



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Betydning og værdisætning af kulstoflagring i forbindelse med tilførsel af organisk affald

Miljøprojekt nr. 1482, 2013

Titel:

Betydning og værdisætning af kulstoflagring i forbindelse med tilførsel af organisk affald

Redaktion:

Anders Bruun, Institut for Jordbrug og Økologi, Det Biovidenskabelige Fakultet, Københavns Universitet

Bo Jellesmark Thorsen, Afdeling for Økonomi, Politik og Driftsplanlægning, Skov&Landskab, Det Biovidenskabelige Fakultet, Københavns Universitet

Lars Stoumann, Institut for Jordbrug og Økologi, Det Biovidenskabelige Fakultet, Københavns Universitet

Martin Preuss Nielsen, Institut for Jordbrug og Økologi, Det Biovidenskabelige Fakultet, Københavns Universitet

Nicolas Scott Bentsen, Institut for Jordbrug og Økologi, Det Biovidenskabelige Fakultet, Københavns Universitet

Udgiver:

Miljøstyrelsen
Strandgade 29
1401 København K
www.mst.dk

År:

2013

ISBN nr.

978-87-93026-13-1

Ansvarsfraskrivelse:

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.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

FORORD	5
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	7
SUMMARY AND CONCLUSIONS	10
1 INTRODUKTION	13
2 EFFEKTEN AF KULSTOFLAGRING PÅ UDBYTTER OG ANDRE AGRONOMISKE FORDELE	15
2.1 BAGGRUND	15
2.2 BETYDNING AF JORDENS INDHOLD AF ORGANISK MATERIALE FOR UDBYTTER	16
2.3 KONKLUSION	21
2.4 ANDRE EFFEKTER AF JORDENS INDHOLD AF ORGANISK MATERIALE	21
2.5 KONKLUSION	24
3 ANALYSE AF EFFEKTEN AF ORGANISK MATERIALE I JORD PÅ UDBYTTER I FORSØG FRA DANMARK	26
3.1 EFFEKTEN AF JORDENS ORGANISKE MATERIALE PÅ DET POTENTIELLE UDBYTTE	27
3.2 EFFEKTEN AF JORDENS ORGANISKE MATERIALE PÅ KVÆLSTOFOPTAGELSESEFFEKTIVITETEN	30
3.3 ANDRE DYRKNINGSPARAMETRE	31
3.4 KONKLUSION	31
4 OPGØRELSE AF KULSTOFLAGRING VED TILFØRSEL AF FORSKELLIGE TYPER AF AFFALD TIL LANDBRUGSJORD	34
4.1 BESKRIVELSE AF SCENARIER	34
4.2 OPSÆTNING AF SCENARIER I DAISY	35
4.2.1 <i>Klima og N-deposition</i>	35
4.2.2 <i>Jordtyper</i>	35
4.2.3 <i>Sædskifte</i>	35
4.2.4 <i>Tilførsel og sammensætning af organiske affaldstyper</i>	36
4.2.5 <i>Omsætningen af organiske produkter efter tilførsel til jord</i>	37
4.2.6 <i>Tildeling af gødning</i>	37
4.2.7 <i>Initialisering af organisk materiale</i>	38
4.2.8 <i>Kalibrering af Daisy-udbytter</i>	38
4.2.9 <i>Resultater af simuleringer</i>	39
4.3 KONKLUSION	41
5 ANVENDELSE AF RESULTATER I LIVSCYKLUSVURDERINGER	42
5.1 OPGØRELSE AF KULSTOFBINDING OG AFGRÆNSNING I TID	42
5.2 EFFEKTEN AF KULSTOFBINDING PÅ UDBYTTER	43

5.3	SPARET ENERGI VED JORDBEARBEJDNING	44
5.4	EFFEKTER AF ORGANISK AFFALDSTILFØRSLER SOM IKKE RELATERER TIL KULSTOFBINDING	46
6	VÆRDIEN AF KULSTOFBINDING VED TILFØRSEL AF ORGANISK AFFALD TIL DYRKEDE JORDER	48
6.1	DRIVHUSGASEMISSIONER OG KLIMAÆNDRINGER	48
6.2	EFFEKTER AF UDBRINGNING AF ORGANISK AFFALD PÅ LANDBRUGSIORD PÅ DEN SAMLEDE C-BALANCE.	48
6.3	DEN SAMFUNDSØKONOMISKE OMKOSTNING (SCC) VED EMISSION AF KULSTOF	50
6.3.1	<i>Udledning af målet for SCC</i>	<i>52</i>
6.3.2	<i>Illustrative eksempler på effekterne af tidspræference og nyttevægtning på SCC</i>	<i>54</i>
6.4	EKSISTERENDE EMPIRISKE ESTIMATER AF SCC-SPÆND TIL ANVENDELSE I COST-BENEFIT-ANALYSER	56
6.5	EN VURDERING OG ANBEFALING AF DET RELEVANTE SCC-INTERVAL	59
7	ANVENDELSEN AF SCC OG ANDRE ØKONOMISKE INFORMATIONER I EN VIDERE CBA	60
7.1.1	<i>Cost-benefit-analyser af alternative anvendelser</i>	<i>60</i>
8	LITTERATUR	63

Forord

Denne rapport er udarbejdet i forbindelse med projektet "Værdisætning af kulstofbinding i jord". Formålet med projektet er at værdisætte den kulstofbinding der sker i forbindelse med tilførsel af affald til landbrugsjord, således at det kan indbygges i livscyklusvurderinger og samfundsøkonomiske analyser.

