

Pilotprojekt

Samfundsmæssig effekt af miljøforbedrende tiltag i jordbruget

John E Hermansen, Ib S. Kristensen og Thu Lan Thi Nguyen
Institut for Jordbrugsproduktion og Miljø, Aarhus Universitet

Bo Weidema og Randi Dalgaard
2.-o LCA consultants

Michael Skou Andersen
Afdeling for Systemanalyse Danmarks Miljøundersøgelser

December 2010

Indhold

Sammendrag	4
1. Baggrund og mål	5
2. Metode	6
2.1. Overordnet	6
2.2. Estimering af ændrede emissioner ved tiltagene	7
2.2.1. Forudsætninger vedr. efterafgrøder	8
2.2.2. Forudsætninger vedr ny teknologi til reduktion af ammoniakfordampningen	8
2.3. Modellering af miljøpåvirkning	10
3. Resultater	11
4. Konklusion	18
Litteraturliste	19
Appendiks 1. Input-output Oversigt over landbrugets ressourceforbrug (inkluderet senere)	22
Appendiks 2. Vurdering af karabliseringens modeller for human- og økotoxicitet.....	31
Appendiks 3. Værdisætning i forbindelse med human sundhed.....	34

Sammendrag

En stor del af den offentligt støttede jordbrugsforskning gennemføres med henblik på at opnå offentlige goder, eksempelvis en mindsket miljøpåvirkning knyttet til jordbrugsproduktionen. Det indebærer typisk fremskaffelse af viden om nye produktionsmetoder og teknologier, der kan tages i anvendelse for at reducere u hensigtsmæssige miljøeffekter. Nye produktionsmetoder og teknologier påvirker ofte samtidig flere miljøaspekter, og der er behov for metoder til at vurdere den samlede effekt af forskellige tiltag på et validt og ensartet grundlag. Én måde er at vurdere hvor store eksternaliteter, der er forbundet med produktionens gennemførelse, altså den økonomiske værdi af miljøpåvirkningen, og hvor meget denne kan reduceres ved den betragtede teknologi.

Til dette formål er der opbygget en database, hvor landbrugssektorens produktion og forbrug i fysiske enheder (repræsenteret ved 16 bedriftstyper) er inkluderet i den danske nationale input-output database. Databasen er integreret i modelværktøjet SIMAPRO, som der arbejdes med ved DJF til gennemførelse af livscyklusvurderinger af landbrugsprodukter.

Til analysen bruges modellen STEPWISE der giver mulighed for at udtrykke miljøvirkningen dels ved en række miljøpåvirkningskategorier (som forsuring, eutrofiering og global opvarmning m.v.), og dels ved hjælp af relevante 'skadesmodeller', der kvantificerer miljøpåvirkningen på 3 aggregerede områder: økosystemer (effekter på biodiversitet), human sundhed (effekter på sunde leveår) og produktivitet (penge) dels i fysiske enheder og dels i penge.

I projektet er det belyst i hvor høj grad 1) en reduktion af ammoniak fordampningen fra husdyrene ved anvendelse af gylleforsuring og 2) anvendelse af efterafgrøder til reduktion af N-udvaskningen påvirker miljøpåvirkningen ved jordbrugsproduktionen udtrykt dels ved de relevante miljøpåvirkningskategorier og dels ved deres monetære værdi – eksternaliteterne.

Betydningen af at implementere disse teknologier blev modelleret for hver af de 16 bedriftstyper og indlejret i den omtalte input-output database, og på grundlag heraf blev den aggregerede effekt for dansk landbrugsproduktion vurderet ved hjælp af modellen STEPWISE.

Den største økonomiske betydning af en reduceret ammoniakfordampning er knyttet til miljøpåvirkningskategorien 'Respiratoriske uorganiske stoffer', der har stor betydning for den hu-

mane sundhed og til miljøpåvirkningskategorien 'eutrofiering, land', der påvirker biodiversiteten. Den økonomiske værdi heraf er estimeret til henholdsvis godt 900 mio. DKK per år og knap 500 mio. DKK pr år.

Den største økonomiske betydning af at implementere efterafgrøder som middel til at reducere N-udvaskningen er knyttet til miljøpåvirkningskategorien ' global opvarmning', som følge af en kombineret virkning af reduceret N₂O dannelse, mindre energiforbrug til fremstilling af handelsgødning samt opbygning af kulstof i jordpuljen. Den økonomiske værdi heraf er estimeret til ca. 360 mio. DKK per år.

Det foreliggende redskab er et godt grundlag til at estimere de samfundsmæssige effekter af visse miljøforbedrende tiltag i jordbruget. Det gælder især tiltag der ikke påvirker den samlede landbrugsproduktion. Der er dog behov for yderligere udvikling til bedre at repræsentere effekter knyttet til pesticid forbrug og deres effekter knyttet til human sundhed, ligesom der er et behov til stadighed at kvalificere skademodellerne.

1. Baggrund og mål

En stor del af den offentligt støttede jordbrugsforskning gennemføres med henblik på at opnå offentlige goder, eksempelvis en mindsket miljøpåvirkning knyttet til jordbrugsproduktionen. Det indebærer typisk fremskaffelse af viden om nye produktionsmetoder og teknologier, der kan tages i anvendelse for at reducere uhensigtsmæssige miljøeffekter. Nye produktionsmetoder og teknologier påvirker ofte samtidig flere miljøaspekter, og der er behov for metoder til at vurdere den samlede effekt af forskellige tiltag på et validt og ensartet grundlag.

Miljøpåvirkningerne omtales ofte som eksternaliteter ved jordbrugsproduktionen, da den miljømæssige omkostning ikke er inkluderet i de direkte omkostninger ved produktionen og ikke indgår i prisfastsættelsen for produkterne. I et samfundsperspektiv det imidlertid vigtigt at kende eksternaliteterne ved produktionen – og hvordan disse kan reduceres – for at kunne træffe beslutninger om ændringer i produktionen.

På denne baggrund er der målet med nærværende indsats at belyse i hvor høj grad indførelsen af nogle miljøforbedrende tiltag i jordbrugsproduktionen kan reducere eksternaliteterne ved den danske jordbrugsproduktion i et livscyklusperspektiv. Det er valgt at fokusere på Dan-

marks samlede jordbrugsproduktionen af bedrift, idet indsatser vedr. miljøtilpasning og regulering af jordbrugsproduktionen typisk vil være af tværgående karakter. Som case anvendes 2 områder, der er et resultat af aktuel forskning og hvor vi har mulighed for at estimere den direkte miljøeffekt på det foreliggende grundlag:

1. Bedre udnyttelse af efterafgrøder, hvor det primære mål er at mindske N udvaskningen
2. Nye teknologier til reduktion af ammoniakfordampningen i husdyrproduktionen

Herved produceres dels en metode til en effektvurdering, som sandsynligvis kan anvendes i andre sammenhænge og dels fås en vurdering af nogle specifikke tiltag.

2. Metode

2.1. Overordnet

Der er overordnet set taget udgangspunkt i den danske landbrugsstruktur og landbrugsproduktion i 2002, herunder forbrug af hjælpestoffer, producerede mængde landbrugsvarer og emissioner i form af ammoniak, lattergas, metan, næringsstofudvaskning og CO₂ knyttet til energiforbruget. Landbrugsproduktionen er repræsenteret ved 16 bedriftstyper, som tilsammen udgør den samlede danske landbrugssektor. De fleste af bedriftstyperne er specialiserede (fx malkekvæg på lerjord), mens andre i højere grad er en aggregering af forskellige bedriftstyper (fx fjerkræ-, pelsdyr og andre bedrifter).

De 16 bedriftstyper er dannet ved at kombinere to allerede eksisterende modeller. Den første model, 'Den danske landbrugsmodel' (Dalgaard et al., 2006), består af 33 bedriftstyper og viser forbrug af hjælpestoffer, produkter og emissioner. Udgangspunktet for opbygningen af denne model var data vedr. arealer, udbytter, dyrehold mv. fra et repræsentativt udsnit af landbrugsregnskaber. De 33 bedriftstyper repræsenterer således det samlede danske landbrug, og er i kombination med andre data bl.a. blevet anvendt til livscyklusvurdering af fødevarer (www.lcafood.dk). Den anden anvendte model, også kaldet 'Den danske input-output database' (IO-model) (Schmidt, 2010) omfatter alle aktiviteter i Danmark, men landbruget er repræsenteret i en mere aggregeret form (færre bedriftstyper) end det gør sig gældende for modellen med de 33 bedriftstyper. I IO-modellen er alle aktiviteter (i alt ca. 140) forbundet i en matrice, og denne matrice viser alle varestrømme mellem de forskellige aktiviteter. Alle varer (herunder behandling af affald) med en fysisk vægt er opgjort i kg tørstof, energi er opgjort i kWh og serviceprodukter er opgjort i EURO2003. Varestrømme er etableret på baggrund af

økonomiske input-output data fra Danmarks Statistik. Karakteristisk for begge modeller er, at de er baseret på henholdsvis Danmarks samlede landbrugsproduktion og hele Danmarks økonomi. Den danske IO-model kan anvendes til at analysere hele Danmarks forbrug, og summen af emissioner repræsenterer alle emissioner i Danmark.

Ved at kombinere de to modeller, eller rettere indlejre 'Den danske landbrugsmodel' i den 'Den danske input-output-database' er der opnået et forbedret datagrundlag til miljøvurdering af landbrugsprodukter og -sektorer. Førstnævnte model bidrager med en detaljeret kvantificering af de mest anvendte inputs og outputs fra landbrugstyperne, samtidig med at kvantificering af landbrugets ændrede emissioner som følge af efterafgrøder og gylleforsuring blev muliggjort. Sidstnævnte model bidrager med ekstra inputs og forbedret datagrundlag for de anvendte inputs, idet den kobler de 16 bedriftstyper til alle øvrige danske sektorer. Metoden, som er anvendt til at kombinere de to modeller, er mere detaljeret beskrevet i Appendiks 2.

