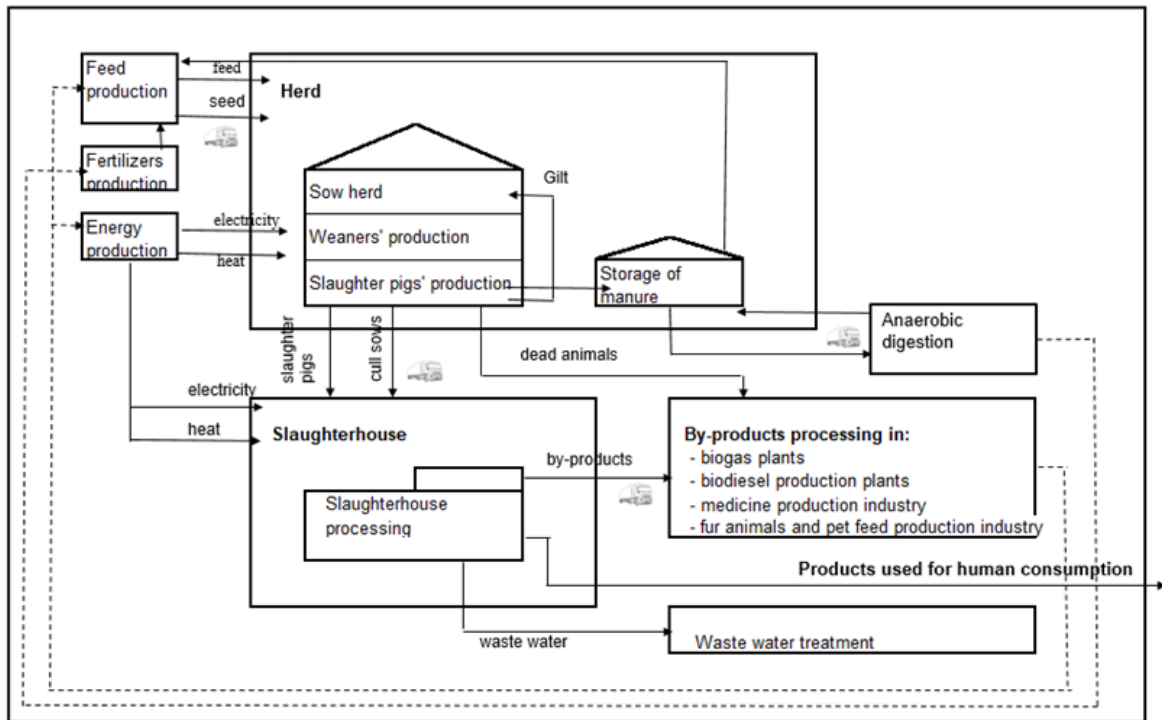
Figur 2. Eksempel på økonomisk allokering mellem de 2 produkter; sojamel og sojaolie fra dyrkning af sojabønner (Nielsen et al., 2003)



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. klimapåtrykket fra fødevarer estimeres primært klimagasserne CO_2 , CH_4 og N_2O 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 malkekvægsproduktion 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 allokeringsmodel "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. Allokeringsmodellen, "Protein" er ud fra proteinmængden i henholdsvis mælk og tilvækst på bedriften, mens allokeringsmodellen "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.

Tabel 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. Normaliseringsreferencen er typisk en gennemsnitspersons bidrag til de enkelte miljøpåvirkningskategorier. Normaliseringen giver således den relative størrelse af de potentielle påvirkninger og ressourceforbrug for produktet i personækvivalenter. 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 produktsystemets livscyklus at miljøbelastningen er størst (hotspots).

2.2 Komplexitet i LCA i relation til jordpuljecændringer 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 intensivering 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 (Igos 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=D

2) RISE viser CO₂-fodaftrykket fra mere end 750 fødevarer på det svenske marked. Fra 2015. Bruges af kommuner og regioner, fødevarerproducenter og nystartede virksomheder

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

4) En forbruger guide on plantebaserede produkter målrettet de svenske forbrugere.