De fordele ved kulstofbinding, der undersøges, er effekten af det organisk bundne kulstof på afgrødeudbytter og andre agronomiske effekter såsom lettere jordbearbejdning. Det undersøges herefter, hvor stor en andel af det organiske materiale, som tilføres med affald, der vil bindes i jorden. Herefter diskuteres det, hvordan resultaterne fra disse undersøgelser kan indbygges i livscyklusvurderinger. Endelig opgøres værdien af det bundne kulstof i forhold til reduktioner af CO₂-udledninger, og der redegøres for, hvordan dette kan indbygges i samfundsøkonomiske analyser.

Rapporten er udarbejdet som et samarbejde mellem Sander Bruun, Lars Stoumann Jensen og Martin Preuss Nielsen fra institut for Jordbrug og Økologi på det Biovidenskabelige Fakultet ved Københavns Universitet og Bo Jellesmark Thorsen og Niclas Bentsen fra Skov og Landskab på det Biovidenskabelige Fakultet ved Københavns Universitet.

Vi vil gerne takke Linda Bagge, Morten Carlsbæk, Jørgen Schou og Bent Christensen for værdifulde kommentarer, som har hjulpet med at gøre rapporten bedre.

Sammenfatning og konklusioner

Der har i de senere år været stigende interesse for at tilføre organisk affald til landbrugsjord. I forhold til andre anvendelser er det forbundet med en lang række miljømæssige og økonomiske fordele og ulemper. En af fordelene er, at en del af affaldets kulstofindhold bindes i jorden, og dermed slipper det ikke ud til atmosfæren i form af CO_2 . Desuden menes det organiske materiale at have positive effekter på agronomiske parametre såsom afgrødeudbytter, også ud over den forbedring, som kan opnås ved at tilføre næringsstoffer med handelsgødning.

Formålet med dette projekt er at beskrive, hvorledes de afledte effekter af kulstoflagring forårsaget af affaldstilførsel til jorden kan værdisættes, og at angive hvorledes resultaterne kan indbygges i livscyklusvurderinger og samfundsøkonomiske analyser.

Ændringer i jordens indhold af organisk materiale kan påvirke de potentielle og aktuelle afgrødeudbytter. Dette afhænger imidlertid af flere faktorer, især niveauet af organisk materiale i jorden og tilførslen af gødning. Der er størst effekt af en ændring i jordens organiske materiale ved relativt lave indhold af organisk materiale og lav tilførsel af gødning. Det er således svært at vise en klart positiv effekt på potentielle udbytter på jorde som de danske med relativt høj gødningstilførsel og medium til høje indhold af organisk materiale. Andre agronomiske effekter af kulstofbinding, som kan være værdifulde, inkluderer reduceret bearbejdningsmodstand, øget afdræningsevne og evne til at modstå jordpakning og erosion. Den reducerede bearbejdningsmodstand kan resultere i op til 20 % brændstofbesparelse efter en længerevarende tilførsel af organisk materiale.

For nærmere at undersøge udbytteeffekterne specifikt for danske forhold analyseredes et omfattende datamateriale fra Landsforsøgene, som er udført i regi af Videncentret for Landbrug. For dette datamateriale kunne der ikke observeres nogen effekt af organisk materiale på de potentielle udbytter for hverken vinterhvede og vårbyg, ligesom der ikke kunne findes nogen signifikant positiv effekt af det organiske materiale på kvælstofoptagelseseffektiviteten for tilført kvælstof i handelsgødning. En årsag til dette kan være, at effekten af lavt indhold af organisk materiale i jorden i vid udstrækning kan erstattes af næringsstoffer tilført med handelsgødning. Det kan også skyldes, at de positive effekter af tilførselen af organisk materiale på udbytterne først optræder ved meget lave niveauer af organisk materiale i jorden, som endnu sjældent forekommer i danske jorde. Endelig kan en anden forklaring være konfundering mellem organisk materiale og faktorer såsom afdræningstilstand og bedriftstype, som der ikke er taget højde for i den statistiske analyse på grund af manglende information om disse faktorer.

Andelen af kulstof i organisk affald, som bindes ved tilførsel til jorden, analyseredes for forskellige affaldstyper i klima- og jordbundsscenerier for henholdsvis Østjylland og Sjælland ved hjælp af agroøkosystem-modellen Daisy. Alt afhængigt af affaldstype, klima og jordtype vil der under danske

forhold være bundet mellem 30 og 60 % af det tilførte kulstof med organisk affald efter 100 år med konstant tilførsel af disse. Der vil være bundet mest for modne komposter og mindre for andre affaldstyper. Hvis man derimod kigger på en enkelt tilførsel, vil der efter 100 år være bundet mellem 10 og 35 % af det tilførte kulstof, mest for modne komposter og mindre for andre affaldstyper. Man skal dog huske på, at under komposteringsprocessen er der også tabt kulstof, så dette bør naturligvis indregnes, hvis den samlede disponeringskæde skal vurderes. Typen af affald lader endvidere til at have væsentlig større betydning for dette resultat end klimaet og jordtypen.

I forbindelse med livscyklusvurderinger skal der fastsættes en tidsgrænse for, hvornår kulstof slipper ud til atmosfæren. Kulstof, som slipper ud som CO₂ før denne tidsgrænse, regnes for en emission, mens kulstof, som slippes ud efter denne tidsgrænse, ikke regnes for en emission. Der findes ikke entydige retningslinjer for, hvilken tidsgrænse der skal anvendes. En uendelig eller meget lang tidshorisont vil reducere værdien af lagringen af CO₂ til ingenting. Vælges en kort tidshorisont, negligeres emissioner, der sker efter tidsgrænsen. På baggrund af tidligere praksis anbefales det, at en tidsgrænse på 100 år anvendes, og eventuelt kan der som en del af livscyklusvurderingen laves en sensitivitetsanalyse, som kan belyse, hvor afgørende dette valg er for konklusionerne.

