

Miljøvurdering af landbrugsprodukter

Søren Kolind Hvid
Landbrugets Rådgivningscenter

Bo Weidema
2.-0 LCA consultants

Ib Sillebak Kristensen, Randi Dalgaard
og Anders Højlund Nielsen
Danmarks JordbrugsForskning

Tino Bech-Larsen
Handelshøjskolen i Århus

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Indhold

FORORD	7
SAMMENFATTENDE ARTIKEL	9
SUMMARY AND CONCLUSIONS	13
1 DE VÆSENTLIGSTE NØGLETAL FOR MILJØPÅVIRKNINGEN FRA LANDBRUG I ET LIVSCYKLUSPERSPEKTIV	15
1.1 DRIVHUSEFFEKT	15
1.2 FORSURING	16
1.3 NÆRINGSSALTBELASTNING	16
1.4 ØKO-TOKSICITET	16
1.5 AREALFORBRUG	16
2 FORBRUGERNES ØNSKER TIL MILJØOPLYSNINGER OM FØDEVARER	17
2.1 KENDT VIDEN OM FORBRUGERNES ØNSKER OG HOLDNINGER TIL MILJØOPLYSNINGER OM FØDEVARER	17
2.2 FOKUSGRUPPEUNDERSØGELSE	17
2.2.1 Forslag nr. 1: Miljømærke – garanti for miljønøgletal	18
2.2.2 Forslag nr. 2: Miljømærke – garanti for nøgletal og miljøstandard	18
2.2.3 Forslag nr. 3: Miljøvaredeklaration – sammenligning med gennemsnit for varetypen	19
2.2.4 Forslag nr. 4: Miljøvaredeklaration – miljønøgletal pr. 100 g vare	20
2.2.5 Fokusgruppens anbefalinger	20
2.3 MULIGHEDER FOR SAMMENVEJNING AF MILJØPÅVIRKNINGER	21
3 MILJØVURDERING AF LANDBRUGSPRODUKTER AB GÅRD	22
3.1 MÅLSÆTNING FOR MILJØVURDERING AF LANDBRUGSPRODUKTER AB GÅRD	22
3.2 AFGRÆNSNING AF MILJØVURDERINGER AF LANDBRUGSPRODUKTER AB GÅRD	23
3.3 MILJØPÅVIRKNINGER OG EMISSIONER FRA INPUTFAKTORER	25
3.3.1 Indkøbte fodermidler	25
3.3.2 Foderblandinger	25
3.3.3 Biprodukter som fodermidler	26
3.3.4 Fosfor i mineralfoder	26
3.3.5 Dyr indkøbt	26
3.3.6 Handelsgødning	26
3.3.7 Husdyrgødning indkøbt	27
3.3.8 Anden organisk gødning indkøbt	27
3.3.9 El	28
3.3.10 Brændstoffer	28
3.3.11 Kvælstoffiksering	28
3.3.12 Maskinstationsydelser	28
3.4 BIPRODUKTER OG FORTRÆNGTE MILJØPÅVIRKNINGER	28
3.5 BEREGNING AF EMISSIONER PÅ LANDBRUGSBEDRIFTEN	28
3.5.1 Emission af NH₃	29
3.5.2 Emission af NO_x	30

3.5.3	Emission af N₂O	30
3.5.4	Emission af NO_x	32
3.5.5	Emission af CH₄	32
3.5.6	Emission af CO₂	32
3.5.7	Emission af SO₂	33
3.5.8	Emission af PO₄	33
3.6	EMISSIONER KORRIGERES FOR KVÆLSTOFOVERSKUD	33
3.7	BEREGNING AF POTENTIELLE MILJØPÅVIRKNINGER	34
3.7.1	Drivhuseffekt	34
3.7.2	Forsuring	34
3.7.3	Nærings saltbelastning	34
3.7.4	Øko-toksicitet	35
3.7.5	Arealforbrug	35
4	BENCH-MARKING MELLEM BEDRIFTER	37
4.1	SAMMENLIGNINGSTAL BASERET PÅ NØGLETAL FRA BEDRIFTER	37
4.2	SAMMENLIGNINGSTAL BASERET PÅ TYPELANDBRUG	38
4.3	BENCH-MARKING KRÆVER NØGLETAL FRA FLERE BEDRIFTER	38
5	USIKKERHED VED BEREGNING AF NØGLETAL FOR MILJØPÅVIRKNINGER	39
5.1	BAGGRUND OG METODE	39
5.2	VARIATIONSKOEFFICIENTER FOR ENKELTPOSTER	41
5.2.1	Eksempel på beregning af variationskoefficient	41
5.2.2	Usikkerhed ved beregning af fiksering	42
5.3	VARIATIONSKOEFFICIENTER FOR NÆRINGSSTOFOVERSKUD	42
5.4	EKSEMPEL PÅ BEREGNING AF USIKKERHED PÅ NÆRINGSSTOFREGNSKABER FOR FORSKELLIGE BEDRIFTSTYPER	43
5.5	BETYDNING AF USIKKERHEDEN PÅ NÆRINGSSTOFREGNSKABET FOR USIKKERHEDEN PÅ NØGLETALLENE FOR MILJØPÅVIRKNING PR. PRODUKT	44
6	NØGLETAL FOR LANDBRUGSBEDRIFTER	47
6.1	NØGLETAL FOR MILJØPÅVIRKNINGER PR. KG SVINEKØD AB GÅRD	47
6.1.1	Potentiel drivhuseffekt ved produktion af svinekød	49
6.1.2	Potentiel forsuring ved produktion af svinekød	51
6.1.3	Potentiel nærings saltbelastning ved produktion af svinekød	53
6.1.4	Arealforbrug ved produktion af svinekød	55
6.2	NØGLETAL FOR MILJØPÅVIRKNINGER PR. KG MÆLK AB GÅRD	56
6.2.1	Potentiel drivhuseffekt ved produktion af mælk	57
6.2.2	Potentiel forsuring ved produktion af mælk	58
6.2.3	Potentiel nærings saltbelastning ved produktion af mælk	59
6.2.4	Arealforbrug ved produktion af mælk	60
7	ANVENDELSE AF NØGLETAL PR. PRODUKT	61
7.1	SCENARIER FOR ANVENDELSE AF NØGLETAL FOR MILJØPÅVIRKNINGER PR. PRODUKT PÅ LANDBRUGSBEDRIFTER	61
7.1.1	Miljøstyring i produktkæden (scenarie 1)	61
7.1.2	Enkeltstående LCA-beregninger (scenarie 2)	61
7.1.3	Nøgletal pr. produkt indgår i driftsledelsen (scenarie 3)	62
7.1.4	Nøgletal pr. produkt anvendes i undersøgelser (scenarie 4)	62
7.2	ANVENDELSE AF NØGLETAL FOR MILJØPÅVIRKNINGER PR. PRODUKT FOR LANDBRUGSBEDRIFTER	62
7.2.1	Fokus på flere emissioner og miljøpåvirkninger	62
7.2.2	Helhedsorienteret indsats	63
7.2.3	Optimering i produktkæden	63

7.3	EkSEMPEL PÅ OPTIMERING UD FRA NØGLETAL PR. PRODUKT	63
7.3.1	<i>Optimering af protein i foderrationen</i>	63
	KONKLUSION	65

Bilag A: Væsentligste for miljøpåvirkningen fra landbrug i et livscyklusperspektiv

Bilag B: Mulige præsentationsformer for miljøvaredeklarerationer på fødevarer

Bilag C: Økotoksicitet – beregninger for pesticider og tungmetaller

Bilag D: Grundlag for fastsættelse af variationskoefficienter

Bilag E: Aggregerede nøgletal for miljøpåvirkninger pr. produkt

Forord

I denne rapport er meddelt resultaterne af projektet "Grønne regnskaber i LCA-perspektiv". Rapporten har fået titlen "Miljøvurdering af landbrugsprodukter", da denne titel bedre dækker rapportens indhold end projekttitlen. Projektet er gennemført af Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret; Danmarks JordbrugsForskning; 2.-0 LCA consultants og MAPP centret ved Århus Handelshøjskole. Projektet er gennemført med støtte fra Program for renere produkter mv.

Formålet med projektet har været at fremme anvendelsen af miljøvurderinger af landbrugsprodukter. Som udgangspunkt for projektet er antaget, at en forudsætning for at kunne igangsætte og fremme en produktorienteret miljøindsats i primærlandbruget er, at der kan beregnes nøgletal for miljøpåvirkninger pr. produkt ab gård. Ellers vil der ikke være noget grundlag for at vurdere miljøpåvirkningerne og foretage bench-marking mellem landbrugsbedrifter. Derfor er der i projektet fokuseret på at udvikle en metode og et værktøj (regneark program) til at beregne miljønøgletal pr. produkt for landbrugsbedrifter. Der er tale om en metode og et værktøj, der er målrettet anvendelse i praksis.

Projektet bygger i høj grad på resultater og erfaringer fra projektet "Livscyklusvurdering af basislevnedsmidler", der er gennemført af Danmarks JordbrugsForskning, 2.-0 LCA consultants m.fl. og afsluttet medio 2004. I rapporten refereres der hyppigt til dette projekt, der i det følgende benævnes basisprojektet. En væsentlig opgave har været at implementere og i et vist omfang foretage nødvendige tilpasninger til anvendelse på landbrugsbedrifter af de vurderingsprincipper og beregningsmetoder, der er udviklet i basisprojektet.

Projektet har endvidere taget udgangspunkt i grønne regnskaber for landbrugsbedrifter. Det har været en forudsætning, at bedrifter der skal beregne nøgletal for miljøpåvirkninger pr. produkt i forvejen har et grønt regnskab, så det kan indgå som en del af datagrundlaget.

I projektet er der arbejdet med følgende mål og hovedaktiviteter:

- Udvalgte og beskrive de væsentligste nøgletal for miljøpåvirkningen fra landbrug i et livscyklusperspektiv. Afrapporteret i kapitel 1 og bilag A.
- Undersøge forbrugernes ønsker til miljøoplysninger om fødevarer. Afrapporteret i kapitel 2 og i bilag B samt i 2 særskilte notater.
- Fastsætte og beskrive en metode til miljøvurdering af produkter fra landbrugsbedrifter, herunder beregning af nøgletal for miljøpåvirkninger ab gård. Afrapporteret i kapitel 3.
- Sikre grundlag for bench-marking mellem landbrugsbedrifter. Afrapporteret i kapitel 4.
- Analysere og beskrive usikkerheden ved beregning af nøgletal. Afrapporteret i kapitel 5.
- Beregne nøgletal for miljøpåvirkninger pr. produkt for 16 landbrugsbedrifter, og på baggrund heraf opnå viden om variationen i

nøgletallene mellem bedrifter og praktiske erfaringer med beregning af miljønøgletal. Afrapporteret i kapitel 6.

- Beskrive hvad der kan opnås ved anvendelse af miljøvurderinger af landbrugsprodukter. Afrapporteret i kapitel 7.
- Udvikle værktøj (regneark program) til beregning af nøgletal for miljøpåvirkninger for landbrugsprodukter. Der foreligger et regneark kaldet "Emipro" (Emissioner og miljøpåvirkninger pr. produkt). Regnearket kan downloades fra Dansk Landbrugsrådgivnings, Landscentrets hjemmeside (www.landscentret.dk/groentregnskab)

Projektet er gennemført af en arbejdsgruppe bestående af:

Søren Kolind Hvid, Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret (projektleder)
Bo Weidema, 2.-0 LCA consultants
Randi Dalgaard, Danmarks JordbrugsForskning
Ib Sillebak Kristensen, Danmarks JordbrugsForskning
Tino Bech-Larsen, MAPP centret, Århus Handelshøjskole

Der har været nedsat en følgegruppe, der bl.a. har skullet vurdere projektets forløb og resultater. I følgegruppen har der været repræsentanter fra Skov- og Naturstyrelsen (formand), Fødevareministeriet, Landbrugsraadet, Dansk Landbrug, Danmarks JordbrugsForskning, Amtsrådsforeningen, Danmarks Miljøundersøgelser, Danmarks Naturfredningsforening samt Amternes og Kommunernes Forskningsinstitut.

Projektet er afsluttet i august 2004.

Sammenfattende artikel

Miljøvurdering af produkter fra landbrug kan nu foretages i tilknytning til udarbejdelse af grønne regnskaber

Tidligere undersøgelser har konkluderet, at en forudsætning for en produktorienteret miljøindsats i primærlandbruget er, at der kan beregnes nøgletal for miljøpåvirkninger pr. produkt. Denne forudsætning er nu opfyldt med et nyt værktøj til miljøvurdering af produkter fra landbrug. Med udgangspunkt i de data, der findes i grønne regnskaber for landbrug, kan der beregnes nøgletal for de væsentligste emissioner og miljøpåvirkninger, der er forbundet med produktion af landbrugsprodukter. De væsentligste miljøpåvirkninger er vurderet til at være drivhuseffekt, forsurening, næringssaltbelastning, økotoksicitet og arealforbrug. En miljøvurdering viser, hvilke emissioner og hvilke kilder til emissioner, der potentielt kan påvirke miljøet mest. Nøgletal pr. produkt kan anvendes til bench-marking mellem landbrugsbedrifter og kan udgøre grundlaget for en produktorienteret miljøindsats i primærlandbruget. Miljøvurdering af produkter fra landbrug sætter landbrugets miljøpåvirkninger ind i et helhedsperspektiv.

Fremme af produktorienteret miljøindsats er formålet

Det primære formål med projektet "Grønne regnskaber i LCA-perspektiv" har været at fremme en produktorienteret miljøindsats i primærlandbruget ved at skabe et grundlag for at foretage miljøvurderinger af produkter fra landbrug. En tidligere undersøgelse (Weidema, 2002) konkluderede, at det er en forudsætning for en produktorienteret miljøindsats i primærlandbruget, at der kan beregnes nøgletal for de væsentligste emissioner og miljøpåvirkninger pr. produkt. Det har bl.a. været projektets mål at udpege de væsentligste miljøpåvirkninger fra landbrug set i et livscyklusperspektiv samt at beskrive hvordan der kan beregnes nøgletal for disse påvirkninger på grundlag af data fra grønne regnskaber og almindelige produktionsoplysninger i øvrigt. Der har været lagt vægt på at få udviklet en metode og et beregningsværktøj til brug i praksis. De potentielle brugere er i første omgang landbrugskonsulenter og landbrugslærere.

Bygger på resultater fra forskningsprojekt

Projektet er gennemført i et samarbejde mellem Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret, 2.-0 LCA consultans, Danmarks JordbrugsForskning og MAPP centret ved Århus Handelshøjskole. Projektet bygger i høj grad på resultater fra projektet "Livscyklusvurdering af basislevnedsmidler", der er gennemført af Danmarks JordbrugsForskning, 2.-0 LCA consultants m.fl. Dette projekt har bidraget med det datamateriale, der er en forudsætning for beregningerne af nøgletallene. En væsentlig opgave har bestået i at implementere - og i mindre omfang tilpasse til praksis - de beregningsmetoder, der er anvendt i projektet "Livscyklusvurdering af basislevnedsmidler". Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret har stået for koordineringen af projektet og udviklingen af beregningsværktøjet "Emipro".

Grundlag for miljøvurdering af landbrugsprodukter

Med projektet er der skabt grundlag for at miljøvurdere produkter fra landbrug i det væsentlige på grundlag af de data, der er til rådighed i et grønt regnskab for et landbrug. Dermed er en væsentlig forudsætning for en produktorienteret miljøindsats i primærlandbruget opfyldt.

Miljøpåvirkningerne drivhuseffekt, forsuring, næringssaltbelastning, økotoksicitet og arealforbrug er udpeget som de væsentligste miljøpåvirkninger fra landbrug set i et livscyklusperspektiv. Der er beskrevet en metode og udviklet et værktøj (regneark), der kan beregne nøgletal pr. produkt for disse miljøpåvirkninger med undtagelse af økotoksicitet, hvor det faglige grundlag endnu ikke er tilstrækkelig velkonsolideret til at beregningerne kan udføres i praksis. Der kan redegøres for alle de emissioner, der har væsentlig betydning for de nævnte miljøpåvirkninger. Det gælder både de emissioner, der fysisk har fundet sted på bedriften, og de emissioner, der har fundet sted i forbindelse med fremstilling og transport af de hjælpestoffer, der er anvendt på landbrugsbedriften.

Forbrugerne ønsker let forståelig information og ingen nøgletal

I projektet er gennemført en forbrugerundersøgelse (fokusgruppe) samt en bearbejdning af kendt viden om forbrugernes ønsker og holdninger til miljøoplysninger om fødevarer. Det konkluderes, at højst halvdelen af den voksne befolkning er interesseret at modtage egentlig miljøinformation. Og langt færre vil inddrage denne information i deres beslutninger om indkøb. Det vurderes som meget vanskeligt at kommunikere miljøoplysninger i form af nøgletal for miljøpåvirkninger, fordi informationen i sådanne nøgletal er kompleks og stiller betydelige krav til forbrugeren om at sætte sig ind i hvad det betyder.

Fokusgruppen var generelt positiv over for at få adgang til information om miljøpåvirkninger ved produktion af fødevarer. Fokusgruppen pegede på, at miljøinformationen skal have form af en kategorisering eller rangordning af de enkelte vares miljøpåvirkning. Fokusgruppen havde en klar præference for let overskuelig information frem for mere detaljeret information. Der blev lagt vægt på, at rigtigheden af miljøinformationen bliver garanteret af en uafhængig instans.

Afgrænsningen af miljøvurderingen er væsentlig

Arbejdet med at fastsætte en beregningsmetode og erfaringerne fra beregning af nøgletal for 16 landbrugsbedrifter har vist, at afgrænsningen af miljøvurderingen og dermed beregningerne af nøgletal er væsentlig og kan være problematisk i praksis. Beregninger af nøgletal for et produkt bør kun omfatte den produktion, der direkte vedrører det produkt, der skal vurderes, samt de produkter, der produceres som en konsekvens af det produkt, der skal vurderes. På kvægbrug produceres der f.eks. oksekød fra udsætterkøer og kalve i tilknytning til det primære produkt, der er mælk. Grovfoderproduktion er normalt en integreret del af en mælkeproduktion og indgår således også i miljøvurderingen af mælk. Hvis der også produceres salgsafgrøder på en kvægbedrift, så har de i denne sammenhæng ikke noget med mælkeproduktionen at gøre og bør ideelt set holdes uden for vurderingen.

Ved miljøvurdering af svinekød bør beregningerne afgrænses til selve svineproduktionen, fordi afgrøderne ikke dyrkes som en konsekvens af

svineproduktionen. Selv om nogle af afgrøderne fodres op, er det svineproduktionen uvedkommende, fordi afgrøderne kunne i stedet være solgt, og afgrøderne er ikke en forudsætning for svineproduktionen.

Ved beregning af nøgletal for et produkt skal der korrigeres for eventuelle biprodukter som f.eks. oksekød i forbindelse med mælkeproduktion og husdyrgødning i forbindelse med alle former for husdyrproduktion. De ekstra emissioner, der er forbundet med anvendelse af husdyrgødning i forhold til anvendelse af handelsgødning, skal altid belaste husdyrproduktionen.

De beregnede emissioner fordeles ikke mellem hovedprodukt og biprodukter ved allokering. Der korrigeres i stedet efter princippet om systemudvidelse. Det betyder, at emissioner og miljøpåvirkninger fra produkter, som biprodukterne fortrænger, inddrages i beregningerne.

Usikkerhed på næringsstofbalancer kan beregnes

I projektet er der udviklet en fremgangsmåde til beregning af usikkerhed på næringsstofbalancer. Det giver mulighed for at vurdere usikkerheden på en væsentlig del af datagrundlaget for beregning af emissioner på bedriften. Usikkerheden på næringsstofbalancen kan indgå i vurderingen af forskelle i nøgletal mellem bedrifter.

For miljøpåvirkningerne forsuring og næringssaltbelastning udgør emissionerne af ammoniak og nitrat på bedriften en meget stor del af den samlede påvirkning. Da beregningen af disse emissionerne i stor udstrækning er bestemt af bedriftens næringsstofbalance, vurderes det, at der er en forholdsvis snæver sammenhæng mellem usikkerhed på næringsstofbalancen og den samlede usikkerhed på nøgletallene for de to miljøpåvirkninger.

Emissioner af lattergas og metan, der vejer tungt i forbindelse med miljøpåvirkningen drivhuseffekt, bliver beregnet på grundlag af emissionskoefficienter, der kun i begrænset omfang tager højde for individuelle forhold på bedriften. Derfor er der risiko for, at nøgletal for drivhuseffekt er mere usikre end de øvrige nøgletal.

Nøgletal for miljøpåvirkninger ved produktion af svinekød og mælk

Der er beregnet nøgletal for miljøpåvirkningerne drivhuseffekt, forsuring, næringssaltbelastning og arealforbrug pr. kg svinekød for 3 bedrifter med søer og 5 bedrifter med slagtesvin (tabel 1). Der er ikke beregnet nøgletal for miljøpåvirkningen økotoksicitet, da det faglige grundlag for at gøre det ikke var tilstrækkeligt velkonsolideret.

Tabel 1. Gns. nøgletal for potentiel miljøpåvirkning ved produktion af svinekød på 3 bedrifter med søer og 5 bedrifter med slagtesvin 2002. Min. og max. værdier er anført i parentes.

Bedrift	Drivhuseffekt g CO ₂ -ækviv./kg	Forsuring g SO ₂ -ækviv./kg	Næringssalt- belastning g NO ₃ -ækviv./kg	Arealforbrug m ² /kg
Bedrifter med søer og slagtesvin	2.964 (2.819-3.039)	40 (35-45)	165 (157-173)	5,9 (5,5-6,2)
Bedrifter med slagtesvin	2.928 (2.638-3.192)	39 (37-47)	175 (167-193)	5,7 (5,5-6,2)
Reference (Basisprojekt)	3.010	40	214	6,8

Der er beregnet nøgletal for miljøpåvirkninger for 6 kvægbrug med mælkeproduktion (tabel 2).

Lattergas og metan er de emissioner, der bidrager mest til drivhuseffekt ved produktion af både svinekød og mælk. Emission af ammoniak udgør over 80 % af det samlede bidrag til forsuring ved produktion af svinekød og mælk. Bedrifter med høje kvælstofoverskud i forhold til produktionen på bedriften har også høje tal for forsuring – og omvendt.

Tabel 2. Gns. nøgletal for potentiel miljøpåvirkning ved produktion af mælk på 6 kvægbedrifter 2002. Min. og max. værdier er anført i parentes.

Bedrift	Drivhuseffekt g CO ₂ -ækviv./kg	Forsuring g SO ₂ -ækviv./kg	Næringssalt- belastning g NO ₃ -ækviv./kg	Arealforbrug m ² /kg
Kvægbedrifter	594 (130-795)	9 (6-13)	33 (-4-60)	0,9 (0,7-1,1)
Reference (Basisprojekt)	1.180	10	52	1,4

Nitrat og ammoniak er de vigtigste emissioner, der bidrager til næringssaltbelastning. For både forsuring og næringssaltbelastning bidrager de emissioner, der fysisk finder sted på bedriften, langt mere til den samlede miljøpåvirkninger, end emissionerne i forbindelse med fremstilling og transport af de hjælpestoffer, der anvendes i produktionen på bedriften.

Miljøvurdering af produkter føjer nye aspekter til miljøindsatsen

Miljøvurdering af landbrugsprodukter kan skabe opmærksomhed om emissioner, der har været ret upåagtede i landbruget. I den hidtidige miljøindsats i landbruget har der f.eks. ikke været fokuseret så meget på miljøpåvirkningen drivhuseffekt. Der har ikke været arbejdet systematisk med at begrænse emissionerne af lattergas og metan, der er de største bidragsydere fra landbruget til drivhuseffekt.

Miljøpåvirkningerne forsuring og næringssaltbelastning er i væsentlig grad bestemt af emissionerne af ammoniak og nitrat, som der har været arbejdet meget med i den hidtidige miljøindsats, der især har gået på at reducere fladebelastningen, dvs. nitratudvaskningen pr. ha og depositionen af ammoniak pr. ha. Nøgletal pr. produkt kan føje en ny dimension til denne indsats, nemlig hvordan man kan producere en given mængde fødevarer med den mindst mulige miljøpåvirkning. Det handler bl.a. om at vurdere, hvordan og hvor en given produktion kan foregå mest effektivt.

Den hidtidige miljøindsats har også været afgrænset til bedriften. Der har ikke været særlig fokus på betydningen af de emissioner og det forbrug af ressourcer, der har fundet sted i forbindelse med produktion og transport af de hjælpestoffer, der anvendes i produktionen. Et nyt mål for miljøindsatsen kunne være at minimere miljøpåvirkningerne samlet set i hele produktkæden.

Referencer

Weidema B.P., Thodberg L., Nielsen A.H., Kristensen I.S., Hermansen J.E., Hvid S.K. 2002. [Produktorienteret miljøindsats i landbrugets primærproduktion](#). København: Miljøstyrelsen. (Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 19).

Summary and conclusions

This project has made it possible to carry out environmental assessment of products from individual agricultural holdings on the basis of data from environmental accounts. A tool for calculation of potential environmental impacts and emissions from production of agricultural products has been established. The tool consists of a spreadsheet and instructions.

It was estimated that the most important environmental impacts from agriculture are global warming, acidification, nutrient enrichment and land use. An environmental assessment shows the emissions with potential environmental effects. Key figures per product unit can be used for benchmarking between individual holdings and provide the basis for a product-oriented environmental policy for agricultural production.

The primary objective of this project was to promote a product-oriented environmental effort in agriculture by creating a basis for environmental assessment of products from agricultural holdings. The project was conducted by the Danish Agricultural Advisory Centre, LCA consultants, the Danish Institute of Agricultural Science. The project is based on results and data from another project called Life Cycle Assessment of Basic Food. A major task in this project was to implement – and to some extent adjust for practical use – the calculation principles used in the project Life Cycle Assessment of Basic Food.

Results from calculating key figures per product unit for 16 individual holdings show that the delimitation of the environmental assessment is important, and that it can be difficult in practice. The calculations should only include the main product and co-products produced as a consequence of the main product. Milk is in general the main product on dairy farms. Meat from cast cows is a co-product. The production of roughage is normally an integrated part of milk production and should also be included in the environmental assessment of milk. In this connection production of cash crops on dairy farms has nothing to do with the milk production and should not be included in the calculations.

Environmental assessment of pig meat shall be delimited to the pig production itself, because crops on a pig farm are not grown as a consequence of the pig production. Even though some of the crops are used for feed on the farm, they should not be included, because the crops could be sold instead.

When more than one product is produced in the same process system expansion is used to calculate the emissions and the environmental impact figures for the main product. Allocation of resource consumption and the emissions are not used.

Environmental assessment of pig meat is carried out on eight farms with pig production (table 1).

Table 1. Average figures for potential environmental impact from production of pig meat (ex farm) On eight farms in 2002. Min. and max. values are shown in brackets.

Farm type	Global warming g CO ₂ -eq./kg	Acidification g SO ₂ -eq./kg	Nutrient enrichment g NO ₃ -eq./kg	Land use m ² /kg
Farms with sows and fatteners(3)	2,964 (2.819-3.039)	40 (35-45)	165 (157-173)	5,9 (5.5-6.2)
Farms with fatteners (5)	2.928 (2,638-3,192)	39 (37-47)	175 (167-193)	5,7 (5.5-6.2)
Reference (Basis project)	3.010	40	214	6.8

Environmental assessment of milk is carried out on six dairy farms (table 2).

Table 2. Average figures for potential environmental impact from production of milk (ex farm) on six dairy farms in 2002. Min. and max. values are shown in brackets.

Farm type	Global warming g CO ₂ -eq./kg	Acidification g SO ₂ -eq./kg	Nutrient enrichment g NO ₃ -eq./kg	Land use m ² /kg
Dairy farms (6)	594 (130-795)	9 (6-13)	33 (-4-60)	0.9 (0.7-1.1)
Reference (Basis project)	1,180	10	52	1.4

Nitrate and ammonia are the most important emissions contributing to nutrient enrichment. Emissions taking place on the farm contribute far more to the total environmental impact than emissions taking place in connection with production and transport of input materials used in the production on the farm.

1 De væsentligste nøgletal for miljøpåvirkningen fra landbrug i et livscyklusperspektiv

Projektet har haft som opgave at beskrive hvilke nøgletal, der ud fra et livscyklusperspektiv bør indgå i grønne regnskaber for landbrug. Baggrunden for dette er et ønske om, at grønne regnskaber for landbrug skal kunne levere en del af datagrundlaget for beregning af nøgletal for miljøpåvirkninger pr. produkt for fødevarer. I projektet er udvalgt fem miljøpåvirkninger som de væsentligste i forbindelse med landbrugets primærproduktion: Drivhuseffekt, forsuring, næringssaltbelastning, økotoksicitet og arealforbrug. I bilag A er nærmere redegjort for udvælgelsen af disse fem miljøpåvirkninger. Det skal bemærkes, at emneområder som arbejdsmiljø, husdyrvelfærd og fødevarer sikkerhed ikke har indgået i overvejelserne, da grønne regnskaber for landbrug ikke forventes at skulle omfatte disse emner. Emnemæssigt er der altså foretaget en afgrænsning til de væsentligste påvirkninger af det ydre miljø.

Det er også vurderet som væsentligt, at det skal være nøgletal, der kan arbejdes videre med i de efterfølgende led i fødevarekæden. Det kræver, at nøgletallene er angivet pr. kg vare.

Udvælgelsen af de fem miljøpåvirkninger har været bestemmende for, hvilke emissioner der arbejdes med. Alle emissioner, der bidrager nævneværdigt til de fem miljøpåvirkninger, er medtaget. Ved beregning af emissionerne skelnes der mellem interne og eksterne emissioner. De interne emissioner er de emissioner, der fysisk finder sted på bedriften. De eksterne emissioner er de emissioner, der finder sted i forbindelse med fremstilling, udvinding og transport af de inputfaktorer, der anvendes i primærproduktionen. De eksterne emissioner er beregnet for de leverandører af inputfaktorer, der forventes at blive påvirket ved små ændringer i primærproduktionen (de marginale leverandører); dvs. ikke som et gennemsnit af alle leverandører. Ved beregning af miljøpåvirkningerne pr. produkt indgår både de interne og de eksterne emissioner.

Det skal bemærkes, at nøgletallene angiver de **potentielle** miljøpåvirkninger. Det betyder, at tallene forudsiger de maksimale miljøpåvirkninger fra emissionerne og at de faktiske miljøpåvirkninger kan være mindre, afhængig af stedspecifikke forhold.

De fem miljøpåvirkninger er nærmere beskrevet i det følgende.

1.1 Drivhuseffekt

Miljøpåvirkningen **drivhuseffekt** sammenfatter påvirkninger fra forbrænding af fossile energikilder samt udledninger af metan og lattergas. Drivhuseffekt udtrykkes i CO₂-ækvivalenter. Ved beregningen af miljøpåvirkningen drivhuseffekt indgår interne emissioner af CO₂ fra forbrug af bl.a. diesel og

fyringsolie samt emissioner af metan fra kvægs fordøjelsesprocesser og emissioner af lattergas, der er bestemt af mængden af kvælstof i bl.a. husdyrgødning, handelsgødning og afgrøderester.

1.2 Forsuring

Miljøpåvirkningen **forsuring** skyldes udledninger til luften af bl.a. svovl- og kvælstofforbindelser, der reagerer med vand og vanddamp og danner syre, der nedvaskes med nedbøren. Denne miljøpåvirkning, der udtrykkes i SO_2 -ækvivalenter, sammenfatter påvirkninger fra forbrænding af fossile energikilder og udledninger af ammoniak. Der indgår interne emissioner af NH_3 , SO_2 og NO_x i beregningen af miljøpåvirkningen forsuring.