- 5) 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 fødevarer)
- 6) Der er ikke medtaget: lokal transport (inden for Sverige), eller energi til madlavning og affaldshåndtering.
- 7) Antager at konventionelle og økologiske fødevarer har samme klimaafttryk pr kg fødevarer baseret på Clark & Tilman (2017)
- 8) En opdatering i Moberg et al., 2020 angiver flere miljøkategorier udover klima, klimaafttryk 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 fødevarer	1 kg indtag	1 kg Fødevarer solgt hhv. for Europa, global og Nord Amerika, her Europa	1 kg fødevarer	1 kg fødevarer 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 x1 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 Mogensen 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 attributionel 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.

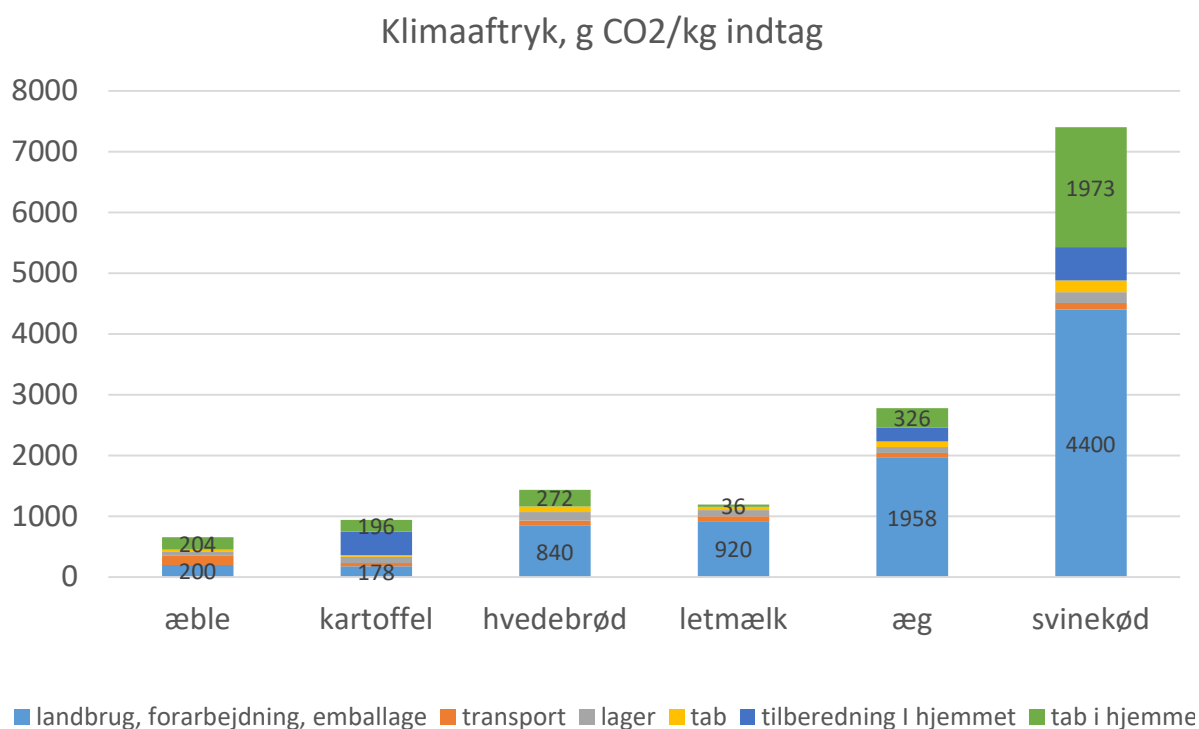
En top down-analyse er en anden metode, hvor man f.eks. tager udgangspunkt i, hvad hele udledning er og så finder man ud af, hvor stor en andel af den udledning, der er forbundet f.eks. med svineproduktionen. Ulempen ved denne metode er, at tallene bliver mindre præcise for hver enkelt specifik vare. 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, hjælpepestoffer, 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.