Da det har vist sig svært at dokumentere en effekt af jordens organiske materiale på udbyttepotentialer og kvælstofoptagelseeffektivitet, anbefales det, at der i opgørelsen af værdien af kulstoflagring i jord under danske forhold ikke regnes med nogen direkte effekt i livscyklusvurderinger. Derimod er der tydeligvis en effekt på bearbejdningsmodstanden. På denne baggrund er der foreslået en metode, som kan anvendes til at beregne reduktionen i brændstofbehovet, som resulterer i reduktioner på op til 20 %.

En vigtig del af værdien af at binde kulstof i jorden er den afledte reducere af den omkostning, som et udslip af CO₂ til atmosfæren har via klimaforandringerne. Denne omkostning kaldes i den internationale litteratur for "social cost of carbon emissions" (SCC). Vi har gennemført et review af den nyeste litteratur om SCC, og vi har vurderet og analyseret litteraturen i forhold til anvendelsen af dens resultater i konkrete danske cost-benefit-analyser af fx udbringning af organisk affald. På den baggrund anbefaler vi, at man anvender et spænd af SCC fra kr. 280/tC og op til kr. 1.100/tC. Dette spænd kan anvendes i følsomhedsanalyser af samfundsøkonomiske effekter af binding af C i jord. Det anbefales endvidere at indlægge en realvækst i SCC på 2 % årligt.

I denne rapport har vi forbedret grundlaget for og anvist konsistente metodiske tilgange til at vurdere værdien af kulstoflagring i jord, som er forårsaget af tilførsel af organisk affald, relativt til alternative anvendelser. Der er imidlertid en lang række andre fordele og ulemper ved tilførsel af organisk affald som ikke er belyst. Dette har hovedsagelig at gøre med, at der tilføres næringsstoffer sammen med affaldet, som giver anledning til tab, men som også kan fremme plantevæksten og substituere handelsgødning. I nogle sammenhænge kan organisk affald også substituere andre produkter, såsom spagnum, som bruges til vækstmedier. Disse bør naturligvis medtages i livscyklus- og cost-benefit-analyser.

Summary and conclusions

Within recent years, there has been an increasing interest in applying organic waste to agricultural land. Compared with other uses, there is a range of advantages and disadvantages associated with land application. One of the advantages is that carbon is stored in the soil. The carbon thus sequestered, is therefore not released as CO₂ to the atmosphere. In addition, organic matter may have positive effects on agronomic parameters such as crop yields, which are in excess of improvements that can be achieved by adding mineral fertilizers.

The purpose of this project is to describe how the effects of addition of organic carbon to soil can be valued, and to indicate how the results can be incorporated in life cycle assessments and economic analyses.

Changes in soil organic matter content can affect the potential and actual crop yields. The degree to which this occurs depends on several factors, especially the level of soil organic matter and the level of fertilizer application. The effect of a change in soil organic matter content is thus more pronounced at relatively low organic matter levels and low inputs of fertilizer. Therefore, it is hard to show a clear positive effect on potential yields in Danish soils with relatively high fertilizer applications and medium to high levels of soil organic matter. Other agronomic effects of carbon sequestration which could be valuable include reduced tilling resistance, increased drainage and ability to resist compaction and erosion. The reduced tilling resistance can result in up to 20 % fuel savings after a prolonged period with addition of organic material.

To investigate the effects of organic matter on crop yield specifically for Danish conditions, we analyzed an extensive dataset from the National Field Trials, conducted under the auspices of the Knowledge Centre for Agriculture. The positive effects of organic material on potential yields, as described in the literature could not be shown for winter wheat and spring barley, and we found no significant positive effect of organic material on nitrogen uptake efficiency of applied fertiliser N either. One reason may be that the effects of low levels of soil organic matter can to a large extent be compensated by the addition of fertilizer. It is also possible that the positive effects on yields only occur at very low levels of soil organic matter, which are still rare in Danish soils. Finally, another explanation may be confounding between organic matter and other factors such as degree of drainage or farm types, which could not be taken into consideration in the statistical analysis, due to lack of information on these factors.

The proportion of carbon in organic waste which will be stored in the soil after land application was analyzed for different types of waste in scenarios with different soil types and weather conditions corresponding to Eastern Jutland and Zealand using the agroecosystem model Daisy. Depending on the type of waste, climate and soil type, between 30 and 60% of the carbon in the organic waste was stored after 100 years with a constant addition of these,

more for mature composts, and less for other types of waste. After a single addition of waste, between 10 and 35 % of the carbon applied will be stored after 100 years, most for the mature compost, and less for other types of waste. However, one must remember that during the composting process, carbon is also lost, and this should obviously be included when analysing the entire disposal chain. The type of waste appears to have a greater influence on this outcome than climate and soil type, as only minor differences in scenarios for Jutland and Zealand were observed.

In the context of life cycle assessments a time limit for emissions of CO₂ to the atmosphere has to be defined. Carbon which is released as CO₂ before this time limit is considered an emission, while the carbon released into after that time limit is not counted as an emission. There are no clear guidelines on what time limit should be used. An infinite or very long time horizon will reduce the value of storing CO₂ to nothing. Selecting a short timeframe neglects emissions that occur after the time limit. Based on past practice, it is recommended that a time limit of 100 years is used, and it is suggested that a sensitivity analysis is used to test how crucial this assumption is for the conclusions.