1.3 Nærings盐belastning

Miljøpåvirkningen **nærings盐belastning** sammenfatter udledninger af kvælstof og fosfor til vandmiljøet samt kvælstof til det terrestriske miljø. Nærings盐belastning udtrykkes i NO_3 -ækvivalenter. De interne emissioner, der indgår i beregningen af nærings盐belastning, omfatter NH_3 , N_2O , NO_3 og PO_4 .

1.4 Øko-toksicitet

Miljøpåvirkningen **øko-toksicitet** sammenfatter påvirkningen af naturen fra alle toksiske stoffer. Internt på et landbrug drejer det sig især om pesticider og tungmetallerne Cd, Cu og Zn. Miljøpåvirkningen udtrykkes i toksicitets-ækvivalenter. Det skal bemærkes, at påvirkningen af mennesker fra toksiske stoffer ikke er omfattet. Det teoretiske grundlag for beregning af økotoksicitet var ved projektets afslutning endnu ikke så velkonsolideret, at det var muligt at beregne denne miljøpåvirkning i praksis. I bilag C er beskrevet de foreløbige principper for beregning af økotoksicitet.

1.5 Arealforbrug

Denne miljøpåvirkning er udtryk for de direkte fysiske påvirkninger af især biodiversitet ved arealbeslaglæggelse og ændringer i arealanvendelse. Arealforbrug udtrykkes i $\text{m}^2 \cdot \text{år}$ (areal x tid). I praksis er det en opgørelse af hvor stort et dyrkningsareal en given produktion lægger beslag på og i hvor lang tid. Alle arealer medregnes med samme vægt, uanset at der kan være forskelle i "naturkvaliteten" af de beslaglagte arealer, og graden af fysisk påvirkning. Dog medregnes vedvarende græs kun med 1/3 vægt, da afgræsning generelt er en mindre fysisk påvirkning af naturen. Der er **ikke** i beregningen medtaget det forhold, at beslaglæggelse af landbrugsareal i Danmark medvirker til en udvidelse af landbrugsarealet andetsteds i verden, f.eks. ved inddragelse af naturarealer til dyrkning af soja i Sydamerika.

Referencer

Se bilag A og C.

2 Forbrugernes ønsker til miljøoplysninger om fødevarer

Der er gennemført en indsamling og bearbejdning af kendt viden vedrørende forbrugernes ønsker og holdninger til miljøoplysninger om fødevarer. Derudover er der gennemført en fokusgruppeundersøgelse af de miljøinformationer og nøgletal, der arbejdes med i dette projekt. Dette arbejde er primært udført af MAPP centret ved Århus Handelshøjskole. Der har endvidere været afholdt et møde med repræsentanter for virksomhederne Arla Foods, Danish Crown og DLG, hvor forslag til præsentation af miljøoplysninger om fødevarer i et produktperspektiv er fremlagt og drøftet.

2.1 Kendt viden om forbrugernes ønsker og holdninger til miljøoplysninger om fødevarer

Der er udarbejdet en særskilt rapport med titlen ”Forbrugernes kendskab og ønsker til miljøoplysninger om fødevarer – en kortlægning af eksisterende viden”.

Det konkluderes på baggrund af forskellige undersøgelser, at højst halvdelen af den voksne befolkning er potentielt interesserede i at modtage egentlig miljøinformation. Langt færre vil inddrage denne information i deres beslutninger om indkøb. Forbrugernes tilbøjelighed til at indsamle og bearbejde produktinformation om dagligvarer er generelt meget begrænset. Det er endvidere erfaringen, at produktinformation skal være letforståelig og effektivt kommunikeret for at slå igennem. Det vurderes som meget vanskeligt og ressourcekrævende at kommunikere miljøoplysninger i form af nøgletal for miljøpåvirkninger, fordi informationen i sådanne nøgletal er temmelig kompleks og stiller betydelige krav til forbrugeren om at sætte sig ind i hvad det betyder. Der er ikke refereret nogen eksempler på, at denne type miljøoplysninger om fødevarer er blevet kommunikeret med succes til forbrugerne.

2.2 Fokusgruppeundersøgelse

For at afklare hvilke nøgletal (miljøoplysninger) forbrugerne efterspørger om fødevarer og hvordan man bedst informerer om miljøoplysninger på fødevarer er der gennemført en fokusgruppeundersøgelse. Rekrutteringen af deltagerne i fokusgruppen og gennemførelsen af selve fokusgruppemødet er udført af Jysk Analyseinstitut.

Fokusgruppen kom til at bestå af ni personer bosat i hovedstadsområdet, heraf tre mænd og seks kvinder. Rekrutteringen foregik ved telefoninterviews. For at blive inviteret til at deltage i fokusgruppen skulle de adspurgte give udtryk for en vis interesse for miljøoplysninger om fødevarer. Deltagerne måtte ikke have førstehåndskendskab til landbrug. Otte af de ni deltagere svarede ja til, at de læser varedeklarationer på fødevarer. Fokusgruppen repræsenterer således et segment blandt forbrugerne, der er mere interesseret og mere kompetent med

hensyn til at tilegne sig produktinformation end gennemsnittet. Fokusgruppen blev sammensat således for at få så kvalificerede tilbagemeldinger som muligt.

Til brug for fokusgruppeundersøgelsen var der på forhånd udarbejdet en række forslag til præsentation af oplysninger om miljøpåvirkningerne ved produktion af fødevarer. En del af forslagene blev fravalgt på forhånd, fordi de blev vurderet til at være for komplekse. Alle de oprindelige forslag til præsentation af miljøoplysninger fremgår af bilag B og vil ikke blive nærmere kommenteret her. Fokusgruppen blev præsenteret for fire forslag, der er nærmere beskrevet i det følgende.

2.2.1 Forslag nr. 1: Miljømærke – garanti for miljønøgletal

Miljømærket og den tilhørende tekst er vist nedenfor. Man skal forestille sig, at mærke og tekst vises på varens emballage. Det var ikke miljømærkets konkrete udformning, der var væsentlig i forbindelse med fokusgruppen. Mærket informerer om, at der findes nøgletal, der dokumenterer miljøpåvirkningen ved produktion af den pågældende vare. Det fremgår endvidere, hvor man kan se nøgletallene på internettet. Der knytter sig ikke nogen bestemt miljøstandard eller miljøkrav til forslag 1.

Forslag 1 blev af fokusgruppen anset for 'utilstrækkelig', fordi mærket ikke er garanti for nogen bestemt miljøstandard.



2.2.2 Forslag nr. 2: Miljømærke – garanti for nøgletal og miljøstandard

Forslag nr. 2 indeholder samme miljømærke som forslag 1 (se nedenfor). Som det fremgår af teksten, så er miljømærket i dette tilfælde en garanti for, at varen overholder en fastlagt miljøstandard. Den tilhørende tekst informerer ligesom i forslag 1 om, hvor man kan se de konkrete miljønøgletal. Fokusgruppen var generelt ret positiv over for dette forslag.



Grønne regnskaber

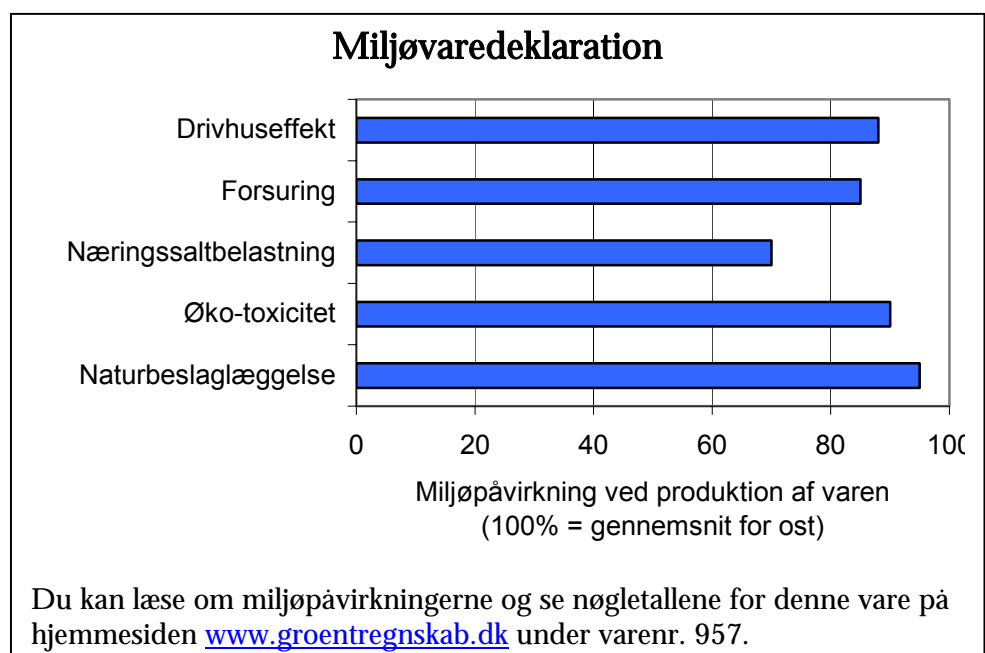
bag produktionen af denne vare

Dette mærke er garanti for, at denne vare overholder en fastlagt miljøstandard. Du kan læse om miljøstandarden og se nøgletallene for denne vare på hjemmesiden www.groentregnskab.dk under varenr. 957.

2.2.3 Forslag nr. 3: Miljøvaredeklaration – sammenligning med gennemsnit for varetypen

Forslag nr. 3 er en grafisk præsentation af miljønøgletallene. Hver af de fem miljøpåvirkninger angives med en søjle, der viser hvor stor miljøpåvirkningen ved produktion af netop denne vare har været i forhold til den gennemsnitlige miljøpåvirkning ved produktion af en vare af den pågældende type. Forbrugerne kan med denne præsentationsform sammenligne produktets miljøpåvirkninger med andre produkter af samme type. Det er imidlertid ikke muligt at sammenligne med andre typer produkter, da præsentationen af nøgletallene kun er relativ indenfor den samme produktgruppe.

Forslag nr. 3 blev af de fleste i fokusgruppen anset for at være for kompleks.



2.2.4 Forslag nr. 4: Miljøvaredeklaration – miljønøgletal pr. 100 g vare

Forslag 4 viser de fem miljønøgletal pr. 100 g af varen. Forbrugeren kan direkte se størrelsen af de enkelte miljøpåvirkninger og de enheder, som de måles i. Denne præsentationsform giver forbrugeren mulighed for både at sammenligne miljøpåvirkningerne for varer tilhørende samme varegruppe og at sammenligne med varer tilhørende andre varegrupper.

Forslag nr. 4 blev ligesom forslag nr. 3 af de fleste i fokusgruppen anset for at være for kompleks. Man mente ikke, at de konkrete miljønøgletal skulle angives på emballagen.

Miljøpåvirkning ved produktion af 100 g ost:

Drivhuseffekt	2990 g kuldioxid-enheder
Forsuring	18,0 g svovldioxid-enheder
Nærings saltbelastning	47,3 g nitrat-enheder
Øko-toxicitet	69,3 toxicitets-enheder
Arealforbrug	52,6 m ² pr. år

Du kan læse om miljøpåvirkningerne og se nøgletallene på hjemmesiden www.groentregnskab.dk under varenr. 957.

2.2.5 Fokusgruppens anbefalinger

Fokusgruppen var overordnet set positiv over for idéen om at få adgang til information om miljøpåvirkningerne ved produktion af fødevarer. Man var som nævnt mere tilhænger af et mærke på emballagen end af at få præsenteret de konkrete miljønøgletal. Fokusgruppen anså det for en god idé med en hjemmeside, hvor man kan finde de informationer, der er indeholdt i forslag 3 og 4, og at der på emballagen henvises til hjemmesiden. Det blev fremhævet, at informationen på emballagen skal være enkel og overskuelig.

Fokusgruppen foreslog flere gange, at miljøinformationen skal have form af en kategorisering eller rangordning af den enkelte vares miljøpåvirkning. Som forbillede blev nævnt energimærkningen af hårde hvidevarer med en A, B, C og D opdeling som model. En talskala fra 1-10 blev også foreslået. Bogstavet eller tallet skal være en sammenvejning af nøgletallene for alle de miljøpåvirkninger, der er beregnet. Der var altså en klar præference for let overskuelig information frem for mere detaljeret information. Der blev endvidere lagt vægt på, at rigtigheden af miljøinformationen bliver garanteret af en uafhængig instans.

Fokusgruppens tilbagemeldinger, med hensyn til hvilke miljøpåvirkninger det var mest relevant og interessant at få information om, var generelt uklare. Selv for interesserede forbrugere bliver det meget hurtigt for teknisk at forholde sig til konkrete nøgletal for miljøpåvirkninger og emissioner.

2.3 Muligheder for sammenvejning af miljøpåvirkninger

Ønsket om at kunne sammenveje de forskellige miljøpåvirkninger til samme skala imødekommers ikke af de traditionelle metoder til miljøvurdering af produkter. I UMIP-metoden (Hauschild & Wenzel 1998) f.eks. er det kun muligt at sammenveje (normalisere) i forhold til en reference-tilstand (de samlede globale eller danske emissioner i enten 1990 eller 2000). Herved udtrykkes alle miljøpåvirkninger i samme enhed (person-ækvivalenter), men en sammenvejning af person-ækvivalenter på tværs af miljøpåvirkningskategorier udtrykker ikke nødvendigvis noget om deres indbyrdes betydning. De traditionelle sammenvejningsmetoder medfører alle, at de forskellige miljøpåvirkningskategorier i store træk tildeles nogenlunde samme vægt.

Imidlertid er der i de senere år fremkommet flere data som muliggør at give en beskrivelse af de forskellige miljøpåvirkningers relative størrelsesordener udtrykt i sammenlignelige enheder. De forskellige påvirkninger af naturen kan f.eks. sammenvejes i forhold til hvor stor en del af de samlede arter og arealer der påvirkes (udtrykt i biodiversitetsvægtede $m^2 \cdot \text{år}$). Arealforbrug er jo allerede udtrykt i $m^2 \cdot \text{år}$, og de øvrige 4 miljøpåvirkningskategorier i dette projekt (drivhuseffekt, forsuring, næringssaltbelastning, øko-toxicitet) kan også opgøres som arealbelastninger. F.eks. kan forsuring opgøres som størrelsen af det ekstra areal der trues ved udledningen af en ekstra enhed af forsurende stoffer, og dette areal kan derefter vægtes med den procentdel af hjemmehørende arter, der er følsomme for forsuring. Der er en større grad af usikkerhed i bestemmelsen af areal- og arts-belastninger fra de øvrige miljøpåvirkningskategorier, og det er derfor stadig et spørgsmål hvorledes usikkerheden i et sammenvægtet nøgletal bedst kan præsenteres.

Også påvirkningen af mennesker kan sammenvejes til samme enhed, f.eks. DALY ("disability adjusted life years"), som er meget udbredt i de internationale sundhedsstatistikker. I nærværende projekt er det kun drivhuseffekt som har en væsentlig direkte påvirkning af mennesker, så der er ikke umiddelbart behov for en omregning af denne til f.eks. DALY. Derimod kunne det være relevant at overveje om drivhuseffektens påvirkning af mennesker kan medregnes i det ovennævnte udtryk for naturpåvirkning, hvilket peger på et behov for en faktor til sammenvægtning af natur i forhold til mennesker (Hvad betyder et gennemsnitligt menneskeliv i forhold til en gennemsnitlig kvadratkilometer natur?). Hvis ikke man forholder sig eksplicit til dette spørgsmål, vil der være en tendens til implicit at vægte den samlede påvirkning af mennesker lige så højt som den samlede naturpåvirkning.

Referencer

Hauschild M, Wenzel H. (1998). *Environmental Assessments of Products*. Vol. 2. Scientific background. London: Chapman and Hall.

3 Miljøvurdering af landbrugsprodukter ab gård

Den centrale opgave i projektet har været at udvikle og beskrive en metode til miljøvurdering af landbrugsprodukter i tilknytning til udarbejdelse af grønne regnskaber for landbrug. Der er tale om en miljøvurdering af landbrugsprodukter ab gård, hvilket vil sige, at miljøvurderingen ikke omfatter de påvirkninger, der finder sted i forbindelse med transport og forarbejdning af råvaren samt i forbindelse med salg, forbrug og bortskaffelse.

Der indgår fire hovedkomponenter i miljøvurderingsmetoden (i overensstemmelse med UMIP-metoden): Målsætning, Afgrænsning, Opgørelse og Vurdering. De er nærmere omtalt i det følgende.

Udviklingsarbejdet har haft særlig fokus på at udvikle et værktøj, så det i praksis bliver overkommeligt at beregne nøgletal for miljøpåvirkninger pr. produkt for landbrugsbedrifter. Det har været en forudsætning, at beregningsmetoderne skal baseres på anerkendte principper for livscyklusvurderinger. Opgaven har derfor bestået i at beskrive, hvordan disse beregninger kan udføres for landbrug i tilknytning til udarbejdelse af grønne regnskaber og på grundlag af de data, der almindeligvis vil være til rådighed uden en omfattende ekstra registrering af data på landbrugsbedriften. Der er taget udgangspunkt i de beregningsmetoder og det datagrundlag, der er udviklet og anvendt i basisprojektet (projekt 'Livscyklusvurdering af basislevnedsmidler').

Det udviklede værktøj til beregning af nøgletal for miljøpåvirkninger pr. produkt består af et regneark, der gør det relativt let for landbrugskonsulenter og andre at beregne nøgletal pr. produkt i tilknytning til grønne regnskaber for landbrugsbedrifter. Regnearket, der kaldes Emipro (Emissioner og miljøpåvirkninger pr. produkt) er tilpasset, så det i størst mulig udstrækning anvender inputdata fra grønne regnskaber. Det er således forudsat, at der foreligger et grønt regnskab, når regnearket Emipro anvendes. I dette kapitel er grundlaget for beregningerne i Emipro beskrevet.

3.1 Målsætning for miljøvurdering af Landbrugsprodukter ab gård

Der er lagt vægt på to formål med miljøvurdering af landbrugsprodukter ab gård. Det ene formål er, at miljøvurderingerne skal danne grundlag for en produktorienteret miljøindsats i primærlandbruget. I den sammenhæng skal miljøvurderingerne kunne anvendes til bench-marking mellem bedrifter. Det andet formål er, at miljøvurderingerne skal danne grundlag for miljøinformation i hele produktkæden, dvs. miljødata for primærlandbruget skal kunne videreformidles til og anvendes af forarbejdningsvirksomhederne.

Ved bench-marking mellem bedrifter med samme produktion får man en rangordning af bedrifterne med hensyn til miljøpåvirkninger pr. produkt. Det kan man anvende i arbejdet med at reducere miljøpåvirkningerne, fordi de metoder og teknologier, der anvendes på bedrifter med små miljøpåvirkninger

i mange tilfælde også kan implementeres på bedrifter med større påvirkninger. Ved sammenligning af nøgletal mellem bedrifter skal man være opmærksom på, hvad eventuelle forskelle kan være udtryk for. Det skal f.eks. undersøges, om tallene er påvirket af naturgivne forhold, som driftslederen ingen indflydelse har på, eller om de er udtryk for usikkerhed i beregningsgrundlaget. Afgrænsningen af miljøvurderingen skal medvirke til at sikre, at man får udtrykt netop de forskelle, som man er interesseret i at få synliggjort.

3.2 Afgrænsning af miljøvurderinger af Landbrugsprodukter ab gård

Nogle landbrugsbedrifter producerer ét hovedprodukt, som er bedriftens vigtigste indtjeningsgrundlag og som hele eller det meste af bedriften er indrettet efter at producere. Det er f.eks. normalt tilfældet på kvægbrug med mælkeproduktion og svinebrug med en høj dyretæthed. Stort set alle bedrifter, der kun har ét hovedprodukt, producerer dog andre produkter end hovedproduktet. Disse andre produkter kan enten være koblede eller ikke-koblede med hovedproduktet. At et produkt er koblet med hovedproduktet betyder, at det produceres som en konsekvens af hovedproduktet. Der findes også mange bedrifter, der producerer en række produkter, hvoraf ingen kan udpeges som det eneste hovedprodukt. Det gælder de fleste planteavlsbrug og svinebrug med en lav dyretæthed. På disse bedrifter kan der også være produkter, der er koblede, dvs. at det ene produkt produceres som en konsekvens af det andet.

Oksekød fra udsætterkøer og tyrekalve er koblet med produktion af mælk. Grovfoderproduktion er normalt en integreret del af mælkeproduktionen. Det er som oftest hensigtsmæssigt, at grovfoderproduktionen finder sted på selve kvægbedriften, fordi dyrene skal på græs og fordi der er relativt store omkostninger forbundet med transport af grovfoder.

Husdyrgødning er altid et koblet produkt i forbindelse med husdyrproduktion.

Ved miljøvurdering af en mælkeproduktion er det naturligt at betragte hele kvægbedriften under ét, fordi processerne i både stalden og marken indgår i produktionssystemet.

Svineproduktion er ikke på samme måde som mælkeproduktion koblet med produktionen i marken. På en stor andel af svinebrugene er det almindeligt at sælge hele avlen og købe færdigfoder til dyrene. Selv på svinebedrifter, der anvender hjemmeblandet foder, kan driftslederen frit vælge hvilke afgrøder, der skal dyrkes i marken, fordi han blot kan indkøbe den nødvendige mængde foderkorn. Driftslederen kan uden hensyntagen til dyrenes foderbehov dyrke de afgrøder, som er mest rentable på den pågældende bedrift.

En miljøvurdering af svineproduktion kan derfor afgrænses til den produktion, der foregår i staldene inkl. produktionen af husdyrgødning. Planteproduktionen på en svinebedrift kan holdes uden for vurderingen, fordi der ikke er nogen egentlig kobling mellem svineproduktionen og markbruget. Hvis man i en miljøvurdering af en svineproduktion medtager markproduktionen (og korrigerer for miljøpåvirkninger fra fortrængte produkter), påvirkes nøgletallene pr. kg svinekød af de miljøpåvirkninger, som markproduktionen er årsag til. Miljøpåvirkningerne fra markproduktionen er påvirket af forhold som jordtype, klimatiske vækstbetingelser og afgrødevalg, dvs. forhold som ikke behøver at påvirke nøgletallene for svineproduktionen, fordi svinefoder er en almindelig handelsvare. Det bliver uklart, hvad

nøgletallene udtrykker, hvis planteproduktionen inddrages i miljøvurderingen af svineproduktionen, fordi nøgletallene pr. kg svinekød så er påvirket af f.eks. afgrødevalg og udbytneniveau i marken. Denne problemstilling er nærmere belyst i kapitel 6, hvor der for en række svinebrug er vist beregnede nøgletal for miljøpåvirkninger pr. kg svinekød både med og uden inddragelse af markproduktionen i beregningerne.

Eksempler på kobling mellem landbrugsprodukter. Grundlag for afgrænsning af landbrugsproduktioner.

Landbrugsprodukter	Koblede produkter
Mælk	Oksekød, husdyrgødning, grovfoder
Oksekød fra kødkvæg	Husdyrgødning, grovfoder
Svinekød	Husdyrgødning
Slagtefjerkræ, æg, mink	Husdyrgødning
Kornafgrøder	Halm

Når der i forbindelse med en miljøvurdering af et produkt indgår et eller flere biprodukter, der ikke kan udelukkes gennem afgrænsningen af miljøvurderingen, skal man ved opgørelsen af nøgletallene korrigere for biprodukterne. Det kan i princippet gøres efter forskellige metoder. Det er besluttet, at der ikke foretages allokering. Der korrigeres i stedet for biprodukter efter princippet om systemudvidelse (Weidema, 2003).

Princippet om systemudvidelse indebærer, at betydningen af bedriftens produktion for miljøpåvirkninger og ressourceforbrug uden for bedriften (globalt) også inddrages. Det foregår på den måde, at man identificerer hvilke produktioner biprodukterne fortrænger andre steder i verden. Det vurderes f.eks. at oksekød, der fremkommer som et biprodukt i forbindelse med mælkeproduktion, fortrænger svinekød (49 %) og importeret oksekød fra kødkvæg (51 %). En bedrifts biprodukter reducerer således miljøpåvirkningerne et andet sted og det godskrives bedriften for ved at trække de miljøpåvirkninger, der er undgået et andet sted, fra bedriftens miljøpåvirkninger.

Princippet om systemudvidelse og indregning af miljøpåvirkninger fra fortrængte produkter kan også af praktiske grunde anvendes for ikke-koblede produkter, hvis der er tale om små produktioner, der ikke kan påvirke nøgletallene for hovedproduktet nævneværdigt.

De fleste planteprodukter produceres i sædskifter, hvor forskellige afgrøder dyrkes efter hinanden. Der er sjældent tale om, at en bestemt afgrøde dyrkes som en tvungen konsekvens af en anden afgrøde. Landmanden kan stort set frit sammensætte afgrødefølgen ud fra hvad der er økonomisk optimalt eller ud fra andre hensyn. Hvis man vil foretage en miljøvurdering af et bestemt planteprodukt, kan man ikke betragte de øvrige afgrøder i sædskiftet som koblede biprodukter. Det vil give misvisende resultater, hvis man anvender princippet om systemudvidelse på et helt sædskifte af afgrøder, når man ønsker at foretage en miljøvurdering af et enkelt planteprodukt, fordi miljøpåvirkningerne fra fortrængte produkter kommer til at veje alt for tungt i opgørelsen.

Ved miljøvurdering af planteprodukter beregner man de emissioner, som dyrkning af den pågældende afgrøde medfører. Biprodukter som f.eks. halm kan der korrigeres for efter princippet om systemudvidelse. Det kan endvidere være relevant at indregne forfrugtsvirkninger. Det kan ske ved at omregne en forfrugtsvirkning til handelsgødnings-ækvivalenter ud fra afgrødernes kvælstofnorm. Vinterhvede efter korn på lerjord har f.eks. en kvælstofnorm på

170 kg N pr. ha. Vinterhvede efter vinterraps har en norm på 131 kg N pr. ha ved samme udbytte. I dette eksempel svarer forfrugtvirkningen af vinterraps i forhold til korn som forfrugt til vinterhvede til 39 kg N i handelsgødning. Derfor er det rimeligt at godskrive vinterrapsproduktionen for 39 kg N pr. ha og belaste vinterhvedeproduktionen efter vinterraps med ekstra 39 kg N i forhold til det kvælstof, der rent faktisk er tilført.

3.3 Miljøpåvirkninger og emissioner fra inputfaktorer

I det følgende gennemgås, hvordan emissioner og miljøpåvirkninger forbundet med fremstilling og transport af de inputfaktorer, der anvendes på bedriften, beregnes i Emipro. Disse emissioner og miljøpåvirkninger kaldes "eksterne", fordi de finder sted uden for bedriften.

3.3.1 Indkøbte fodermidler

Der er beregnet aggregerede nøgletal for miljøpåvirkninger for nogle af de vigtigste råvarer. Det gælder f.eks. korn, sojaskrå, rapsfrø og markært. At nøgletallene er aggregerede betyder, at alle de processer, der ligger bag produktionen af f.eks. sojaskrå er indregnet. Det vil sige, at alle de emissioner, der har været forbundet med at producere de inputfaktorer, der anvendes til at producere det pågældende fodermiddel, er indregnet, samt emissioner fra selve produktionen, fra transport, tørring mv. De samlede eksterne miljøpåvirkninger ved forbrug af et givet fodermiddel kan således umiddelbart beregnes ud fra den opfodrede mængde af fodermidlet. De aggregerede nøgletal fremgår af bilag E.

3.3.2 Foderblandinger

Der forhandles over 1000 forskellige foderblandinger i Danmark. Disse foderblandinger er produceret ud fra et stort antal råvarer. På grund af det store antal foderblandinger og den meget varierede sammensætning, er det urealistisk at udarbejde aggregerede nøgletal for miljøpåvirkninger for hver enkelt foderblanding.

For at beregne miljøpåvirkninger for foderblandinger foretages først en omregning af foderblandingen til henholdsvis "korn-ækvivalenter" og "sojækvivalenter". Korn er en vigtig bestanddel i de fleste foderblandinger. Sojaskrå er den vigtigste kilde til supplerende protein. Der kan være anvendt andre proteinkilder, men de kunne erstattes af sojaskrå. Omregningen til henholdsvis "korn" og "sojaskrå" sker på basis af foderblandingens proteinprocent. Der tages udgangspunkt i, at korn har et gennemsnitligt proteinindhold på 11,0 pct. af tørstof. Det beregnes, hvor meget "sojaskrå", der skal indgå i blandingen for at nå foderblandingens gennemsnitlige proteinindhold.

Miljøpåvirkningerne for foderblandingen beregnes ud fra fordelingen mellem "korn" og "sojaskrå". Der skelnes mellem foderblandinger til svin og foderblandinger til kvæg. Hvis der er tale om foderblandinger til svin, er nøgletallene for en korn-ækvivalent baseret på en blanding af hvede (50 pct.), vinterbyg (25 pct.) og vårbyg (25 pct.). En korn-ækvivalent i foderblandinger til kvæg beregnes ud fra 100 pct. vårbyg.

Ovennævnte fremgangsmåde anvendes kun for foderblandinger med et proteinindhold over 11 pct. For foderblandinger med et lavere proteinindhold

end 11 pct. beregnes miljøpåvirkningerne på den måde, der er beskrevet i det følgende for biprodukter.

3.3.3 Biprodukter som fodermidler

Især i kvægbruget fodres der i betydeligt omfang med forskellige biprodukter. Det kan f.eks. være roeffald, roepiller, brødffald, kornbærme, mask, roemelasse, og citruskvas. Disse fodermidler bidrager først og fremmest med energi til foderrationen og kun i beskedent omfang med protein. Anvendelse af biprodukter kan derfor fortrænge korn fra foderrationen. Ved beregning af miljøpåvirkningerne omregnes biprodukter til korn-ækvivalenter. Det sker på basis af energiindholdet. Det vil sige, at 1 foderenhed (FE) i et biprodukt antages at kunne fortrænge 1 foderenhed i vårbyg. Mængden af disse biprodukter på markedet er generelt ikke bestemt af efterspørgslen fra kvægbruget, da der netop er tale om biprodukter fra andre produktioner. Ud fra en marginalbetragtning vil et øget forbrug af disse biprodukter på en bedrift medføre et øget forbrug af korn et andet sted.

3.3.4 Fosfor i mineralfoder

Miljøpåvirkninger fra mineralsk fosfor medregnes. I regnearket Emipro kan forbruget af fosfor i mineralfoder registreres.

Der kan også være tilsat mineralsk fosfor til færdigblandinger af foder. Den tilsatte mængde fosfor beregnes som differensen mellem det totale indhold af fosfor i blandingen og det naturlige indhold i foderblandingen ud fra forholdet mellem korn- og sojaækvivalenter.

3.3.5 Dyr indkøbt

Miljøpåvirkninger fra indkøbte dyr beregnes på grundlag af aggregerede nøgletal (standardtal) for de enkelte husdyrarter. I de aggregerede nøgletal indgår alle de emissioner, der har været forbundet med at producere en enhed af den pågældende husdyrart, herunder også emissioner forbundet med foderforbruget og produktionen af husdyrgødning. Nøgletallene fremgår af bilag E. Nøgletallene stammer fra basisprojektet, hvor man har identificeret hvilke typer landbrug, der vil øge produktionen ved en lille stigning i efterspørgslen. De aggregerede nøgletal er altså ikke udtryk for den gennemsnitlige miljøpåvirkning ved produktion af husdyr på alle typer landbrug. Det er gennemsnitstal for den type landbrug, der forventes at øge produktionen ved en lille stigning i efterspørgslen (marginalbetragtning).