I den færdige database blev det herefter for hver landbrugsaktivitet modelleret, hvordan implementering af henholdsvis efterafgrøder eller forsuring af gødningen med henblik på at reducere ammoniakfordampningen eller en kombination heraf påvirker emissioner og ressourceforbrug i et livscyklusperspektiv. Herefter blev beregnet den samlede miljøpåvirkning i henholdsvis basisscenariet og de tre scenarier med forsuring og efterafgrøder. Miljøpåvirkningen er dels udtrykt ved de klassiske miljøpåvirkningskategorier, forsuring, global opvarmning, eutrofiering etc., dels aggregeret i færre kategorier og udtrykt som skadeeffekter på økosystemer, mennesker og ressourceproduktivitet. Skadeeffekter kan samlet opgøres i enten økonomiske enheder (EURO) eller QALY (quality adjusted life years).

2.2. Estimering af ændrede emissioner ved tiltagene

Udgangspunktet er som nævnt repræsentative bedriftstyper fra 2002. Her forligger baseline emissioner for hver bedrift (Dalgaard et al. 2006). Siden da er der sket ændringer i den måde som ammoniakemissionen beregnes, herunder ammoniak emission fra planter og fra handelsgødning (Gyldenkerne, 2009). Emissionerne fra bedriftstyperne er genberegnet med disse forudsætninger inden implementering af tiltagene. Efterfølgende er det estimeret hvilken ændring der fås ved anvendelse af efterafgrøder og ved reduktion af ammoniak fordampningen. For at få de bedst mulige estimater herfor i en reel produktionsmæssig sammenhæng har eks-

pertise ved Institut for Husdyrbiologi og -Sundhed og Institut for Jordbrugsproduktion og Miljø bidraget i betydelig omfang. De vigtigste forudsætninger er beskrevet i det følgende.

2.2.1. Forudsætninger vedr. efterafgrøder

Efterafgrøder kan ikke implementeres på alle arealer. Det er forudsat, at efterafgrøder kan implementeres på de arealer der går forud for dyrkning af vårsæd og majs. Det beløber sig til i alt ca. 750.000 ha. Betydningen af at implementere efterafgrøder på disse arealer for N-udvaskningen er beregnet med NLes₃ (Kristensen et al., 2003). Effekten er beregnet til 32 kg reduceret N-udvaskning per ha med efterafgrøder, hvilket er i god overensstemmelse foreliggende resultater (Waagepetersen, 2009). Anvendelse af efterafgrøder betyder også en øget indlejring af N i jord og – alt andet lige – også et højere udbytte af den følgende afgrøde (Petersen, 2010). Imidlertid reduceres N-kvoten samtidig med anvendelse af efterafgrøde, og derfor antages det, at der ikke fås et større plante udbytte ved implementering af efterafgrøde. Heraf følger, at øget efterafgrødedyrkning ikke har indflydelse på det samlede behov for føderindkøb til bedrifterne, men behovet for indkøb af N gødning reduceres. I beregningerne er der indregnet et reduceret N-forbrug svarende til 17 kg N/ha mindre kvote på brug med under 0,8 DE/ha og 25 kg N/ha på brug med over 0,8 DE/ha i overensstemmelse med den måde N kvoter beregnes på i Plantedirektoratet (2009).

Parallel med den øgede indlejring af N i jord sker der en øget kulstoflagring. Denne er beregnet efter Petersen (2010) og medtaget i analysen vedr. CO₂ emissioner. Det er endvidere antaget, at denitrifikationen ikke ændres væsentligt ved øget avl af efterafgrøder efter Wesnæs et al. (2009). Derimod reduceres den indirekte lattergasemission som følge af den reducerede N-udvaskning, hvilket er medtaget i beregningerne.

Anvendelse af efterafgrøder påvirker også energiforbruget, idet der ikke længere skal efterårsharves, men omvendt skal der ske en såning og nedpløjning af efterafgrøden. Her er regnet med henholdsvis 3,6 og 4,4 liter ekstra diesel forbrug per ha med efterafgrøder på henholdsvis sand- og lerjord (Dalgaard et al., 2001).

2.2.2. Forudsætninger vedr ny teknologi til reduktion af ammoniakfordampningen

Mulige tiltag til reduktion af ammoniakfordampningen fra husdyrproduktionen omfatter en reduktion af proteinindholdet i husdyrenes foder, anvendelse af fx benzoesyre i fodringen,

eller forsuring af gyllen ved syretilsætning. Sidstnævnte er meget effektiv og for svinegylle vurderes effekten at være 65-70% reduktion i ammoniaktabet fra staldene (Kai et al., 2008; BAT, 2009a). For kvæggylle vurderes effekten at være 50%'s reduktion (BAT, 2009b). Tilsvarende er ammoniaktabet reduceret under udbringningen. Der er fx efter slangeudlægning af forsuret gylle målt 67% reduktion i ammoniaktab (Hansen et al., 2008; Kai et al., 2008).

Virksomheden af de forskellige tiltag er ikke additiv, og de to fodringsmæssige tiltag betyder derfor relativt lidt for ammoniakfordampningen, hvis der foretages en forsuring af alt gyllen. I analysen er derfor alene vurderet betydningen af forsuring af gyllen (undtagen for økologiske landbrug). Der er regnet med 66% reduceret ammoniumfordampning fra al gylle fra stald, lager og under udbringning (Hansen al, 2008). Der er anvendt den aktuelle del af husdyrgødningen, der håndteres som gylle hvilket er ca. 62% for kvæggødning og ca. 90% for svinegødning, idet økologiske landbrug undtages.

Et reduceret ammoniaktab medfører et højere input af ammonium-N til jorden, hvorved emissionen af lattergas øges (Wesnæs et al., 2009). Ændringen i lattergas emissionen er beregnet med SimDen (Vinther og Hansen, 2004). Ændringen i indirekte lattergasemission beregnes som 1% af N-fordampningen fra ammoniak og NO_x, efter Wesnæs et al. (2009) og IPCC (2006).

Reduktionen af ammoniakfordampningen fra gyllen betyder samtidig, at gyllen indeholder mere plantetilgængelig N. Det er forudsat, at dette medfører et tilsvarende mindre behov for indkøb af kvælstofgødning, mens der i overensstemmelse hermed antages uændrede udbytter.

Anvendelse af forsuring øger omvendt energiforbruget i gyllehåndteringen til omrøring. I henhold til InFarm A/S kan der forventes et merenergiforbrug på ca. 1 kWh pr. m³ (BAT, 2009b), mens Pedersen (2004) har beregnet et forøget energiforbrug på ca. 3 kWh pr. m³ gylle ved gylleforsuring baseret på driftstid og pumpeeffekt. I beregningerne her er anvendt det høje energiforbrug i beregningerne. Samtidig øges forbruget af jordbrugskalk, beregnet til et merforbrug på 450 kg kalk/ha/år, hvilket ligeledes er medtaget i beregningerne.

2.3. Modellering af miljøpåvirkning

Miljøpåvirkningen er modelleret ved anvendelse af LCIA metoden STEPWISE. Rent praktisk er det sket ved, at matricen med den kombinerede sektor input-output model og bedriftstyperne er indlejret i LCA værktøjet SimaPro (jvf omtalen i afsnit 2.1). Som nævnt er der her ved redegjort for alle ressourceforbrug knyttet til hver bedriftstype, inkl. tjenesteydelser (og de dertil knyttede miljøeffekter).

STEPWISE indeholder en række karakteriseringsmodeller, der estimerer hvilken betydning de forskellige emissioner har for henholdsvis biodiversitet, human sundhed og ressource produktivitet. Forud for modelleringen blev nogle af karakteriseringsmodellerne i STEPWISE gennemgået og vurderet i forhold til de nyeste resultater. Det drejer sig om human toksicitet og økotoksicitet modelleringen, nitratmodelleringen og værdisættelsen af 'tabte leveår'.

Den sundhedsmæssige effekt er vigtig i analysen, da ammoniak er en faktor af betydning luftkvaliteten. Effekten på sundheden kan udtrykkes ved tabet af kvalitetsjusterede leveår som følge af en emission. I STEPWISE er defineret et rationale for estimering af den økonomiske værdi heraf efter Weidema (2009). Denne er sammenholdt med andre metoder til værdisætning, der bla. bruges ved DMU og i Finansministeriet. Selv om metoder og rationaler til værdisættelse er reelt forskellige, bliver det praktiske resultat, at værdisætningen er temmelig ens (Appendiks 3). Til nærværende formål er det derfor valgt at bruge den model der allerede er i STEPWISE.

Det er undersøgt om det var muligt indenfor projektet ramme at forbedre modelleringen af human og økotoksicitet i forbindelse med landbrugsproduktionen (Appendiks 2).

Mht. til human toksicitet ligger forbedringsmulighederne især i forhold til type og anvendt mængde pesticider og at inkludere pesticiders optag i planter og de følgende effekter på human sundhed. Mht. økotoksicitet er der ikke vurderet, at der foreligger nye metoder der er væsentlig forbedret i forhold til STEPWISE modellen. Det er valgt ikke at arbejde videre med disse problemstillinger pt., da vi for nærværende ikke har pesticidanvendelse godt beskrevet og det ikke påvirkes af de tiltag der analyseres.

Mht. nitratmodelleringen ligger der en forbedringsmulighed i at skelne mellem nitrat der ender i grundvand (og har en sundhedsmæssig effekt) og nitrat der medfører eutrofiering. Det var ikke muligt indenfor projektets rammer at inkludere denne del i modelleringen. I stedet blev anvendt den eksisterende værdisætning i STEPWISE, der alene inkluderer betydningen for eutrofieringen.

På baggrund af den indlejrede input-output matrice i SimaPro blev miljøpåvirkningen af Danmarks samlede produktion beregnet uden og med de implementerede miljøtiltag. Herved fås et udtryk for den samlede effekt. Ideelt set ville vi gerne modellere effekten alene for landbrugssektorens miljøpåvirkning.