Since it has proved difficult to demonstrate an effect of soil organic matter on yield potential and nitrogen uptake efficiency, it is recommended that in calculating the value of carbon storage in soil under Danish conditions, no effect on yields are assumed to occur. However, there is clearly an effect on the soil resistance to tillage, resulting in up to 20% fuel savings after a prolonged period of organic material addition. A method which can be used to estimate reductions in fuel consumption after additions of organic waste has been devised, which usually results in savings of less than 20%.

An important part of the social value of increasing soil carbon stocks is the resulting reduction in costs arising from climate change caused by emission of CO₂ to the atmosphere. This cost is termed "the social cost of carbon emissions" (SCC) in the scientific literature. We have reviewed the recent literature on SCC and assessed and analyzed it in relation to the use of its results in Danish cost-benefit analyses of, e.g. the use of organic waste in soil enrichment. On that basis we recommend that such and similar cost-benefit analyses applies a range for SCC reaching from DKK 280/tC and up to DKK 1.100/tC. This range can be applied in sensitivity analyses of the socio-economic effect of C sequestration in soil. It is further recommended to apply a real growth in SCC of 2% annually.

In this report, we have improved the basis for, and given consistent methodological approaches to assess the value of carbon storage in soils caused by addition of organic waste, relative to alternative uses. However, there are numerous other advantages and disadvantages of adding organic waste, which have not been covered. This has mainly to do with the addition of nutrients together with the waste, which gives rise to losses, but also promotes plant growth and substitutes fertilizer inputs. In some cases, addition of organic waste may also substitute other products for example sphagnum used for growth media. These effects should obviously be included in life cycle assessments and cost benefit analysis.

1 Introduktion

Der har i de senere år været stigende interesse for at tilføre organisk affald til landbrugsjord. I forhold til andre anvendelser er det forbundet med en lang række af miljømæssige og økonomiske fordele og ulemper.

En af fordelene ved at tilføre organisk affald til landbrugsjord er, at en del af affaldets kulstofindhold bindes i jorden, noget i kort tid og noget i lang tid. Dette er en fordel, fordi det bundne kulstof dermed ikke slipper ud til atmosfæren i form af CO_2 . En anden vigtig årsag er, at det ophobede organiske materiale menes at have en positiv indflydelse på afgrødeudbyttet, som går ud over den forbedring, som kan opnås ved at tilføre næringsstoffer med handelsgødning. Det ophobede organiske materiale kan også have indflydelse på, hvor effektivt tilførte næringsstoffer udnyttes af afgrøderne, og hvor hurtigt forurenende stoffer nedbrydes. Dette kan dermed have indflydelse på jordens evne til at levere andre vigtige serviceydelser, som fx beskyttelse af vandmiljø og grundvand mod forurenende stoffer.

Når man sammenligner forskellige alternativer for anvendelse af affald både i miljøvurderinger og i samfundsøkonomiske analyser, er det vigtigt, at man inkluderer disse effekter af lagringen af organisk materiale og kulstof i jord.

Formålet med dette projekt er at værdisætte den kulstofbinding, der sker i forbindelse med tilførsel af affald til landbrugsjord og angive, hvorledes resultaterne kan indbygges i livscyklusvurderinger og samfundsøkonomiske analyser.

Rapporten består af seks hovedafsnit, som hver især redegør for forskellige aspekter, som er vigtige i forbindelse med værdisætning af kulstofbindingen efter tilførsel af affald til jord. I det første afsnit analyseres litteraturen for dokumenterede effekter af det lagrede organiske materiale på afgrødeproduktionen og andre agronomiske fordele. I det andet afsnit rapporteres resultaterne af en statistisk analyse af et omfattende datasæt med markforsøg udført i Danmark, hvor effekten af jordens indhold af organisk materiale på udbyttet af vinterhvede og vårbyg er undersøgt. Det tredje afsnit søger at opføre, hvor meget kulstof der kan lagres i jord ved tilførsel af forskellige typer af affald, hvilket er undersøgt ved at anvende en mekanistisk simuleringsmodel. Efter dette følger et afsnit som illustrerer, hvordan disse resultater kan anvendes i livscyklusvurderinger. Til sidst kommer et afsnit, som præsenterer en analyse af, hvordan lagringen af kulstof og de undgåede udslip af CO_2 kan værdisættes, og et afsnit som redegør for, hvordan dette kan indbygges i cost-benefit-analyser.

2 Effekten af kulstoflagring på udbytter og andre agronomiske fordele

2.1 Baggrund

Jordens organiske materiale udgør en integreret del af de terrestriske økosystemers struktur og funktion og har en stor betydning for jordens kvalitet og produktionsevne (Christensen and Johnston, 1997; Diacono og Montemurro, 2010) samt for dens evne til at modstå forskellige typer stress og påvirkning, fx jordpakning og erosion (Schønning et al. 2009). Det er derfor en udbredt opfattelse, at den dyrkede jords indhold og omsætning af organisk materiale har betydning for jordens frugtbarhed, det vil sige jordens evne til vedvarende at understøtte en planteproduktion, der er forsvarlig med hensyn til omfang, kvalitet, rentabilitet og påvirkning af det omgivende miljø. Desuden spiller jordens omsætning af organisk materiale og dermed af kulstof en vigtig rolle for atmosfærens indhold af kuldioxid (CO_2) og den samlede lagring af kulstof i terrestriske økosystemer.