3.3.6 Handelsgødning

Der er udarbejdet nøgletal for miljøpåvirkninger ved produktion og transport af henholdsvis N, P og K i handelsgødning. Miljøpåvirkningerne kan således beregnes ud fra en registrering af den samlede mængde af henholdsvis N, P og K i udbragt handelsgødning. Der skelnes ikke mellem forskellige gødningstyper. Nøgletallene udtrykker den miljøpåvirkning, der vil være forbundet med at producere lidt ekstra N, P og K i handelsgødning ved en lille stigning i efterspørgslen (marginalbetragtning). Nøgletallene fremgår af bilag E.

3.3.7 Husdyrgødning indkøbt

Næringsstoffer i husdyrgødning kan fortrænge næringsstoffer i handelsgødning. Derfor skal den mængde næringsstoffer i husdyrgødning, der kan fortrænge en tilsvarende mængde næringsstoffer i handelsgødning, indgå i beregningerne af de eksterne miljøpåvirkninger med de samme tal som for handelsgødning.

Den mængde kvælstof (N) i handelsgødning, som husdyrgødningen kan fortrænge, beregnes ud fra minimumskraverne til udnyttelse af kvælstof i husdyrgødning. For kvælstof i svinegylle er det f.eks. 75 pct.

For P og K i husdyrgødning regnes med, at de kan erstatte P og K i handelsgødning i forholdet 1:1.

Med hensyn til de eksterne miljøpåvirkninger bliver husdyrgødning altså reelt sidestillet med handelsgødning. Modtageren af husdyrgødning, der typisk er en planteavlsbedrift, vil imidlertid få nogle større interne emissioner på grund af husdyrgødningen end hvis der i stedet var indkøbt handelsgødning. Det er den bedrift, der har produceret husdyrgødningen, der skal belastes af disse ekstra emissioner, og ikke modtageren. Derfor korrigeres beregningerne af ammoniak-, lattergas- og nitrat-emissioner for henholdsvis modtaget og leveret husdyrgødning. Korrektionen foretages ved at beregne de ekstra emissioner, der er forbundet med at anvende husdyrgødning i stedet for handelsgødning. Det er en generel beregning, der ikke tager hensyn til, hvordan modtageren i praksis har håndteret og udnyttet husdyrgødningen.

Der er regnet med, at anvendelse af husdyrgødning i forhold til handelsgødning medfører en ekstra udvaskning af nitrat svarende til 40 % af den organiske N-mængde i husdyrgødning (Uffe Jørgensen, VMPIII rapport). Der regnes i denne sammenhæng med 7 % ammoniakfordampning fra alle typer husdyrgødning i forbindelse med udbringning. Den ekstra ammoniakfordampning er da differensen mellem ammoniakfordampning fra husdyrgødning og fra handelsgødning. I følge IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) regnes der med samme lattergasemission fra 1 kg N i handelsgødning og 1 kg N i husdyrgødning, nemlig 0,0125 kg N₂O-N pr. kg N (IPCC, 2000). Anvendelse af husdyrgødning i stedet for handelsgødning medfører da en ekstra lattergasemission svarende til emissionen fra det ekstra kvælstof, der udbringes med husdyrgødning (den andel, der ikke er krav om at udnytte).

Det ekstra energiforbrug, der medgår til spredning af modtaget husdyrgødning i forholdt til spredning af en tilsvarende mængde næringsstoffer i handelsgødning fratrækkes modtagerens energiforbrug og tillægges producenten af husdyrgødningen.

3.3.8 Anden organisk gødning indkøbt

Mange bedrifter modtager slam, pressesaft fra grønpilleproduktion eller lignende. De eksterne miljøpåvirkninger forbundet med forbrug af anden organisk gødning beregnes efter samme princip som for modtaget husdyrgødning. Det vil sige, at kvælstofindholdet omregnes til handelsgødnings-N ud fra minimumskravet til udnyttelse af kvælstof i den pågældende gødning.

3.3.9 El

Miljøpåvirkninger forbundet med forbrug af el beregnes på grundlag af det registrerede forbrug i kWh og standardtal for miljøpåvirkninger og emissioner, der fremgår af bilag E.

3.3.10 Brændstoffer

Miljøpåvirkninger og emissioner forbundet med afbrænding af fossile brændsler som diesel, fyringsolie, benzin og naturgas beregnes ud fra det registrerede forbrug af hver brændstoftype og standardtal for miljøpåvirkninger og emissioner. Standardtallene omfatter både de emissioner, der har været forbundet med at udvinde, raffinere og transportere brændstoffer samt de direkte emissioner i forbindelse med selve afbrændingen. Her skelnes således ikke mellem interne og eksterne emissioner. De eksterne emissioner udgør under 10 pct. af de samlede emissioner, hvorfor de samlede emissioner er medtaget under interne emissioner i Emipro.

3.3.11 Kvælstoffiksering

Kvælstof fikseret af bælgplanter er også en inputfaktor. Der er ingen eksterne emissioner og eksterne miljøpåvirkninger forbundet med kvælstoffiksering. Fikseret kvælstof indgår i bedriftens samlede kvælstofregnskab. Det har bl.a. betydning for kvælstofudvaskningen. Der regnes endvidere med, at fikseret kvælstof bidrager til emissionen af lattergas. Emissionskoefficienten er i henhold til IPCC (2000) 0,0125 kgN₂O-N pr. kg N fikseret.

3.3.12 Maskinstationsydelse

Arbejdsopgaver udført af en maskinstation er også en inputfaktor, der skal indgå i beregningerne. Forbruget af diesel til de udførte opgaver beregnes på grundlag af standardtal (Dalgaard et al, 2000). Det beregnede forbrug af diesel i forbindelse med maskinstationsarbejde tillægges bedriftens dieselforbrug.

3.4 Biprodukter og fortrængte miljøpåvirkninger

Der er nærmere redegjort for principperne om beregning af fortrængte miljøpåvirkninger i afsnit 3.2.

For at udføre beregningerne i Emipro skal mængden af producerede biprodukter, der indgår i miljøvurderingen registreres. De fortrængte miljøpåvirkninger beregnes på grundlag af standardtal, der fremgår af bilag E.

3.5 Beregning af emissioner på landbrugsbedriften

De emissioner, der fysisk finder sted på selve landbrugsbedriften, kaldes interne emissioner. Der beregnes interne emissioner for 8 stoffer: NH₃, NO₃; N₂O, NO_x; CH₄, CO₂, SO₂ og PO₄. Beregningen af de interne emissioner er nærmere beskrevet i det følgende.

3.5.1 Emission af NH₃

Der beregnes emission af NH₃ fra stalde, husdyrgødningslagre, udbragt husdyrgødning, udbragt anden organisk gødning, husdyrgødning afsat under afgræsning og handelsgødning. Emission af ammoniak bidrager til forsurening og nærings saltbelastning.

3.5.1.1 Tab af ammoniak fra stalde

Beregningen af tab af ammoniak fra stalde tager udgangspunkt i de kvælstof-tabsprocenter, der indgår i grundlaget for beregning af normtal for husdyrgødning (DJF rapport nr. 36). Tabsprocenterne angiver det samlede kvælstoftab i procent af total-N i den udskilte husdyrgødning af dyr. Det samlede kvælstoftab i stalde omfatter både ammoniakfordampning, denitrifikation og emission af lattergas. Langt hovedparten af tabet sker som ammoniak.

Beregning af tabet fra stalde kræver registrering af husdyrarterne på bedriften, antal dyr og staldsystem for hver husdyrart. Beregningen kan korrigeres for den faktiske udskillelse af N i husdyrgødning, hvis den er beregnet. Beregningen foretages ellers ud fra normudskillelsen af N i husdyrgødning af dyr. Det er værdifuldt at få indregnet den faktiske udskillelse i husdyrgødningen, da det har stor betydning for tabet af ammoniak.

3.5.1.2 Tab af ammoniak fra husdyrgødningslagre

Ligesom for tabet fra stalde tager beregningen af tabet fra husdyrgødningslagre udgangspunkt i de kvælstof-tabsprocenter, der indgår i grundlaget for normtal for husdyrgødning (DJF beretning nr. 36). Tabet beregnes i procent af total-N i de enkelte husdyrgødningstyper af stald.

I Emipro kan beregningen af lagertabet fra gylletanke korrigeres for antal dage, hvor gyllen er omrørt og dermed uden flydelag samt om tanken er stærkt vindudsat. Tabet fra dybstrøelse kan korrigeres for hvor stor en andel af dybstrøelsen, der lagres i markstak (resten udbringes og spredes på marken direkte fra dybstrøelsesstalden).

3.5.1.3 Tab af ammoniak fra husdyrgødning afsat på græs

Mængden af husdyrgødning, der afsættes på græs, beregnes ud fra den tid, hvor dyrene er på græs. Hvis dyrene f.eks. er på græs i 16 timer pr. dag i 120 dage svarende til 22 pct. af et helt år, antages det at 22 pct. af den samlede kvælstofmængde i den udskilte husdyrgødning afsættes på græs.

Der regnes med, at 7 pct. af total-N, der afsættes i husdyrgødning på græs fordamper som ammoniak (Petersen, 2003). I praksis vil der givetvis være en betydelig variation afhængig af bl.a. klimaforhold, men det korrigeres der ikke for.

3.5.1.4 Tab af ammoniak fra udbragt husdyrgødning

Mængden af kvælstof i udbragt husdyrgødning beregnes ud fra den producerede mængde husdyrgødning af lager, modtaget og afsat husdyrgødning samt beholdningsforskydninger. Tab af ammoniak beregnes for hver husdyrgødningstype ud fra udbringningsmetode, tidspunkt på året og evt. om vejrforholdene var gode, middel eller dårlige. For gylle og ajle er det f.eks. muligt at angive, om udbringningen sker med slæbeslanger eller nedfælder, på sort jord eller i en afgrøde og hvor hurtigt husdyrgødningen nedbringes.

3.5.1.5 Tab af ammoniak fra handelsgødning

Ammoniakemissionen fra handelsgødning beregnes som 3 pct. (Andersen, Ammoniakredegørelse nr. 1, 1999) af den tilførte mængde N i handelsgødning.

3.5.1.6 Tab af ammoniak fra afgrøder

Der regnes med en emission på 3 kg NH₃-N fra græsafgrøder og 5 kg NH₃-N fra alle øvrige afgrøder.

3.5.2 Emission af NO₃

Udvaskning af nitrat bidrager til næringssaltbelastning. Størrelsen af udvaskningen afhænger af en lang række forhold og er derfor vanskelig at estimere. Nitratudvaskning kan beregnes med modelværktøjer som Fasset og Daisy. Det er imidlertid modeller, der kræver et ret omfattende datainput, og de anvendes ikke i denne sammenhæng.

I dette projekt er der udviklet en forenklet udvaskningsberegning baseret på programmet N-less, der anvendes af landbrugets konsulenter i forbindelse med VVM redegørelser mv. Den forenkledede udvaskningsberegning er udviklet på grundlag af et stort antal beregninger med N-less på modellandbrug. Der er f.eks. foretaget beregninger for kvægbrug med et typisk grovfodersædskifte. Der er udført en serie af beregninger, hvor de parametre, der har størst indflydelse på udvaskningens størrelse er ændret én for én. Det drejer sig om belægningsgrad, husdyrgødningstype, græsandel, jordtype, nedbør, afgræsning efterår og tidspunkt for ompløjning af græsmarker. Ud fra disse dataserier er der udviklet en udvaskningsberegning, der kan udføres på kort tid, fordi datainputtet er beskedent. Hvis man har en udvaskningsberegning udført med et andet program, kan resultatet herfra registreres i stedet.

I basisprojektet er nitratudvaskningen beregnet som rest, dvs. som kvælstofoverskud fratrukket ammoniakfordampning, denitrifikation og ændring i jordpulje. I regnearket Emipro beregnes nitratudvaskningen (med ovennævnte model), øvrige emissioner af N samt ændringen i jordpuljen. Regnearket korrigerer automatisk de beregnede emissioner og ændringen i jordpuljen, så summen af emissionerne og ændringen i jordpuljen svarer til bedriftens kvælstofoverskud. Som udgangspunkt korrigeres alle posterne proportionalt, men det er muligt manuelt at justere korrektionen.

3.5.3 Emission af N₂O

Emission af lattergas (N₂O) bidrager både til drivhuseffekt og næringssaltbelastning. Beregningen af emissionen af lattergas omfatter ikke mindre end otte forskellige bidrag. Det drejer sig om bidrag fra husdyrgødning afsat i stalde, husdyrgødning afsat på græs, udbragt husdyrgødning, handelsgødning, kvælstoffikserende afgrøder, afgrøderester og bidrag fra kvælstof, der er fordampet som ammoniak eller udvasket som nitrat. For alle bidrag gælder, at emissionen beregnes ud fra emissionskoefficienter, der er fastsat af IPCC (2000).

3.5.3.1 Emission af lattergas fra husdyrgødning i stald og lager

Beregningen tager udgangspunkt i mængden af kvælstof i husdyrgødning af dyr afsat i stalden fordelt på de forskellige husdyrgødningstyper. Beregningen af N af dyr baseres enten på normtal eller aktuelle tal, hvis der findes en staldbalance. I henhold til IPCC (2000) er emissionsfaktoren for gylle og ajle

0,001 kg N₂O-N pr. kg N ab dyr. For fast gødning og dybstrøelse er emissionsfaktoren 0,02 kg N₂O-N pr. kg N ab dyr.

3.5.3.2 Emission af lattergas fra husdyrgødning afsat på græs

I henhold til IPCC (2000) emitteres der 0,02 kg N₂O-N pr. kg N ab dyr, der afsættes på græs.

3.5.3.3 Emission af lattergas fra udbragt husdyrgødning

Emissionsfaktoren er 0,0125 kg N₂O-N pr. kg N i udbragt husdyrgødning fratrukket den andel af kvælstoffet i husdyrgødningen, der fordampes som NH₃ eller NO_x. Emissionsfaktoren er den samme for alle typer husdyrgødning.

3.5.3.4 Emission af lattergas fra handelsgødning

Ifølge IPCC (2000) er emissionsfaktoren 0,0125 kg N₂O-N pr. kg N i handelsgødning fratrukket den andel, der fordampes som NH₃ eller NO_x.

3.5.3.5 Emission af lattergas fra kvælstof fikseret af bælgplanter

Kvælstof fikseret af bælgplanter bidrager også til emissionen af lattergas. I et grønt regnskab indgår altid en beregning af den mængde kvælstof, der forventes at være fikseret af bælgplanter. Ifølge IPCC (2000) er emissionsfaktoren 0,0125 kg N₂O-N pr. kg N fikseret.

3.5.3.6 Emission af lattergas fra afgrøderester

Emission af lattergas fra afgrøderester er ofte det største bidrag til den samlede emission af lattergas på en landbrugsbedrift. Emissionen beregnes ud fra den samlede kvælstofmængde i de overjordiske afgrøderester, der primært består af nedmuldet halm, stub og visne plantedele. Kvælstofmængden i afgrøderester kendes umiddelbart ikke og fremgår ikke af et grønt regnskab. Derfor er det nødvendigt først at foretage en beregning af mængden af afgrøderester. Det sker på grundlag af oplysninger om afgrøde, jordtype, nedmuldet halm mv.

IPCC (2000) anbefaler, at tørstofmængden i afgrøderester fastsættes i forhold til udbyttet. I basisprojektet er fastsat faktorer for omregning mellem udbytte og tørstofmængden i afgrøderester inkl. halm. I vårbyg og vinterbyg regnes f.eks. med 1,2 kg afgrøderest inkl. halm pr. kg kerne. Hvis halmen er bjærget, så fratække halmmængden, der er fastsat på grundlag af data fra Statistik om landbrug, Danmarks Statistik 2002. Der regnes f.eks. med, at halmudbyttet i vårbyg udgør 63 % af kerneudbyttet.

For kvæstoffikserende afgrøder fratrækkes den andel af kvælstofmængden i afgrøderesterne, der antages at være fikseret af afgrøden fra luften, fordi denne andel allerede indgår i emissionsberegningen via bidraget fra fikseret kvælstof. I kløvergræs og græs uden kløver varierer afgrøderesten afhængig af om anvendelsen er slæt eller afgræsning. I gennemsnit antages det, at afgrøderesten i græs og kløvergræs udgør 75 % af udbyttet (I basisprojektet er der regnet med 100 %). Især for grovfoderafgrøder er der usikkerhed på proteinindholdet i afgrøderesterne. I regnearket Emipro er der regnet med 8 % protein i tørstof i afgrøderester af græs og kløvergræs.

I henhold til IPCC (2000) er emissionsfaktoren 0,0125 kg N₂O-N pr. kg N i afgrøderester.

3.5.3.7 Emission af lattergas fra kvælstof fordampet som NH₃

Kvælstof, der fordampes som ammoniak, bliver på et tidspunkt afsat på jorden eller i vandmiljøet, hvor det indgår i den biologiske omsætning og kan

give anledning til emission af lattergas. Den samlede fordampning af ammoniak fra bedriften bliver i forvejen beregnet. I henhold til IPCC (2000) er emissionsfaktoren 0,01 kg N₂O-N pr. kg NH₃-N, der fordampes.

3.5.3.8 Emission af lattergas fra kvælstof udvasket som nitrat

Nitrat kan ligesom ammoniak på et tidspunkt indgå i omsætningsprocesser, der kan give anledning til emission af lattergas. Udvasning af nitrat er i forvejen beregnet. I henhold til IPCC (2000) er emissionsfaktoren 0,025 kg N₂O-N pr. kg NO₃-N.

3.5.4 Emission af NO_x

Der sker emission af NO_x-forbindelser ved forbrænding af fossile energikilder. NO_x forbindelser bidrager til forurening. Emissionen af NO_x beregnes ud fra bedriftens direkte forbrug af diesel, fyringsolie mv. korrigeret for køb og salg af maskinstationsydelse. Der er fastsat et bestemt forbrug af diesel for hver enkelt ydelse pr. ha. Korrektion for køb og salg af maskinstationsydelse kræver således registrering af arten af ydelsen, f.eks. mejetærskning, og antal ha omfattet af ydelsen.

3.5.5 Emission af CH₄

Der sker emission af metan fra kvægs fordøjelsesprocesser og fra husdyrgødning under lagring. Metan bidrager til drivhuseffekt.

3.5.5.1 Emission af metan fra kvægs fordøjelsesprocesser

Der sker frigivelse af metan i forbindelse med drøvtyggers fordøjelsesprocesser. Det antages ifølge IPCC (2000), at 6 pct. af energien i kvægfoder omdannes til metan. Emissionsberegningen tager derfor udgangspunkt i dyrenes tørstofindtag. Det aktuelle tørstofindtag anvendes, hvis det kendes, f.eks. fra en staldbalance. Ellers kan tørstofindtaget estimeres ud fra en beregning af foderbehov. Foderbehovet for f.eks. malkekøer kan beregnes ud fra antal dyr, mælkeydelse samt fedt- og proteinprocent i mælken. Det er oplysninger, der vil være til rådighed på alle bedrifter. Foderbehovet beregnes i foderenheder (FE). Det anslås, at der er 15,0 MJ pr. FE i gennemsnit i kvægfoder og at mængden af energi bundet i et kg CH₄ svarer til 55,65 MJ. Emissionen af metan kan da beregnes ud fra følgende ligning:

$$\text{kg CH}_4 = (\text{antal FE} * 15,0 \text{ MJ/FE} * 0,06) / 55,65 \text{ MJ/kg CH}_4$$

3.5.5.2 Emission af metan fra husdyrgødning

Mængden af CH₄ emitteret fra kvæggødning under lagring beregnes ud fra tørstofudskillelsen af dyr og husdyrgødningstype. Der skelnes endvidere mellem husdyrgødning afsat i stalden og husdyrgødning afsat på græs. Tørstofudskillelsen beregnes på grundlag af normtal for husdyrgødning (DJF rapport nr. 36). I henhold til IPCC (2000) anvendes følgende emissionsfaktorer (kg CH₄/ kg TS i husdyrgødning): 0,0359 for malkekøer på stald; 0,0015 for malkekøer på græs; 0,0079 for opdræt på stald; 0,0010 for opdræt på græs og for kødkvæg på græs; 0,0066 for slagtekalve.

3.5.6 Emission af CO₂

Der sker emission af CO₂ fra afbrænding af fossile brændsler og fra nedbrydning af organisk stof. CO₂ bidrager til drivhuseffekten.

3.5.6.1 Emission af kuldioxid fra fossile brændsler

Mængden af CO₂, der frigives ved afbrænding af diesel, fyringsolie, naturgas og andre fossile brændsler, afhænger af brændselstypen. Beregningen af emissionen forudsætter blot, at forbruget af de enkelte brændselstyper er registreret. I beregningen medtages det energiforbrug, der er medgået til at udvinde, raffinere og transportere den pågældende brændstof- eller brændselstype. Der er således tale om en kombination af interne og eksterne emissioner. De interne emissioner er dog langt de største, hvorfor emissionen er medregnet samlet som intern.

3.5.6.2 Emission af kuldioxid fra nedbrydning af organisk stof

CO₂ assimileres af afgrøderne og indbygges i organisk stof. CO₂ frigives igen, når organisk stof nedbrydes. Netto-emissionen af CO₂ fra organisk stof er bestemt af, hvordan puljen af organisk stof i jorden ændrer sig. Netto-emissionen er 'negativ', hvis der sker en opbygning af jordpuljen.

Det er ikke muligt at måle eller på anden måde registrere den aktuelle ændring i jordpuljen af organisk stof. Der findes forskellige modeller til at beregne et estimat for jordpuljeændringen, men der er tale om komplekse modeller, der kræver et betydeligt datainput. I basisprojektet har man beregnet den gennemsnitlige ændring i jordpuljen for forskellige typer landbrug. I regnearket Emipro fastsættes jordpuljeændringen på den enkelte bedrift ud fra disse gennemsnitstal og bedriftstypen. Der er endvidere regnet med, at C:N forholdet i den organiske pulje i jorden er 10:1. I dette projekt er netto-emissionen af CO₂ fra nedbrydning af organisk stof medtaget i beregningen af miljøpåvirkningen drivhuseffekt. I basisprojektet er denne post ikke medtaget. Selv på bedrifter med relativt store ændringer i jordpuljen er det en lille post i forhold til de øvrige emissioner, der bidrager til drivhuseffekt.

3.5.7 Emission af SO₂

Den eneste kilde til emission af svovldioxid internt på bedriften er afbrænding af fossile brændsler. Emissionen beregnes på grundlag af en registrering af forbruget af de forskellige brændstof- og brændselstyper.

3.5.8 Emission af PO₄

Fosforoverskuddet i hele dansk landbrug var i 2000/2001 33.700 ton svarende til 13,4 kg P pr. ha (VMP III rapport, del IV). Tabet fra landbrugsjord ved udvaskning og vanderosion mv. er anslået til ca. 1000 ton P pr. år. I basisprojektet har man anvendt forholdet mellem det samlede P-overskud i landbruget og det samlede tab direkte fra landbrugsjord som grundlag for at beregne udledningen af fosfor til vandmiljøet på forskellige typer landbrug. Samme metode er anvendt i dette projekt til at omregne fra P-overskud på bedriftsniveau til udledning af P til vandmiljøet. Omregningsfaktoren bliver da $1.000 / 33.700 = 0,03$. Tab af P til vandmiljøet er imidlertid i høj grad knyttet til særlige risikoarealer. Det tager denne beregningsmåde ikke højde for. Udledningen sker i tilstandsformen fosfat og bidrager til miljøpåvirkningen næringssaltbelastning.

3.6 Emissioner korrigeres for kvælstofoverskud

Udgangspunktet for beregning af nøgletal for miljøpåvirkninger på bedriftsniveau er et grønt regnskab, der indeholder et kvælstofregnskab, der viser bedriftens kvælstofoverskud på bedriftsniveau. Summen af emissionerne af NH₃, NO₃, N₂O, N₂ og ændringen i jordpuljen skal svare til bedriftens

kvælstofoverskud. Da kvælstofoverskuddet og emissionerne er beregnet uafhængig af hinanden, vil der ofte være en større eller mindre uoverensstemmelse. Det vurderes, at det samlede kvælstofoverskud kan beregnes med større sikkerhed end de enkelte emissioner. Derfor korrigeres emissionerne og ændringen i jordpuljen, så de passer med kvælstofoverskuddet. Der findes ikke noget grundlag for at korrigere de enkelte emissioner individuelt. Emissionen af lattergas (N_2O) er beregnet på grundlag IPCC's standard emissionsfaktorer og de forskellige input af kvælstof på bedriften. Da disse input af kvælstof også indgår i beregningen af kvælstofoverskuddet, vurderes det, at det ikke er relevant at korrigere emissionen af lattergas i forhold til kvælstofoverskuddet. De øvrige emissioner og ændringen i jordpuljen korrigeres som udgangspunkt proportionalt, så de stemmer med bedriftens samlede kvælstofoverskud. Der kan også foretages en manuel korrektion.

3.7 Beregning af potentielle miljøpåvirkninger

I det følgende er redegjort for, hvordan de fem udvalgte miljøpåvirkninger bliver beregnet. Med undtagelse af miljøpåvirkningen 'arealforbrug', så sker det på grundlag af data for interne emissioner samt aggregerede nøgletal for miljøpåvirkninger for inputfaktorer og fortrængte produkter.

Det skal bemærkes, at nøgletallene for miljøpåvirkninger generelt angiver de potentielle påvirkninger. Det betyder, at tallene forudsiger de maksimale miljøpåvirkninger fra emissionerne. De faktiske miljøpåvirkninger kan være mindre, afhængig af stedspecifikke forhold.

De aggregerede nøgletal for inputfaktorer og fortrængte produkter er baseret på flere emissioner end dem, der beregnes internt på bedriften.

Faktorerne til omregning af interne emissioner til miljøpåvirkning er gengivet i det følgende. Faktorerne svarer til dem, der er anvendt i basisprojektet.

3.7.1 Drivhuseffekt

Ved beregning af potentialet for drivhuseffekt anvendes de omregningsfaktorer, der er gældende ved en tidshorisont på 100 år (GWP100). Emissionerne af lattergas og metan på bedriften omregnes til CO_2 -ækvivalenter.

310g CO_2 -ækvivalenter pr. g N_2O

21g CO_2 -ækvivalenter pr. g CH_4

3.7.2 Forsuring

Potentialet for forsuring angives i SO_2 -ækvivalenter. Emissionerne af ammoniak og nitrogenoxider omregnes til SO_2 -ækvivalenter.

1,88g SO_2 -ækvivalenter pr. g NH_3

0,7g SO_2 -ækvivalenter pr. g NO_x

3.7.3 Næringssaltbelastning

Potentialet for næringssaltbelastning angives i NO_3 -ækvivalenter. Emissionerne af ammoniak, lattergas, nitrogenoxider og fosfat omregnes til NO_3 -ækvivalenter.

3,64g NO₃-ækvivalenter pr. g NH₃
2,82g NO₃-ækvivalenter pr. g N₂O
10,45g NO₃-ækvivalenter pr. g PO₄
1,35g NO₃-ækvivalenter pr. g NO_x

3.7.4 Øko-toksicitet

I bilag C er principperne for beregning af økotoksicitet beskrevet. Det teoretiske grundlag for beregning af økotoksicitet var under gennemførelsen af dette projekt endnu ikke så velkonsolideret, at det var muligt at beregne denne miljøpåvirkning i praksis.

3.7.5 Arealforbrug

Det beregnes på grundlag af det dyrkede areal på bedriften. Vedvarende græsarealer vægtes dog med faktoren 0,33.

Referencer

Andersen, J. M.; Poulsen, H.D., Børsting, C.F., Rom, H.B., Sommer, S.G. og Hutchings, N.J. 2001. Ammoniakemission fra landbruget siden midten af 80'erne, Danmarks Miljøundersøgelser. 47 s. Faglig rapport fra DMU nr. 353.

Andersen, J.M.; Sommer, S.G., Hutchings, N.J., Kristensen V.F. og Poulsen, H.D. 1999. Emission af ammoniak fra landbruget – status og kilder. Ammoniakredegørelse nr. 1. Danmarks JordbrugsForskning og Danmarks Miljøundersøgelser.

Andersen, J.M. 1999. Estimering af emissionen af metan og lattergas fra landbruget. Danmarks Miljøundersøgelser. (Arbejdsrapport nr. 116).

Dalgaard, R. 2002-2004. Personlige meddelelser. Danmarks JordbrugsForskning.

Dalgaard, R. 2003. Estimering af drivhusgasemission fra bedriftstyper i LCA-food. Notat. Ikke publiceret. Danmarks JordbrugsForskning.

Hauschild W, Wenzel H, Rasmussen E. (1996). Miljøvurdering af produkter. UMIP rapport. København: Miljøstyrelsen. ISBN 87-7810-542-0; 87-7353-199-5.

IPCC. 2000. Intergovernmental Panel on Climate Change. Good Practice Guidance and Uncertainty Management in Greenhouse Gas Inventories. www.ipcc-nggip.iges.or.jp/

IPCC. 1996. Intergovernmental Panel on Climate Change. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual. www.ipcc-nggip.iges.or.jp/

Olsen, E., Petersen, S.O., Fenhamn, J.V., Andersen, J.M. og Jacobsen B.H. 2001. Emission af drivhusgasser fra dansk landbrug. Danmarks JordbrugsForskning. (DJF rapport, Markbrug nr. 47).

Petersen, B.M., Olesen, J.E. og Heidmann, T. 2002. A flexible tool for simulation of soil carbon turnover. *Ecological modelling*: 151. 1-14.

Petersen, S.O. 2003. Personlig meddelelse. Danmarks JordbrugsForskning.

Poulsen, H.D., Børsting, C.F., Rom, H.B. og Sommer, S.G. 2001. Kvælstof, fosfor og kalium i husdyrgødning – normtal 2000. Danmarks JordbrugsForskning. (DJF rapport, Husdyrbrug nr. 36).

Weidema B.P., Thodberg L., Nielsen A.H., Kristensen I.S., Hermansen J.E., Hvid S.K. 2002. [Produktorienteret miljøindsats i landbrugets primærproduktion](#). København: Miljøstyrelsen. (Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 19).

Weidema B.P. 1999. System expansions to handle co-products of renewable materials. Summaries of the 7 th LCA Case Studies Symposium SETAC-Europe: side 45-48. <http://www.lca-net.com/files/casestudy99.pdf>

Weidema B.P. 2001. Avoiding co-product allocation in life cycle assessment. *Journal of Industrial Ecology* 4(3):39-61.

4 Bench-marking mellem bedrifter

Et af målene i dette projekt har været at skabe mulighed for at foretage bench-marking mellem bedrifter med hensyn til miljøpåvirkninger pr. produkt. Den enkelte bedrifts nøgletal for miljøpåvirkninger skal kunne vurderes i forhold til andre bedrifters nøgletal. Det giver mulighed for at vurdere den enkelte bedrifts miljøpræstation i forhold til gennemsnittet og hvor meget miljøpåvirkningerne kan reduceres i forhold til de bedrifter, der har de mindste miljøpåvirkninger pr. produkt.

Bedrifter, der bench-markes, skal selvsagt have sammenlignelige nøgletal. Umiddelbart er det kun relevant at sammenligne nøgletal for bedrifter med samme hovedprodukt, f.eks. kvægbrug med hovedvægt på mælkeproduktion.