Der er imidlertid betydelige udvekslinger af produkter mellem bedriftstyperne (fx anvender specialiserede svinebedrifter korn fra plantebedrifter). Da der her anvendes ens livscyklustan-kegang, hvor effekten aggregeres indtil produktet forlader landbrugssektoren er det derfor ikke muligt med denne metode direkte at få et udtryk for miljøpåvirkningen af den samlede landbrugsproduktion ved at summere effekterne fra de enkelte bedriftstyper uden risiko for dobbeltberegning. Som en tilnærmelse herfor blev miljøpåvirkningen af Danmarks samlede produktion af svin og kvæg modelleret, idet disse driftsgrenes forbrug af korn da samtidig er inkluderet, og idet nettoeksporten af korn ikke er betydelig.

3. Resultater

Hovedeffekterne i undersøgelsen er knyttet til landbrugets N-husholdning. I tabel 1 er de omtalte bedriftstyper grupperet efter hovedproduktionen mælk, svinekød eller korn. For hver af disse grupper er N-omsætningen vist både i udgangsniveauet og den ændring der forventes ved indførelse af teknologierne. Som det fremgår, er der taget udgangspunkt i samme samlede landbrugsproduktion, men som følge af tiltagene er der ændringer i indkøb af handelsgødning, emissioner og N-opbygning i jorden.

Table 1. Areal, kvælstofomsætning og emissioner for de specialiserede malkekvægs-, svine- eller planteavlsbedrifter samt ændringer ved implementering af gylleforsuring, efterafgrøder eller kombination heraf.

	Malkekvæg				Svinebedrifter				Planteavlsbedrifter			
	Basis	+ Forsuring	+ Efter- afgrøder	+ F, E	Basis	+ Forsuring	+ Efter- afgrøder	+ F, E	Basis	+ Forsuring	+ Efter- afgrøder	+ F, E
Areal, 1.000 ha	512				666				723			
% af mælkeproduktion	80%				0%				3%			
% af svineproduktion	0%				80%				9%			
<u>N-omsætning, kg N pr. ha</u>												
<u>Input</u>												
Handelsgødning	64	-13	-3	-17	67	-16	-3	-19	104	-3	-3	-6
Husdyrgødning	3	0	0	0	-8	0	0	0	16	0	0	0
Foder	97	0	0	0	179	0	0	0	14	0	0	0
Fixering	27	0	0	0	2	0	0	0	4	0	0	0
Andet	8	0	0	0	-7	0	0	0	-6	0	0	0
Deposition og nedbør	16	0	0	0	16	0	0	0	16	0	0	0
I alt	215	-13	-3	-17	250	-16	-3	-19	148	-3	-3	-6
<u>Salg</u>												
Mælk	39	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Kød	8	0	0	0	96	0	0	0	10	0	0	0
Salgsafgrøder	8	0	0	0	34	0	0	0	72	0	0	0
I alt	55	0	0	0	130	0	0	0	83	0	0	0
<u>Emissioner</u>												
Udvaskning	76	0	-5	-6	61	0	-7	-7	44	0	-5	-6
Ammoniak	35	-13	0	-13	41	-16	0	-16	10	-3	0	-3
Denitrifikation	21	0	0	0	15	0	0	0	11	0	0	0
Jordpuljeændring	28	0	2	2	2	0	4	4	0	0	3	3

Modelleringen er gennemført for alle bedriftstyper og i Tabel 2 er vist de samlede effekter på nationalt plan. Det fremgår at de nationale effekter er en reduktion af handelsgødningforbruget på 34.000 t (eller 17%), ammoniakemission reduceres med 26.000 t (eller 36%) og udvaskning med 17.000 t (eller 10%).

Tabel 2. Den samlede ændring i landbrugssektorens N-husholdning ved indførelse af forbedringstiltag, 1.000 t.

	Basis	+ Forsuring	+ Efterafgrøder	+ F, E
Input				
Handelsgødning	208	-26	-8	-34
Emissioner				
- Ammoniak	74	-26	0	-26
- Lattergas	27	1	-1	0
- Udvasning	171	0	-16	-17
Ændring i jordpulje	20	0	9	9

I tabel 3 er vist miljøpåvirkningen af den samlede danske produktion udtrykt ved de traditionelle miljøpåvirkningskategorier. Som en tilnærmet værdi for miljøpåvirkningen knyttet til landbrugssektoren er vist den beregnede miljøpåvirkning af den samlede svine- og kvægproduktion. Endvidere er vist den ændring der fås ved implementering af de analyserede tiltag dels i absolutte enheder og dels som % af landbrugsproduktionens miljøpåvirkning. Da ændringerne i emissionerne ved de implementerede tiltag er det der er fokuseret mest på ved modelleringen er det de absolutte ændringer i miljøpåvirkningen, der er mest sikkert bestemt, mens de estimerede totaler og % ændringer primært er medtaget for fortolkningens skyld.

Tabel 3. Miljøpåvirkning af den samlede danske økonomiske aktivitet (produktion og forbrug= basis), den tilnærmede miljøpåvirkning fra landbrugssektoren samt ændringen ved at implementere forsuring og efterafgrøder enkeltvis eller i kombination. Tallene angivet i de relevante enheder for hver kategori (tal i parentes er %)

Impact kategori	Basis		+ Forsuring	+ Efter-afgrøder	+ Kombineret forsuring og efterafgrøder (% af svine- og kvægproduktion)
	Danmark	Tilnærmet svine- og kvægproduktion (%)			
Forsuring, m ² UES	$2,72 \times 10^{10}$	$2,88 \times 10^9$ (11)	$-9,0 \times 10^8$	0	$-9,0 \times 10^8$ (31)
Eutrofiering, vand, kg NO ₃ -eq	$6,48 \times 10^8$	$4,14 \times 10^8$ (64)	$-8,0 \times 10^6$	$-4,6 \times 10^7$	$-5,4 \times 10^7$ (13)
Eutrofiering, terrestrisk, m ² UES	$5,69 \times 10^{10}$	$1,24 \times 10^{10}$ (22)	$-4,4 \times 10^9$	$-1,0 \times 10^8$	$-4,5 \times 10^9$ (36)
Global opvarmning, kg CO ₂ eq	$1,78 \times 10^{11}$	$1,68 \times 10^{10}$ (9)	$-4,5 \times 10^7$	$-5,3 \times 10^8$	$-5,8 \times 10^8$ (4)
Photokemisk ozone (veg), m ² ppm h	$2,75 \times 10^{12}$	$1,31 \times 10^{11}$ (5)	0	0	0
Respiratorisk uorganiske stoffer, kg PM2.5-eq	$2,34 \times 10^8$	$1,45 \times 10^7$ (6)	$-3,0 \times 10^6$	0	$-3,0 \times 10^6$ (21)
Respiratorisk organiske stoffer, pers ppm h	$2,35 \times 10^8$	$1,39 \times 10^7$ (6)	$-1,0 \times 10^6$	0	$-1,0 \times 10^6$ (7)
Human toksicitet, ikke carcinogen, C ₂ H ₃ Cl-eq	$6,23 \times 10^6$	$4,19 \times 10^6$ (67)	$-1,6 \times 10^6$	$-1,0 \times 10^4$	$-1,6 \times 10^6$ (38)
Miljø-toksicitet, vand, kg TEG-eq	$4,76 \times 10^8$	$3,21 \times 10^8$ (67)	$-1,2 \times 10^8$	$-1,0 \times 10^6$	$-1,2 \times 10^8$ (38)
Miljø-toksicitet, terrestrisk, kg TEG-eq	$1,20 \times 10^9$	$8,06 \times 10^8$ (67)	$-3,1 \times 10^8$	$-1,0 \times 10^7$	$-3,2 \times 10^8$ (40)

Landbrugssektoren bidrager især til miljøpåvirkningskategorierne eutrofiering-vand (N- og P til vandløb) samt ikke-carcinogen humantoksicitet og miljøtoksicitet. Toksicitetskategorierne inkluderer ammoniak, hvor landbruget er en stor bidragsyder. Landbrugets bidrag til forsuring er mindre tydelig, men det må iagttages at skibstransport er medtaget i Danmarks samlede udledning, og denne bidrager meget til forsuring som følge af det brændstof der bruges.

Forsuring af gyllen reducerer især landbrugets bidrag til kategorierne forsuring og eutrofiering af det terrestriske miljø, der reduceres med henholdsvis 31 og 36%, men også human- og økotoksicitet reduceres med ca 38%, og respiratoriske uorganiske stoffer med ca. 20%, fordi luftformig ammoniak påvirker disse kategorier.

Implementering af efterafgrøder påvirker især eutrofiering af vandmiljøet og global opvarmning. Sidstnævnte primært som følge af en kulstoflagring i jordpuljen samt lavere lattergas emissioner.

I Tabel 4 er vist effekterne på skadekategorier og den økonomiske værdi heraf for implementering af gylleforsuring. DK samlede niveau= basis scenariet er vist med det formål at give et referencegrundlag. For effekten på økosystemet er det især effekten på eutrofiering (terrestrisk), der får betydning for den samlede skadeeffekt, udtrykt ved antallet af biodiversitet justerede ha (83% af den samlede reduktion af skadevirkning). Økonomisk svarer den samlede forbedring til 66,5 mio. Euro. Effekten på sundheden er altdominerende knyttet til reduktionen i respiratoriske uorganiske stoffer, og den økonomiske effekt er meget betydelig – ca. 156 mio. Euro.