Det organiske materiale i jord udgøres af rester af planter, dyr og mikroorganismer i alle nedbrydningsstadier, samt af forskellige omsætningsprodukter tæt forbundet med jordens mineralske bestanddele. Ved den biologiske omsætning af tilført organisk materiale (planterester m.v.) frigives CO_2 og plantenæringsstoffer, samtidig med at der dannes mikrobiel biomasse og mikrobielt afledte organiske nedbrydningsprodukter. Plantenæringsstofferne kan optages af planterødder, assimileres af nedbryderorganismerne eller tabes fra jorden ved nedvaskning og gasformige tab, mens de organiske nedbrydningsprodukter indgår i jordens pulje af organisk materiale.

Tilførsel af organisk materiale har en direkte effekt på aktiviteten af jordens mikrobielle biomasse og fauna. Denne virkning er knyttet til de tilførte materials letomsættelige fraktion. Derudover har tilført organisk materiale en mere langsigtet virkning, der er knyttet til det tilførte materials langsomt nedbrydelige fraktioner, samt til den videre omdannelse af de mikrobielt afledte nedbrydningsprodukter. Den langsigtede virkning er forbundet med jordens beskaffenhed, herunder stabiliseringen af det nydannede organiske materiale i organo-mineralske komplekser (Christensen, 2001). Overordnet set vil virkningen af det organiske materiale være afhængig af den tilførte mængde og af materialets sammensætning. Mængden af nydannet organisk materiale, der stabiliseres i jorden, afhænger af jordtypen, men også af graden af forstyrrelse af jordens struktur (fx ved jordbearbejdning og jordbundsfaunaens aktivitet). Ved gentagen tilførsel af organisk materiale øges jordens indhold af organisk materiale, indtil der er opnået en for det pågældende system karakteristisk ligevægt, hvor opbygning og nedbrydning af den organiske materialepulje er af samme størrelse. Ændringer i jordens

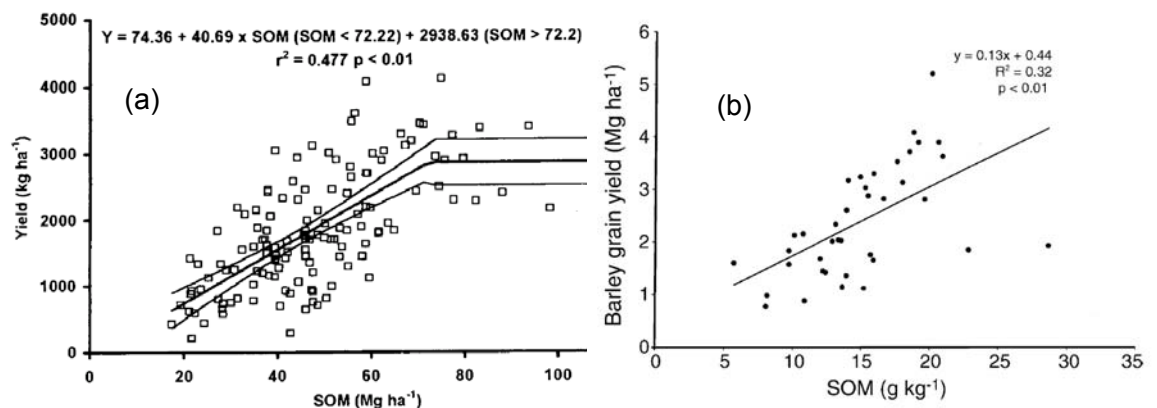
samlede indhold af kulstof manifesteres over lange tidsrum, typisk årtier til århundreder (Christensen & Johnston, 1997).

Indholdet af organisk materiale i danske jorde er gennemsnitlig i størrelsesordenen 144 t C / ha (Krogh et al., 2003). Niveaulet har generelt været faldende gennem de sidste årtier (Christensen, 2002; Schjøning et al., 2009).

2.2 Betydning af jordens indhold af organisk materiale for udbytter

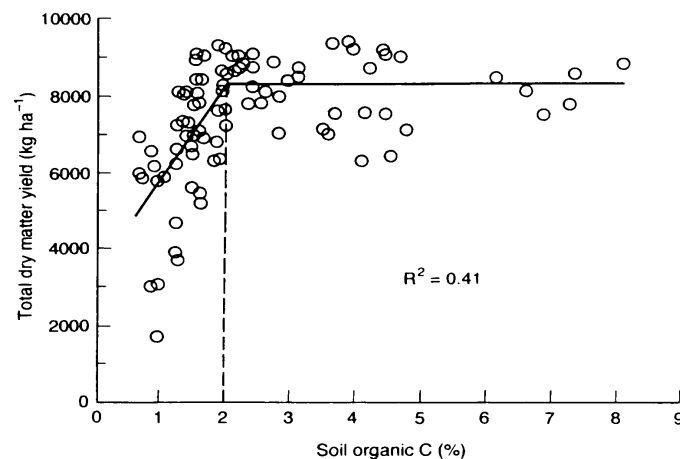
Selvom der potentielt set er en stor betydning af jordens organiske materiale for jordens kvalitet og dyrkningsegenskaber, så er det straks langt vanskeligere at kvantificere den præcise betydning for udbyttepotentialer i forskellige afgrøder. Afgrødernes aktuelle udbytte afhænger i prioriteret rækkefølge af faktorerne: aktuel indstråling, tilgængelighed af vand og næringsstoffer, konkurrence fra uønskede plantearter (ukrudt) samt forekomst af skadegørere (sygdomme og skadedyr). Jordens indhold af organisk materiale påvirker først og fremmest tilgængeligheden af vand og næringsstoffer, og det kan være svært at adskille disse – et forsøg på dette gives dog i dette afsnit.