Det fremgår af de case-beregninger, der er redegjort for i kapitel 6, at afgrænsningen af beregningerne kan have stor betydning for beregningsresultatet. Beregningerne af nøgletal for et produkt bør kun omfatte den produktion, der direkte vedrører det pågældende produkt. Ved miljøvurdering af f.eks. svinekød eller mælk kan en produktion af salgsafgrøder på samme bedrift føre til misvisende resultater, hvis denne produktion indgår i beregningerne. Nøgletallene for miljøpåvirkninger pr. kg svinekød vil være påvirket af hvor høje udbytter, der opnås i afgrøderne på marken, hvis planteproduktionen indgår i miljøvurderingen af svineproduktionen. Det skal bemærkes, at de ekstra emissioner, som anvendelse af husdyrgødning giver anledning til i forhold til anvendelse af handelsgødning under alle omstændigheder skal belaste husdyrproduktionen.

Ved bench-marking af nøgletal for miljøpåvirkninger ved produktion af svinekød får man derfor det bedste udtryk for forskellene i miljøpåvirkninger fra selve svineproduktionen ved at holde planteproduktionen på de pågældende bedrifter uden for beregningerne. Nøgletal for miljøpåvirkninger ved produktion af mælk omfatter også grovfoderproduktionen, fordi det er en integreret del af mælkeproduktionen. Produktion af salgsafgrøder på kvægbrug bør ideelt set holdes uden for beregningerne, men det kan være problematisk i praksis, fordi salgsafgrøderne ofte produceres i et sædskifte med grovfoderafgrøderne. Nøgletal for mælk kan også påvirkes af omfanget af slagtekalveproduktion på kvægbedriften. Det bedste udtryk for forskellene i miljøpåvirkninger fra selve mælkeproduktionen fås derfor hvis slagtekalveproduktionen holdes udenfor beregningerne eller hvis slagtekalveproduktionen har nogenlunde samme omfang på de bedrifter, der sammenlignes.

4.1 Sammenligningstal baseret på nøgletal fra bedrifter

Hvis der findes nøgletal for miljøpåvirkninger for et vist antal bedrifter med samme hovedprodukt, kan der beregnes sammenligningstal, der f.eks. er udtryk for, hvordan disse bedrifter i gennemsnit har præsteret. Sammenligningstal, der er angiver "Bedste praksis" kan f.eks. baseres på tallene for den fjerdedel eller femtedel af bedrifterne, der har de mindste miljøpåvirkninger pr. produkt.

Der findes pt. kun nøgletal for enkeltbedrifter fra de cases, der er regnet på i dette projekt. I kapitel 6 er der beregnet sammenligningstal for mælk og svinekød baseret på data for 16 landbrugsbedrifter.

4.2 Sammenligningstal baseret på typelandbrug

I basisprojektet er der udarbejdet nøgletal for 31 typelandbrug, der tilsammen repræsenterer hele dansk landbrug. I princippet er nøgletallene udtryk for, hvordan bedrifter hørende til en bestemt type med samme hovedprodukt i gennemsnit har præsteret. Tallene fra typelandbrugene kan anvendes som sammenligningsgrundlag i stedet for sammenligningstal baseret på data fra enkeltbedrifter.

Nøgletallene for typelandbrugene er baseret på regnskabsdata for 1999, hvorfor man skal være opmærksom på, at nøgletallene ikke tager højde for udviklingen siden da. Under hver enkelt type indgår en vægtet blanding af staldsystemer og husdyrgødningstyper.

Tabel 4.1 Potentiel miljøpåvirkning ved øget efterspørgsel efter planteprodukter. Data fra typelandbrug (Basisprojektet), august 2004. Kan anvendes som sammenligningstal.

Produkt	Drivhuseffekt g CO ₂ -ækviv./kg	Forsuring g SO ₂ -ækviv./kg	Nærings salt- belastning g NO ₃ -ækviv./kg	Arealforbrug m ² år/kg
Vinterhvede	708	5,3	65	1,5
Brødhvede	847	6,1	78	1,5
Vinterbyg	615	5,4	43	1,7
Vårbyg	654	5,8	57	2,0
Havre	566	6,0	33	2,3
Vinterrug	716	6,0	68	2,0
Markært	500	5,2	24	3,1
Rapsfrø	1.510	11,8	149	3,5
Kartofler	157	1,2	14	0,3
Sukkerroer	58	0,6	2	0,2

Tabel 4.2 Potentiel miljøpåvirkning ved øget efterspørgsel efter mælk, svinekød og oksekød. Data fra typelandbrug (Basisprojektet), august 2004. Kan anvendes som sammenligningstal.

Produkt	Drivhuseffekt g CO ₂ -ækviv./kg	Forsuring g SO ₂ -ækviv./kg	Nærings salt- belastning g NO ₃ -ækviv./kg	Arealforbrug m ² år/kg
Mælk	1.180	10	52	1,4
Svinekød	3.010	40	214	6,8
Oksekød, kødkvæg	20.900	191	1.740	28,1

4.3 Bench-marking kræver nøgletal fra flere bedrifter

Talmaterialet fra individuelle bedrifter er endnu så spinkelt, at grundlaget for bench-marking mellem bedrifter i praksis er utilfredsstillende. Det er også nødvendigt at talmaterialet løbende opdateres. Der er derfor behov for, at der årligt foretages beregninger af nøgletal pr. produkt for så mange bedrifter, at det meste af den variation, der findes i praksis, bliver afspejlet i talmaterialet.

For at forbedre grundlaget for bench-marking kan det anbefales, at der gennemføres beregninger af nøgletal for miljøpåvirkninger pr. produkt på nogle af de bedrifter, der i forvejen udarbejder grønne regnskaber. Det vurderes, at det er nødvendigt med et økonomisk tilskud til denne opgave, da der for den enkelte driftsleder endnu ikke er tilstrækkelige incitamenter til at gøre det uden økonomisk kompensation.

5 Usikkerhed ved beregning af nøgletal for miljøpåvirkninger

Det har været et mål i projektet at udvikle og beskrive en metode til at beregne og formidle usikkerheder på nøgletal for miljøpåvirkninger pr. produkt af gård (beregnet for enkeltbedrifter). Usikkerhederne skal bl.a. bruges til at vurdere, hvornår der er en sikker forskel mellem to bedrifters nøgletal. Det er beskrevet i kapitel 3, hvordan nøgletallene beregnes. I disse beregninger indgår eksterne og interne emissioner. De eksterne emissioner er beregnet ud fra standardtal for de produkter, der er anvendt på bedriften. Tallene stammer fra basisprojektet. Der er ikke beregnet usikkerheder på disse emissionsdata. De interne emissioner er beregnet ud fra inputdata og emissionskoefficienter (f.eks. lattergasemissioner) eller simple modeller (f.eks. nitratudvaskning) samt bedriftens næringsstofregnskab.

I dette projekt er der ikke arbejdet med usikkerhederne på de anvendte emissionskoefficienter for f.eks. lattergas, metan og ammoniak. Der er generelt tale om enten internationalt eller nationalt anerkendte og anvendte koefficienter. Det ligger uden for dette projekts rammer at analysere og fastsætte usikkerheder for disse koefficienter. Det kan også anføres, at standardtallene til beregning af eksterne emissioner og emissionskoefficienterne til beregning af de interne emissioner er ens for alle bedrifter.

Forskelle i nøgletallene mellem bedrifter vil i høj grad være bestemt af bedrifternes næringsstofregnskaber. Emissioner af ammoniak, nitrat og fosfat samt ændringer i jordpuljen afstemmes med bedriftens næringsstofregnskab. I dette projekt beskrives en metode til beregning af usikkerheder på næringsstofregnskaber med udgangspunkt i usikkerheden på de enkelte poster i næringsstofregnskabet. Metodens formål er at synliggøre den usikkerhed, der er forbundet med at opgøre de enkelte poster i næringsstofregnskabet og den samlede effekt på næringsstofoverskuddet.

5.1 Baggrund og metode

I studier af bedrifters næringsstofregnskaber ses sjældent en stringent vurdering af usikkerheden på de enkelte poster, endside den samlede næringsstofbalance, og der kendes ingen eksempler fra Danmark. Kvælstofoverskuddet for en landbrugsbedrift beregnes via et regnskab over poster for kvælstof tilført bedriften via atmosfæren, dyr, foder, gødning og poster for kvælstof bortført fra bedriften med solgt kød, mælk, æg, husdyrgødning og afgrøde. Med undtagelse af posten for N fikseret fra luften fremkommer mængden af N i hver enkelt post som produktet af et kvantum og en koncentration. Poster med bilag for både kvantum og koncentration, f.eks. mælkesalg og indkøbt handelsgødning, er relativt sikre, mens køb og salg af husdyrgødning og korn mellem bedrifter samt N-fiksering og forskydninger i statuslagre er relativt usikre. Mængden af N fikseret fra luften fastlægges ud fra empiriske modeller korrigeret for gødskning og udbytte i de fikserende afgrøder (Kristensen et al., 2004b).

Enhver måling af enten kvantum (typisk vejning) eller koncentration (typisk kemisk analyse) er forbundet med en måleusikkerhed, der i princippet kan kvantificeres. Under praktiske forhold er det ikke muligt at analysere alle varer eller produkter, som bedriften udveksler med omgivelserne. Derfor vil opgørelsen af et N-overskud til en vis grad inddrage standardværdier typisk på koncentrationer af tørstof, protein eller total-N. Enhver standardværdi er udtryk for et gennemsnit med en spredning, der kan estimeres. Både måleusikkerheden og den naturlige variation omkring en standardværdi skaber en vis variabilitet eller usikkerhed for størrelsen af både en given post i N-regnskabet og den samlede N-balance på en bedrift.

Kendes usikkerheden på hver af de enkelte variable, der indgår i beregningen af næringsstofbalancen, kan usikkerheden på summen af inputvariable henholdsvis outputvariable samt differencen mellem disse beregnes under forudsætning af, at usikkerhederne for de enkelte variable er uafhængige. Hertil benyttes nogle statistiske metoder.

Usikkerheden karakteriseres oftest ved en af følgende termer:

Varians. Kan betragtes som den gennemsnitlige kvadratiske afvigelse mellem den estimerede værdi og den sande værdi (den værdi man ville få hvis man kunne bestemme værdien uden usikkerhed). Variansen betegnes oftest med symbolet σ^2 .

Spredning. Er kvadratroden af variansen og måles i samme enhed, som variabelen - her kg N/ha og betegnes her med symbolet σ og er givet ved $\sigma = \sqrt{\sigma^2}$.

Variationskoefficienten. Er den relative spredning udtrykt i procent af middelværdien. Den betegnes oftest med symbolet CV og er givet ved $CV = 100 \times \sigma / \mu$, hvor μ er middelværdien.

For summer og differencer af to eller flere uafhængige variable gælder, at variansen på summen eller differencen er summen af varianserne på hver af de enkelte variable. Betegner vi variableerne x_1, x_2, \dots og x_n får vi, at variansen på summen af disse eller differencen mellem disse bliver $\sigma_{x_1}^2 + \sigma_{x_2}^2 + \dots + \sigma_{x_n}^2$,

dvs. at spredningen på en sum eller differens bliver $\sqrt{\sigma_{x_1}^2 + \sigma_{x_2}^2 + \dots + \sigma_{x_n}^2}$.

Beregningen forudsætter uafhængige variable, hvilket er antaget.

For produktet eller kvotienten mellem to eller flere uafhængige variable gælder, at den kvadrerede variationskoefficient på produktet/kvotienten tilnærmelsesvis er lig med summen af de kvadrerede variationskoefficienter.

Betegner vi igen variableerne x_1, x_2, \dots og x_n , bliver variationskoefficienten på produktet eller kvotienten for disse tilnærmelsesvis $\sqrt{CV_{x_1}^2 + CV_{x_2}^2 + \dots + CV_{x_n}^2}$.

Tilnærmelsen er bedre jo mindre variationskoefficienterne er, og regnes normalt at være tilfredsstillende, hvis variationskoefficienterne er mindre end ca. 30 %.

Kender man spredningen på en normalfordelt variabel, kan man beregne et 95 % konfidensinterval for den sande værdi som den estimerede værdi $\pm 2 \times$ spredningen, dvs. $x \pm 2\sigma_x$.

5.2 Variationskoefficienter for enkel tposter

Som grundlag for at beregne den samlede usikkerhed er spredning og variationskoefficienter for de enkelte poster i næringsstofregnskabet kvantificeret ud fra den i afsnit 5.1 beskrevne metode. Tabel 5.1 rummer en oversigt over antagne spredninger på kvantum og indhold for hver post i næringsstofregnskabet. De viste spredninger er udtryk for et konservativt skøn. Den usikkerhed, der videre beregnes som kvadratroden af summerede varianskoefficienter, antages dermed at være udtryk for den relative usikkerhed på kvælstofindholdet - under forudsætning af, at variablerne er uafhængige (f.eks. at der ikke er nogen tendens til, at proteinprocenten stiger/falder med stigende tørstofprocent).

Tabel 5.1 Variationskoefficienter for de enkelte poster i et næringsstofregnskab

	Antagne spredninger, % enheder			Variationskoefficient, %			
	Vare- mængde	Tørstof	Protein- el. N-indhold	Vare- mængde	Tørstof	Protein el. N-indhold	I alt
Inputposter							
Handelsgødning	2,0		1,0	2,0		4,8	5,2
Husdyrgødning	5,0		0,6	5,0		15,0	15,8
Udsæd	2,0	1,0	1,0	2,0	1,18	9,1	9,4
Foderblandinger	2,0	1,0	1,0	2,0	1,11	3,3	4,0
Foderkorn	2,0	1,0	1,0	2,0	1,18	9,1	9,4
Grovfoder købt	10,0	5,0	1,5	10,0	14,3	8,3	19,3
Halm	2,0	3,0	0,7	2,0	3,53	17,5	18,0
Dyr	2,0		0,01	2,0		3,7	4,2
N-fiksering							25,0
Deposition							30,0
Outputposter							
Mælk	1,0		0,1	1,0		2,9	3,1
Dyr	2,0		0,01	2,0		3,7	4,2
Korn	2,0	1,0	1,0	2,0	1,18	9,1	9,4
Andre salgsafgr.	2,0	1,0	5,0	2,0	1,11	20,0	20,3
Husdyrgødning	5,0		0,6	5,0		15,0	15,8
Lagerbeholdn.							
Korn mv.	10,0	1,0	1,0	10,0	1,18	9,1	13,6
Grovfoder	15,0	5,0	3,0	15,0	14,3	16,7	26,6
Husdyrgødning	15,0		0,6	15,0		15,0	21,2

I bilag D er vist en komplet oversigt over forudsætninger for de i tabel 5.1 viste variationskoefficienter.

5.2.1 Eksempel på beregning af variationskoefficient

I det følgende er givet et eksempel på beregning af variationskoefficienten for posten "Korn". Det antages, at mængden af korn er kendt via vejning, hvorimod indhold af tørstof og protein er antaget at følge henholdsvis norm og tabelværdi (85 % tørstof og 11 % protein).

<i>Variabel</i>	<i>Spredning</i>	<i>Variationskoefficient, %</i>
Varemængde	2 % af mængde vare	= 2
Tørstofindhold v. 85 % tørstof af vare	1 %-enhed af tørstofindhold	$1 \cdot 100 / 85 = 1,18$
Proteinindhold v. 11 % protein af tørstof	1 %-enhed af proteinindhold	$1 \cdot 100 / 11 = 9,09$

Proteinmængden beregnes som Varemængde \times Tørstofindhold \times Proteinindhold. Benyttes den tidligere nævnte formel for produkter kan den samlede variationskoefficient på proteinmængden i korn beregnes som:

$$\sqrt{2^2 + 1,18^2 + 9,09^2} = 9,4 \%$$

Da kvælstofindholdet blot er en konstant (0,16) ganget med proteinindholdet, bliver variationskoefficienten på kvælstofindholdet også 9,4 %. Den absolutte usikkerhed, spredningen, på kvælstofmængden kan herefter beregnes som $0,094 \cdot N$, hvor N er den bestemte (estimerede) kvælstofmængde. Her er det antaget, at N i mængden af "korn" er bestemt i én arbejdsgang. Hvis mængden i stedet er bestemt ad flere gange - og der hver gang er lavet uafhængige vejninger, vandbestemmelser og proteinbestemmelser - bliver usikkerheden mindre. Hvor meget usikkerheden bliver mindre, afhænger dels af antal uafhængige bestemmelser og af N-mængden i de enkelte partier.

5.2.2 Usikkerhed ved beregning af fiksering

Fikseringen er i rene bælgplanteafgrøder beregnet som en funktion af udbytte (Hvid, 2004), baseret direkte på koefficienter fundet i forsøg (Høgh-Jensen et al., 2003). I afgrødeblandinger af bælgplante og enkimbladede, for eksempel kløvergræs og byg/ært helsæd, beregnes fikseringen afhængigt af udbytte, udsædsmængde og N-gødskning. For kløvergræs som funktion af udbytte og N-handelsgødskning (Kristensen et al., 2004b). Usikkerheden ved denne kvantificering er høj i enkeltmarker, men mindre ved en samlet beregning for alle bedriftens marker. For kløvergræsmarker vurderes den samlede usikkerhed til 25 % på bedriftsniveau, når kun nettoudbytte og gødskning kendes. Beregningen heraf følger samme princip som i eksemplet ovenfor. I rene bælgplanteafgrøder med kendt udbytte vurderes den samlede usikkerhed ligeledes til at være 25 % på bedriftsniveau.

5.3 Variationskoefficienter for næringsstofoverskud

Variationskoefficienterne for det samlede input og output samt for næringsstofoverskuddet i et konkret næringsstofregnskab kan beregnes ud fra størrelsen af de enkelte poster og variationskoefficienterne angivet i tabel 5.1. Estimatet for spredningen på det samlede input i et næringsstofregnskab fremkommer som kvadratroden af summen af variansen på de enkelte inputposter. Spredningen på hver enkelt post beregnes som næringsstofmængde \times variationskoefficient / 100. Hvis vi betegner de enkelte inputposter x_1, x_2, \dots, x_n får vi, at spredningen på det samlede input bliver $\sqrt{\sigma_{x_1}^2 + \sigma_{x_2}^2 + \dots + \sigma_{x_n}^2}$. Spredningen på det samlede output beregnes på tilsvarende vis. Spredningen på næringsstofoverskuddet fremkommer som kvadratroden af summen af variansen på de totale input og output.

Variationskoefficienterne for det samlede input og output samt for næringsstofoverskuddet beregnes da som spredningen i procent af henholdsvis det samlede input, output og overskud.

5.4 Eksempel på beregning af usikkerhed på næringsstofregnskaber for forskellige bedriftstyper

Til illustration af betydningen af de udledte usikkerheder er i dette afsnit vist usikkerheder på næringsstofregnskaber for fire bedriftstyper, nemlig konventionelle kvægbrug, økologiske kvægbrug, svinebrug og konventionelle bedrifter med en dyretæthed under 0,7 DE pr. ha. Næringsstofregnskaberne for de fire bedriftstyper er baseret på gennemsnitstal for grønne regnskaber udarbejdet i perioden 1999-2002. Fra 1999-2002 er der samlet Grønne Regnskaber fra 326 bedrifter, der medvirkede ved udviklingen af de grønne regnskaber i årene 1999-2001 (Hvid, 2002) og fra implementeringen i 2002 (Hvid, 2003a); (Hvid, 2003b) og (Hvid, 2003c). Kvæg- og svinebedrifter er defineret som bedrifter med over 0,7 DE/ha. Planteavlsbedrifter er defineret som bedrifter med under 0,7 DE/ha.

Tabel 5.2 Antal brug, gns. areal og dyrehold på bedrifter med grønt regnskab

	Konv. kvæg	Økol. kvæg	Svin	Planteavl
Antal brug	87	42	117	80
Areal, ha i gns.	96	108	134	251
Dyretæthed, DE/ha	1,52	1,21	1,64	0,23

I tabel 5.3 er for hver bedriftstype vist størrelsen af posterne i næringsstofregnskabet samt spredningen på hver enkelt post. Spredningen er beregnet på grundlag af de variationskoefficienter, der er vist i tabel 5.1. I tabel 5.3 er medtaget start- og slutlagre af husdyrgødning og afgrøder som henholdsvis input- og outputposter i næringsstofregnskabet, hvilket svarer til den måde et næringsstofregnskab bliver præsenteret i et grønt regnskab for et landbrug. Start- og slutlagrene af husdyrgødning og afgrøder udgør en relativ stor andel af den samlede omsætning. Da der samtidig er tale om poster, der er behæftet med en forholdsvis stor usikkerhed, har netop disse poster stor betydning for usikkerheden på det beregnede kvælstofoverskud.

På de konventionelle kvægbrug knytter usikkerheden på det beregnede kvælstofoverskud sig især til lagrene af husdyrgødning og i nogen grad til kvælstoffikseringen. På de økologiske kvægbrug er det især kvælstoffikseringen, der bidrager til usikkerheden på kvælstofoverskuddet, fordi der er tale om en stor post med en stor usikkerhed. På svinebrugene indkøbes langt mere foder end på kvægbrug (opgjort pr. ha). Selv om usikkerheden på indkøbt foder er relativt lille, så bidrager det alligevel væsentligt til usikkerheden på det beregnede kvælstofoverskud, fordi der omsættes store mængder foder. På svinebrugene er det dog de store beholdninger af husdyrgødning, der bidrager mest til usikkerheden på kvælstofoverskuddet. På planteavlsbrugene er usikkerheden på kvælstofoverskuddet især knyttet til salg og beholdninger af afgrøder.

Tabel 5.3 Kvælstofregnskab for fire bedriftstyper med angivelse af spredning på alle poster inkl. start- og slutlagre af afgrøder og husdyrgødning, kg N pr. ha.

	Konv. kvæg Gennemsnit +/- spredning	Økol. kvæg Gennemsnit +/- spredning	Svin Gennemsnit +/- spredning	Planteavl Gennemsnit +/- spredning
Foder indkøbt	114 +/- 6	50 +/- 3	215 +/- 12	22 +/- 1
Handelsgødning	80 +/- 4	0 +/- 0	64 +/- 3	110 +/- 6
N-fiksering	33 +/- 8	95 +/- 24	4 +/- 1	4 +/- 1
Dyr	1 +/- 0	0 +/- 0	12 +/- 1	2 +/- 0
Deposition + udsæd	19 +/- 6	17 +/- 5	18 +/- 5	18 +/- 6
Husdyrgødning købt	17 +/- 3	17 +/- 3	15 +/- 2	22 +/- 1
Husdyrgødning, startla- ger	65 +/- 14	47 +/- 10	82 +/- 17	23 +/- 5
Afgrøder, startlager	36 +/- 6	50 +/- 10	39 +/- 3	38 +/- 7
Tilført i alt, inkl. lagre	366 +/- 20	276 +/- 28	448 +/- 22	239 +/- 12

Mælk	41 +/- 1	31 +/- 1	0 +/- 0	2 +/- 0
Dyr	9 +/- 0	6 +/- 0	102 +/- 4	10 +/- 0
Afgrøder solgt	22 +/- 3	3 +/- 0	51 +/- 6	89 +/- 10
Husdyrgødning solgt	16 +/- 3	11 +/- 2	45 +/- 7	3 +/- 1
Husdyrgødning, slutlager	65 +/- 14	47 +/- 10	83 +/- 18	23 +/- 5
Afgrøder, slutlager	40 +/- 7	58 +/- 12	38 +/- 3	41 +/- 8
Bortført i alt, inkl. lagre	192 +/- 16	157 +/- 16	319 +/- 20	168 +/- 14
Kvælstofoverskud	174 +/- 25	119 +/- 32	129 +/- 30	71 +/- 18

Hvis man vil vurdere, om der er sikker forskel mellem beregnede kvælstofoverskud for to enkelte år, er det rimeligt at medtage usikkerheden på start- og slutbeholdningerne som det er gjort i tabel 5.3. Hvis man i stedet vil vurdere om der er sikker forskel mellem beregnede kvælstofoverskud for to bedrifter set over en årrække, er det tilstrækkeligt at medtage usikkerheden på netto lagerforskydningen. Denne fremgangsmåde er anvendt i tabel 5.4 på det samme datagrundlag som i tabel 5.3. Det fremgår, at spredningen på de beregnede kvælstofoverskud bliver væsentligt reduceret, især for svinebrugene og de konventionelle kvægbrug.

Tabel 5.4 Kvælstofregnskab for fire bedriftstyper med angivelse af spredning på alle poster inkl. lagerforskydning, kg N pr. ha.

	Konv. kvæg Gennemsnit +/- spredning	Økol. kvæg Gennemsnit +/- spredning	Svin Gennemsnit +/- spredning	Planteavl Gennemsnit +/- spredning
Foder indkøbt	114 +/- 6	50 +/- 3	215 +/- 12	22 +/- 1
Handelsgødning	80 +/- 4	0 +/- 0	64 +/- 3	110 +/- 6
N-fiksering	33 +/- 8	95 +/- 24	4 +/- 1	4 +/- 1
Dyr	1 +/- 0	0 +/- 0	12 +/- 1	2 +/- 0
Deposition + udsæd	19 +/- 6	17 +/- 5	18 +/- 5	18 +/- 6
Husdyrgødning købt	17 +/- 3	17 +/- 3	15 +/- 2	22 +/- 1
Tilført i alt	265 +/- 13	179 +/- 25	327 +/- 14	178 +/- 9
Mælk	41 +/- 1	31 +/- 1	0 +/- 0	2 +/- 0
Dyr	9 +/- 0	6 +/- 0	102 +/- 4	10 +/- 0
Afgrøder solgt	22 +/- 3	3 +/- 0	51 +/- 6	89 +/- 10
Husdyrgødning solgt	16 +/- 3	11 +/- 2	45 +/- 7	3 +/- 1
Bortført i alt	88 +/- 4	51 +/- 2	198 +/- 10	104 +/- 10
Lagerforskydning, husdyrgødning	0 0	-1 0	-1 0	0 0
Lagerforskydning, afgrøder	-4 1	-8 2	0 0	-3 0
Kvælstofoverskud	174 +/- 14	119 +/- 25	129 +/- 17	71 +/- 13

5.5 Betydning af usikkerheden på næringsstofregnskabet for usikkerheden på nøgletalene for miljøpåvirkning pr. produkt

I regnearket Emipro beregnes ammoniakfordampning, denitrifikation, nitratudvaskning og ændringer i jordpuljen i første omgang ud fra emissionskoefficienter og simple modeller. Efterfølgende korrigeres de beregnede værdier, så summen af emissionerne og ændringen i jordpuljen stemmer med det beregnede kvælstofoverskud for bedriften. Det betyder, at usikkerheden på kvælstofoverskuddet bliver overført forholdsmæssigt til de nævnte emissioner. Ud over den ovenfor beregnede usikkerhed kommer en ukendt usikkerhed på fordelingen af kvælstofoverskuddet på de nævnte poster. Disse usikkerheder er ikke uafhængige, da en overvurdering af én post betyder at en anden post er undervurderet. Eftersom ændringen i jordpuljen er beregnet uafhængigt af bedriftens N-omsætning, og usikkerhederne på tab af

ammoniak og nitratudvaskning ikke er kendte, er det måske ikke korrekt at korrigere alle emissionerne proportionalt. Dette skal afvejes med den relativt store men ukendte usikkerhed, der er på beregningerne af især tabene af ammoniak, nitratudvaskning og jordpuljeændring under alle omstændigheder.

Hvis man i stedet for ovennævnte fremgangsmåde beregner nitratudvaskningen som differens mellem bedriftens kvælstofoverskud og summen af beregnede værdier for ammoniakfordampning, denitrifikation og ændring i jordpuljen, bliver hele usikkerheden på det beregnede kvælstofoverskud knyttet til nitratudvaskningen.

Usikkerheden på en bedrifts næringsstofregnskab kan anvendes til at vurdere en væsentlig del af datagrundlaget for beregningen af nøgletal for miljøpåvirkninger pr. produkt. Usikkerheden på næringsstofregnskabet er en del af usikkerheden på nøgletallene pr. produkt. Det fremgår af kapitel 6, at for miljøpåvirkningerne forsurening og nærings saltbelastning udgør emissionerne af ammoniak og nitrat på bedriften en meget stor del af den samlede påvirkning. Da beregningen af disse emissionerne i stor udstrækning er bestemt af bedriftens næringsstofbalance, vurderes det, at der er en sammenhæng mellem usikkerhed på næringsstofbalancen og den samlede usikkerhed på nøgletallene for de to miljøpåvirkninger.

Emissioner af lattergas og metan, der vejer tungt i forbindelse med miljøpåvirkningen drivhuseffekt, bliver beregnet på grundlag af emissionskoefficienter, der kun i begrænset omfang tager højde for individuelle forhold på bedriften. Derfor er der risiko for, at nøgletal for drivhuseffekt er mere usikre end de øvrige nøgletal.

Referencer

Anon., 2002: Model for frivillige grønne regnskaber for landbrugsbedrifter. <http://www.lr.dk/planteavl/diverse/ModelGR.htm>. Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret.

Halberg, N., 1999: Indicators of resource use and environmental impact for use in a decision aid for Danish livestock farmers. *Agric Ecosyst Environ* 76, 17-30.

Høgh-Jensen, H. and Kristensen, E. S., 1995: ESTIMATION OF BIOLOGICAL N-2 FIXATION IN A CLOVER-GRASS SYSTEM BY THE N-15 DILUTION METHOD AND THE TOTAL-N DIFFERENCE METHOD. *Nitrogen leaching in ecological agriculture* 11(1-4):203-219.

Høgh-Jensen, H., Loges, R., Jensen, E. S., Jørgensen, F. V. and Vinther, F. P., 2003: Empirical model for quantification of symbiotic nitrogen fixation in leguminous crops. *Agricultural Systems* <http://www.orgprints.org/>, 1-31.

Hvid, S. K., 2002: Næringsstofoverskud på kvæg-, svine- og planteavlsbedrifter i demonstrationsprojekt med grønne regnskaber 1999 og 2000. <http://www.lr.dk/planteavl/informationsserier/planteavlsorientering/lp11-011.htm> 11-011. Planteavlsorientering. Landskontoret for Planteavl.

Hvid, S. K. 2002a: Grønt Regnskab. Beskrivelse af de enkelte posters beregning i næringsstofregnskabet.

http://www.lr.dk/edb/informationsserier/bedriftsloesning/gr_fn001_naeringsstof290802.htmFN001. Landskontoret for Planteavl. BEDRIFTSLØSNING. Fagligt nyt - Grønt regnskab.

Hvid, S. K., 2003a: Næringsstofregnskaber for kvægbrug 2002. <http://www.lr.dk/planteavl/informationsserier/planteavlsorientering/pl07-474.htm>[07-474]. Planteavlsorientering. Landscentret, Planteavl.

Hvid, S. K., 2003b: Næringsstofregnskaber for planteavlsbrug 2002. <http://www.lr.dk/planteavl/informationsserier/planteavlsorientering/pl07-476.htm>[07-476]. Planteavlsorientering. Landscentret, Planteavl.

Hvid, S. K., 2003c: Næringsstofregnskaber for svinebrug 2002. <http://www.lr.dk/planteavl/informationsserier/planteavlsorientering/pl07-475.htm>[07-475]. Planteavlsorientering. Landscentret; Planteavl.

Hvid, S. K., 2004: Beregning af kvælstoffiksering. <http://www.lr.dk/system/soegning/search.asp.07-497>. Planteavlsorientering. Landscentret; Planteavl.