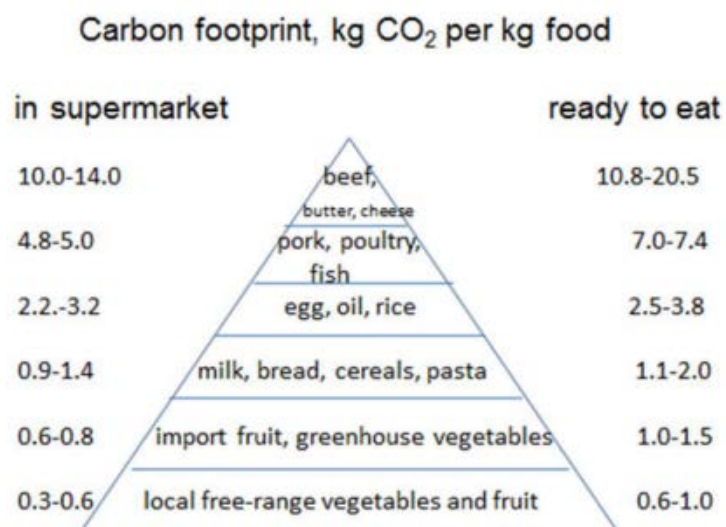
4.1.2. Anvendte funktionelle enhed (FU)

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 & Pulkinen (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 allokeringstype, der er anvendt i systemer med flere produkter som f.eks. i malkekøvsystemet, 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 kødkvægrace. 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 Rööös (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 (Rööös, 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 allokeringmetode. 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 blæksprutter, 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 klimaafttryk 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 klimaafttryk 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 klimaafttryk på 1,02 kg CO₂-ækv./kg brød i butik, der bruges 0,54 kg hvedemel, der har et afttryk på 1,18 kg CO₂-ækv./kg hvedemel i butik.

I Chrintz & Minter (2021) har hvedebrød et klimaafttryk 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 afttryk 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 klimaafttrykket pr kg hvedemel, der kan være med til at forklare forskelle i de opnåede klimaafttryk for brød mellem databaser.

4.2.6 Grøntsager

De danske og nordiske databaser har et klimaafttryk for kartofler, på 0,30 - 0,36 kg CO₂-ækv./kg kartofler i butik (Tabel 4.1a). Dog har Röö's (2014) et klimaafttryk 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 klimaafttryk, der varierer fra 0,18-0,36 kg CO₂-ækv./kg kartofler i butik (Tabel 4.1b).

Klimaafttrykket for tomater er meget afhængig af, hvilket produktionssystem tomaterne kommer fra. I de danske og nordiske databaser angives et generelt klimaafttryk 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 afttryk 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 klimaafttryk på i alt 0,45 CO₂-ækv./kg, heraf 0,09 kg CO₂-ækv. fra primær produktion, mens klimaafttrykket 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 klimaafttryk 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 klimaafttryk, der varierer fra 0,11-0,36 kg CO₂-ækv./kg æble i butik (Tabel 4.1b).

De laveste klimaafttryk på 0,2 kg CO₂-ækv./kg æble i butik (Potter et al. 2020, Röö's, 2014) er baseret på tal for lokale æbler, med klimaafttryk ab gård på 0,1 kg CO₂-ækv./kg. Det højeste klimaafttryk 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 detaillledet (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), Rös 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 hotspot. 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 sukkerroe er 0,96 kg CO₂-ækv./kg sukker i butik, heraf 0,84 kg CO₂-ækv./kg fra primær produktion, 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)¹.

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 fødevaregruppe 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. Udvalgte fødevarer fra hver fødevaregruppe, klimaaftryk (CF) i udenlandske databaser (rangeret efter antal af fødevarer i databasen), kg CO₂-ækv. pr funktionel enhed (FU) – i parentes inklusiv evt. bidrag fra carbon opportunity cost (COC). ID = Ingen data⁷

Database	Koch et al., 2016	ESU	Ecolvent	Ecolvent	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
Funktionel 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 klimaafttryksværdier 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 klimaafttryk 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 klimaafttrykkene 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 klimaafttryksværdierne 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 klimaafttrykket 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 klimaafttrykket 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 klimaafttryk for konventionelle fødevarer. Men for primærproduktionen indgår der også økologiske produktionssystemer.

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 klimaafttrykket 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 klimaafttryk. 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 foderrationen 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 Klimatdatabase, 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 udlede, 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 ernæring. 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 fødevarers ernæringsmæssige værdi afhænger ikke blot af fødevarens 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 oversigts artikel 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 Jordpuljæændringer 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.