Et klassisk eksempel på en kilde, der viser en klar sammenhæng mellem jordens indhold af organisk materiale og afgrødeudbytter, gives i Figur 1. Vinterhvede- og vårbyg-udbytter som funktion af jordens indhold af organisk materiale er undersøgt på argentinske pampas-jorde, der i tekstur er sammenlignelige med de danske (6-15 % ler, 0,8-2 % organisk materiale), men ligger i et semiaridt klima og dyrkes relativt ekstensivt (ingen eller små mængder gødning tilført). De fandt ved lavere indhold af organisk materiale en klart positiv korrelation til udbyttet, hvilket i mere tørre år kunne forklares med det organiske materiales indflydelse på disse jordes indhold af plantetilgængeligt vand og i mere våde år med indflydelsen på forsyningen af N og P (Diaz-Zorita et al., 1999; Alvarez et al., 2002; Quiroga et al., 2006). Man skal samtidig lægge mærke til, at udbyttene er meget beskedne, langt under de der normalt opnås i dansk landbrug.



Figur 1. Udbytter af vinterhvede (a) og vårbyg (b) som funktion af jordens indhold af organisk materiale (SOM, 0-20 cm) på et stort antal marker på den argentinske pampas med semiaridt klima. (Diaz-Zorita et al., 1999; Quiroga et al., 2006). Gengivet med tilladelse fra American Society of Agronomy og Elsevier.

Et andet eksempel er givet af Janzen (1992), som for en række canadiske jorde viste, at der for udbytte i et hvede-lucerne-sædskifte var en relativt klar nedre tærskelværdi for jordens indhold af organisk materiale (% C), under hvilken det opnåelige udbytte faldt drastisk. Lignende resultater er fundet af Zvomuya et al. (2008), se Figur 2. Ud fra denne relation kan man argumentere for, at det ved indhold af organisk materiale over tærskelværdien ikke er dette, der er begrænsende for det potentielle udbytte, men derimod indstråling, næringsstofforsyning etc., mens at det ved indhold af organisk materiale under tærskelværdien ikke er muligt at kompensere for de mangler, dette måtte forårsage i form af lav tilgængelighed af næringsstoffer eller vand, dårlig rodudvikling mm.

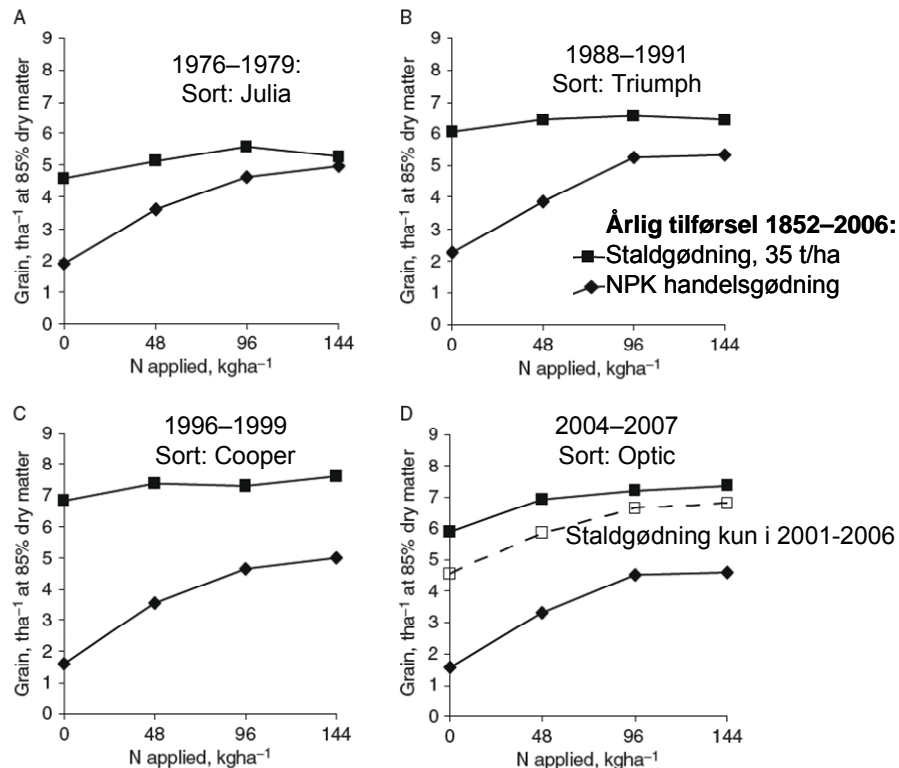


Figur 2. Akkumuleret tørstofudbytte over 6 år (1991-96) i vårhvede som funktion af jordens indhold af organisk materiale (% C) for en række vidt forskellige canadiske jorde placeret på samme lokalitet (Zvomuya et al. 2008). Gengivet med tilladelse fra Soil Science Society of America.

Øget indhold af organisk materiale vil under mere fugtigt klima føre til større tilgængelighed af en række af makronæringsstofferne (især N, P og S), og der vil derfor også være stor vekselvirkning med tilførslen af andre, typisk mineralske gødningsmidler, jf. eksemplet i Figur 3, der stammer fra et af verdens længste, fastliggende forsøg med forskellige gødningstyper. Heraf fremgår det, at øgningen i udbytte som følge af et højere indhold af organisk materiale i jorden bliver mindre og mindre ved stigende tilførsel af N i handelsgødning.