Kristensen, E. S. and Kristensen, I. S., 1992: Analyse af kvælstofoverskud og -effektivitet på økologiske og konventionelle kvægbrug. Statens Husdyrbrugsforsøg. Beretning nr. 710:1-59.

Kristensen, I. S., Kristensen, T. and Nielsen, A. H., 2004a: Omlægning til økologisk mælkeproduktion - konsekvenser for kvælstofomsætning, -udnyttelse og tab. I "Forbedret kvælstofudnyttelse i marken og effekt på kvælstoftab". Danmarks JordbrugsForskning. DJF rapport Markbrug nr. 103:154-174.

6 Nøgletal for landbrugsbedrifter

I dette afsnit præsenteres resultaterne af de beregninger af nøgletal for miljøpåvirkninger, der er udført for 16 landbrug (cases). Formålet med at beregne nøgletal for konkrete bedrifter har været dels at opnå erfaringer med beregning af nøgletal i praksis og dels at opnå viden om, hvordan tallene varierer og hvad der påvirker tallene. Fra projektets start blev der arbejdet med fire landbrug. Disse fire landbrug blev udvalgt, så de repræsenterede en bred vifte af faglige problemstillinger i forbindelse med beregning af nøgletal for miljøpåvirkninger pr. produceret enhed. Arbejdet med disse fire bedrifter har været med til at afdække mangler og uhensigtsmæssigheder i beregningsmetode og datagrundlag.

Senere i projektet er der udvalgt yderligere 12 bedrifter, der producerer enten mælk eller svinekød. De udvalgte bedrifter er ikke repræsentative for hverken mælkeproduktionen eller svineproduktionen i Danmark. De repræsenterer kun en del af den variation, der findes mellem landbrugsbedrifter.

De 16 landbrug er alle studielandbrug. Datagrundlaget for beregningerne er de data, der er tilgængelige via studielandbrugsdatabasen. Der er gode data for foderindkøb, foderforbrug, produkter, gødning og næringsstofomsætning i det hele taget. Data vedr. energiforbrug er derimod usikre og utilstrækkelige. Det har ikke været muligt at fremskaffe pålidelige data for alle bedrifter. Derfor er energiforbrug baseret på standardtal fra basisprojektet. Standardtal for energiforbrug i svineproduktionen er hentet fra bedriftstype 20-1 og 20-2. For kvægproduktionen er standardtallene hentet fra bedriftstype 17. Det betyder, at den reelle variation i energiforbrug på de 16 landbrug ikke kommer til udtryk i de beregnede nøgletal.

Beregningerne af emissioner og miljøpåvirkninger er foretaget med regnearket 'Emipro'. Arbejdet med at gennemføre de konkrete beregninger har givet anledning til en lang række tilpasninger af programmet, så det kan håndtere data for de forskellige bedrifter. Beregninger i 'Emipro' er kontrolleret ved at gennemføre tilsvarende beregningerne i programmet 'Simapro' (www.pre.nl) med de samme emissionsdata.

6.1 Nøgletal for miljøpåvirkninger pr. kg svinekød ab gård

Der er udført beregninger for fire bedrifter med søer, der både producerer smågrise og slagtesvin. Én af bedrifterne (95026) sælger over halvdelen af de smågrise, der produceres på bedriften. To bedrifter sælger en mindre andel af de producerede smågrise og på én bedrift (00082) opfedes alle de smågrise, der produceres (tabel 6.1).

I tabel 6.1 og 6.2 er svinebedriftenes kvælstof- og fosforoverskud sammenholdt med sammenligningstal (anført i parentes) for kvælstof- og fosforoverskud på svinebedrifter med samme dyretæthed og jordtype. Sammenligningstallene angiver det gennemsnitlige kvælstof- og fosforoverskud på et stort antal svinebrug i 2002. Hvis f.eks. en bedrifts kvælstofoverskud er lavere end sammenligningstallet, så har bedriften

overordnet set en kvælstofudnyttelse, der er bedre en gennemsnittet for svinebrug med samme jordtype og dyretæthed.

Tabel 6.1 bedrifter med søer (producerer både smågrise og slagtesvin).

	Bedrift nr.			
	00082	96022	95026	95017
Regnskabsår	2000	2002	2002	2002
Beliggenhed, amt	Nordjyll.	Århus	Århus	Ribe
Jordtype, JB nr.	4	6	3	3
Dyrket areal, ha	78	143	117	120
Besætning, DE	151	353	255	243
Dyretæthed, DE/ha ¹	1,7	1,5	1,7	1,7
N-overskud, kg N/ha ²	149 (138)	123 (118)	153 (154)	186 (154)
P-overskud, kg P/ha ²	12 (7)	4 (5)	19 (15)	22 (15)
Hjemmebl. foder	Ja	Ja	Ja	Nej
Slagtesvin solgt, kg	283.128	653.058	534.600	495.666
Smågrise solgt, kg	0	42.490	135.828	25.343
Salgsafgrøder	Ja	Markært	Raps	Vårbyg

- 1) Inkl. modtaget og afsat husdyrgødning
- 2) Sammenligningstal er anført i parentes

Der er endvidere beregnet nøgletal for miljøpåvirkninger for fem bedrifter med produktion af slagtesvin. Disse bedrifter har også en betydelig produktion af salgsafgrøder.

Tabel 6.2 bedrifter med slagtesvin (ingen søer).

	Bedrift nr.				
	95041	96071	96072	00041	96074
Regnskabsår	2002	2002	2002	2002	2002
Beliggenhed, amt	Fyn	Vestsjæll.	Vestsjæll.	Fyn	Vestsjæll.
Jordtype, JB nr.	4	6	6	6	6
Dyrket areal, ha	98	130	158	370	139
Besætning, DE	207	119	89	203	42
Dyretæthed, DE/ha ³	1,7	1,0	0,8	1,3	0,7
N-overskud, kg N/ha ⁴	119 (138)	82 (91)	73 (80)	93 (107)	68 (75)
P-overskud, kg P/ha	4 (7)	12 (1)	3 (0)	9 (3)	5 (-1)
Hjemmebl. foder	Nej	Nej	Nej	Delvis	Nej
Slagtesvin, kg	605.630	323.648	249.799	520.579	123.830
Salgsafgrøder	Korn og roer	Korn, frø, roer	Korn, frø, roer	Korn og roer	Korn, frø, roer

- 3) Inkl. modtaget og afsat husdyrgødning
- 4) Sammenligningstal er anført i parentes

For alle 9 svinebedrifter er nøgletallene pr. kg svinekød beregnet efter to forskellige metoder. Ved **metode A** indgår data for hele bedriften og miljøpåvirkningerne for de produkter, som salgsafgrøderne fortrænger er indregnet. Ved **metode B** er beregningerne alene udført for svineproduktionerne på de fem bedrifter. Hele markproduktionen er således skilt fra. Det betyder, at et evt. forbrug af hjemmeavlet foder indregnes på linie med indkøbt foder og hele produktionen af husdyrgødning ab lager indregnes som om den afsættes. Uanset, at husdyrgødningen regnes som afsat, så bliver de ekstra emissioner, som anvendelse af den producerede husdyrgødning er anledning til i forhold til anvendelse af handelsgødning, indregnet i miljøpåvirkningerne fra svineproduktionen.

De beregnede nøgletal for de fire bedrifter med søer er præsenteret i tabel 6.3. For én af bedrifterne (00082) har det kun været muligt at beregne nøgletallene efter metode A. I gennemsnit er der ikke så stor forskel på, om tallene er beregnet efter den ene eller den anden metode. Men især for miljøpåvirkningen nærings saltbelastning er der stor forskel på de enkelte bedrifter. De beregnede tal er sammenholdt med nøgletal fra basisprojektet.

Tabel 6.3 Nøgletal for potentiel miljøpåvirkning ved produktion af svinekød på bedrifter med søer 2002. Beregnet efter både metode A og B.

Bedrift	Drivhuseffekt g CO ₂ -ækviv./kg		Forsuring g SO ₂ -ækviv./kg		Nærings salt- belastning g NO ₃ -ækviv./kg		Arealforbrug m ² /kg	
	A	B	A	B	A	B	A	B
00082*	2.442		27		84		4,8	
96022	2.792	3.039	36	41	109	173	5,3	6,2
95026	3.031	2.819	36	35	192	157	6,0	5,5
95017	3.151	3.033	47	45	186	166	5,6	5,9
Gns. 3 bedrifter	2.991	2.964	40	40	162	165	5,6	5,9
Reference (basisprojekt)	3.010		40		214		6,8	

*) Bedrift 00082 indgår ikke i gennemsnittet.

Tabel 6.4 Nøgletal for potentiel miljøpåvirkning ved produktion af svinekød på bedrifter med slagtesvin 2002. Beregnet efter både metode A og B.

Bedrift	Drivhuseffekt g CO ₂ -ækviv./kg		Forsuring g SO ₂ -ækviv./kg		Nærings salt- belastning g NO ₃ -ækviv./kg		Arealforbrug m ² /kg	
	A	B	A	B	A	B	A	B
95041	3.031	3.192	38	38	176	167	5,8	5,8
96071	2.705	2.925	33	38	117	176	5,3	5,5
96072	2.803	2.875	30	37	94	170	5,6	5,6
00041	1.320	2.638	25	37	65	168	5,0	6,2
96974	1.869	3.008	31	47	-3	193	3,8	5,6
Gns. 5 bedrifter	2.346	2.928	31	39	90	175	5,1	5,7
Reference (basisprojekt)	3.010		40		214		6,8	

I tabel 6.4 er vist de beregnede nøgletal for de fem bedrifter med slagtesvin. På disse bedrifter er der en stor produktion af salgsafgrøder. Miljøpåvirkningerne fra fortrængte produkter kommer dermed til at veje tungt i beregningerne. Det betyder i en række tilfælde, at der er meget stor forskel på nøgletallene pr. kg svinekød afhængig af, om beregningerne er udført efter metode A eller B. Ved metode A får effektiviteten i produktionen af salgsafgrøderne indflydelse på nøgletallene for svineproduktionen, fordi jo mere effektivt salgsafgrøderne produceres jo mindre bliver de beregnede nøgletal for svineproduktionen, selv om effektiviteten i svineproduktionen ikke er ændret. Disse beregninger viser, som der også er argumenteret for i kapitel 3, at metode A ikke er hensigtsmæssig, hvis nøgletallene pr. kg svinekød alene skal afhænge af selve svineproduktionen. Det er reelt kun nøgletal beregnet efter metode B, der kan anvendes til sammenligning (bench-marking) mellem bedrifter.

I det følgende er de enkelte miljøpåvirkninger kommenteret nærmere.

6.1.1 Potentiel drivhuseffekt ved produktion af svinekød

I tabel 6.5-6.8 er for hver svinebedrift vist de beregnede tal for de vigtigste emissioner, der bidrager til miljøpåvirkningen drivhuseffekt. Interne emissioner er de emissioner, der fysisk finder sted på bedriften. Eksterne emissioner er de emissioner, der har fundet sted i forbindelse med fremstilling og transport af de hjælpestoffer (input), der anvendes på bedriften.

Det største bidrag til drivhuseffekten kommer fra lattergas. Afhængig af bedriftstype og opgørelsesmetode udgør det mellem 41 og 50 % af den samlede drivhuseffekt opgjort som CO₂-ækvivalenter. Det næststørste bidrag

til drivhuseffekt kommer fra metan, der udgør mellem 24 og 33 %. Beregningerne af emissionerne af lattergas og metan er baseret på nogle forholdsvis usikre emissionskoefficienter. Da netop disse to emissioner vejer så tungt, bliver beregningen af den samlede drivhuseffekt usikker.

Den største forskel i drivhuseffekt mellem beregningsmetode A og B ses for bedrifterne 00041 og 96074. Det skyldes, at de to bedrifter har en stor produktion af salgsafgrøder i forhold til svineproduktionen og høje udbytter i afgrøderne. På bedrifterne med søer udgør miljøpåvirkningerne fra fortrængte produkter kun 10 % i gennemsnit (tabel 6.5). På bedrifterne med slagtesvin udgør miljøpåvirkningerne fra fortrængte produkter hele 44 %.

Tabel 6.5 emissioner, der bidrager til potentiel drivhuseffekt ved produktion af svinekød på bedrifter med søer 2002, kg CO₂-ækviv. Beregnet efter metode A.

	Bedrift nr.				Andel gns. %
	00082	96022	95026	95017	
Interne emissioner					
Kuldioxid	62.823	114.859	106.217	73.733	5
Metan	313.898	745.672	519.535	528.445	30
Lattergas	198.205	394.167	281.992	301.602	17
Eksterne emissioner					
Kuldioxid	180.574	360.037	285.448	490.981	19
Metan	20.146	27.111	8.652	35.007	1
Lattergas	232.319	435.415	417.394	722.769	26
Andre emissioner	-1.723	2.597	121.517	3.995	2
Hele bedriftens produktion	1.006.242	2.079.857	1.740.755	2.156.531	100
Fortrængte produkter	-314.772	-137.722	-120.528	-514.729	16
Svineproduktionen	691.470	1.942.135	1.620.228	1.641.802	84
g CO ₂ -ækviv. pr. kg kød	2.442	2.792	3.031	3.151	

Tabel 6.6 Emissioner, der bidrager til potentiel drivhuseffekt ved produktion af svinekød på bedrifter med søer 2002, kg CO₂-ækviv. Beregnet efter metode B.

	Bedrift nr.				Andel gns. %
	00082	96022	95026	95017	
Interne emissioner					
Kuldioxid		72.330	66.187	49.593	3
Metan		744.337	518.441	527.230	31
Lattergas		133.339	71.641	87.698	5
Eksterne emissioner					
Kuldioxid		489.071	327.334	415.867	21
Metan		34.629	11.445	29.820	1
Lattergas		879.596	569.838	638.024	36
Andre emissioner		4.867	121.932	3.955	2
Hele bedriftens produktion		2.358.169	1.686.817	1.752.187	100
Fortrængte produkter		-244.489	-179.858	-172.064	10
Svineproduktionen		2.113.679	1.506.959	1.580.123	90
g CO ₂ -ækviv. pr. kg kød		3.039	2.819	3.033	

Tabel 6.7 Emissioner, der bidrager til potentiel drivhuseffekt ved produktion af svinekød på bedrifter med slagtesvin 2002, kg CO₂-ækviv. Beregnet efter metode A.

	Bedrift nr.					Andel gns. %
	95041	96071	96072	00041	96074	
Interne emissioner						
Kuldioxid	54.374	54.858	60.383	160.273	56.567	5
Metan	472.442	255.658	188.646	410.074	93.175	18
Lattergas	225.160	224.192	264.389	620.549	222.338	20
Eksterne emissioner						
Kuldioxid	487.738	276.045	244.298	331.034	148.241	19
Metan	186.375	94.752	78.603	96.243	35.427	6
Lattergas	791.442	439.311	388.659	492.885	245.956	30
Andre emissioner	4.711	2.529	1.870	48.009	1.202	1
Hele bedriftens produktion	2.222.242	1.347.346	1.226.848	2.159.067	802.907	100
Fortrængte produkter	-386.831	-471.986	-526.675	-1.472.091	-571.435	44
Svineproduktionen	1.835.410	875.359	700.173	686.976	231.472	56
g CO ₂ -ækviv. pr. kg kød	3.031	2.705	2.803	1.320	1.869	

Tabel 6.8 Emissioner, der bidrager til potentiel drivhuseffekt ved produktion af svinekød på bedrifter med slagtesvin 2002, kg CO₂-ækviv. Beregnet efter metode B.

	Bedrift nr.					Andel gns. %
	95041	96071	96072	00041	96074	
Interne emissioner						
Kuldioxid	15.155	11.570	8.613	20.820	3.999	1
Metan	471.397	254.391	187.130	406.358	91.775	25
Lattergas	61.040	34.728	18.813	51.017	27.567	3
Eksterne emissioner						
Kuldioxid	464.703	237.248	184.595	293.478	90.531	22
Metan	185.073	91.728	73.773	94.185	30.198	8
Lattergas	769.038	386.224	304.888	632.666	150.009	39
Andre emissioner	4.385	2.379	1.854	49.038	770	1
Hele bedriftens produktion	1.970.792	1.018.266	779.666	1.547.561	394.849	100
Fortrængte produkter	-37.754	-71.437	-61.670	-174.085	-22.384	6
Svineproduktionen	1.933.037	946.829	718.096	1.373.476	372.465	94
g CO ₂ -ækviv. pr. kg kød	3.192	2.925	2.875	2.638	3.008	

6.1.2 Potentiel forsuring ved produktion af svinekød

I tabel 6.9-6.12 er for hver svinebedrift vist de beregnede tal for de vigtigste emissioner, der bidrager til miljøpåvirkningen forsuring. Ammoniak bidrager langt mest til forsuringen. Det udgør mellem 83 og 85 % af den samlede forsuring opgjort som SO₂-ækvivalenter. Langt det meste af ammoniak-emissionen finder sted på bedrifterne.

For bedrifterne med søer er der ikke stor forskel mellem de beregnede tal for forsuring efter henholdsvis metode A og B. For bedrifter med slagtesvin og en stor planteproduktion bliver forskellen mellem tallene for forsuring ved produktion af svinekød på de enkelte bedrifter langt mindre, når tallene opgøres efter metode B. Det vurderes, at tallene opgjort efter metode B (tabel 6.12) bedst kan anvendes til bench-marking mellem bedrifterne.

Tabel 6.9 Emissioner, der bidrager til forsyning ved produktion af svinekød på bedrifter med søer 2002, kg SO₂-ækviv. Beregnet efter metode A.

	Bedrift nr.				Andel gns. %
	00082	96022	95026	95017	
Interne emissioner					
Ammoniak	8.371	21.569	15.365	20.964	78
Svovldioxid	87	169	150	128	1
Nitrogenoxider	260	512	416	435	2
Eksterne emissioner					
Ammoniak	485	341	1.029	3.564	6
Svovldioxid	730	1.592	1.085	1.623	6
Nitrogenoxider	355	676	687	1.359	4
Andre emissioner	14	631	1.417	637	3
Hele bedriftens produktion	10.600	25.490	20.149	28.710	100
Fortrængte produkter	-2.973	-759	-754	-4.032	10
Svineproduktionen	7.627	24.731	19.394	24.678	90
g SO ₂ -ækviv. pr. kg kød	27	36	36	47	

Tabel 6.10 Emissioner, der bidrager til forsyning ved produktion af svinekød på bedrifter med søer 2002, kg SO₂-ækviv. Beregnet efter metode B.

	Bedrift nr.				Andel gns. %
	00082	96022	95026	95017	
Interne emissioner					
Ammoniak		20.607	12.877	17.445	72
Svovldioxid		108	100	74	0
Nitrogenoxider		135	107	92	1
Eksterne emissioner					
Ammoniak		4.647	2.653	3.390	12
Svovldioxid		1.892	1.212	1.434	6
Nitrogenoxider		1.532	1.022	1.124	5
Andre emissioner		676	1.435	633	4
Hele bedriftens produktion		29.598	19.406	24.192	100
Fortrængte produkter		-1.158	-879	-810	4
Svineproduktionen		28.439	18.527	23.382	96
g SO ₂ -ækviv. pr. kg kød		41	35	45	

Tabel 6.11 Emissioner, der bidrager til forsyning ved produktion af svinekød på bedrifter med slagtesvin 2002, kg SO₂-ækviv. Beregnet efter metode a.

	Bedrift nr.					Andel gns.%
	95041	96071	96072	00041	96074	
Interne emissioner						
Ammoniak	12.234	7.190	5.643	16.407	5.243	54
Svovldioxid	72	74	81	198	69	1
Nitrogenoxider	319	393	455	1.123	407	3
Eksterne emissioner						
Ammoniak	10.056	5.020	4.147	3.678	1.932	29
Svovldioxid	1.149	710	658	1.125	395	5
Nitrogenoxider	1.188	705	676	687	445	4
Andre emissioner	1.122	572	448	1.136	206	4
Hele bedriftens produktion	26.140	14.664	12.108	24.353	8.697	100
Fortrængte produkter	-3.212	-4.059	-4.598	-11.514	-4.847	33
Svineproduktionen	22.928	10.605	7.510	12.838	3.850	67
g SO ₂ -ækviv. pr. kg kød	38	33	30	25	31	

Tabel 6.12 emissioner, der bidrager til forsurening ved produktion af svinekød på bedrifter med slagtesvin 2002, kg SO₂-ækviv. Beregnet efter metode B.

	Bedrift nr.					Andel gns. %
	95041	96071	96072	00041	96074	
Interne emissioner						
Ammoniak	9.876	5.807	4.080	10.862	3.492	48
Svovldioxid	24	17	12	29	6	0
Nitrogenoxider	24	35	27	74	11	0
Eksterne emissioner						
Ammoniak	10.010	4.910	3.973	5.875	1.733	37
Svovldioxid	1.122	608	450	1.164	242	5
Nitrogenoxider	1.132	572	449	900	230	5
Andre emissioner	1.121	1.114	447	1.157	204	6
Hele bedriftens produktion	23.309	12.521	9.437	20.061	5.919	100
Fortrængte produkter	-164	-318	-265	-731	-105	2
Svineproduktionen	23.145	12.203	9.172	19.331	5.814	98
g SO ₂ -ækviv. pr. kg kød	38	38	37	37	47	

6.1.3 Potentiel nærings saltbelastning ved produktion af svinekød

I tabel 6.13-6.16 er for hver svinebedrift vist de beregnede tal for de vigtigste emissioner, der bidrager til miljøpåvirkningen nærings saltbelastning.

Det største bidrag til nærings saltbelastning kommer fra nitrat. Det udgør mellem 45 og 56 % af den samlede nærings saltbelastning opgjort som NO₃-ækvivalenter. Det næststørste bidrag til nærings saltbelastning kommer fra ammoniak, der udgør mellem 30 og 40 %. Emissionerne af lattergas og andre kvælstofforbindelser betyder ikke meget i denne sammenhæng. Emissionerne på bedrifterne (interne emissioner) udgør på de fleste bedrifter et væsentligt større bidrag til den samlede nærings saltbelastning end de eksterne emissioner. Betydningen af de eksterne emissioner stiger med stigende andel af importeret foder.

Den beregnede udledning af fosfat til vandmiljøet er i følge disse opgørelser uden betydning for den samlede nærings saltbelastning. Det skal erindres, at fosfatudledningen til vandmiljøet er beregnet som 3 % af bedriftenes fosforoverskud svarende til det nuværende forhold mellem fosforoverskud og tab af fosfor til vandmiljøet fra landbruget som helhed. På lang sigt er der risiko for at en større andel tabes. Endelig vil der være en stor variation mellem bedrifter, da tab af fosfor især sker fra særlige risikorealer. Disse forhold tager denne opgørelsesmetode ikke højde for.

Det vurderes, at nærings saltbelastningen er mere sikkert beregnet end drivhuseffekten.

Ligesom ved beregning af miljøpåvirkningen forsurening er der stor forskel mellem nærings saltbelastningen beregnet efter metode A og metode B for de bedrifter, der har en stor produktion af salgsafgrøder ved siden af svineproduktionen. Det er f.eks. påfaldende, at bedrift 96074 ligefrem får et negativt tal for nærings saltbelastningen (-3 g NO₃-ækviv. pr. kg svinekød), når tallet beregnes efter metode A. Beregnet efter metode B, har bedriften det højeste tal nærings saltbelastning (193 g NO₃-ækviv. pr. kg svinekød). Det hænger sammen med, at det er en bedrift med høje udbytter i salgsafgrøder, mens effektiviteten i svineproduktionen er dårligere end gennemsnittet.

Tabel 6.13 Emissioner, der bidrager til næringsmiddelbelastning ved produktion af svinekød på bedrifter med søer 2002, kg NO₃-ækviv. Beregnet efter metode A.

	Bedrift nr.				Andel gns. %
	00082	96022	95026	95017	
Interne emissioner					
Nitrat	28.064	32.844	45.492	42.009	40
Ammoniak	16.209	41.761	29.749	40.590	35
Lattergas	1.803	3.586	2.565	2.744	3
Nitrogenoxider	502	987	802	839	1
Fosfat	755	400	1.807	2.076	1
Eksterne emissioner					
Nitrat	-899	-8.543	11.306	26.422	8
Ammoniak	938	659	1.992	6.900	3
Lattergas	2.113	3.961	3.797	6.575	4
Nitrogenoxider	684	1.304	1.324	2.622	2
Andre emissioner	669	1.283	11.055	1.909	4
Hele bedriftens produktion	50.838	78.241	109.889	132.686	100
Fortrængte produkter	-27.172	-2.197	-6.981	-35.937	19
Svineproduktionen	23.666	76.044	102.908	96.749	81
g NO ₃ -ækviv. pr. kg kød	84	109	192	186	

Tabel 6.14 Emissioner, der bidrager til næringsmiddelbelastning ved produktion af svinekød på bedrifter med søer 2002, kg NO₃-ækviv. Beregnet efter metode B.

	Bedrift nr.				Andel gns. %
	00082	96022	95026	95017	
Interne emissioner					
Nitrat		18.986	11.444	10.424	14
Ammoniak		39.899	24.932	33.776	33
Lattergas		1.213	652	798	1
Nitrogenoxider		261	206	177	0
Fosfat		-	-	-	-
Eksterne emissioner					
Nitrat		40.127	24.895	26.422	31
Ammoniak		8.998	5.138	6.564	7
Lattergas		8.001	5.184	5.804	6
Nitrogenoxider		2.955	1.971	2.167	2
Andre emissioner		2.483	11.491	1.914	5
Hele bedriftens produktion		122.923	85.913	88.045	100
Fortrængte produkter		-2.485	-1.857	-1.762	-2
Svinekød i alt		120.438	84.056	86.283	98
g NO ₃ -ækviv. pr. kg kød		173	157	166	

Tabel 6.15 Emissioner, der bidrager til næringsmiddelbelastning ved produktion af svinekød på bedrifter med slagtesvin 2002, kg NO₃-ækviv. Beregnet efter metode A

	Bedrift nr.					Andel gns. %
	95041	96071	96072	00041	96074	
Interne emissioner						
Nitrat	25.473	20.500	19.347	91.662	18.750	36
Ammoniak	23.687	13.920	10.927	31.766	10.150	19
Lattergas	2.048	2.039	2.405	5.645	2.023	3
Nitrogenoxider	616	758	877	2.166	785	1
Fosfat	437	1.294	429	2.726	546	1
Eksterne emissioner						
Nitrat	45.559	21.867	17.959	3.377	8.459	20
Ammoniak	19.470	9.719	8.029	7.121	3.740	10
Lattergas	7.200	3.996	3.536	4.484	2.237	4
Nitrogenoxider	2.291	1.359	1.303	1.324	859	1
Andre emissioner	5.298	2.641	2.100	6.586	916	4
Hele bedriftens produktion	132.079	78.094	66.912	156.857	48.465	100
Fortrængte produkter	-25.645	-40.258	-43.326	-122.962	-48.868	58
Svineproduktionen	106.434	37.836	23.586	33.894	-403	42
g NO ₃ -ækviv. pr. kg kød	176	117	94	65	-3	

Tabel 6.16 Emissioner, der bidrager til næringsstofferbelastning ved produktion af svinekød på bedrifter med slagtesvin 2002, kg NO₃-ækviv. Beregnet efter metode B

	Bedrift nr.					Andel gns. %
	95041	96071	96072	00041	96074	
Interne emissioner						
Nitrat	2.257	7.473	3.685	10.609	2.577	8
Ammoniak	19.121	11.244	7.899	21.030	6.762	19
Lattergas	555	316	171	464	251	1
Nitrogenoxider	47	68	51	142	22	0
Fosfat	-	-	-	-	-	-
Eksterne emissioner						
Nitrat	45.559	21.867	17.959	30.756	8.459	39
Ammoniak	19.381	9.507	7.692	11.375	3.355	16
Lattergas	6.996	3.513	2.773	5.755	1.365	6
Nitrogenoxider	2.183	1.103	865	1.735	443	2
Andre emissioner	5.295	2.643	2.110	7.265	919	6
Hele bedriftens produktion	101.394	57.733	43.205	89.132	24.152	100
Fortrængte produkter	-390	-732	-634	-1.802	-228	1
Svineproduktionen	101.005	57.001	42.571	87.329	23.924	99
g NO ₃ -ækviv. pr. kg kød	167	176	170	168	193	

6.1.4 Arealforbrug ved produktion af svinekød

I tabel 6.17-6.20 er vist det beregnede arealforbrug ved produktion af svinekød. Når arealforbruget beregnes efter metode B, bliver der mindre forskel i arealforbrug pr. kg svinekød, end når arealforbruget beregnes efter metode A, for ved metode B indregnes forbruget af hjemmeavlet foder med standardtal.

De beregnede arealforbrug ligger for bedrifterne lidt lavere end det arealforbrug, der er beregnet i basisprojektet.

Tabel 6.17 Areal forbrug ved produktion af svinekød på bedrifter med søer 2002, 10.000m². Beregnet efter metode A.

	Bedrift nr.				Andel gns. %
	00082	96022	95026	95017	
Arealforbrug på bedriften	77,2	142,7	116,6	109,8	33
Arealforbrug eksternt	118,5	241,5	220,9	307,3	67
Hele bedriftens produktion	195,8	384,2	337,5	417,1	100
Fortrængte produkter	-59,8	-13,4	-15,2	-123,7	16
Svineproduktionen	136,0	370,9	322,3	293,4	84
Arealforbrug pr kg kød, m ²	4,8	5,3	6,0	5,6	

Tabel 6.18 Areal forbrug ved produktion af svinekød på bedrifter med søer 2002, 10.000m². Beregnet efter metode B.

	Bedrift nr.			Andel gns. %
	96022	95026	95017	
Arealforbrug på bedriften	0	0	0	-
Arealforbrug eksternt	431,0	294,4	307,3	100
Hele bedriftens produktion	431,0	294,4	307,3	100
Fortrængte produkter	0	0	0	0
Svineproduktionen	431,0	294,4	307,3	100
Arealforbrug pr kg kød, m ²	6,2	5,5	5,9	

Tabel 6.19 Areal forbrug ved produktion af svinekød på bedrifter med søer 2002, 10.000m². Beregnet efter metode A.

	Bedrift nr.					Andel gns. %
	95041	96071	96072	00041	96074	
Arealforbrug på bedriften	97,7	130,0	157,8	370,1	138,1	48
Arealforbrug eksternt	350,3	178,6	139,3	215,7	68,7	52
Hele bedriftens produktion	448,0	308,6	297,1	585,8	206,7	100
Fortrængte produkter	-98,0	-138,5	-157,7	-326,0	-159,4	48
Svineproduktionen	350,0	170,1	139,3	259,7	47,3	52
Arealforbrug pr kg kød, m ²	5,8	5,3	5,6	5,0	3,8	

Tabel 6.20 Areal forbrug ved produktion af svinekød på bedrifter med søer 2002, 10.000m². Beregnet efter metode B.

	Bedrift nr.					Andel gns. %
	95041	96071	96072	00041	96074	
Arealforbrug på bedriften	0	0	0	0	0	-
Arealforbrug eksternt	351,3	179,6	140,3	323,3	69,7	100
Hele bedriftens produktion	351,3	179,6	140,3	323,3	69,7	100
Fortrængte produkter	0	0	0	0	0	0
Svineproduktionen	351,3	179,6	140,3	323,3	69,7	100
Arealforbrug pr kg kød, m ²	5,8	5,5	5,6	6,2	5,6	

6.2 Nøgletal for miljøpåvirkninger pr. kg mælk ab gård

Der er udført beregninger for seks kvægbedrifter med mælkeproduktion. På to af bedrifterne (01133 og 95036) er der tillige en slagtekalveproduktion. På de øvrige bedrifter består kødproduktionen alene af udsætterkøer, kvier til levebrug og småkalve. Der er generelt tale om store bedrifter med store besætninger og en høj dyretæthed.