Tabel 4. Ændring af landbrugssektorens miljøpåvirkning ved forbedret gyllehåndtering udtrykt ved skadevirkning på biodiversitet, human sundhed og ressourceproduktivitet

Impact kategori	Påvirkning af økosystemet		Påvirkning af sundhed		Påvirkning af produktivitet	
	Basis	Ændring	Basis	Ændring	Basis	Ændring
	Biodiversitetens justerede ha/år		Kvalitetsjusterede leveår			
Forsuring	$1,5 \times 10^5$	$-4,95 \times 10^3$	-		-	
Eutrofiering, vand	$4,67 \times 10^4$	$-5,76 \times 10^2$	-		-	
Eutrofiering, land	$5,06 \times 10^5$	$-3,92 \times 10^4$	-		-	
Global opvarmning	$1,03 \times 10^7$	$-2,6 \times 10^3$	$3,75 \times 10^3$	-0,94	$-6,6 \times 10^7$	$1,65 \times 10^4$
Photokemisk ozon (veg)	$1,81 \times 10^5$	-0,0	-	-	$7,70 \times 10^8$	-0,0
Respiratorisk uorganiske stoffer	-		$1,64 \times 10^5$	$-2,1 \times 10^3$	$3,74 \times 10^9$	$-4,8 \times 10^7$
Respiratorisk organiske stoffer	-		$6,11 \times 10^2$	-2,6	$1,43 \times 10^7$	$-6,1 \times 10^4$
Human toksicitet, ikke carciogen			$1,74 \times 10^1$	-4,48	$3,99 \times 10^5$	$-1,02 \times 10^5$
Miljøtoksicitet, vand, kg TEG-eq	2,38	$-6,1 \times 10^{-1}$				
Miljøtoksicitet, terrestrisk, kg TEG-eq	$9,48 \times 10^2$	$-2,46 \times 10^2$				
Sum	$1,12 \times 10^7$	$-4,75 \times 10^4$	$1,68 \times 10^5$	$-2,11 \times 10^3$	$4,46 \times 10^9$	$-4,81 \times 10^7$
Værdi, EURO	$1,57 \times 10^{10}$	$-6,65 \times 10^7$	$1,24 \times 10^{10}$	$-1,56 \times 10^8$	$4,46 \times 10^9$	$-4,81 \times 10^7$

Påvirkningen på produktiviteten er medtaget for en ordens skyld, men er ikke fuldstændig da der pt. ikke er indregnet omkostningerne ved de implementerede tiltag. Derfor bør denne ko-

lonne ikke tillægges større værdi pt., men det kan iagttages at effekten også her er knyttet til respiratoriske uorganiske stoffer (gennem dens betydning for leveår).

De samlede velfærdsøkonomiske gevinster (ikke korrigeret for den nødvendige investering) ved at reducere ammoniakfordampningen er således vurderet til sammenlagt 223 mio. Euro (1,7 milliard DKK) eller svarene til 65 kr pr kg, og hvoraf hovedparten er knyttet til effekter på sundheden. Til sammenligning regnes der ved DMU med en skadeseffekt på ca. 80 kr./kg ammoniak (DMU, 2010) i alene øgede sundhedsomkostninger

I tabel 5 er vist effekten ved implementering efterafgrøder. Knap 90% af effekten på økosystemet er knyttet til reduktionen af global opvarmning dels gennem reduceret udvaskning og den heraf følgende lavere udledning af N₂O, dels det mindre forbrug af energi krævende handelsgødning, og dels gennem opbygning af N i jordpuljen. Den økonomiske betydning af den samlede forbedring er ca 49 mio. Euro. Effekten på human sundhed er minimal. Sammenholdt med den reducerede udvaskning på 16.000 t N svarer det til en værdi på 23 kr per kg reduceret N, når dette sker på en måde hvor der samtidig spares handelsgødning og opbygges N og kulstof i jordpuljen.

Tabel 5. Ændring af landbrugssektorens miljøpåvirkning ved implementering af efterafgrøder udtrykt ved skadevirkning på biodiversitet, human sundhed og ressourceproduktivitet.

Impact kategori	Påvirkning af økosystemet		Påvirkning af sundhed		Påvirkning af produktivitet	
	Basis	Ændring	Basis	Ændring	Basis	Ændring
	Biodiversitets justerede ha/år		Kvalitetsjusterede leveår			
Forsuring	$1,5 \times 10^5$	-0	-		-	
Eutrofiering, vand	$4,67 \times 10^4$	$-3,3 \times 10^3$	-		-	
Eutrofiering, land	$5,06 \times 10^5$	$-8,9 \times 10^2$	-		-	
Global opvarmning	$1,03 \times 10^7$	$-3,09 \times 10^4$	$3,75 \times 10^3$	$-1,12 \times 10^1$	$-6,6 \times 10^7$	$1,97 \times 10^5$
Photokemisk ozon (veg)	$1,81 \times 10^5$	-0,0	-	-	$7,70 \times 10^8$	-0,0
Respiratorisk uorganiske stoffer	-		$1,64 \times 10^5$	-0	$3,74 \times 10^9$	-0
Respiratorisk organiske stoffer	-		$6,11 \times 10^2$	-0	$1,43 \times 10^7$	-0
Human toksicitet, ikke carcigen			$1,74 \times 10^1$	$-2,8 \times 10^{-2}$	$3,99 \times 10^5$	$-6,4 \times 10^2$
Miljø-toksicitet, vand, kg TEG-eq	2,38	$-5,0 \times 10^{-3}$				
Miljø-toksicitet, terrestrisk, kg TEG-eq	$9,48 \times 10^2$	-7,9				
Sum	$1,12 \times 10^7$	$-3,51 \times 10^4$	$1,68 \times 10^5$	$-1,12 \times 10^1$	$4,46 \times 10^9$	$1,97 \times 10^5$
Værdi, EURO	$1,57 \times 10^{10}$	$-4,92 \times 10^7$	$1,24 \times 10^{10}$	$-8,31 \times 10^5$	$4,46 \times 10^9$	$1,97 \times 10^5$

Den kombinerede effekt er vist i tabel 6. Der er kun ganske lidt vekselvirkning mellem tiltagene, så effekterne er additiv, og det ses at den samlede værdi er ca 116 og 157 mio Euro på henholdsvis økosystemet og den humane sundhed.

Tabel 6. Ændring af landbrugssektorens miljøpåvirkning ved implementering af såvel gylleforsuring som efterafgrøder udtrykt ved skadevirkning på biodiversitet, human sundhed og ressourceproduktivitet.

Impact kategori	Påvirkning af økosystemet		Påvirkning af sundhed		Påvirkning af produktivitet	
	Basis	Ændring	Basis	Ændring	Basis	Ændring
	Biodiversitetens justerede ha/år		Kvalitetsjusterede leveår			
Forsuring	$1,5 \times 10^5$	$-4,95 \times 10^3$	-		-	
Eutrofiering, vand	$4,67 \times 10^4$	$-3,89 \times 10^3$	-		-	
Eutrofiering, land	$5,06 \times 10^5$	$-4,01 \times 10^4$	-		-	
Global opvarmning	$1,03 \times 10^7$	$-3,35 \times 10^4$	$3,75 \times 10^3$	$-1,21 \times 10^1$	$-6,6 \times 10^7$	$2,14 \times 10^5$
Photokemisk ozone (veg)	$1,81 \times 10^5$	-0,0	-	-	$7,70 \times 10^8$	-0,0
Respiratorisk uorganiske stoffer	-		$1,64 \times 10^5$	$-2,1 \times 10^3$	$3,74 \times 10^9$	$-4,8 \times 10^7$
Respiratorisk organiske stoffer	-		$6,11 \times 10^2$	-2,6	$1,43 \times 10^7$	$-6,1 \times 10^4$
Human toksicitet, ikke carciogen			$1,74 \times 10^1$	-4,51	$3,99 \times 10^5$	$-1,03 \times 10^5$
Miljøtoksicitet, vand, kg TEG-eq	2,38	$-6,15 \times 10^{-1}$				
Miljøtoksicitet, terrestrisk, kg TEG-eq	$9,48 \times 10^2$	$-2,54 \times 10^2$				
Sum	$1,12 \times 10^7$	$-8,27 \times 10^4$	$1,68 \times 10^5$	$-2,12 \times 10^3$	$4,46 \times 10^9$	$-4,8 \times 10^7$
Værdi, EURO	$1,57 \times 10^{10}$	$-1,16 \times 10^8$	$1,24 \times 10^{10}$	$-1,57 \times 10^8$	$4,46 \times 10^9$	$-4,8 \times 10^7$

4. Konklusion

Der foreligger nu en database, hvor landbrugssektorens produktion og forbrug i fysiske enheder (repræsenteret ved 16 bedriftstyper) er inkluderet i den danske nationale input-output database. Databasen er integreret i modelværktøjet SimaPro, som der arbejdes med ved DJF til gennemførelse af livscyklusvurderinger af landbrugsprodukter.

På baggrund af denne database og modellen STEPWISE er det belyst i hvor høj grad 1) en reduktion af ammoniak fordampningen fra husdyrene ved anvendelse af gylleforsuring og 2) anvendelse af efterafgrøder til reduktion af N-udvaskningen påvirker miljøpåvirkningen ved landbrug udtrykt dels ved de relevante miljøpåvirkningskategorier og dels ved deres monetære værdi – eksternaliteterne.

Den største økonomiske betydning af en reduceret ammoniakfordampning er knyttet til miljøpåvirkningskategorien 'Respiratoriske uorganiske stoffer', der har stor betydning for den humane sundhed og til miljøpåvirkningskategorien 'eutrofiering, land', der påvirker biodiversiteten. Den økonomiske værdi heraf er estimeret til henholdsvis godt 900 mio. DKK per år og knap 500 mio. DKK pr år.

Den største økonomiske betydning af at implementere efterafgrøder som middel til at reducere N-udvaskningen er knyttet til miljøpåvirkningskategorien ' global opvarmning', som følge af en kombineret virkning af reduceret N₂O dannelse, mindre energiforbrug til fremstilling af handelsgødning samt opbygning af kulstof i jordpuljen. Den økonomiske værdi heraf er estimeret til ca. 360 mio. DKK per år.

Det foreliggende redskab er et godt grundlag til at estimere de samfundsmæssige effekter af visse miljøforbedrende tiltag i jordbruget. Det gælder især tiltag der ikke påvirker den samlede landbrugsproduktion. Der er dog behov for yderligere udvikling til bedre at repræsentere effekter knyttet til pesticid forbrug og deres effekter knyttet til human sundhed.