Man kan således hævde, at betydningen af jordens organiske materiale udelukkende kan tilskrives den højere frigivelse af næringsstoffer, og at de samme udbytter derfor kan opnås på en jord med lavere indhold af organisk materiale ved blot at tilføre de nødvendige næringsstoffer i handelsgødning i de rette forhold (Johnston et al., 2009; Edmeades, 2003). De sammenfattede 14 langvarige forsøg med betydningen af tilførsler af organiske og uorganiske gødningsmidler og grøngødninger og fandt, at der i langt de fleste tilfælde ikke var nogen signifikant forskel på organiske og uorganiske gødningers evne til på langt sigt at opnå samme afgrødeudbytter, uanset niveauet af jordens organiske materiale. Dette understøttes af resultater fra langvarige forsøg med organiske og uorganiske gødninger i Tyskland (Körschens et al., 1998). De estimerede, at 90-95 % af udbyttetabet ved lavere indhold af organisk materiale kan kompenseres med handelsgødning, dog i mindre grad på sandede end på mere lerrige jorde. Også Loveland og Webb (2003), der

sammenfattede data fra en lang række studier fra Storbritannien, kunne ikke finde kvantitativ dokumentation for, at der eksisterer en slags nedre tærskelværdi for jordens indhold af organisk materiale i jord, under hvilken potentielle afgrødeudbytter bliver begrænset.



Figur 3. Vårbyg-udbytter som funktion af årlig N-tilførsel og den dyrkede vårbygssort i det langvarige Hoosfield vårbygforsøg (Johnston et al, 2009), hvor der siden 1852 er tilført enten husdyrgødning eller handelsgødning. I år 2000 var jordens indhold af C (0-23 cm) ca. 88 t C/ha med husdyrgødning og ca. 26 t C/ha med handelsgødning. Gengivet med tilladelse fra Elsevier.

Det er imidlertid helt klart fra Figur 3, at en del af det øgede udbytte med langvarig tilførsel af husdyrgødning (som havde resulteret i et mere end tre gange så højt indhold af organisk materiale i jorden) ikke kan kompenseres med højere tilførsel af handelsgødning. Edmeades (2003) konkluderer da også, at netop for de engelske forsøg på Rothamsted og Hoosfield er de opnåede forskelle i jordens indhold af organisk materiale så store, at det kun er derfor, at der opnås en markant øgning af udbyttepotentialet ud over det, der kan kompenseres med handelsgødning.

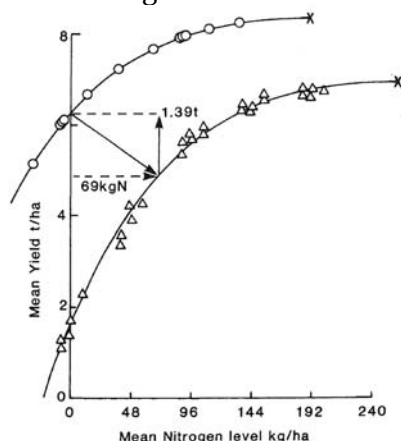
Endvidere vil det være sådan, at nogle afgrøder kan udnytte næringsstoffer frigivet fra jordens organiske materiale bedre end andre, og der er desuden en tendens til, at nyere sorter med et højere udbyttepotentiale har en højere respons på indholdet af organisk materiale, som det fx fremgår af Figur 3. Af Tabel 1 fremgår det, at udbytte af forårssæede afgrøder som kartofler og vårbyg var langt mere påvirkede af niveauet af organisk materiale, og at det ved det lave niveau af organisk materiale ikke var muligt at opnå samme udbytter som ved det høje niveau af organiske materiale, selv ved en højere tilførsel af N. For vinterafgrøderne vinterhvede og vinterbyg, var det imidlertid muligt at kompensere for det lavere indhold af organisk materiale med højere N-tilførsel.

Tabel 1 Udbytte af kartofler, vårbyg, vinterhvede og vinterbyg, som funktion af kvælstofgødskning og jordens indhold af organisk materiale. Samme jord, men jord med højt niveau af org. stof (%C) er tilført sphagnum gennem flere år (Johnston et al, 2009).

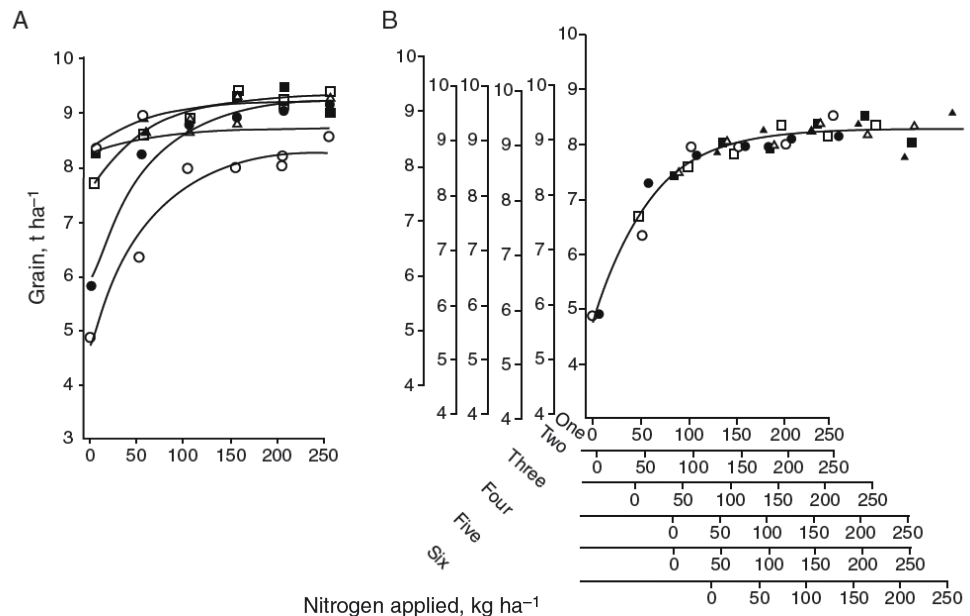
	%C i jord	Kvælstof gødning*			
		N0	N1	N2	N3
		Udbytte (t ha ⁻¹)			
Kartofler 1973 og 1975	0,76	25,7	35,6	41,7	43,2
	2,03	27,1	40,6	50,7	59,0
Vårbyg, 1978	0,76	2,19	5,00	6,73	7,05
	1,95	2,58	5,12	6,85	7,81
Vinterhvede 1979	0,76	3,54	7,32	8,05	7,82
	1,95	4,81	7,21	8,09	8,08
Vinterbyg 1980	0,76	3,05	6,01	7,32	7,83
	1,95	3,57	5,92	7,00	7,98