Flere af bedrifterne har høje næringsstofoverskud. I tabel 6.21 er bedrifternes kvælstof- og fosforoverskud sammenholdt med sammenligningstal (anført i parentes) for kvælstof- og fosforoverskud på kvægbrug med samme dyretæthed og jordtype. Sammenligningstallene angiver det gennemsnitlige kvælstof- og fosforoverskud på et stort antal kvægbrug i 2002. Hvis f.eks. bedriftens kvælstofoverskud er lavere end sammenligningstallet, så har bedriften overordnet set en kvælstofudnyttelse, der er bedre en gennemsnittet for kvægbrug med samme jordtype og dyretæthed.

Tabel 6.21 Karakteristik af bedrifter med mælkeproduktion.

	Bedrift nr.					
	01133	01131	95023	95036	95048	98084
Regnskabsår	2002	2002	2002	2002	2002	2000
Beliggenhed, amt	Ribe	Ribe	Århus	Nordjyll.	Fyn	Ringkøb.
Jordtype, JB nr.	1	1+3	3	4	7	3
Dyrket areal, ha	164	152	273	115	77	70
Besætning, DE	223	189	312	228	168	150
Dyretæthed, DE/ha ¹	2,2	1,3	1,9	2,1	2,1	2,3
N-overskud, kg N/ha ²	209 (206)	208 (156)	146 (189)	190 (187)	249 (174)	273 (212)
P-overskud, kg P/ha ²	20 (19)	13 (9)	20 (16)	13 (18)	21 (18)	34 (20)
Mælk produceret, kg	1.232.543	1.276.781	1.707.826	1.163.330	1.103.259	759.022
Salgsafgrøder	Kartofl	Korn	Korn	Ingen	Korn	Ingen
Slagtekalve	Ja	Nej	Nej	Ja	Nej	Nej

- 1) Inkl. modtaget og afsat husdyrgødning
- 2) Sammenligningstal er anført i parentes

Tabel 6.22 Nøgletal for potentiel miljøpåvirkning ved produktion af mælk på 6 kvægbedrifter 2002.

Bedrift	Drivhuseffekt g CO ₂ -ækviv./kg	Forsuring g SO ₂ -ækviv./kg	Nærings salt- belastning g NO ₃ -ækviv./kg	Arealforbrug m ² /kg
01133	630	11	48	0,9
01131	788	10	60	1,1
95023	130	6	-4	0,7
95036	453	6	9	0,8
95048	766	8	22	0,9
98084	795	13	60	1,0
Gns. 6 bedrifter	594	9	33	0,9
Reference (basisprojekt)	1.180	10	52	1,4

For kvægbedrifterne er nøgletallene beregnet på grundlag af data for hele bedriften, dvs. inklusiv miljøpåvirkninger fra alle fortrængte produkter. Det svarer til beregningsmetode A i forbindelse med beregningerne for svinebedrifterne. Grovfoderproduktion er en integreret del af mælkeproduktionen på de fleste bedrifter. På nogle kvægbrug er der imidlertid også en betydelig produktion af salgsafgrøder, som i princippet er mælkeproduktionen uvedkommende. Effektiviteten i produktionen af salgsafgrøder vil påvirke beregningen af nøgletallene for mælkeproduktionen. Det vil derfor være mest korrekt at holde produktionen af salgsafgrøder uden for beregningerne, men det kompliceres af, at disse afgrøder indgår i sædskifter med grovfoderafgrøder.

6.2.1 Potentiel drivhuseffekt ved produktion af mælk

I tabel 6.23 er for hver bedrift vist de beregnede emissioner, der bidrager til drivhuseffekten ved produktion af mælk. Interne emissioner er de emissioner, der fysisk finder sted på bedriften. Eksterne emissioner har fundet sted i forbindelse med fremstilling og transport af de hjælpestoffer, der anvendes på bedriften.

Det største bidrag til drivhuseffekten kommer fra lattergas. I gennemsnit for de seks kvægbedrifter udgør det 44 % af den samlede drivhuseffekt opgjort som kg CO₂-ækvivalenter. Det næststørste bidrag kommer fra metan, der bidrager med 36 % i gennemsnit. Påvirkningen fra kuldioxid udgør 17 %. Beregningerne af emissionerne af lattergas og metan er baseret på emissionskoefficienter, der vurderes til at være relativt usikre. Beregningen af den samlede drivhuseffekt bliver relativt usikker, når disse to emissioner vejer så tungt i den samlede opgørelse.

Drivhuseffekten fra fortrængte produkter udgør i gennemsnit hele 56 % af bedriftens samlede beregnede drivhuseffekt. På bedrift nr. 95023 og 95036 udgør drivhuseffekten fra de fortrængte produkter henholdsvis 75 og 63 % af bedriftens samlede drivhuseffekt. Det er formentlig forklaringen på, at det også netop er disse to bedrifter, der har nogle meget lave tal for drivhuseffekt pr. kg mælk. Bedrift nr. 95036 har produktion af slagtekalve og bedrift nr. 95023 har en stor produktion af slagtekalve. Fordelingen af drivhuseffekt fra fortrængte produkter på produktgrupper fremgår af tabel 6.24.

Ovenstående viser, at hvis der i beregningerne indgår væsentlige produktioner, der ikke direkte har noget med mælkeproduktionen at gøre, bliver nøgletallene for mælken skævvredet på samme måde som nøgletallene for svinekød. Det vil derfor være mest korrekt at foretage en opdeling af produktionsdata, så de produktioner, der ikke vedrører mælkeproduktionen bliver skilt fra.

Tabel 6.23 Emissioner, der bidrager til potentiel drivhuseffekt ved produktion af mælk på 6 kvægbedrifter 2002, kg CO₂-ækviv.

	Bedrift nr.						Andel gns%
	01133	01131	95023	95036	95048	98084	
Interne emission.							
Kuldioxid	69.226	72.464	120.710	30.262	26.186	27.921	4
Metan	616.043	537.578	458.875	606.949	585.158	393.020	35
Lattergas	533.088	429.559	670.530	364.007	376.669	341.893	30
Eksterne emiss.							
Kuldioxid	213.402	216.939	244.639	181.484	116.206	158.041	13
Metan	25.011	13.818	7.854	6.636	2.772	7.161	1
Lattergas	261.541	234.267	241.572	231.832	97.895	190.920	14
Andre emissioner	34.578	1.225	56.908	53.542	142.292	29.934	4
Hele bedriftens produktion	1.752.889	1.505.850	1.801.088	1.474.712	1.347.178	1.148.891	100
Fortrængte produkter	-976.575	-499.990	1.578.369	-947.645	-501.939	-545.394	56
Mælkeproduktion	776.314	1.005.860	222.719	527.067	845.240	603.496	44
g CO ₂ -ækviv. pr. kg mælk	630	788	130	453	766	795	

Tabel 6.24 Biprodukters fortrængning af drivhuseffekt på 6 kvægbedrifter 2002, kg CO₂-ækviv.

	Bedrift nr.					
	01133	01131	95023	95036	95048	98084
Udsætterkøer + kvier	481.181	491.127	879.682	657.007	333.524	477.587
Slagtekalve	247.130			287.387		
Salgsafgrøder	248.264	8.863	674.658		135.874	
Husdyrgød. solgt			24.030	3.252	32.540	67.807
I alt	976.575	499.990	1.578.369	947.645	501.939	545.394

6.2.2 Potentiel forsurening ved produktion af mælk

I tabel 6.25 er for hver kvægbedrift vist de emissioner, der bidrager til forsurening ved produktion af mælk. Ammoniak bidrager med hele 86 % af den samlede forsurening opgjort som SO₂-ækvivalenter. Næsten hele emissionen af ammoniak finder sted på bedriften.

Tabel 6.25 Emissioner, der bidrager til potentiel forsurening ved produktion af mælk på 6 kvægbedrifter 2002, kg SO₂-ækviv.

	Bedrift nr.						Andel gns.%
	01133	01131	95023	95036	95048	98084	
Interne emissioner							
Ammoniak	19.474	15.698	21.909	12.291	11.340	12.396	85
Svovldioxid	113	99	189	82	55	49	1
Nitrogenoxider	709	756	1.179	516	411	307	4
Ekstern emissioner							
Ammoniak	658	160	-1.141	1.175	-192	734	1
Svovldioxid	713	705	1.236	498	412	462	4
Nitrogenoxider	494	489	396	491	172	440	2
Andre emissioner	520	199	906	619	1.413	368	4
Hele bedriftens produktion	22.681	18.106	24.675	15.672	13.611	14.756	100
Fortrængte produkter	-8.877	-4.827	-13.992	-9.145	-4.371	-4.891	42
Mælkeproduktionen	13.804	13.279	10.682	6.527	9.240	9.865	58
g SO ₂ -ækviv. pr. kg mælk	11	10	6	6	8	13	

Den beregnede potentielle forsurening varierer mellem 6 og 13 g SO₂-ækvivalenter pr. kg mælk. De laveste tal finder vi på de bedrifter, der også har det laveste kvælstofoverskud pr. ha og de højeste tal på de bedrifter, der har de højeste kvælstofoverskud pr. ha.

Tabel 6.26 Biprodukters fortrængning af forsurening ved produktion af mælk på 6 kvægbedrifter 2002, kg SO₂-ækviv.

	Bedrift nr.					
	01133	01131	95023	95036	95048	98084
Udsætterkøer+kvier	4.733	4.830	8.651	6.462	3.280	4.697
Slagtekalve	2.430			2.826		
Salgsafgrøder	1.834	79	5.388		1.017	
Husdyrgødning solgt			98	13	129	273
I alt	8.877	4.827	13.992	9.145	4.371	4.891

6.2.3 Potentiel nærings saltbelastning ved produktion af mælk

I tabel 6.27 er vist de beregnede tal for de vigtigste emissioner, der bidrager til nærings saltbelastning ved produktion af mælk. De emissioner, der fysisk finder sted på bedriften udgør i gennemsnit 95 % af det samlede bidrag til nærings saltbelastning opgjort som NO₃-ækvivalenter. Det største bidrag kommer fra nitrat, der udgør næsten 60 % af det samlede bidrag. Det næststørste bidrag kommer fra ammoniak med 29 %. Emissionerne af lattergas og andre kvælstofforbindelser tæller i denne sammenhæng kun nogle få procent.

De beregnede nærings saltbelastninger varierer fra -4 til 60 g NO₃-ækviv. pr. kg mælk. De to bedrifter (nr. 95036 og 95048) med de laveste kvælstofoverskud pr. ha, har også de laveste tal for nærings saltbelastning pr. kg mælk. Bedriften med det højeste kvælstofoverskud pr. ha (nr. 98084) har også det højeste tal for nærings saltbelastning. Som forventet kan der altså spores en sammenhæng mellem kvælstofoverskud på bedriften og nærings saltbelastning, men sammenhængen er dog ikke helt entydig, idet kvælstofoverskuddet pr. ha skal vurderes i forhold til dyretætheden pr. ha og dermed mælkeproduktionen pr. ha.

Tabel 6.27 Emissioner, der bidrager til nærings saltbelastning ved produktion af mælk på 6 kvægbedrifter 2002, kg NO₃-ækviv.

	Bedrift nr.						Andel gns.%
	01133	01131	95023	95036	95048	98084	
Interne emissioner							
Nitrat	87.307	81.582	87.399	39.894	28.223	44.701	59
Ammoniak	37.705	30.395	42.420	23.797	21.957	24.002	29
Lattergas	4.849	3.908	6.100	3.311	3.426	3.110	4
Nitrogenoxider	1.368	1.457	2.274	994	792	592	1
Fosfat	2.594	1.572	4.359	1.237	1.311	1.899	2
Ekstern emissioner							
Nitrat	-1.093	-4.798	-20.690	8.167	-5.073	4.068	-3
Ammoniak	1.275	310	-2.209	2.275	-372	1.421	0
Lattergas	2.379	2.131	2.198	2.109	891	1.737	2
Nitrogenoxider	953	942	764	948	330	849	1
Andre emiss.	3.575	407	5.342	5.301	12.703	2.978	5
Hele bedriftens produktion	140.912	117.906	127.957	88.034	64.186	85.357	100
Fortrængte produkter	-81.449	-40.878	-134.485	-77.145	-39.990	-39.678	66
Mælkeproduktionen	59.463	77.027	-6.528	10.889	24.197	45.679	34
g NO ₃ -ækviv. pr. kg mælk	48	60	-4	9	22	60	

For bedrift nr. 95023 er beregnet et negativt tal for nærings saltbelastning, hvilket hænger sammen med, at nærings saltbelastningen fra fortrængte produkter er større end den beregnede nærings saltbelastning fra bedriftens samlede produktion. Det skal erindres, at bedrift nr. 95023 har en stor produktion af salgsafgrøder. Høje udbytter i disse salgsafgrøder er således medvirkende til, at miljøpåvirkningen fra fortrængte produkter bliver stor. Det meget lave tal for nærings saltbelastning fremkommer som et resultat af en høj effektivitet i både stald og mark. Hvis produktionen af salgsafgrøder var blevet holdt uden for beregningerne, ville nærings saltbelastningen pr. kg mælk dog ikke blive negativ.

Tabel 6.28 Biprodukters fortrængning af nærings saltbelastning ved produktion af mælk på 6 kvægbedrifter 2002, kg NO₃-ækviv.

	Bedrift nr.					
	01133	01131	95023	95036	95048	98084
Udsætterkøer+kvier	39.728	40.548	72.628	54.244	27.536	39.431
Slagtekalve	20.403			23.727		
Salgsafgrøder	21.980	777	62.416		12.436	
Husdyrgødning solgt			240	32	321	682
I alt	81.449	40.878	134.485	77.145	39.990	39.678

6.2.4 Arealforbrug ved produktion af mælk

I tabel 6.29 er vist det beregnede arealforbrug ved produktion af mælk. Bedrifterne 95023 og 95048, som har de laveste tal for både drivhuseffekt, forsuring og nærings saltbelastning har også de laveste tal for arealforbrug pr. kg mælk produceret. Høje udbytter i afgrøderne og en god foderudnyttelse er de væsentligste forudsætninger for at opnå et lavt næringsstofoverskud og lave tal for forsuring og nærings saltbelastning, men det er også de væsentligste forudsætninger for at opnå et lavt arealforbrug pr. kg mælk produceret. Derfor er det naturligt, at tallene for de forskellige miljøpåvirkninger i grove træk varierer på samme måde mellem bedrifterne.

Tabel 6.29 Arealforbrug ved produktion af mælk på 6 kvægbedrifter 2002, 10.000 M².

	Bedrift nr.						Andel gns. %
	01133	01131	95023	95036	95048	98084	
Arealforbrug på bedriften	163,7	146,5	271,5	102,7	73,6	69,2	57
Arealforbrug eksternt	105,5	73,6	145,4	127,2	102,7	76,8	43
Hele bedriftens produktion	269,2	220,1	417,0	230,0	176,4	145,9	100
Fortrængte produkter	-155,3	-74,2	-294,1	-137,4	-76,3	-69,5	55
Mælkeproduktionen	114,0	145,9	122,9	92,6	100,0	76,5	45
Arealforbrug pr. kg mælk, m ²	0,9	1,1	0,7	0,8	0,9	1,0	

Tabel 6.30 Biprodukters fortrængning af arealforbrug ved produktion af mælk på 6 kvægbedrifter 2002, 10.000m².

	Bedrift nr.					
	01133	01131	95023	95036	95048	98084
Udsætterkøer+kvier	65,6	71,4	128,0	90,4	48,5	69,5
Slagtekalve	40,4			47,0		
Salgsafgrøder	49,3	2,8	166,1		27,8	
I alt	155,3	74,2	294,1	137,4	76,3	69,5

7 Anvendelse af nøgletal pr. produkt

Den hidtidige miljøindsats på landbrugs- og fødevarerområdet har været fladebaseret og geografisk afgrænset til landbrugsbedrifterne. Miljøindsatsen har endvidere især fokuseret på enkeltstoffer, som f.eks. udvaskning af nitratkvælstof.

En tidligere undersøgelse (Weidema, 2002) konkluderer, at en forudsætning for en produktorienteret miljøindsats er, at der kan udarbejdes nøgletal pr. produkt. Nøgletallene er nødvendige for at kunne følge udviklingen, foretage sammenligninger og for at have noget at styre efter. En produktorienteret miljøindsats kan ikke erstatte den traditionelle flade- og stoforienterede miljøindsats. Den skal ses som et supplement.

Den produktorienterede miljøindsats involverer i princippet hele fødevarerkæden. Den fremtidige indsats er derfor afhængig af, hvordan de enkelte led i kæden forholder sig til det. Det er næppe realistisk at forestille sig, at der i primærlandbruget igangsættes en omfattende produktorienteret miljøindsats uden forarbejdningsvirksomhedernes aktive medvirken.

7.1 Scenarier for anvendelse af nøgletal for miljøpåvirkninger pr. produkt på landbrugsbedrifter

I det følgende er beskrevet fire scenarier for, hvordan man kan forestille sig, at nøgletal for miljøpåvirkninger pr. produkt kan blive anvendt i primærlandbruget i fremtiden.

7.1.1 Miljøstyring i produktkæden (scenarie 1)

I dette scenarie forestiller vi os, at nogle fødevarer virksomheder har taget initiativ til at arbejde med miljønøgletal pr. produkt i hele produktkæden. Alle de bedrifter, der er leverandører til de forarbejdningsvirksomheder, der arbejder med miljøstyring på denne måde, udarbejder grønne regnskaber og beregner nøgletal for emissioner og miljøpåvirkninger ab gård. Forarbejdningsvirksomheden modtager nøgletal fra alle eller fra et repræsentativt udsnit af leverandørerne. Forarbejdningsvirksomheden udarbejder nøgletal for hele produktkæden på grundlag af bl.a. nøgletallene fra leverandørerne. Der arbejdes aktivt hos både leverandører og forarbejdningsvirksomhed på løbende at reducere miljøpåvirkningerne. Nøgletallene anvendes til at dokumentere og følge udviklingen samt til benchmarking mellem leverandørerne. Forarbejdningsvirksomheden anvender nøgletallene som dokumentation over for køberne af deres produkter (f.eks. detailhandelskæder). Forarbejdningsvirksomheden profilerer sig på, at man arbejder aktivt med miljøforbedringer i hele produktkæden og at man kan dokumentere den faktiske udvikling i miljøpåvirkningerne med tal.

7.1.2 Enkeltstående LCA-beregninger (scenarie 2)

Forarbejdningsvirksomheder efterspørger i forbindelse LCA-beregninger nøgletal fra et udsnit af leverandørerne. Det sker kun med års mellemrum og der arbejdes ikke aktivt med miljøforbedringer. Landbrugsbedrifterne får

udarbejdet nøgletallene på forespørgsel fra forarbejdningsevirsomheden, men anvender i øvrigt ikke tallene.

7.1.3 Nøgletal pr. produkt indgår i driftsledelsen (scenarie 3)

Interesserede landbrugsbedrifter beregner nøgletal pr. produkt til eget brug. Nøgletallene er et supplement til det grønne regnskab og anvendes i driftsledelsen til miljøstyring på bedriften. Der foretages bench-marking mellem bedrifter. Der arbejdes aktivt med nøgletallene i rådgivningen. Der udarbejdes informationsmateriale om, hvordan miljøpåvirkningerne kan reduceres.

Dette scenarie kunne fremmes, hvis der f.eks. blev etableret en MVJ-ordning, der i en indledende fase kunne yde tilskud til bedrifter, der vil arbejde med nøgletal for miljøpåvirkninger pr. produkt, dvs. en ordning i stil med den gældende MVJ-ordning med tilskud til grønne regnskaber.

7.1.4 Nøgletal pr. produkt anvendes i undersøgelser (scenarie 4)

Udvalgte landbrugsbedrifter, f.eks. studielandbrug, beregner nøgletal for emissioner og miljøpåvirkninger. Tallene anvendes i forbindelse med LCA-relaterede projekter og undersøgelser. Der foretages f.eks. sammenlignende studier af forskellige bedriftstyper.

En anden anvendelse kunne være monitoringsundersøgelser, hvor man vil følge udviklingen i miljøpåvirkningerne pr. produkt. Det kunne f.eks. indgå som et supplement til den fladebaserede monitoring (landovervågning). Sådanne projekter og undersøgelser kunne danne grundlag for information og rådgivning om hvordan miljøpåvirkningerne kan reduceres.

7.2 anvendelse af nøgletal for miljøpåvirkninger pr. produkt for landbrugsbedrifter

Effekten for miljøet af at arbejde med nøgletal for miljøpåvirkninger pr. produkt for landbrugsbedrifter afhænger selvsagt af, hvilken udbredelse tallene får og hvordan tallene bliver anvendt. Det vil formentlig kunne få en betydelig effekt, hvis tallene blev anvendt systematisk i forbindelse med miljøstyring i produktkæden som beskrevet i afsnit 7.1.1. I det følgende er givet nogle bud på, hvilke virkninger det kunne få at arbejde med nøgletal pr. produkt.

7.2.1 Fokus på flere emissioner og miljøpåvirkninger

I den hidtidige miljøindsats i primærlandbruget har der været meget lidt fokus på miljøpåvirkningen drivhuseffekt. Der er stort set ikke arbejdet med at begrænse emissionerne af lattergas og metan, der er de største bidragsydere fra landbruget til drivhuseffekt. Der findes i landbruget meget lidt viden om, hvordan emissionerne af disse to drivhusgasser kan påvirkes. Beregning og anvendelse af nøgletal for drivhuseffekt pr. produkt vil givetvis sætte fokus på, hvordan emissioner af lattergas og metan kan begrænses.

Miljøpåvirkningerne forsuring og næringssaltbelastning er i væsentlig grad bestemt af emissionerne af ammoniak og nitrat, som der er fokuseret meget på i den hidtidige miljøindsats, der imidlertid især har gået på at nedbringe fladebelastningen, dvs. nitratudvaskningen pr. ha og depositionen af

ammoniak pr. ha. Det har medført, at der har været arbejdet meget med produktionsbegrænsende og ekstensiverende tiltag, f.eks. harmoniregler og kvoter for kvælstofgødskning. Nøgletal pr. produkt vil kunne tilføje en ny dimension i miljøindsatsen, nemlig hvordan man kan producere en given mængde fødevarer med den mindst mulige miljøpåvirkning. Det kan man formentlig ved at differentiere miljøreguleringen efter, hvor en given produktion kan foregå mest effektivt.

Arealforbrug pr. produkt er en størrelse, der ikke tidligere er arbejdet med. Hvis arealforbruget pr. produkt kan reduceres, så vil der blive frigjort et areal, der kan anvendes til andre formål, enten landbrugsproduktion eller natur. Det vil kunne indgå i overvejelser om f.eks. en intensiv produktion på et mindre areal er mere ønskelig end en ekstensiv produktion på et større areal.

7.2.2 Helhedsorienteret indsats

Det er væsentligt i forbindelse med en produktorienteret miljøindsats og beregning af nøgletal pr. produkt, at der beregnes nøgletal for alle de mest betydende emissioner og miljøpåvirkninger. Det kan sikre, at iværksættelse af nye tiltag ikke kun vurderes ud fra effekten på et enkelt område. Det må forventes, at anvendelse af nøgletal pr. produkt vil kunne medvirke til en mere helhedsorienteret miljøindsats i landbruget.

7.2.3 Optimering i produktkæden

Den hidtidige miljøindsats har fysisk været afgrænset til den enkelte bedrift. Der har ikke været arbejdet med betydningen af de emissioner, der har fundet sted i forbindelse med produktion og transport af de hjælpestoffer, der anvendes i produktionen. Det ville være et væsentligt nyt perspektiv, hvis målet for miljøindsatsen var at minimere miljøpåvirkningerne samlet set i hele produktkæden.

7.3 Eksempel på optimering ud fra nøgletal pr. produkt

Langt de fleste af de konkrete tiltag, der hidtil er anvendt for at optimere produktionen og begrænse udledningerne af f.eks. nitrat og ammoniak, vil også føre til lavere tal for miljøpåvirkninger pr. produkt. Det fremgår af de beregnede nøgletal for miljøpåvirkninger, der er præsenteret i kapitel 6, at der i vid udstrækning er en god sammenhæng mellem bedrifternes næringsstofoverskud og nøgletal for forsuring og næringssaltbelastning pr. produkt. Generelt vil tiltag, der fører til lavere kvælstofoverskud (ved samme produktionsomfang), også resultere i mindre forsuring og mindre næringssaltbelastning pr. produkt. Der kan dog findes eksempler på tiltag, som har en anden effekt på nøgletallene end den der skulle forventes ud fra effekten på bedriftens næringsstofoverskud alene. I det følgende er beskrevet et sådant eksempel.

7.3.1 Optimering af protein i foderrationen

Et af de vigtigste tiltag til at reducere kvælstofoverskuddet og tabene af kvælstof på bedrifter med husdyrproduktion er at minimere proteinmængden i foderrationen, så dyrene ikke fodres med mere protein end de har behov for. Det vil gælde uanset hvilke proteinkilder, der anvendes. I forbindelse med nøgletal for miljøpåvirkninger pr. produkt spiller proteinkilden imidlertid en væsentlig betydning. Det forholder sig sådan, at de emissioner, der er

forbundet med produktion af sojaskrå er væsentlig mindre pr. kg vare end de emissioner, der er forbundet med produktion af rapsskrå og korn (tabel 7.1).

Tabel 7.1 Aggregerede nøgletal for potentiel miljøpåvirkning ved produktion af sojaskrå, raps og korn, pr. kg (Kilde: Basisprojektet)

Bedrift	Drivhuseffekt g CO ₂ -ækviv./kg	Forsuring g SO ₂ -ækviv./kg	Nærings salt- belastning g NO ₃ -ækviv./kg	Arealforbrug m ² /kg
Vårbyg	654	5,79	57,3	2,04
Vinterbyg	615	5,38	43,4	1,72
Vinterhvede	708	5,30	64,8	1,45
Rapsfrø	1.510	11,80	149,0	3,54
Sojaskrå	235	-2,59	-86,0	3,03

Det fremgår af tabel 7.1, at forsuring og næringssaltbelastning ligefrem er negativ og altså mindskes ved anvendelse af sojaskrå. Det hænger sammen med, at der produceres sojaolie samtidig med at der produceres sojaskrå. Det er vurderet, at sojaolie fortrænger rapsolie. Miljøpåvirkningerne ved produktion af rapsolie er forholdsvis høje, primært fordi det er en ikke-kvælstoffikserende afgrøder, der skal have tilført kvælstof i handelsgødning. Soja produceres uden kvælstof i handelsgødning. Sojaskråen godskrives for de miljøpåvirkninger, som biproduktet sojaolie fortrænger, nemlig miljøpåvirkningerne ved produktion af rapsolie. Endvidere er det antaget, at nitratudvaskning ikke har nogen negativ miljøpåvirkning ved produktion af soja i Argentina.

Når nøgletallene i tabel 7.1 anvendes til beregning af de eksterne miljøpåvirkninger ved forbrug af foderblandinger, så reduceres miljøpåvirkningerne drivhuseffekt, forsuring og næringssaltbelastning med stigende proteinindhold i foderrationen, fordi sojaandelen er stigende i forhold til kornandelen med stigende proteinindhold. Et øget proteinindhold i foderrationen vil – alt andet lige – øge bedriftens kvælstofoverskud og emissionerne af både nitrat og ammoniak på bedriften, men effekten heraf på de samlede nøgletal, der både omfatter eksterne og interne emissioner, er mindre end effekten af den større sojaandel i foderrationen. Det betyder, at man kan forbedre nøgletallene for både drivhuseffekt, forsuring og næringssaltbelastning ved at fodre med mere protein i foderrationen. Ganske vist øger det emissionerne noget på bedriften, men globalt set mindskes emissionerne.

Ovenstående eksempel viser, at det kan være nødvendigt at prioritere mellem den lokale og den globale effekt af et tiltag. Der er næppe nogen i Danmark, der vil anbefale, at man øger proteinindholdet i foderrationen for at mindske miljøpåvirkningerne globalt; men det sætter fokus på, at proteinkilden spiller en væsentlig rolle. At et øget proteinindhold i foderrationen giver lavere nøgletal forekommer uhensigtsmæssigt ved bench-marking mellem bedrifter, hvis man gerne vil have, at de bedrifter, der har optimeret proteinindholdet i foderet mest, skal klare sig bedst ved sammenligningen.

Referencer

Weidema B.P., Thodberg L., Nielsen A.H., Kristensen I.S., Hermansen J.E., Hvid S.K. 2002. [Produktorienteret miljøindsats i landbrugets primærproduktion](#). København: Miljøstyrelsen. (Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 19).

Konklusion

Projektet har gjort det muligt i praksis at foretage miljøvurderinger af landbrugsprodukter fra individuelle landbrug på grundlag af de data, der findes i grønne regnskaber. Der er udviklet en metode og et lettilgængeligt værktøj (regneark program) til beregning af miljøpåvirkninger og emissioner i forbindelse med landbrugsproduktion. Landbrugskonsulenter og landbrugslærere er potentielle brugere af værktøjet.

Det er vurderet, at de væsentligste miljøpåvirkninger fra landbrugsproduktion i et livscyklusperspektiv er drivhuseffekt, forsuring, næringssaltbelastning, økotoksicitet og arealforbrug. En miljøvurdering viser, hvilke emissioner og kilder til emissioner, der potentielt vil påvirke miljøet mest. Nøgletal for miljøpåvirkninger pr. produkt er en forudsætning for en produktorienteret miljøindsats. Nøgletallene kan anvendes til bench-marking mellem bedrifter og til udpegning af de produktionsmetoder, der påvirker miljøet mindst ud fra en helhedsbetragtning.

I projektet er der gennemført en forbrugerundersøgelse (fokusgruppe) af ønsker og holdninger til miljøoplysninger om fødevarer. Det vurderes som meget vanskeligt at kommunikere miljøoplysninger i form af nøgletal for miljøpåvirkninger, fordi informationen i sådanne tal er kompleks og stiller betydelige krav til forbrugeren om at sætte sig ind i hvad det betyder. Fokusgruppen anbefalede, at miljøinformation skal have form af en kategorisering eller rangordning af de enkelte vares miljøpåvirkning. Der var en klar præference for let overskuelig information frem for mere detaljeret information. Der blev lagt vægt på, at rigtigheden af miljøinformation bliver garanteret af en uafhængig instans.

Der er foretaget beregninger af nøgletal for miljøpåvirkninger ved produktion af mælk og svinekød på 16 landbrugsbedrifter. Resultaterne viser, at der er en betydelig variation mellem bedrifterne. Beregningerne viser også, at afgrænsningen af miljøvurderingen og dermed beregningerne er væsentlig og kan være problematisk i praksis. Beregningerne af nøgletal for et produkt bør kun omfatte den produktion, der direkte vedrører det pågældende produkt. Ved miljøvurdering af f.eks. svinekød, mælk eller andre husdyrprodukter kan en produktion af salgsafgrøder på samme bedrift føre til misvisende resultater, hvis denne produktion indgår i beregningerne.