Litteraturliste

BAT. 2009a: Svovlsyrebehandling af gyllen i slagtesvinestalde. Se

<http://www.infarm.dk/documents/00077.pdf>. Miljøstyrelsens BAT-blade , 1-7.

BAT. 2009b: Svovlsyrebehandling af kvæggylle, se

<http://www.infarm.dk/documents/00076.pdf>. Miljøstyrelsens BAT-blade 2. udgave, 1-7.

Dalgaard, R., Halberg, N., Kristensen, I.S. og Larsen, I. 2006. Modelling representative and coherent Danish Farm types based on farm accountancy data for use in environmental assessment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 117, 223-237

DMU, 2010. Miljøøkonomiske beregningspriser for emissioner. Faglig rapport fra DMU 783, 33. pp.

EXIPOL <http://www.feem-project.net/exiopol/>

Gyldenkerne, S. and Albrechtsen, R. 2009: Revurdering af ammoniakemissionen 2003. In:

Børgesen, C.D.; Waagepetersen, J.; Iversen, T.M.; Grant R.; Jacobsen, B.; Elmholt, S. (eds.).

Midtvejsevaluering af Vandmiljøplan III 142[7], 163-165. DJF. DJF Rapport Markbrug.

- Hansen, M. N., Sommer, S. G., Hutchings, N. J., and Sørensen, P. 2008: Emissionsfaktorer til beregning af ammoniakfordampning ved lagring og udbringning af husdyrgødning. DJF-rapport, Husdyrbrug 84, 1-46.
- Kai, P., Pedersen, P., Jensen, J. E., Hansen, M. N., and Sommer, S. G. 2008: A whole-farm assessment of the efficacy of slurry acidification in reducing ammonia emissions. European Journal of Agronomy 28, 148-154.
- Kristensen, I. S., Kristensen, I. T., Petersen, B. M., and Jørgensen, U. 2006a: Værktøj til beregning af N-tab fra typelandbrug på Fyn i år 2003. 1-54. Danmarks Jordbrugsforskning.
- Kristensen, I. S., Mogensen, L., Kristensen, I. T., and Tvedegaard, N. 2006b: Udfasning af konventionel halm og husdyrgødning i økologisk jordbrug. Udkast til DJF-rapport. Danmarks JordbrugsForskning rapport. Husdyrbrug. 1-22.
- Mikkelsen, M. H., Gyldenkerne, S., Poulsen, H. D., Olesen, J. E., and Sommer, S. G. 2005: Opgørelse og beregningsmetode for landbrugets emissioner af ammoniak og drivhusgasser 1985 - 2002, see http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_arbrapporter/rapporter/AR204.pdf. Arbejdsrapport fra DMU [204], 1-84.
- Oversigt over Landsforsøgene. 2009: Oversigt over Landsforsøgene, 2009. Se http://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Landsforsoeg-og-resultater/Oversigten-og-tabelbilaget/Sider/Oversigt_over_Landsforsoegene_2009.aspx. Oversigt over Landsforsøgene 2009, 1-440.
- Pedersen, P. 2004: Svovlsyrebehandling af gylle i slagtesvinestald med drænet gulv. Landsudvalget for Svin. Meddelelse [638], 1-12.
- Plantedirektoratet. 2001: Vejledning og skemaer 2001/02., 1-99. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri. Plantedirektoratet.
- Plantedirektoratet. 2008: Vejledning om gødsknings- og harmoniregler. 2008/09. see <http://pdir.fvm.dk/Default.aspx?ID=2268>, 1-107. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri. Plantedirektoratet.
- Plantedirektoratet. 2009: 3 Fælles indberetning og gødningsplanlægning. se <http://www.pdir.dk/files/filer/topmenu/publikationer/vejledninger/goedningsregnskab0607/kap03.htm>, 1-10.

Trinderup, M., Nielsen, L. A. H., and Lauridsen, U. 2001: Flere køer i løsdrift end i bindestalde. <http://www.lr.dk/kvaeg/informationsserier/lk-meddelelser/0629.htm>629. LK-meddelelser.

Waagepetersen, J. 2009: Reevaluering af effekten af efterafgrøder. In: Børgesen, C.D.; Waagepetersen, J.; Iversen, T.M.; Grant R.; Jacobsen, B.; Elmholt, S. (eds.). Midtvejsevaluering af Vandmiljøplan III 142[8], 167-172. DJF. DJF Rapport Markbrug.

Weidema B.P. 2009 Using the budget constraint to monetarise impact assessment results. <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.01.019>>. Ecological Economics 68(6):1591-1598.

Weidema B.P, Wesnæs, M., Hermansen, J.E. Kristensen, T. og Halberg, N. 2008. Environmental improvement Potentials of Meat and Dairy Products. JRC Scientific and Technical report. EUR 23491 EN; DOI 10.2791/38863 194 pp (<http://ftp.jrc.es/EURdoc/JRC46650.pdf>)

Appendiks 1. Input-output Oversigt over landbrugets ressourceforbrug

*Randi Dalgaard and Jannick Schmidt
2.-0 LCA consultants (www.lca-net.com)*

Background

The purpose of this appendix is to describe how the Forcast Danish Input-output database 2003 was extended with detailed high quality data on Danish agricultures supply and use of key products and direct emissions from Danish agriculture.

The improved data on agricultural production was from the The National Agricultural Model (NAM) (Dalgaard et al., 2006). The model was established during the project 'LCA food' (www.LCAfood.dk) in order to provide Life Cycle Inventory data which were representative for the Danish agricultural sector in 1999. The model was used for calculating different farm types' resource use, production volumes and emissions. These data were used to perform Life Cycle assessment of Danish food products. NAM was established on basis of data from the Farm Accountancy Data Network' (FADN), which are representative for the entire Danish agricultural sector (Dalgaard et al., 2006). NAM consists of 33 different farm types, as for example 'milk production on loamy soil with high livestock density'. All together the 33 farm types represented the entire Danish agricultural sector in 1999. Data on inputs (e.g. nitrogen fertilizer, soybean meal), production volumes (e.g. milk, potatoes) and emissions (e.g. nitrate) were available for each of the farm types. Thus, the model provided the most relevant data on both farm type level and national level. The number of different inputs to the farm types was nevertheless limited. For example 'agricultural consultancy', 'sand and gravel', buildings and machinery are inputs to the agricultural sector, but are not accounted for in NAM. It was therefore obviously that the completeness of inputs could be increased significantly by merging the data with Input/Output data. The LCI data in LCAfood is so-called process data characterized by having a cut-off criteria ($>0\%$), whereas the IO-model represents the complete economy having a cut-off criteria of 0% .

A Danish Input/Output- database representing the year 2003 was established during the 'Forcast project' and only five agricultural activities are included in the Forcast model. It holds data for all monetary and mass flows between different sectors in Denmark. However, the agricultural data are not as detailed as those from NAM.

In the current project, NAM was updated to the year 2002/2003 and incorporated into the Danish Input/Output database. This has enhanced the level of detail in the IO database for future use and at the same time enabled more complete environmental assessment of different technologies in the agriculture sector. The updated Input/Output database can be used for both environmental assessments of different parts of the agricultural sector as well as for environmental assessment of any other products and services.

Procedure for merging the two models

Firstly, the NAM was adjusted to the format of the IO database and secondly it was embedded into the IO data base as described in the following:

Step 1: Adjusting NAM to IO database format

The National Agricultural model (Dalgaard et al., 2006) was updated with FADN data from 2002 in order to represent the Danish Agricultural sector from 2002 instead of 1999. The FADN data used for the update was data on use of agricultural land, type and size of livestock, crop yields etc. Certain parameters -as for example fertilization levels- were adjusted in the model to secure its representativeness for 2002. The upscaled data on inputs and production (e.g. grain production, feed and fertilizer consumption, meat and milk production) were compared to data from Danish National Statistics and an overall consistency was found.

The merging of NAM into the IO database required that the number of activities (designated 'farm types' in NAM) was equal to the number of products and therefore had to be modified. NAM had 33 farm types (e.g. 8 different milk producing farm types, one farm type producing potatoes) which together produced 19 different products (e.g. winter barley, milk, organic milk etc.). Firstly, the 33 farm types were upscaled with the weighting factors, so each farm type represented a part of the Danish agricultural sector rather than a normalized farm type activity. The procedure for upscaling is more detailed described by Dalgaard et al. (2006). Subsequently, the 33 farm types were aggregated into 16 agricultural activities which all together represent the entire Danish agricultural sector. The aggregation was performed as shown in Table 1. For example the pig farm types on loamy soil from the NAM were aggregated to one single activity, which in the IO database represent pigs produced at loamy soil.

Table 1: The 16 activities established from farm types in NAM.

Activity no.	Activity name in the new IO database	Farm type no. in NAM	Soil type
1	Pigs, loamy soil	8, 9, 10	Loamy
2	Pigs, sandy soils	20, 21, 22	Sandy
3	Bovine meat and milk, conventional, loamy soil	4, 5, 6	Loamy
4	Bovine meat and milk, conventional, sandy soil	16, 17, 18	Sandy
5	Bovine meat and milk, organic, loamy soil	7	Loamy
6	Bovine meat and milk, organic, sandy soil	19	Sandy
7	Grain, conventional, loamy soil	11	Loamy
8	Grain, conventional, sandy soil	24	Sandy
9	Grain, organic, loamy soil	30	Loamy
10	Grain, organic, sandy soil	31	Sandy
11	Suckler cows	23	Sandy
12	Seeds	3	Loamy
13	Sugar beets	2	Loamy
14	Potatoes	15	Sandy
15	Horticulture	13, 26	Loamy/sandy
16	Animal Nec	1, 12, 14, 25, 27, 28, 29	Loamy/sandy

All the agricultural activities produce more than one product as they represent mixed farms. Activity 16 is an aggregation of seven farm types which produce poultry, fur-bearing animals etc. and the activity does therefore not represent a specific farm type but rather a mix of different farm types as shown in Table 1.