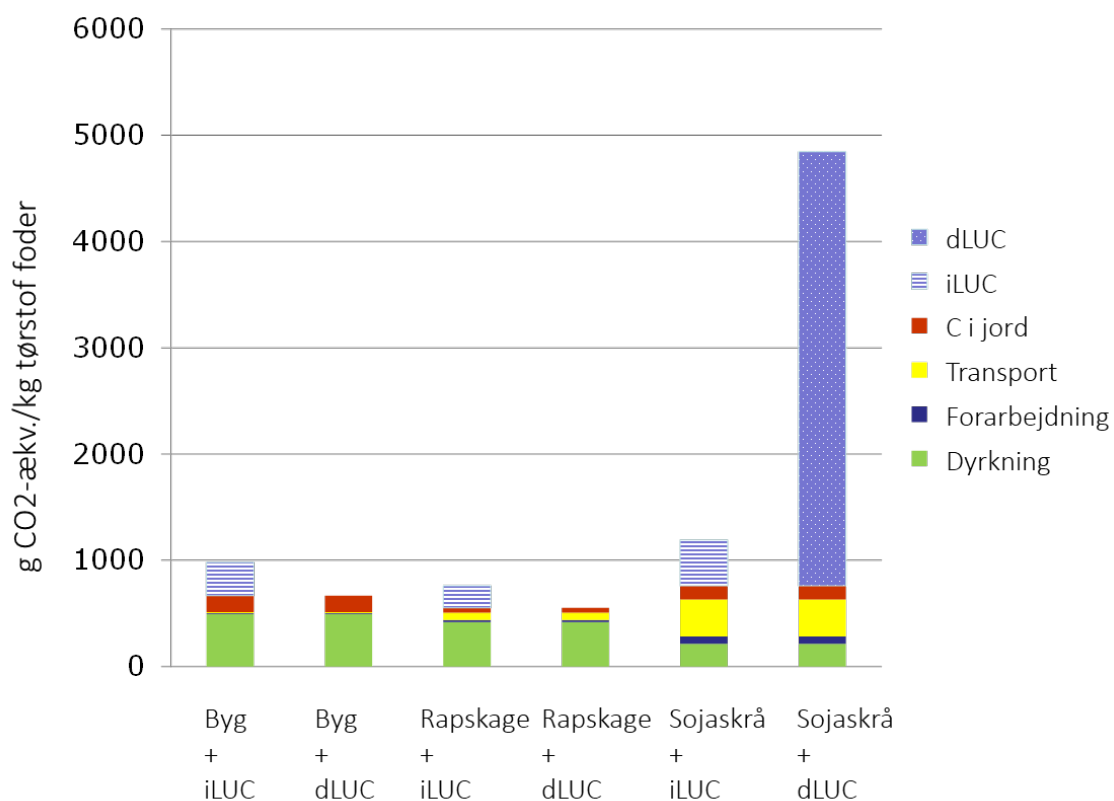
Jordpuljæændringer

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 jordpuljæændringer i LCA og herunder tidsperspektivet kan have stor betydning for størrelsen af klimabidraget fra jordpuljæændringer (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 jordpuljæændringer skal indregnes i et 20-årigt eller et 100-årigt perspektiv, da IPCC f.eks. regner jordpuljæændringer i et 20-

årligt 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. Klimaaftrykket 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 klimabelastnings af alle arealer, for at fremme en intensivning af landbrugsproduktion (iLUC eller COC). Da intensivning af landbrugsproduktionen kan have mange andre negative sideeffekter (biodiversitetstab, økotoxicitet, eutrofering mv.) skal man være meget sikker på, at intensivning 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 glæder bl.a. biodiversitet, økotoxicitet og dyrevelfærd. Disse miljøpåvirkningskategorier er højt 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/spoergsmaalog-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, Høibye, L., Olsen, A.S. 2015. Livscyklusvurderinger og CO₂-beregningsværktøjer 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://denstoreklimadatabase.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/eusssd/smgp/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*, 93(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 Fødevareministeriet 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.epsilon.slu.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., Vergheze, 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/wflldb-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 Bilag

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 forbrugerne, 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 Röö, Torben Chrintz, Searchinger et al. (2020), RISE, Moberg et al. (2019) Unilever CO₂-beregner, WSP, EXIOBASE, CONCITO (den store klimadatabase), Climate Cloud, EU's BioGrace værktøj og DTU/AU tal¹.

¹ Bliver lavet i forbindelse med DTU/AU projektet Tillægsprojekt til arbejde vedr. baggrund for klimavenlige og bæredygtige kostråd 2020.

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?
- 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 videnssynthesen, 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 metodedesign, 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.