Ved beregning af nøgletal for et produkt skal der korrigeres for eventuelle biprodukter som f.eks. oksekød fra udsætterkøer og kalve i forbindelse med mælkeproduktion og husdyrgødning i forbindelse med alle former for husdyrproduktion. De beregnede emissioner fordeles ikke mellem hovedprodukt og biprodukter ved allokering. Der korrigeres efter princippet om systemudvidelse. Emissioner og miljøpåvirkninger fra produkter, som biprodukterne fortrænger, inddrages i beregningerne. De ekstra emissioner, der er forbundet med anvendelse af husdyrgødning i forhold til anvendelse af handelsgødning, skal altid belaste husdyrproduktionen.

Miljøvurdering af landbrugsprodukter kan skabe opmærksomhed om emissioner, der har været ret upågtede i landbruget. I den hidtidige

miljøindsats i landbruget har der f.eks. ikke været fokuseret så meget på miljøpåvirkningen drivhuseffekt. Der har ikke været arbejdet systematisk med at begrænse emissionerne af lattergas og metan, der er de største bidragydere fra landbruget til drivhuseffekt.

Miljøpåvirkningerne forurening og næringssaltbelastning er i væsentlig grad bestemt af emissionerne af ammoniak og nitrat, som der har været arbejdet meget med i den hidtidige miljøindsats, der især har gået på at reducere fladebelastningen, dvs. nitratudvaskningen pr. ha og depositionen af ammoniak pr. ha. Nøgletal pr. produkt kan føje en ny dimension til denne indsats, nemlig hvordan man kan producere en given mængde fødevarer med den mindst mulige miljøpåvirkning. Det handler bl.a. om at vurdere, hvordan og hvor en given produktion kan foregå mest effektivt.

Væsentligste nøgletal for miljøpåvirkningen fra landbrug i et livscyklusperspektiv

Bo Weidema, 2002-09-27

1. Generelle betragtninger vedr. udvælgelse og præsentation af nøgletal

Nøgletal for landbrugets miljøpåvirkning kan udvælgelse og præsenteres på flere niveauer:

- Primære udvekslinger med miljøet (f.eks. kvælstofemission)
- Miljøpåvirkninger (f.eks. drivhuseffekt)
- Den sammenvægtede påvirkning af velfærd og naturværdier

Såfremt det vælges at præsentere **sammenvægtede** nøgletal er der i princippet ingen grund til at udvælge nøgletal for miljøpåvirkninger eller primære udvekslinger efter et væsentlighedskriterie, idet man da blot kan medtage samtlige tilgængelige data ved beregningen af de sammenvægtede nøgletal.

Såfremt det vælges at præsentere nøgletal for **miljøpåvirkninger** er det tilsvarende væsentligheden af de enkelte miljøpåvirkninger man skal forholde sig til, mens det i princippet ikke er nødvendigt at forholde sig til væsentligheden af de enkelte udvekslingers bidrag, idet alle tilgængelige data kan medtages ved beregningen af miljøpåvirkningerne.

Kun hvis det vælges at præsentere nøgletal for de **primære udvekslinger** er det nødvendigt at foretage en udvælgelse af de udvekslinger der skal medtages ud fra væsentligheden af de enkelte udvekslinger.

Ved præsentationen af nøgletal er det hensigtsmæssigt at kunne relatere disse til et referenceniveau, således at data udtrykt i forskellige enheder kan sammenlignes. F.eks. er der et behov for at data for drivhuseffekt udtrykt i enheden CO₂-ækvivalenter kan sammenlignes med data for næringsstofbelastning i enheden kg NO₃-ækvivalenter. Dette kan ske ved en normalisering i forhold til det aktuelle nationale eller globale niveau for den pågældende aktivitet eller miljøpåvirkning, udtrykt f.eks. i procent af en gennemsnitspersons årlige, ugentlige eller daglige miljøbelastning.

2. Væsentlige miljøpåvirkninger fra landbrug i et livscyklusperspektiv

Overblik over landbrugets miljøpåvirkninger præsenteres i en række nyere oversigts-rapporter, f.eks. Boatman et al. (1999). Overskrifterne er:

- Erosion
- Belastning af vandmiljøet med næringsstoffer og pesticider
- Påvirkning af biodiversitet
- Ændringer i kulturlandskab
- Luftforurening (drivhusgasser, pesticider og kvælstofforbindelser)

Landbrugets emission af drivhusgasser er størst for mælkebedrifterne. I Nederlandene er pesticidmissionerne til luft opgjort til 24% af de anvendte mængder, hvilket er mere end 90% af de samlede pesticidmissioner.

Petty et al. (2000) er en central kilde vedr. værdisættelse og dermed prioritering af eksternaliteter. Her opgøres eksternaliteterne for det britiske landbrug, dog kun de eksternaliteter der indebærer økonomiske omkostninger. De vigtigste eksternaliteter angives da til at være relateret til luftbårne emissioner (48%), fødevarerforgiftning, erosion, pesticider i drikkevand og biodiversitet (hver i størrelsesordenen 5%), mens nitrat i drikkevand er af mindre betydning (<1%). Det skal bemærkes at BSE ("kogalskab") værdisættes til 26%, hvilket nok må betragtes som særligt for Storbritannien.

I forbindelse med EU-projektet "LCANET-Food" identificeredes en række data som næsten altid er af betydning i livscyklusstudier af fødevarer (Weidema 1999):

- Energiforbrug, især fra fremstilling af kvælstofgødning og markarbejde
- Arealbeslaglæggelse og ændringer i arealanvendelse (herunder biodiversitet)
- Nærings saltbelastning, særligt med kvælstof
- Arbejdsmiljøbelastning
- Toksicitet (især pesticider, men også tungmetallerne Cd, Cu og Zn, og organiske ekstraktionsmidler ved oliepresning)

Sammenfattende må følgende områder siges at være væsentlige med henblik på udvælgelse af nøgletal:

- Energiforbrug
- Kvælstofemission
- Metanemission
- Emission af pesticider og evt. tungmetaller
- Arealbeslaglæggelse og ændringer i arealanvendelse, med korrektion for arealets økosystemtype i forhold til biodiversitetspåvirkningen og jordens naturlige produktionskapacitet, herunder erosionsfølsomhed.

Arbejdsmiljø og påvirkning af kulturlandskabet er udeladt, idet dette ikke forventes at omfattes af grønne regnskaber.

3. Forslag til nøgletal

På niveauet **miljøpåvirkninger** foreslås følgende nøgletal:

Drivhuseffekt, der sammenfatter påvirkninger fra forbrænding af fossile energikilder, og udledninger af metan og lattergas, udtrykt i CO₂-ækvivalenter.

Forsuring, der sammenfatter påvirkninger fra forbrænding af fossile energikilder og udledninger af ammoniak, udtrykt i SO₂-ækvivalenter.

Næringsaltbelastning, der sammenfatter udledninger af kvælstof og fosfor til det akvatiske miljø og kvælstof til det terrestriske miljø, udtrykt i NO₃-ækvivalenter

Toksicitet, der sammenfatter påvirkningen fra alle toksiske stoffer, udtrykt i toksicitets-ækvivalenter

Fysisk påvirkning af biodiversitet og primærproduktion, som udtryk for de direkte påvirkninger af arealbeslaglæggelse og ændringer i arealanvendelse, udtrykt i henholdsvis biodiversitetsvægtet areal x tid og netto-primærproduktion (C).

Referencer

Boatman N, Stoate C, Gooch R, Carvalho C R, Borralho R, de Snoo G, Eden P. (1999). The environmental impact of arable crop production in the European Union: Practical options for improvement. Brussels: European Commission DG Env. (Study contract B4-3040/98/000703/MAR/D1).

Pretty J N, Brett C, Gee D, Hine R E, Masond C F, Morisond J I L, Ravene H, Rayment M D, van der Bijlg G. (2000). An assessment of the total external costs of UK agriculture. *Agricultural Systems* 65(2):113-136.

Weidema B P. (1999). Data, databases and software for LCAs on food. Theme report for the LCA-NET-Food. Göteborg: SIK.

Mulige præsentationsformer for miljøvaredeklarationer på fødevarer

Bo Weidema og Per H. Nielsen, 2.-0 LCA consultants, 2002-11-21

Til miljøvaredeklarationen er – jvf. bilag A om "Væsentligste nøgletal for miljøpåvirkningen fra landbrug i et livscyklusperspektiv" udvalgt 5 indikatorer:

- **Drivhuseffekt**, der sammenfatter påvirkninger fra forbrænding af fossile energikilder, og udledninger af metan og lattergas, udtrykt i CO₂-ækvivalenter.
- **Forsuring**, der sammenfatter påvirkninger fra forbrænding af fossile energikilder og udledninger af ammoniak, udtrykt i SO₂-ækvivalenter.
- **Næringsaltbelastning**, der sammenfatter udledninger af kvælstof og fosfor til det akvatiske miljø og kvælstof til det terrestriske miljø, udtrykt i NO₃-ækvivalenter
- **Øko-toksicitet**, der sammenfatter påvirkningen af naturen fra alle toksiske stoffer, udtrykt i toksicitets-ækvivalenter
- **Naturbeslaglæggelse**, som udtryk for de direkte fysiske påvirkninger af især biodiversitet ved arealbeslaglæggelse og ændringer i arealanvendelse, udtrykt i areal x tid (i det videre arbejde skal det fastslås om det er relevant i denne indikator at medtage et udtryk for påvirkningen af netto-primær-produktionen).

I den følgende fremstilling er udvalgt tre produkter til at illustrere hvorledes en miljøvaredeklaration kan se ud i praksis. De tre produkter er henholdsvis 1 kg hvedemel, 1 kg svinekød (gennemsnitsudskæring) og 1 kg skæreost. De to sidste produkter er begge mere miljøbelastende end en gennemsnitsfødevarer, hvilket giver sig udtryk i "røde søjler" i nogle af deklARATIONERNE.

Der er anvendt foreløbige miljødata fra projektet "Livscyklusvurdering af basislevneds-midler" (www.lcafood.dk). Da de viste deklARATIONER kun skal ses som eksempler redegør vi ikke nærmere for datagrundlaget i dette notat. Da vi ikke p.t. har tilstrækkelige data til beregningen af indikatoren for økotoksicitet, er der i den følgende fremstilling blot anvendt en arbitrær størrelse svarende til værdien for "naturbeslaglæggelse". Det betyder at værdierne for økotoksicitet ikke skal ses som udtryk for noget reelt.

Den væsentligste forskel mellem de følgende deklARATIONER er den reference som produkternes miljøpåvirkning ses i forhold til. Følgende normaliseringsreferencer er benyttet:

- A. Miljøpåvirkningerne fra en persons samlede daglige forbrug
- B. Miljøpåvirkningerne fra 1 kg af en gennemsnitsfødevarer
- C. Miljøpåvirkningerne fra et gennemsnitsprodukt med samme pris

- D. Miljøpåvirkningerne fra en gennemsnitsfødevarer med samme pris
- E. Miljøpåvirkningerne fra et standardprodukt i samme produktgruppe

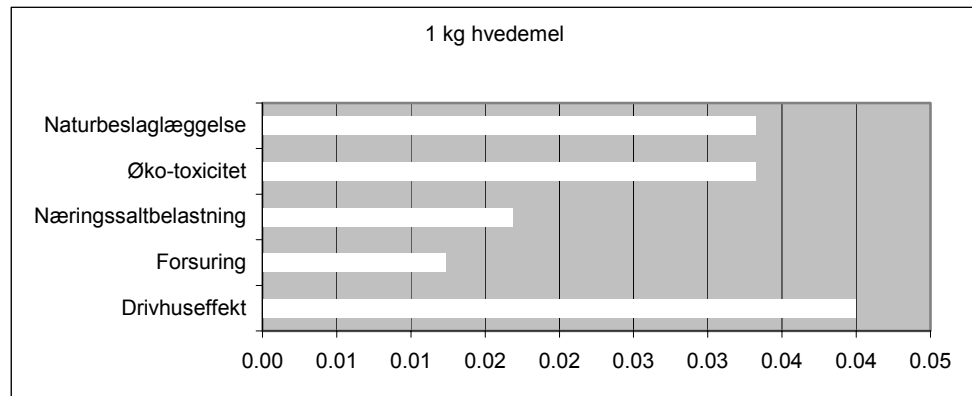
Endvidere er der i afsnit 7 vist et eksempel på en kombination af punkt C og E.

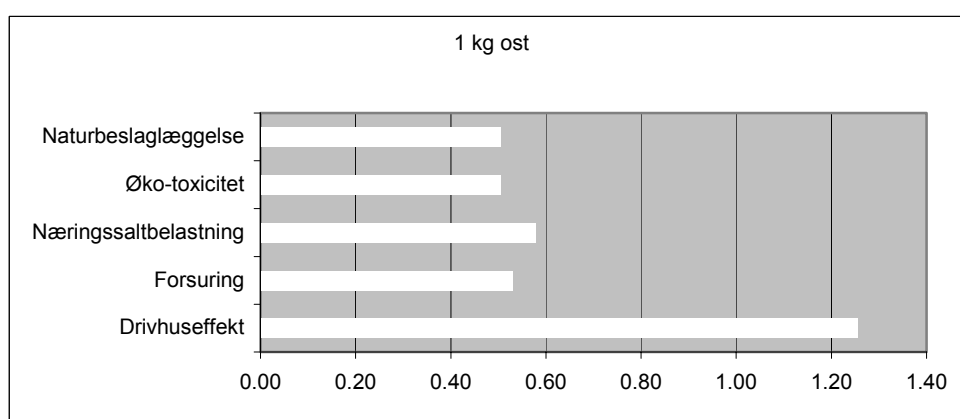
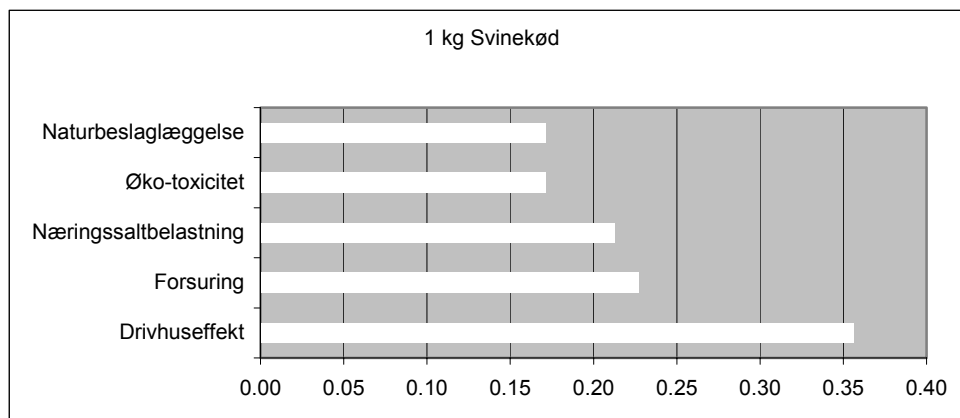
I overensstemmelse med almindelig praksis er der for globale miljøbelastningskategorier (naturbeslaglæggelse og drivhuseffekt) benyttet globale normaliseringsreferencer, mens der for regionale miljøbelastningskategorier (forsuring og næringssaltbelastning) er benyttet danske normaliseringsreferencer. Da normaliseringsreferencerne for alle miljøbelastningskategorier er opgjort pr. person (pr. dansker for regionale miljøbelastningskategorier og pr. verdensborger for globale miljøbelastningskategorier), og mange mennesker i verden kun bidrager beskedent til drivhuseffekt (små CO₂-emissioner), fremstår resultaterne for drivhuseffekt relativt høje i de fleste deklarerationer. For at imødegå dette bør det overvejes, at etablere danske normaliseringsreferencer for drivhuseffekt og benytte disse i stedet for de globale.

I det følgende præsenteres de forskellige deklarerationer, samtidigt med at fordele og ulemper ved de forskellige normaliseringsreferencer beskrives.

1. Normalisering i forhold til en persons samlede daglige forbrug (A)

Denne normalisering er den der kommer tættest på den standard-metode, der anvendes i livscyklusvurderinger efter UMIP-metoden. I UMIP-metoden normaliseres i forhold til en persons samlede årlige forbrug, hvilket ofte giver miljøpåvirkninger udtrykt i "milli-person-ækvivalenter." I forhold til fødevarer finder vi at normaliseringen bliver mere konkret hvis man i stedet normaliserer i forhold til det daglige forbrug. Man kan da umiddelbart se hvor stor en del den deklarerede fødevarer udgør af miljøpåvirkningen fra ens daglige forbrug (eller for at være helt præcis: en gennemsnitspersons daglige forbrug).





Figur 1. Produktdeklarationer normaliseret i forhold til en persons samlede daglige forbrug.

Fordelen ved denne type deklaration er at den anvender en enhed der ikke er specielt relateret til fødevarer, og at man derved muliggør sammenligninger med andre produkter (ikke-fødevarer).

Ulempen ved denne type deklaration er at man ikke kan se om den konkrete fødevarer er mere eller mindre belastende end et gennemsnitsprodukt. Det er dog stadig muligt at sammenligne to produkter ved at holde to deklarationer op imod hinanden, men forskellene mellem produkter indenfor samme produktgruppe kan være så lille at de ikke fremstår tydeligt på denne skala.

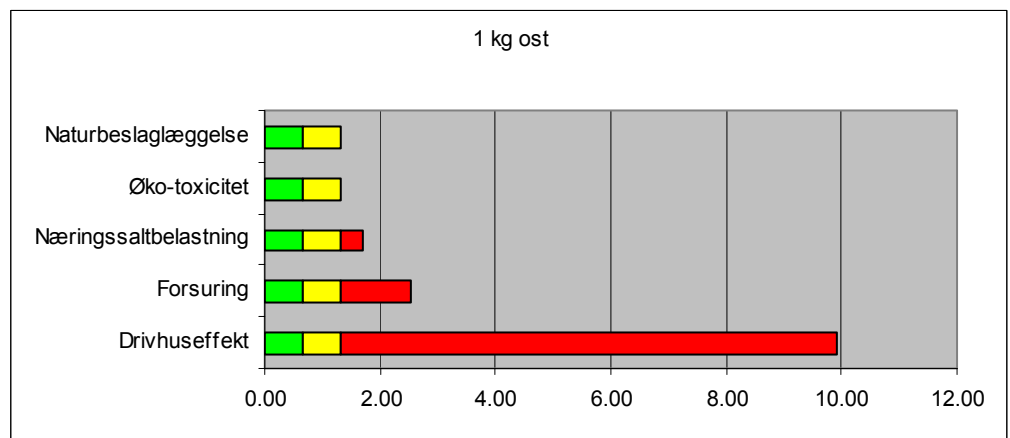
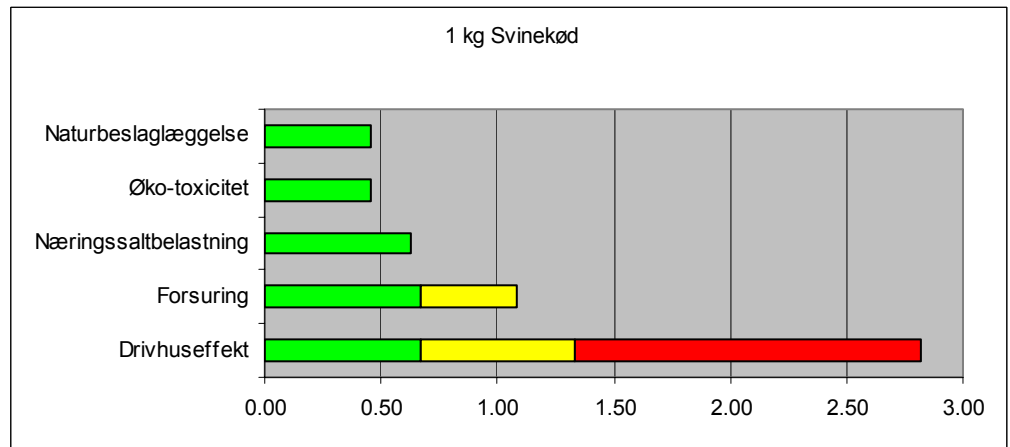
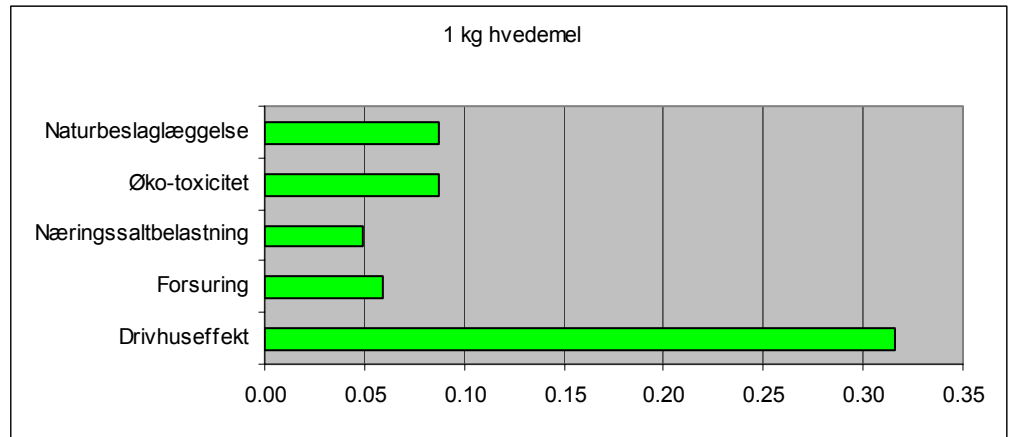
2. Normalisering i forhold til 1 kg af en gennemsnitsfødevarer (B)

Ved denne normalisering opnår man en mulighed for at se om 1 kg af den konkrete fødevarer er mere eller mindre miljøbelastende end 1 kg af en gennemsnitsfødevarer.

Der kan argumenteres for at det ville være mere relevant at normalisere i forhold til energiindholdet (gennemsnitligt 5 MJ/kg) end i forhold til vægten, men dette ville formodentligt virke for abstrakt for de fleste forbrugere. Derfor er det valgt at vise en normalisering i forhold til vægt, selv om dette vil favorisere lette men energitunge produkter som f.eks. kartoffelchips.

Miljøpåvirkningen ved en gennemsnitsfødevarer er beregnet ved at opgøre fødevarernes samlede andel af de miljøeffekter, der er normaliseret med under A, og derefter dividere disse tal med en danskers daglige forbrug af fødevarer i kg (2,5 kg per dag eller 900 kg om året).

Den resulterende deklARATION fremgår af figur 2, hvor det er valgt at angive afvigelser på mere end 33 % fra gennemsnittet med henholdsvis grøn og rød farve.



Figur 2: ProduktdeklARATIONER normaliseret i forhold til 1 kg af en gennemsnitsfødevarer.

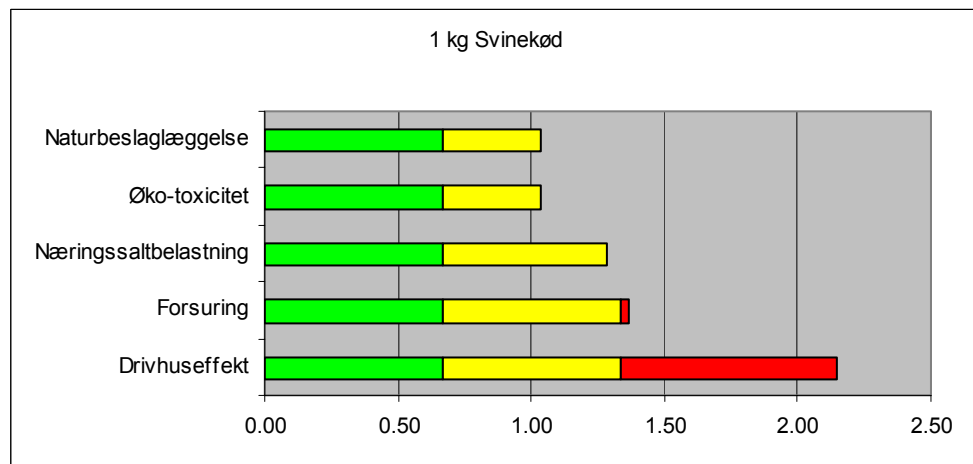
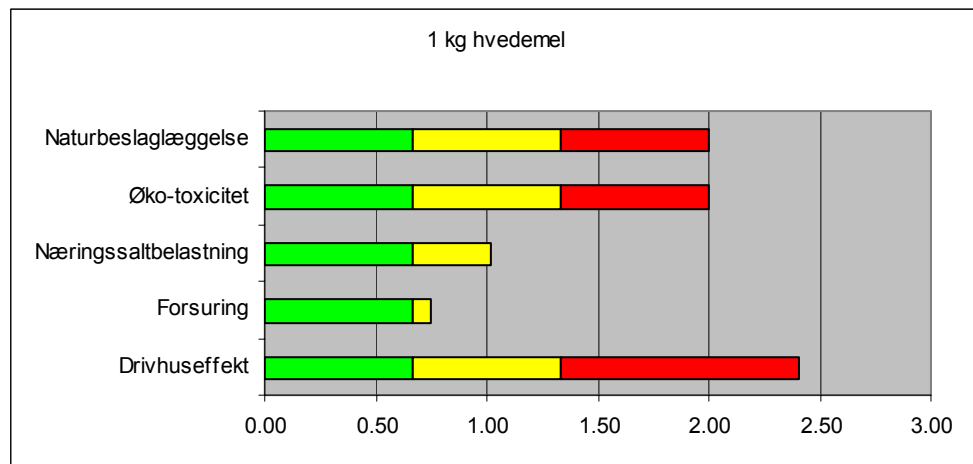
Fordelen ved denne type deklaration er at man kan se om den konkrete fødevarer er mere eller mindre belastende end et gennemsnitsprodukt, således som det kommer til udtryk ved brugen af farver på søjlerne. Endvidere kommer forskellene mellem forskellige fødevarer tydeligere frem.

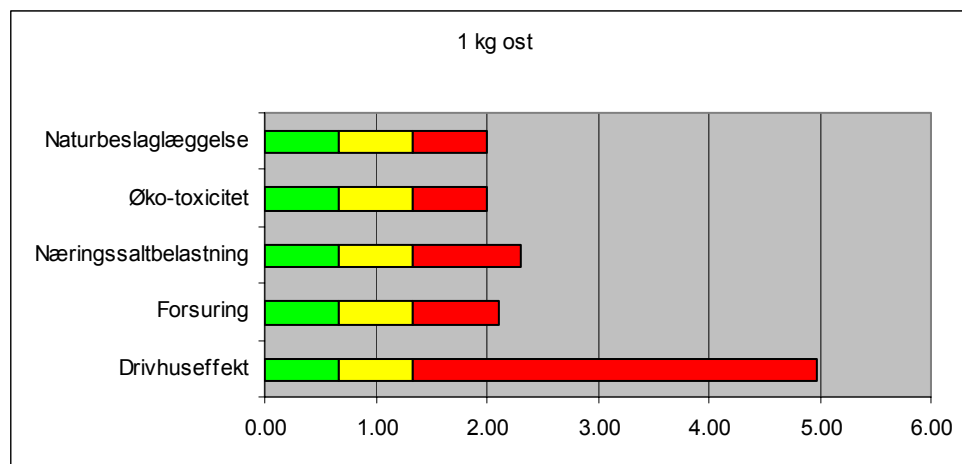
Ulempen ved denne type deklaration er at den ikke kan bruges til andre varer end fødevarer, og dermed på sigt – når andre typer af deklarationer anvendes på andre typer produkter - vil kunne bidrage til øget forvirring.

3. Normalisering i forhold til et gennemsnitsprodukt med samme pris (C)

I denne deklaration divideres miljøpåvirkningen ved det samlede forbrug (der er brugt til normalisering i deklarations-type A) med det totale forbrug per dansker per år (110.000 kr.), hvorved normaliseringen bliver udtrykt i miljøpåvirkningen per forbrukt krone.

Ved samtidigt at multiplicere med produktets pris fås et udtryk for om den pågældende fødevarer er mere eller mindre miljøbelastende end et gennemsnitsprodukt med samme pris, således som det kommer til udtryk ved brugen af farver på søjlerne, hvor afvigelser på mere end 33% fra gennemsnittet angives med henholdsvis grøn og rød farve.





Figur 3. ProduktdeklARATIONER normaliseret i forhold til et gennemsnitsprodukt med samme pris.

Der er flere fordele ved denne type deklARATION:

- 1) Ligesom for deklARATIONs-type A anvendes en enhed der ikke er specielt relateret til fødevarer, og derved muliggøres sammenligninger med andre produkter (ikke-fødevarer).
- 2) Samtidig bevares muligheden for at se om den konkrete fødevarer er mere eller mindre belastende end et gennemsnitsprodukt.
- 3) Og endvidere gives mulighed for at produkter med forskellig pris kan sammenlignes uden at dette medfører en skævhed i sammenligningen¹.

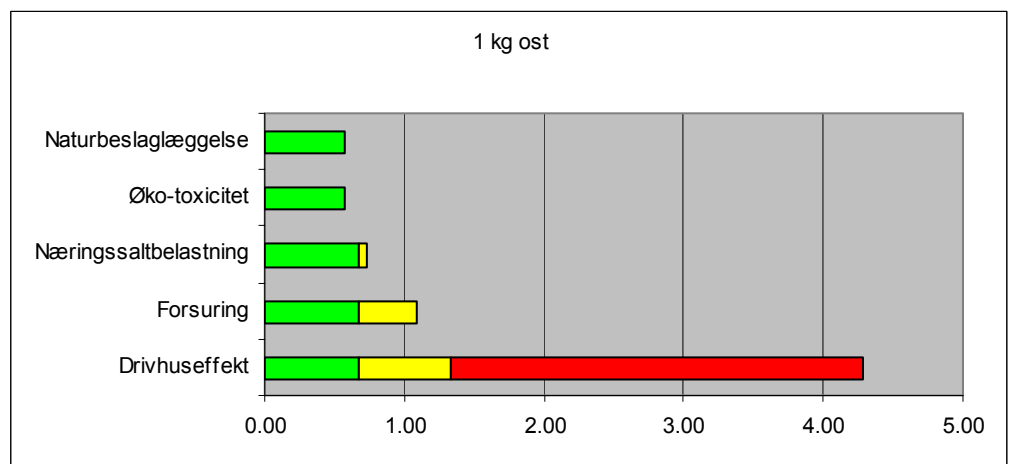
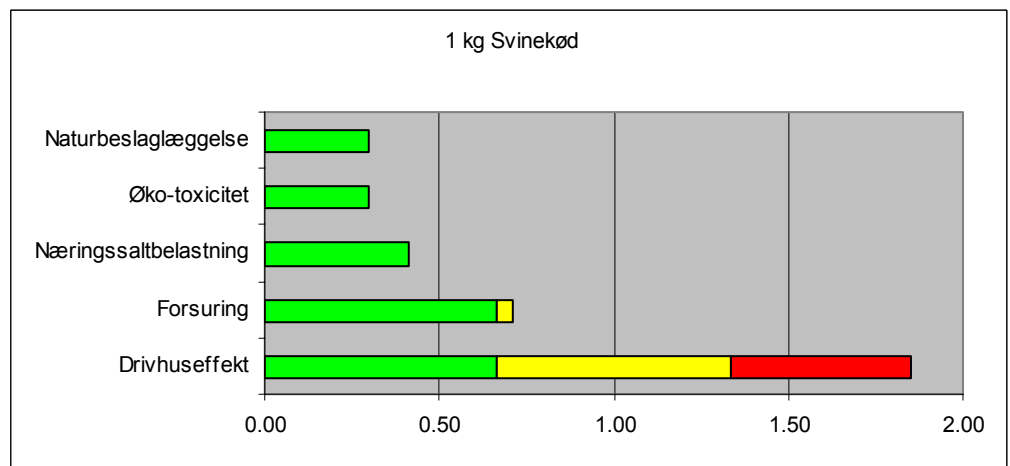
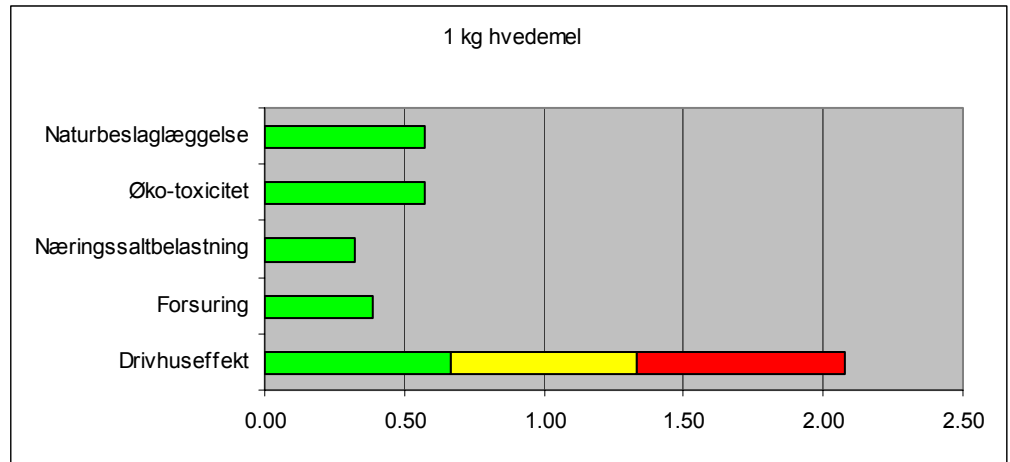
Ulempen ved denne type deklARATION er at forskellene mellem produkter indenfor samme produktgruppe kan være så lille at de ikke fremstår tydeligt på denne skala.