Each activity produces a main product and 1-15 by-products. All products are the main product from a specific activity (see Table 2) and in most case also a by-product from other activities. For example the main product of the activity ‘Pigs, loamy soil’ (activity 1) is ‘Pigs, loamy soil’, and besides it has the by-product ‘Grain, conventional loamy soil’, which is also the main product from activity 7 ‘Grain, conventional, loamy soil’. The products from the farm types in the national agricultural model were aggregated into 16 products. For example the cattle and the milk produced at the milk producing farm types (4, 5 and 6 in Dalgaard et al., 2006) were aggregated to one single product denominated ‘Bovine, meat and milk, conventional, loamy soil’. (This aggregation makes it impossible to perform an LCA of milk or cattle (ab farm) without using dry mass allocation, but for the current project it can be used for environmental assessment of the milking cow sector.)

In the final IO database mass flows between sectors are presented in dry matter mass, whereas in NAM all products were given in wet weight. All products, from the NAM, were converted to dry matter by use of the dry matter content (%) presented in Table 2.

The farm types producing milk in NAM also produced ‘cattle, live weight’ and there was not distinguished between cattle from milking cows and suckler cows. Under the preparation of the data set the cattle living weight was divided into ‘bovine and meat and milk, and suckler cows (main product from activity 11).

Table 2. Main product supply from the 17 agricultural activities in the IO table.

Activity no.	Main product from the activity:	Dry matter, %	Product name in NAM
1	Pigs, loamy soil	55	Pigs live weight
2	Pigs, sandy soils	55	Pigs live weight
3	Bovine meat and milk, conventional, loamy soil	Milk: 12; Meat: 50	Milk, cattle live weight
4	Bovine meat and milk, conventional, sandy soil	Milk: 12; Meat: 50	
5	Bovine meat and milk, organic, loamy soil	Milk: 12; Meat: 50	
6	Bovine meat and milk, organic, sandy soil	Milk: 12; Meat: 50	
7	Grain, conventional, loamy soil	85	Spring barley, winter barley, bread
8	Grain, conventional, sandy soil	85	wheat, wheat, rye, oat, mixed
9	Grain, organic, loamy soil	85	crops, rape seed, peas for grain
10	Grain, organic, sandy soil	85	and grain pea.
11	Suckler cows	50	Cattle live weight
12	Seeds	92	Grass seed, clover seed
13	Sugar beets	22	Sugar beet
14	Potatoes	24	Potatoes
15	Horticulture	40	Not accounted for in NAM
16	Animal nec (not elsewhere classified)	45	
17	Manure treatment	12,7 kg DM/kg N in manure	Not existing

The production volumes of horticulture products from farm type 13 and 26 were not quantified in NAM and therefore data from National Statistics were applied. Likewise, for the activity ‘Animal nec’ the mass of poultry, fur-bearing animals and other animals were not quantified and therefore the dataset was supplied with data from the National Statistics.

The activity ‘17 Manure treatment’ is a waste treatment activity in the IO database. Most of the manure produced in the agricultural activities is used within the activity, where it is applied to the agricultural land and used as fertilizer for the crops. However, some farms with high manure production per area deliver manure to farms with low or no manure production. When the manure is applied to the land within the activity where it is produced (no manure transfer) the emissions (e.g. ammonia, nitrous oxide) deriving from the application of the manure are included in the emissions of the activity. But when manure is transferred to another farm it still emits the same substances but outside the activity, where it is produced. To account for this in the IO-database the manure treatment activity was established. When the agricultural activities use the manure treatment activity the extra emissions deriving from

manure applied to fields outside the agricultural activity are added. Nevertheless, the use of manure for fertilization affects the production volume of artificial fertilizer, and this is also included in the manure treatment activity. So an activity which uses the manure treatment activity is ascribed the environmental benefits of using less artificial fertilizer. The framework for handling the manure is in accordance with the LCA-food database.

Step 2: Merging the two tables

After preparation of the NAM the 17 activities were embedded into the IO-database. This was done by expanding the already existing five agricultural activities in the IO database to the 17 new agricultural activities. As expected the data on supply, use and emissions from the NAM were not completely in accordance with the data from the agricultural activities in IO database. However, there were no major discrepancies between the two datasets. The supply and emissions data from the NAM were used, because these were modelled specifically for each farm type and therefore reflecting the impacts from each farm type more correctly.

Data on the 17 activities' internal uses (e.g. pig activity using grain from a grain activity) were from NAM, whereas data on the external uses (e.g. use of fossil fuel) were from the IO database. The agricultural activities' external uses were quantified by using the already existing data in the IO database (before disaggregating the 5 activities into the 17 new activities). These were multiplied with the share of each of the 17 activities. For example, if an agricultural activity in NAM used 17% of the diesel used in the agricultural sector the original amount of diesel used by the single agricultural activity in the IO database was multiplied by 17% percentage.

The products 'Bovine meat and milk' were used by both the activity 'Meat products, Bovine' and 'Dairy Products'. To secure a correct division between the two purchasers the dry matter contents of 'Bovine meat' and 'Bovine milk' respectively and the ratio between those two was used for dividing the 'Bovine meat and milk' between 'Meat products, Bovine' and 'Dairy Products'.

The 'Slaughter house' activity from the IO database was also disaggregated into four activities: 'Meat products, Pork', 'Meat products, Bovine', 'Meat products, Poultry and meat

n.e.c.’ and ‘Meat products, Fish’. Accordingly, the products bovine meat, suckler cows, pork and ‘Animal NEC’ were divided between the 4 meat processing activities.

Supply Use Table

In Table 3 the supply from each of the agricultural activities are presented. Each activity has one main-product (on the diagonal) and most of them have several by-products (on the off-diagonal). For example the activity ‘Pigs, loamy soil’ produces both pigs and grain.

Table 3. ‘Supply table’ showing the 17 agricultural activities’ supply of agricultural products. Unit: Thousand tonnes dry matter.

Activity number	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Activity Name	Pigs, loamy soil	Pigs, sandy soils	Bovine meat and milk, conv., loamy soil	Bovine meat and milk, conv. sandy soil	Bovine meat and milk, org. loamy soil	Bovine meat and milk, org. sandy soil	Grain, conv. loamy soil	Grain, conv. sandy soil	Grain, org. loamy soil	Grain, org. sandy soil	Suckler cows	Seeds	Sugar beets	Potatoes	Horticulture, orchards etc.	Animal nec	Manure treatment
Product																	
Pigs, loamy soil	398	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	51	46	0	0	0	0
Pigs, sandy soils	0	613	0	2	0	0	0	0	0	8	19	0	0	19	0	108	0
Bovine meat and milk, conv., loamy soil	0	0	79	0	0	0	1	0	0	0	0	1	14	0	0	0	0
Bovine meat and milk, conv. sandy soil	0	0	0	440	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	84	0
Bovine meat and milk, org. loamy soil	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bovine meat and milk, org., sandy soil	0	0	0	0	0	44	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
Grain, conv., loamy soil	973	0	93	0	5	0	732	0	0	0	0	530	576	0	5	0	0
Grain, conv., sandy soil	0	1050	0	458	0	57	0	607	0	0	313	0	0	49	15	2174	0
Grain, org., loamy soil	0	0	0	0	1	0	0	0	19	0	0	0	0	0	0	0	0
Grain, org., sandy soil	0	0	0	0	0	4	0	0	0	54	0	0	0	0	0	0	0
Suckler cows	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	31	1	2	2	0	0	0
Seeds	4	7	0	1	0	0	2	8	1	1	1	27	6	1	0	5	0
Sugar beets	70	40	10	16	0	0	34	22	0	0	3	33	467	1	6	48	0
Potatoes	2	4	0	2	0	0	1	2	0	1	2	1	1	56	2	1	0
Horticulture, orchards etc.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	702	0	0
Animal nec	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	146	0
Manure treatment	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	315

Table 4 shows the uses of products by each agricultural activity. Products supplied by other agricultural activities are shown above the bold line and a selection of the most relevant products from other activities (e.g. fish, energy, sand) are shown below the bold line.

Table 4. ‘Use table’ showing the agricultural activities’ uses of products. Included are all agricultural products (above the bold line) and a selection of the most relevant products from other activities (beneath the bold line). Unit: Thousand tonnes dry matter, except for ‘Electricity, steam and hot water’ where the unit is GWh.

Activity number Activity Name Product	1 Pigs, loamy soil	2 Pigs, sandy soils	3 Bovine meat and milk,	4 Bovine meat and milk,	5 Bovine meat and milk,	6 Bovine meat and milk,	7 Grain, conv. loamy soil	8 Grain, conv. sandy soil	9 Grain, org., loamy soil	10 Grain, org., sandy soil	11 Suckler cows	12 Seeds	13 Sugar beets	14 Potatoes	15 Horticulture, orchards etc.	16 Animal nec	17 Manure treatment
Pigs, loamy soil	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pigs, sandy soils	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bovine meat and milk, con., loamy soil	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bovine meat and milk, con. sandy soil	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bovine meat and milk, org. loamy soil	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bovine meat and milk, org., sandy soil	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Grain, con., loamy soil	679	434	69	147	5	16	0	0	0	0	0	128	135	0	0	94	0
Grain, con., sandy soil	257	982	37	488	2	74	0	0	0	0	40	0	0	0	0	1520	0
Grain, org., loamy soil	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Grain, org., sandy soil	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Suckler cows	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Seeds	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sugar beets	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Potatoes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Horticulture, orchards etc.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Animal nec	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Manure treatment	72	151	3	8	1	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	67	0
Fish	1	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
Sand, gravel and stone	146	211	52	280	2	27	24	25	1	6	36	41	63	16	89	0	0
Dairy products	14	20	5	26	0	3	2	2	0	1	3	4	6	2	8	0	0
Sugar	55	80	20	106	1	10	9	10	0	2	13	15	24	6	34	0	0
Animal feeds	862	1383	207	1046	4	47	6	0	5	16	85	96	138	39	0	0	0
Refined petroleum products and fuels	69	103	17	83	1	10	40	21	3	8	29	25	32	7	4	0	0
Fertiliser, N	71	86	16	99	0	3	77	67	1	5	73	56	61	16	12	0	0
Fertiliser, other than N	7	10	2	20	0	6	10	7	1	2	10	8	11	2	1	0	0
Machinery and equipment n.e.c.	4	5	1	7	0	1	1	1	0	0	1	1	2	0	2	0	0
Electricity, steam and hot water, GWh	250	401	56	289	3	40	36	35	12	21	64	53	64	22	240	0	0

IO Database in SimaPro

The agricultural activities from the project are part of the ‘EU & DK Input Output Database’ which is available in SimaPro 7. In the database the 17 activities (presented in Table 1) were aggregated into 8 activities, as shown in Table 5. The aggregation was performed to avoid misleading results from comparison of conventional versus organic activities or farming on loamy versus sandy soils. The results are not robust enough for such comparison. Table 5 shows how the aggregation of the 17 activities into 8 was performed.

Table 5. Relations between the 17 activities from the Input Output database and the 7 activities in ‘EU & DK Input Output Database’ in SimaPro 7.2.

Activity no.	Activity name in the new IO database	Activity name in ‘EU & DK Input Output Database’ in SimaPro
1	Pigs, loamy soil	_2 Pigs, DK
2	Pigs, sandy soils	_2 Pigs, DK
3	Bovine meat and milk, conventional, loamy soil	_1 Bovine meat and milk, DK
4	Bovine meat and milk, conventional, sandy soil	_1 Bovine meat and milk, DK
5	Bovine meat and milk, organic, loamy soil	_1 Bovine meat and milk, DK
6	Bovine meat and milk, organic, sandy soil	_1 Bovine meat and milk, DK
7	Grain, conventional, loamy soil	_4 Grain crops, DK
8	Grain, conventional, sandy soil	_4 Grain crops, DK
9	Grain, organic, loamy soil	_4 Grain crops, DK
10	Grain, organic, sandy soil	_4 Grain crops, DK
11	Suckler cows	_1 Bovine meat and milk, DK
12	Seeds	_4 Grain crops, DK
13	Sugar beets	_5 Sugar beets, DK
14	Potatoes	_6 Potatoes, DK
15	Horticulture	_7 Horticulture, orchards etc., DK
16	Animal Nec	_3 Poultry and animals nec, DK
17	Manure treatment	_8 Manure treatment, DK

Appendiks 2. Vurdering af karableriserings modeller for human- og økotoksicitet

Morten Søes

Afdeling for Systemanalyse Danmarks Miljøundersøgelser

I forbindelse med nærværende projekt er der foretaget en vurdering af mulighederne for at forbedre grundlagte for betydningen af pesticidanvendelse for miljøpåvirkningskategorierne human- og økotoksicitet med udgangspunkt i erfaringer fra DMU's deltagelse i Exiopol projektet mht. pesticider.

I Exiopol projektet udvikles ved Stuttgart Universitet en model til afgrøde-specifik planteoptag af pesticider. Stuttgart Universitet baserer deres tilgang i høj grad på publiceret materiale i form af det konsensus projekt der har været i regi af UNEP-SETAC (Rosenbaum et al., 2008). Her er de institutioner, der står bag de mest anerkendte LCA metoder til håndtering af kemikalier, sat sammen for at nedbringe den usikkerhed/forskel, der hidtil har været metoderne imellem. Det har ledt til udviklingen af modellen USEtox, hvor der er beregninger for flere tusinde kemikalier, se (Rosenbaum et al., 2008) og et elektronisk bilag i form af Excel ark. USEtox modellen giver et resultat for human toksicitet og økotoksicitet, hvor resultatet for human toksicitet efterfølgende er omregnet via artiklen (Huijbregts et al., 2005).

Human toksicitet

Ifølge Stepwise model beskrivelsen er der ikke tidligere inkluderet optag af pesticider via planter, men kun indirekte via luft. Dette er med i USEtox modellen. Det kan altså bringe noget yderligere værdi i pilotprojektet, at vi kan værdisætte brugen af pesticider ad eksponeringsvejen via planteoptag. Dette inkluderer den videre ophobning i mælkeprodukter, kød osv. Metoden har som udgangspunkt fire emissions compartments: Urban air, continental air, continental freshwater og continental agricultural soil; continental i den forbindelse er det europæiske fastland. Den fjerde compartment, altså landbrugsjord, kunne man anvende her. Resultatet for human toksicitet kommer i form af cancer cases og non-cancer cases per kg emitteret kemikalie. I artiklen (Huijbregts et al., 2005) har forfatterne kigget på ikke-smitsomme globale sygdomme, og har bl.a. estimeret Disability Adjusted Life Years (DALY) for de forskellige sygdomme. I et vægtet gennemsnit ud fra den globale forekomst af syg-

dommene kommer de frem til 11.5 DALY of 2.7 DALY for cancer og non-cancer tilfælde respektivt.

Kombineres USEtox modellen med (Huijbregts et al., 2005) kan man altså komme frem til et resultat for human toksicitet regnet i DALY/kg emitteret kemikalie, hvilket kan værdisættes i metoden Stepwise:

$$\text{cancer case} / \text{kg emission} \times \text{DALY} / \text{cancer case} = \text{DALY} / \text{kg emission}$$

Økotoksicitet

I USEtox projektet er økotoksicitet udregnet i Potentially Affected Fraction of species (PAF) integreret over tid og volumen per kg kemikalie emitteret (PAF m³ day kg⁻¹).

I Stepwise er resultatet udregnet i Biodiversity Adjusted Hectare Year (BAHY). Dette er næsten identisk med PDF*m²*years brugt i (Goedkoop & Spriensma, 2001), hvor PDF er en forkortelse for Potentially Disappeared Fraction of species, bortset fra størrelsen på enheden (1 hektar = 10 000 m²).

I metodelitteraturen bag Impact 2002+ er der omregnet mellem PAF og PDF versionen. USEtox modellen bibringer derfor ikke yderligere faglig udvikling til vores pilotprojekt ud over en mulig tilføjelse eller opdatering af de anvendte faktorer for diverse kemikalier og pesticider.

Referencer

- Goedkoop M, Spriensma R. (2001). The Ecoindicator 99. A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment. Third edition. Amersfoort: PRé consultants. www.pre.nl
- Huijbregts MAJ, Rombouts LJA, Ragas AMJ, Van de Meent D (2005). Human-toxicological effect and damage factors of carcinogenic and noncarcinogenic chemicals for life cycle impact assessment. *Integrated Environmental Assessment and Management* 1(3):181–192
- Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer, G., Rosenbaum, R. (2003). IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology. *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol.10(6)

- Rosenbaum, R.K., T.M. Bachmann, L.S. Gold, M.A.J. Huijbregts, O. Jolliet, R. Juraske, A. Koehler, H.F. Larsen, M. MacLeod, M.D. Margni, T.E. McKone, J. Payet, M. Schuhmacher, D.v.d. Meent, M.Z. Hauschild.a (2008). USEtox – the UNEPSETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13(7): 532-546.
- Rosenbaum et al 2008. Electronic supplemental material. Hentes via link i artiklen. USETox 11367_2008_38_MOESM2_ESM.xls

Appendiks 3. Værdisætning i forbindelse med human sundhed

Michael Skou Andersen

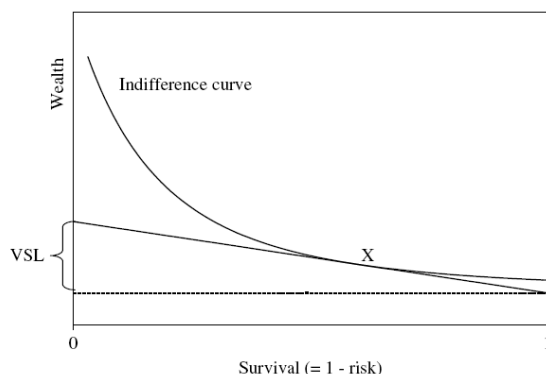
Afdeling for Systemanalyse Danmarks Miljøundersøgelser

Indledning

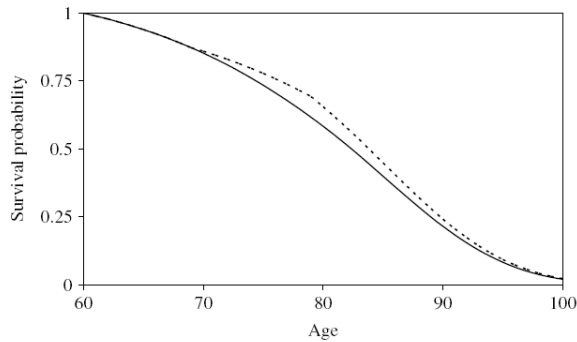
Formålet med dette notat er at belyse tilgangen til værdisætning af leveår i miljø- og samfundsøkonomiske analyser med de metoder som er anvendt henholdsvis i ExternE og i IMPRO-projekterne. Dette sker på baggrund af en lidt mere overordnet gennemgang af litteraturen om værdisætning af statistisk liv, som der på DMU under AIRPOLIFE projektet blev udført et omhyggeligt review af i samarbejde med SDU's Enhed for Sundhedsøkonomi (Seest Nielsen, 2008).

Fra statistiske liv til statistiske leveår

Værdien af et statistisk liv (*VSL*, *value of a statistical life*) er ikke et udtryk for værdien af et menneskeliv, men repræsenterer betalingsviljen for at undgå en statistisk fatalitet. Teoretisk set kan der fastlægges en indifferens-kurve mellem formuen og overlevelses-sandsynligheden, som udtrykker præferencen for risiko-reduktion. Det er den marginale substitutions-rate mellem formue og mortalitets-risiko (for en given tidsperiode) som teoretisk angiver værdien af et statistisk liv. Implikationerne heraf er bl.a. at individernes betalingsvilje må forventes at variere med alder, indkomst og den initiale risiko.