4. Normalisering i forhold til en gennemsnitsfødevarer med samme pris (D)

I denne deklARATION divideres miljøpåvirkningen fra en gennemsnitsfødevarer, der anvendes til normalisering under B, med en danskers daglige udgift til fødevarer (33 kr. per dag eller 12.000 kr. om året), hvorved normaliseringen bliver udtrykt i miljøpåvirkningen per forbrugt krone til fødevarer.

Ved samtidigt at multiplicere med produktets pris, fås - parallelt i deklARATIONs-type C - et udtryk for om den pågældende fødevarer er mere eller mindre miljøbelastende end en gennemsnitsfødevarer med samme pris. Også her er afvigelser på mere end 33 % fra gennemsnittet angivet med henholdsvis grøn og rød farve.

¹ Ved en sammenligning af to ligeværdige produkter med forskellig pris vil forbrugeren ved valg af det billigere produkt få en sum penge til overs som derefter kan bruges til indkøb af andre varer, hvis miljøpåvirkning i en korrekt sammenligning ellers skulle tillægges det billigere af de to sammenlignelige produkter. Kun ved at normalisere i forhold til produktets pris indgår dette forhold direkte i sammenligningsgrundlaget.



Figur 4. Produktdeklarationer normaliseret i forhold til en gennemsnitsfødevarer med samme pris.

Fordelen ved denne type deklARATION er at den på samme måde som deklARATION-type C giver mulighed for at produkter med forskellig pris kan sammenlignes uden at dette medfører en skævhed i sammenligningen, mens at forskellene mellem forskellige fødevarer kommer tydeligere frem på grund af brugen af fødevarer som reference.

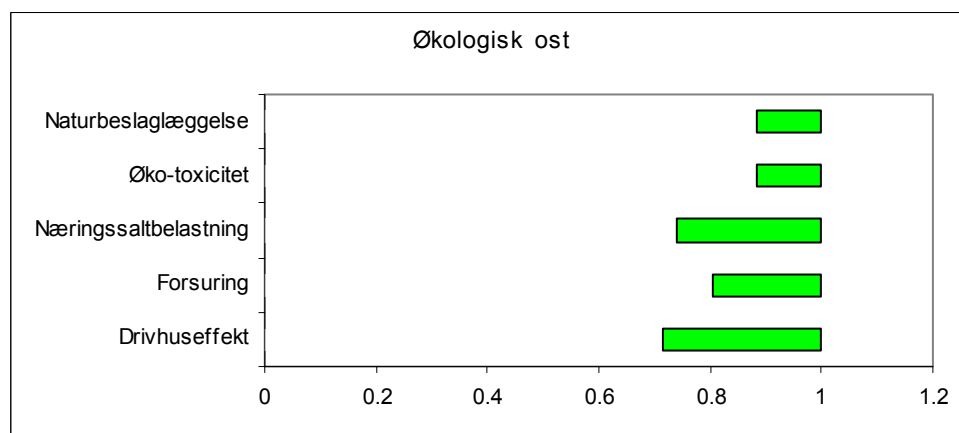
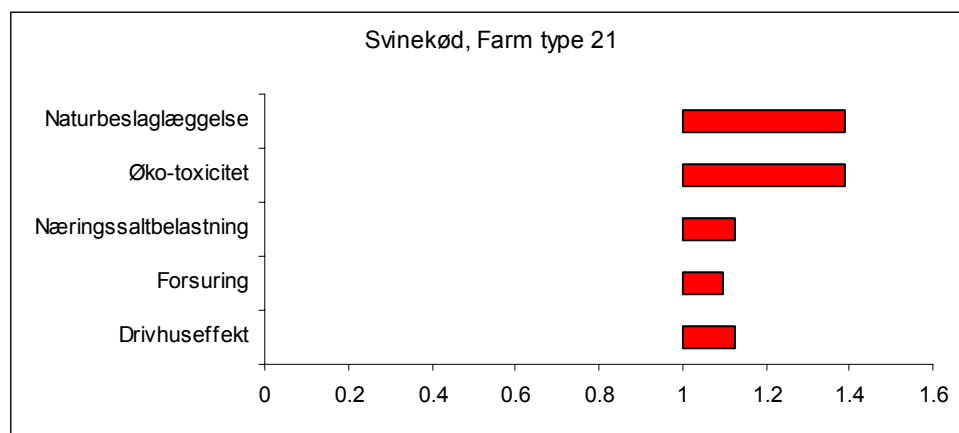
Ulempen ved denne type deklaration er ligesom for deklarations-type B at den ikke kan bruges til andre varer end fødevarer, og dermed på sigt – når andre typer af deklarationer anvendes på andre typer produkter - vil kunne bidrage til øget forvirring. Samtidig kan forskellene mellem produkter indenfor samme produktgruppe stadig være så lille at de ikke fremstår tydeligt nok, jf. deklarationstype E.

5. Normalisering i forhold til et standardprodukt fra samme produktgruppe (E)

For tydeligt at kunne se forskel mellem to i øvrigt meget ens produkter, f.eks. den samme fødevarer fra to forskellige producenter, kan det være nødvendigt yderligere at opdele produktområdet "fødevarer" i mindre produktgrupper, og normalisere i forhold til et produkt fra samme produktgruppe.

Her er valgt at definere en produktgruppe for svinekød og en produktgruppe for ost, og normalisere i forhold til miljøpåvirkningen fra det standardprodukt, som vil blive produceret hvis forbrugeren ikke aktivt vælger et deklareret produkt (dvs. det produkt som er anvendt i alle deklarationstyperne ovenfor).

Det produkt der her deklarerer er fra en anden landbrugstypologi, men i øvrigt produceret under samme forhold.



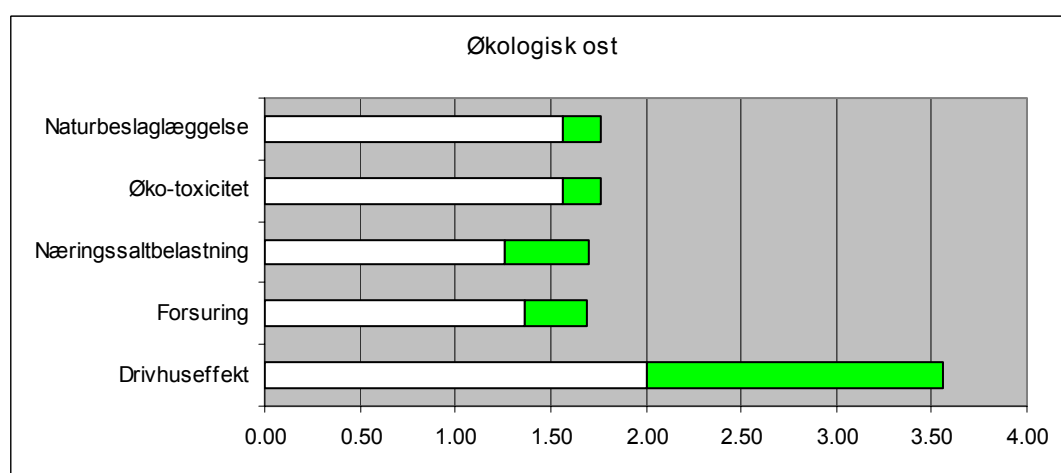
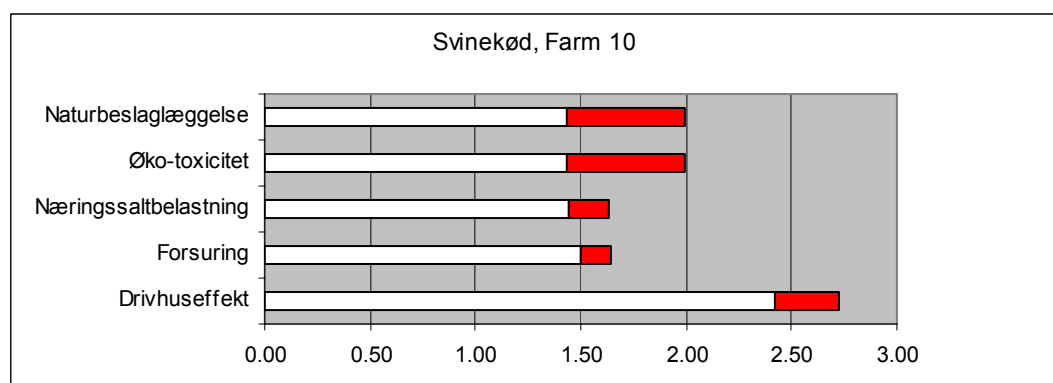
Figur 5. Produktdeklarationer normaliseret i forhold til et standardprodukt fra samme produktgruppe (her svinekød og ost).

Fordelen ved denne type deklARATION er at selv små forskelle mellem produkterne fremstår tydeligt.

Ulempen ved denne type deklARATION er, at der ikke længere kan sammenlignes på tværs af de valgte fødevarergrupper. Desuden opstår en lang række problemer omkring afgrænsningen af de enkelte produktgrupper: Skal der laves en selvstændig gruppe for surmælksprodukter eller er det nok med én for alle konsummælksprodukter? Hvordan håndteres sammensatte produkter som pizza: Er det et brødprodukt, et osteprodukt eller et grønsagsprodukt?

6. Kombineret normalisering i forhold til et gennemsnitsprodukt med samme pris og et standardprodukt fra samme produktgruppe (type C og E).

Det er muligt på samme tid at opnå fordelene i opløsningsgrad fra deklARATIONstype E og fordelene i sammenlignelighed fra deklARATIONstype C ved at kombinere de to deklARATIONstyper, som vist i figur 6.



Figur 6. ProduktdeklARATIONer normaliseret i forhold til et gennemsnitsprodukt med samme pris, med afvigelsen fra et standardprodukt fra samme produktgruppe (her svinekød og ost) markeret med farvede toppe.

Her ligger deklARATIONSType C (normaliseret i forhold til et gennemsnitsprodukt med samme pris) som bund (i én farve, mens afvigelsen fra et standardprodukt i samme produktgruppe fremstår som en farvet "top" på hver søjle, nedadgående afvigelser markeret med grønt, opadgående afvigelser markeret med rødt).

7. Sammenfatning af fordele og ulemper

De ovenfor anførte fordele og ulemper er sammenfattet i nedenstående tabel.

Normaliseringstype:	A	B	C	D	E	C+E
Fordele:						
Muliggør sammenligninger med ikke-fødevarer	Ja	Nej	Ja	Nej	Nej	Ja
Muliggør sammenligninger på tværs af fødevarergrupper	Ja	Ja	Ja	Ja	Nej	Ja
Entydigt referenceprodukt	Nej	Ja	Ja	Ja	?	Ja
Tydelig forskel også indenfor en fødevarergruppe	Nej	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja
Muliggør sammenligning af produkter med forskellig pris	Nej	Nej	Ja	Ja	Nej	Ja

Økotoksicitet – beregninger for pesticider og tungmetaller

Randi Dalgaard, Danmarks JordbrugsForskning, 24-02-2004

Gennem en fødevarers livscyklus udledes mange forskellige miljøfremmede stoffer som giver anledning til økotoksiske eller humantoksiske effekter, heriblandt pesticider. I projektet "LCA af basislevnedsmidler" er det valgt udelukkende at fokusere på økotoksikologiske effekter. Der estimeres ikke økotoksiske effekter på alle produkter, da indsatsen i stedet er rettet mod at udvikle en metode som fremover kan anvendes til at estimere fødevarers potentielle økotoksiske effekter. Metodens formål er således at estimere de potentielle økotoksiske effekter, som et anvendt pesticid giver anledning til. Pesticiders økotoksicitet udtrykkes som potentielle bidrag til økotoksicitet og estimeringen heraf kan opdeles i to trin, som vil blive beskrevet i det følgende.

- Estimering af pesticidmængden som kan genfindes i henholdsvis jord, overfladevand, grundvand og luft når et pesticid udbringes på marken.
- Estimering af den potentielle økotoksicitet, som pesticidet giver anledning til når det transporteres fra marken til jord, overfladevand og luft i markens omgivelser.

1. Estimering af pesticidmængde i jord, overfladevand, grundvand og luft

Estimering af pesticidmængden som kan genfindes i jord, overfladevand og luft i markens omgivelser udføres ved brug af emissionsmodellen PESTLCI (Birkved og Hauschild, 2003)

Emissionsmodellen kan ud fra oplysninger om mængden af udbragt pesticid og pesticidets egenskaber samt oplysninger om markens egenskaber og det omgivende miljø (se nedenfor) estimere mængden af pesticid som tabes til jord, overfladevand, grundvand og luft i markens omgivelser.

Emissionsmodellen indeholder kemiske og fysiske data vedrørende 69 forskellige pesticider, alle godkendt til brug i Danmark. Tab til omgivelserne kan for disse pesticider estimeres udelukkende ved kendskab til markens og afgrødernes egenskaber og det omgivende miljø. De fysiske kemiske data omfatter bl.a. pesticidernes evne til at adsorbere til jordpartikler, deres opløselighed i vand, deres fordampningsegenskaber samt biologisk nedbrydelighed.

Parametre, der beskriver det miljø, som pesticidet udsprede i, skal indtastes af brugeren. Disse parametre inkluderer eksempelvis jordtype, markhældning, sprøjtebommens bredde, måned, vinddrift, markstørrelse, afgrødetype, afgrødernes vækststadium og andet, som i lighed med pesticidernes fysiske og kemiske egenskaber, har betydning for fordelingen af pesticidet mellem jord,

overfladevand og luft. Det skal bemærkes at modellen pt. kun beregner potentiel økotoksicitet for den del af den udsprøjtede mængde, som kommer udenfor pløjelaget på marken, dvs. ikke den del som rammer afgrøden og jorden på selve marken og forbliver her. Det vil senere blive vurderet om dette skal ændres således at alt pesticid som ikke rammer planterne betragtes som tabt til omgivelserne (med undtagelse af deciderede jordmidler, hvor det er et formål at pesticidet findes i det øverste jordlag i ukrudtets spiringsperiode).

Emissionsmodellen kan håndtere ét pesticid ad gangen og såfremt et pesticid udspreddes flere gange i løbet af en vækstsæson skal emissionsmodellen beregne et tilsvarende antal gange.

2. Estimering af potentiel økotoksicitet

Når emissionsmodellen har estimeret fordeling af et pesticid mellem jord, overfladevand, grundvand og luft, indtastes pesticidmængderne i LCA-food databasen i Simapro.

I Simapro estimeres herefter potentiel økotoksicitet per produkt som de udledte pesticidmængder giver anledning til. I projektet "LCA af basislevnedsmidler" estimeres potentielle bidrag til tre forskellige typer økotoksicitet 1) Kronisk økotoksicitet i vand, 2) Akut økotoksicitet i vand og 3) Kronisk økotoksicitet i jord.

I LCA-food databasens Simapro-del findes såkaldte "effektfaktorer" eller karakteriseringsfaktorer for alle de 69 pesticider som emissionsmodellen kan håndtere. Effektfaktorerne er nødvendige for at beregne pesticidernes potentielle økotoksiske effekter på baggrund af de udledte pesticidmængder. Effektfaktorerne er angivet i enheden kubikmeter per gram pesticid og angiver hvor mange kubikmeter vand, jord eller luft der skal til per gram pesticid for at fortynde pesticidet til en koncentration, som er så lav at der ikke længere kan observeres en effekt (eller den fortynding som skal til for at nå "no effect level" (NOEL)). Pesticider med høje effektfaktorer er mere skadelige for miljøet end pesticider med lave effektfaktorer. Effektfaktorerne er baseret på økotosikologiske data fra den Amerikanske miljøstyrelse (US. EPA (2003)) og beregnet iht. UMIP-metoden (Hauschild og Wenzel 1998).

Ved at multiplicere pesticidmængden udledt til miljøet med effektfaktorerne fås det potentielle bidrag til økotoksicitet der skal opfattes som den volumen af jord, vand eller luft som skal til for at fortynde den udledte pesticidmængde til en koncentration, hvor det ikke forårsager skade på miljøet, som vist i nedenstående ligning:

$$\text{Potentiel økotoksicitet (m}^3\text{)} = \text{Effektfaktor (m}^3\text{/g)} \times \text{Pesticidmængde (g)}$$

Potentiel økotoksicitet kan både beregnes som kronisk økotoksicitet i vand, akut økotoksicitet i vand og kronisk økotoksicitet i jord. For hver kategori findes et sæt af effektfaktorer for henholdsvis vand-, luft- og jordbårne emissioner. Princippet er vist i følgende eksempel.

3. Beregning af potentiel kronisk økotoksicitet i vand per kg vårbyg (eksempel)

Fra en vårbygmark med et areal på 1 hektar høstes 4.878 kg korn. Vårbygmarken er sprøjtet d. 1. juni med 13 g metsulfuron methyl. Ingen andre pesticider er anvendt.

Ved brug af emissionsmodellen estimeres pesticidmængden der tabes til omgivende overfladevand, grundvand, jord og luft:

Pesticidmængde (overfladevand)	= 0,69 g
Pesticidmængde (grundvand)	= 0,42 g
Pesticidmængde (jord)	= 0,00 g
Pesticidmængde (luft)	= 0,97 g

I LCAfood databasen findes en proces som beskriver dyrkning af 1 hektar vårbyg. Under denne proces indtastes de udledte pesticidmængder.

Herefter multiplicerer SimaPro pesticidmængderne med følgende effektfaktorer:

Effektfaktor (metsulfuron methyl, kronisk økotoksicitet i vand, vandbårne emissioner) = 1.050 m³/g pesticid

Effektfaktor (metsulfuron methyl, kronisk økotoksicitet i vand, luftbårne emissioner) = 526 m³/g pesticid

Effektfaktor (metsulfuron methyl, kronisk økotoksicitet i vand, jordbårne emissioner) = 0 m³/g pesticid

Potentiel kronisk økotoksicitet i vand:

$(0,69 \times 1.050 \text{ m}^3/\text{g} + 0,97 \text{ g} \times 526 \text{ m}^3/\text{g}) / 4.878 \text{ kg vårbyg} = 0,25 \text{ m}^3/\text{kg}$ vårbyg

Det vil sige at den mængde metsulfuron methyl der udspreddes ved produktion af 1 kg vårbyg skal fortyndes med 0,25 m³ vand, hvis effekter på miljøet skal undgås.

Det skal bemærkes at de enkelte pesticiders bidrag til økotoksicitet er meget afhængig af pesticidets egenskaber og derfor varierer meget. Der er, som nævnt, behov for at tilpasse modellen således at potentielle økotoksiske effekter af pesticidet på marken medtages.

Potentiel akut økotoksicitet i vand og potentiel kronisk økotoksicitet i jord kan beregnes efter samme princip som vist i ovenstående eksempel. Resultatet for beregningen af potentiel akut økotoksicitet i vand angives i volumen vand, som det er tilfældet for potentiel kronisk økotoksicitet i vand. Derimod angives potentiel kronisk økotoksicitet i jord i volumen jord som skal tilføres for at fortynde mængden af pesticid til en koncentration, hvor effekter på miljøet kan undgås. De tre økotoksiciteter kan ikke umiddelbart regnes sammen til én samlet økotoksicitet, da én angives i volumen jord og to angives i volumen vand. For at angive de tre typer af økotoksicitet i et samlet udtryk divideres med såkaldte normaliseringsreferencer.

Normaliseringsreferencen for potentiel kronisk økotoksicitet i vand er 4,7 * 10⁵ m³ vand pr. person pr. år ifølge UMIP metoden (Hauschild og Wenzel

1998) og angiver den samlede belastning fra en gennemsnitlig person i et år. Potentiel kronisk økotoksicitet i vand for et givet produkt kan således udtrykkes i personækvivalenter ved at dividere med normaliseringsreferencen. De to øvrige økotoksiciteter kan ligeledes omregnes til personækvivalenter hvorefter de tre typer af økotoksicitet kan adderes og dermed udtrykkes som én samlet værdi for økotoksicitet.

4. Tungmetaller

Gennem en fødevares livscyklus udledes forskellige tungmetaller, som kan give anledning til økotoksiske eller humantoksiske effekter. I Danmark tilsættes kobber og zink til svinefoder for at forbedre svinenes tilvækst, og en del af disse to tungmetaller udskilles med svinegyllen, som spredes på marken. Fosfor i kunstgødning indeholder cadmium, som dermed også spredes ud på markerne. De fleste tungmetaller binder sig hårdt til jordpartiklerne og spredes derfor ikke så let til det omgivende miljø.

I projektet "LCA af basislevnedsmidler" estimeres tungmetallers bidrag til økotoksiske effekter ikke, men tungmetallernes bidrag kan estimeres efter samme princip som pesticiders bidrag. Det vil sige at tungmetalmængden som kan genfindes i henholdsvis jord, overfladevand, grundvand og luft først estimeres, hvorefter den potentielle økotoksicitet som tungmetallet giver anledning til estimeres. Generelt bindes tungmetaller kraftigt til jordpartikler og derfor vil jordbårne emissioner formentlig give det største bidrag. I LCA-food-databasens SimaPro-del findes effektfaktorer som kan anvendes til beregning af de respektive tungmetaller potentielle økotoksiske effekter på baggrund af de udledte tungmetalmængde. Herefter kan divideres med normaliseringsreferencen, som forklaret under pesticider.

Referencer

Birkved, M og Hauschild, M. 2003. PestLCI -A Pesticide Distribution Model for LCA. Development of a Pesticide Distribution Model for Use in Life Cycle Inventory Analysis. Institute for Product Development Technical University of Denmark.

Hauschild, M. og Wenzel, H. (1998). Environmental assessment of products. Volume 2. Chapman & Hall, London. ISBN: 0-412-80810-2.

US. EPA (2003). ECOTOXicology database (ECOTOX). U.S.EPA, Office of Research and Development (ORD), and the National Health and Environmental Effects Research Laboratory's (NHEERL's) Mid-Continent Ecology Division.

Tilgængelig på <http://www.epa.gov/ecotox/>

Grundlag for variationskoefficienter

Ib Sillebak Kristensen, Anders Højlund Nielsen m.fl.

I tabel 1 i dette bilag er vist en komplet oversigt over forudsætninger for de i kapitel 5, tabel 5.1 viste variationskoefficienter.

Tabel 1. Usikkerhed for de enkelte poster i bedriftens N-balance udtrykt ved varianskoefficienter.

	Post	Enheder		Forudsætning, kilde til		Gns. indhold			Spredning		Variationskoefficient			
		Mængde	N-indhold	Kvantum	Koncentration	Tørstof %	Tørstof kg/FE	N el. protein %	Tørstof %-enh.	N el. protein %-enh.	Vare mængde %	Tørstof mængde %	N el. protein %	I alt %
Input	Handelsgødning	kg vare	% N i vare	Bilag på vejning	Garanti-analyse			21,0		1,00	2,0		4,76	5,2
	Organisk gødning	kg vare	% N i vare											
	-husdyrgødning	kg vare	% N i vare	Bilag uden vejn.	Norm			4,0		0,60	5,0		15,00	15,8
	-biogasgylle	kg vare	% N i vare	Bilag på vejning	Bilag			4,0		0,20	4,0		5,00	6,4
	Udsæd	kg vare	% N i tørstof	Bilag på vejning	Fodermiddeltabel	85		11,0	1	1,00	2,0	1,18	9,09	9,4
	Tilskudsfoder	FE	% protein i tørstof	Bilag på vejning	Garantianalyse	90	1,0	30,0	1	0,99	2,0	1,11	3,30	4,0
	-renvare	FE	% protein i tørstof	Bilag på vejning	Garantianalyse			0,8						
	-færdigblandinger	FE	% protein i tørstof	Bilag på vejning	Garantianalyse			1,0						
	Foderkorn	kg vare	% protein i tørstof	Bilag på vejning	Årsspecifik norm	85	1,0	11,0	1	1,00	2,0	1,18	9,1	9,4
	Grovfoder import	FE	% protein i tørstof	Bilag uden vejn.	Analyse	35	1,2	18,0	5	1,50	10,0	14,3	8,3	19,3
	Halmstrøelse	kg vare	% protein i tørstof	Bilag uden vejn.	Norm	85		4,0	3	0,70	2,0	3,53	17,5	18,0
	N-fiksering		Beregnet i alt	Udbytte-skøn	Skøn			22,0		3,30		20,0	15,0	25,0
	Levende dyr	kg dyr	% N i dyrekrop	Bilag på vejning	Norm			0,27		0,01	2,0		3,70	4,2
Nedbør		Konstant	Gns. af DK	Gns. af DK			16,0		5,00	2,0		31,3	31,3	
Output	Mælk	kg vare	% N i vare	Bilag på vejning	Bilag			3,4		0,10	1,0		2,94	3,1
	Dyr	kg dyr	% N i dyrekrop	Bilag på vejning	Norm			0,27		0,01	2,0		3,70	4,2
	Æg	kg vare	% N i vare					16,0		0,7	2,0		4,38	4,8
	Salgskorn	kg vare	% protein i tørstof	Bilag på vejning	Fodermiddeltabel	85	1,0	11,0	1	1	2,0	1,18	9,09	9,4
	Andre salgsafg.	kg vare	% protein i tørstof	Bilag på vejning	Fodermiddeltabel	90	1,0	25,0	1	5,00	3,0	1,11	20,0	20,3
	Organisk gødning	kg vare	% N i vare	Se import				4,0		0,60	5,0		15,0	15,8
Status	Husdyrgødning	kg vare	% N i vare	Norm	Norm			4,0		0,60	15,0		15,0	21,2
	Handelsgødning	kg vare	% N i vare	Se indk. handelsg.				21,0		1,00	2,0		4,76	5,2
	Tilskudsfoder	FE	% protein i tørstof	Bilag på vejning	Garantianalyse	90	1	30,0	1	0,99	2,0	1,11	3,30	4,0
	Foderkorn	kg vare	% N i tørstof	Lager-opmåling	Norm	85		11,0	1	1,00	10,0	1,18	9,09	13,6
	Grovfoder	FE	% protein i tørstof	Bilag uden vejn.	Analyse	35	1,2	18,0	5	3,00	15,0	14,3	16,7	26,6
	Salgsafgrøder ¹⁾	kg vare	% protein i tørstof	Skøn	Norm	90		25,0	1	5,00	20,0	1,11	20,0	28,3
	Dyr	kg dyr	% N i dyrekrop	skønnet kg	Norm			0,27		0,01	15,0		3,70	15,5

1) ikke korn

Aggregerede nøgletal for miljøpåvirkninger pr. produkt

I tabel 1 er vist de nøgletal, der er anvendt til beregning af de i kapitel 6 viste miljøpåvirkninger ved produktion af mælk og svinekød på 16 landbrugsbedrifter. Der er tale om aggregerede nøgletal, hvilket vil sige, at tallene angiver den samlede miljøpåvirkning ved fremstilling og transport mv. af det pågældende produkt.

Tabel 1. Aggregerede nøgletal for miljøpåvirkninger pr. produkt. Data er fra projektet Livscyklusvurdering af Levnedsmidler (basisprojektet), august 2004.

	Enhed	Drivhuseffekt g CO ₂ -ækviv. pr. kg	Forsuring g SO ₂ -ækviv. pr. kg	Nærings- saltbelastning g NO ₃ -ækviv. pr. kg	Areal- forbrug m ² år pr. kg
Afgrøder					
Havre	kg	566	6,01	32,6	2,30
Hvede	kg	708	5,30	64,8	1,45
Markært	kg	500	5,15	23,7	3,14
Rapsfrø	kg	1.510	11,80	149,0	3,54
Rug	kg	716	5,98	67,5	2,04
Sojaskrå	kg	235	-2,59	-86,0	3,03
Vinterbyg	kg	615	5,38	43,4	1,72
Vårbyg	kg	654	5,79	57,3	2,04
Brødhvede	kg	847	6,12	77,9	1,52
Græsfrø	kg	2.660	23,70	266,0	9,26
Kartofler	kg	157	1,16	13,9	0,31
Kløverfrø	kg	7.220	27,20	1.580,0	19,20
Sukkerroer	kg	58	0,59	1,6	0,20
Fodermidler					
Sojaskrå-ækviv.	kg	235	-2,59	-86,0	3,03
"Korn" til svin	kg	731	5,60	57,8	1,67
"korn" til kvæg	kg	714	5,95	57,5	2,04
Foderfosfat (P)	kg	2.670	41,0	27	
Dyr					
Kvæg	kg	12.100	117,0	988	17,60
Smågrise	kg	3.410	47,0	259	6,73
Svin i øvrigt	kg	3.010	39,8	214	6,75
Mælk					
Mælk, konv.	kg	1.180	9,92	52,3	1,38
Gødning					
N	kg	9.360	31,50	101	
P	kg	2.670	41,00	27	
K	kg	798	1,38	2	
Energi					
El	kWh	pr. MJ 182	pr. MJ 0,178	pr. MJ 0,335	
Diesel (traction)	l	109	0,925	1,64	
Fyringsolie	l	94	0,21	0,15	
Naturgas	m ³	69	0,08	0,15	

Nøgletallene anvendes til beregning af miljøpåvirkninger fra de hjælpestoffer, der er anvendt i produktionen, og til beregning af miljøpåvirkninger fra fortrængte produkter. Data er fra basisprojektet (Projekt Livscyklusvurdering af basislevnedsmidler). Data er fra august 2004.

"Korn" til svin består af 25 % vårbyg, 25 % vinterbyg og 50 % vinterhvede.

"Korn" til kvæg består af 100 % vårbyg. Det er vurderet, at en øget produktion af oksekød fra udsætterkøer og kalve i forbindelse med mælkeproduktion fortrænger både oksekød (51 %) og svinekød (49 %). De aggregerede nøgletal for "Kvæg" fremkommer således ved en sammenvejning af tallene for svinekød og tallene for kødkvæg.