Overlevelses-kurven (se nedenfor) afhænger af døds-risikoen i udgangspunktet, såvel for individet som ved en gennemsnitsbetragtning for populationen. Arealet under kurven udtrykker levetidsforventningen. Ændringer i overlevelses-kurven varierer som en funktion af risiko-ændringer.



Hidtil har de samfundsøkonomiske gevinster ved undgåede tab af statistiske liv fortrinsvis været forsøgt opgjort og anvendt i analyser i transportsektoren. Konventionen i transportsektoren har været at anvende VSL-værdier for undgåede fataliteter (Value of Statistical Life). Finansministeriet i Danmark har i et udkast til samfundsøkonomisk vejledning fastlagt en VSL-værdi på 16 mio. kr.

I forbindelse med analyser i miljø-sektoren noteres i litteraturen nogle særtræk;

- fataliteterne er kun sjældent akutte, men et resultat af længere tids kronisk eksponering, fx for forurenede luft eller drikkevand,
- de individer som er i risiko-gruppen for tidlig død kan være mere svagelige end gennemsnittet, for eksempel fordi de er ældre eller fordi de har andre kroniske lidelser,
- tidsseriestudier tyder på, at det især er i aldersgrupper over 55, at den type dødsfald som er associeret med kroniske miljøpåvirkninger indtræder,
- som følge heraf er der udbredt konsensus i litteraturen om, at der mistes færre leveår ved miljø-betingede fataliteter end ved fataliteter i transportsektoren,
- ud fra en vurdering af, at de leveår som mistes ikke nødvendigvis er præget af god sundhedstilstand er der søgt udviklet metoder til at kvalitets-justere værdien af de tabte leveår,

Antallet af tabte leveår vil afspejle risiko-profilen for miljøpåvirkningen, dvs. hvilke aldersgrupper hvor normal dødeligheden påvirkes og den latens-tid for den kroniske påvirkning som normalt må antages. De tabte leveår vil komme til udtryk i en ændring i overlevelseskurven, men den tidlige fordeling og implikationerne for den samlede overlevelsessandsynlighed vil variere med risiko-profilen.

Beregningsmetoden til at opgøre antallet af mistede leveår er normalt baseret på brug af levetidstabeller. I en statistisk alderskohorte med normal demografi og gennemsnitlige overlevel-

sessandsynligheder for aldersgrupperne kan effekten på antallet af leveår i kohorten af en ændring i overlevelsessandsynligheden beregnes. Det sker ved at justere overlevelsessandsynlighederne med den risiko-faktor som vurderes at ændre sig som følge af den kroniske miljø-påvirkning, den såkaldte eksponerings-respons funktion.

Værdisætning af leveår – VOLY

Mens der findes veludviklede beregningsmetoder til at estimere antallet af tabte leveår er det empiriske grundlag for at værdisætte leveårene mere spinkelt. Det er først indenfor de seneste 10 år, at økonomerne for alvor er begyndt at fatte interesse for leveårs-tilgangen, VOLY (*Value-Of-Life-Year*). Dette til forskel fra VSL-tilgangen som der er mere end 30 års forskning indenfor.

Den grundlæggende velfærds-økonomiske betragtning er, at ved en risiko-ændring som medfører, at der statistisk set sker tab af liv eller leveår optræder der foruden et produktivitetstab også et egentligt velfærdstab. Velfærdstabet repræsenterer selve tabet af livet for individet og de efterladte.

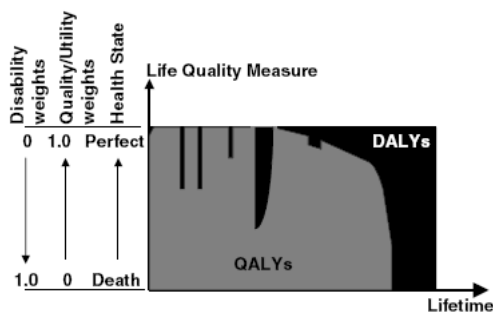
Normalt forsøges præferencen for risiko-reduktion afdækket i surveys gennem betinget værdisætning hvor respondenterne stilles overfor spørgsmålet om deres betalingsvilje for ændringer i overlevelses-sandsynligheden. Hvor VSL-tilgangen ser på den generelle overlevelsessandsynlighed, så tillader leveårs-tilgangen en mere differentieret vurdering af ændringer i overlevelses-kurven.

Det er normalt en ændring i den individuelle overlevelses-sandsynlighed der spørges til, idet det er den individuelle præference der ønskes afdækket. Hvis en respondent i en undersøgelse for en hypotetisk ændring i overlevelsessandsynligheden på 1/10.000 angiver en gennemsnitlig betalingsvillighed på 100 kr. årligt så udgør betalingsvilligheden for en undgået statistisk fatalitet 1 mio. kr. (100 kr. divideret med 0,0001). I betalingsvilligheds-undersøgelserne kan gives konkrete og realistiske eksempler på hvordan risiko-ændringen kan opnås, fx kan udgift til anskaffelse af airbag eller andet sikkerhedsudstyr anvendes som case og den tilhørende risiko-ændring kan beregnes objektivt. I en omfattende dansk undersøgelse (Kidholm, 1995), støttet af Vejdirektoratet, fandt man en betalingsvillighed noget over den af Finansministeriet fastlagte.

For at identificere betalingsvilligheden for tabte leveår er det nødvendigt at afdække præferencen for risiko-ændringer som er meget små. Det forudsættes at individerne har klare og rangordnede præferencer, men for at afdække disse på en troværdig måde er det nødvendigt med gode og valide betalingsvilligheds-undersøgelser. Spørge-undersøgelserne er jo rent hypotetiske. Der eksperimenteres i disse år en del med teknikkerne hertil. Seested Nielsen (2008) har vist at ændringerne i overlevelses-sandsynligheden kan behandles som et lotteri, hvor der gives forskellige muligheder for hvornår det tidsmæssigt ønskes at minimere risikoen.

Kvalitets-justerede leveår – QALY og DALY

I Hofstetter og Hammitt (2002) gives en udmærket oversigt over anvendelsen af mål for sundhedseffekter i beslutningsstøtteværktøjer på miljøområdet. Figuren nedenfor viser hvordan begreberne QALY og DALY kan anvendes til yderligere at differentiere det areal som befinder sig under overlevelseskurven, jf. ovenfor.



QALY (Quality-Adjusted-Life-Years) og DALY (Disability-Adjusted-Life-Years) er komplementære begreber. Mens QALY måler den faktiske sundhedskvalitet integreret over tid, så måler DALY selve tabet set i forhold til antagelsen om en profil ved perfekt sundhedstilstand langs hele overlevelseskurven.

Indeholdt i DALY er de tabte leveår (det sidste stykke langs x-aksen) men også de år der leves med nedsat sundhedstilstand. DALY kan derfor beskrives som summen af VOLY + YLD (Years-Lived-with-Disability) – arealet markeret med sort i figuren. Enhedsværdien for DALY er derfor den samme som enhedsværdien for en VOLY. YLD-arealet omregnes til VOLY'er.

Udfordringen både ved QALY og YLD er at identificere en valid metode til at kvalitetsvægte leveårene som præges af sygdom. Hofstetter og Hammit (2002) introducerer en metode baseret på hollandske data. Vægtningemetoden er forskellig for QALY og YLD.

Mens QALY indregner kendte alders-betingede sygdomme og anvender faktiske levetidsforventninger, så er DALY baseret på mere stiliserede antagelser om fuldt raske individer der lever til gennemsnitlig tid.

Værdier anvendt i EVA/ExternE henholdsvis IMPRO

I NewExt under ExternE projekterne er det valgt at anvende en VOLY-værdi udledt fra de empiriske betalingsvillighedsundersøgelser af Anna Alberini et. al. (2003). Denne VOLY-værdi er 52.000 € og gælder for EU-15. I EVA har vi for at tage højde for danske relative priser justeret med købekrafts-pariteter til 77.000 €.

I IMPRO er anvendt en QALY for perfekt sundhedstilstand på 74.000 €. Nominelt svarer det meget godt til den VOLY der er anvendt i EVA/ExternE. Beløbet er dog ikke udledt gennem en selvstændig undersøgelse. Det anføres (p153) at 1 QALY = -1 DALY.

IMPRO-rapporten regner i DALY, dvs. at der er regnet i egentligt tabte leveår (VOLY) plus YLD. EVA regner i tabte VOLY, som udgør ca. 80 pct. af det samlede skadesestimat, og med en særskilt opgørelse for morbiditet som udgør resten af omkostningerne.

Finansministeriet har tilsluttet sig at anvende NewExt's resultater som grundlag for værdisætning af VOLY. I forhold til den udmeldte VSL på 16 mio. kr. som gælder for et gennemsnitligt trafikoffer kan det bemærkes, at en VOLY med 77.000 € svarer til 575.000 kr.

Derved går der nominelt ca. 28 VOLY'er på en VSL, hvilket passer overraskende godt med at det gennemsnitlige trafikoffer i Danmark i de seneste år har været 45 år, og at gennemsnitslevetiden er ca. 77 (vægtet for at 75% af fataliteterne er mænd), altså at VSL-værdien i Danmark skal modsvare et tab i leveår på ca. 30. Trafikofrene i Danmark er en del ældre end det normalt antages i litteraturen.

Referencer

- Alberini A, Hunt A, Markandya A, 2006. Willingness to pay to reduce mortality risks: evidence from a three-country contingent valuation study. *Environmental & Resource Economics* 33:251-264.
- Hofstetter, P. and Hammitt, J.K., 2002, Selecting human health metrics for environmental decision-support tools, *Risk Analysis* 22:5, 965-983.
- Kidholm, K. 1995: Estimation af betalingsvilje for forebyggelse af personskader ved trafikulykker, Odense Universitet: Center for Helsetjenesteforskning og socialpolitik.
- Nielsen, JS 2008, *Valuing gains in life expectancy: Theoretical and empirical issues*, Ph.d.-afhandling, National Environmental Research Institute, Aarhus University.