*Kvælstof tilført: N0, N1, N2, N3: 0, 100, 200, 300 kg ha⁻¹ for kartofler og 0, 50, 100, 150 kg ha⁻¹ for kornafgrøder

En metode til at adskille den kvantitative effekt af henholdsvis substitution af næringsstoffer og andre effekter af organisk materiale som plantetilgængeligt vand, bedre jordstruktur og rodudvikling, fremgår af Figur 4. Under antagelse af at responskurven for N for en given afgrøde altid har samme form, kan man i forsøg med respons på tilført N i forskellige forhistorier eller jorde med forskelligt indhold af organisk materiale (men øvrige faktorer ens) bestemme den horisontale og vertikale forskydning, der skal til for at bringe kurverne på samme linje. Den horisontale forskydning repræsenterer effekten af det organiske materiale på N-tilgængelighed, mens den vertikale forskydning repræsenterer andre faktorer ved øget organisk materialeindhold i jorden, såsom f.eks. øget vandholdende evne, bedre rodvækst etc. I Figur 5 ses et eksempel på, hvordan denne teknik er udnyttet til at fastslå, at hovedparten af forfrugtseffekten ved kløvergræs med stigende alder før ompløjning i al væsentlighed er en kvælstofeffekt, da den vertikale forskydning af responskurverne, for at få dem sammenfaldende, er minimal, mens der er en stigende effekt af alder på N-tilgængelighed, op til 125 kg N/ha ved 6 års kløvermark som forfrugt.

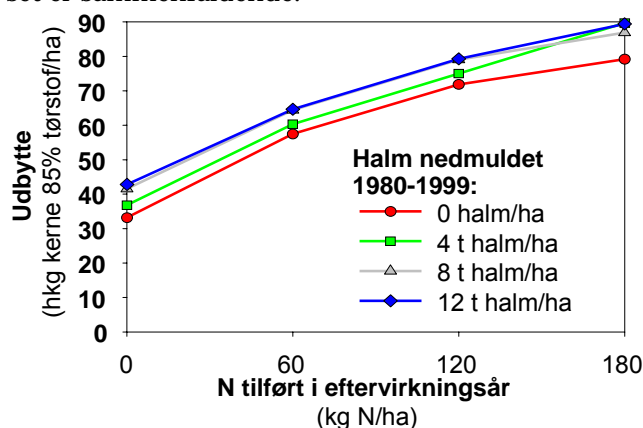


Figur 4. Fittede N-responskurver for udbytter af vinterhvede (1979-1984) fra det langvarige engelske Broadbalk-forsøg. Behandlinger tilført handelsgødning (Δ) eller staldgødning (\circ) siden 1854. De anførte horisontale og vertikale forskydninger af den øverste kurve (staldgødning) for at bringe den på linje med handelsgødning repræsenterer effekt af N-tilgængelighed henh. andre faktorer ved øget organisk materialeindhold i jorden (Johnston & Christensen, 1997). Gengivet med tilladelse fra Elsevier.



Figur 5. Effekten af alder af omløjet kløvergræsmark som forfrugt for vinterhvede. Alder af kløvergræs: 1 ○; 2 *; 3: □; 4: ▪; 5: ; 6: ▲ år. (A) Individuelle N-responskurver og (B) responskurver forskudt, så de falder sammen – de individuelle horisontale og vertikale forskydninger er angivet ved forskudte akser (Johnston et al., 2009). Gengivet med tilladelse fra Elsevier.

Thomsen og Christensen (2004) undersøgte effekten af halmnedmuldning gennem 20 år på jordens indhold af organisk materiale og udbytterespons på N. Ved at tilføre 4, 8 og 12 ton halm/ha/år igennem 20 år blev jordens indhold af organisk materiale 12, 21 og 30 % større end uden halmnedmuldning. Den efterfølgende afgrødes (vinterhvede) respons på tilførsel af N var signifikant påvirket af halmnedmuldnings-forhistorien, og der var ingen signifikant vekselvirkning mellem N-tilførsel og halmnedmuldning. Derfor tilskrev Thomsen og Christensen (2004) hele effekten en vertikal forskydning af udbytteresponskurverne, altså at effekten af jordens øgede indhold af organisk materiale udelukkende skyldtes andre effekter end øget N-tilgængelighed, i modsætning til det foregående eksempel for effekten af kløvergræsforfrugt. Det fremgår også af Figur 6, at der ikke var en lineær sammenhæng mellem halmtilførsel og positiv udbytteeffekt, da en halmtilførsel ud over 8 t/ha ingen signifikant effekt havde på udbyttet, da kurverne for 8 og 12 t halm/ha stort set er sammenfaldende.



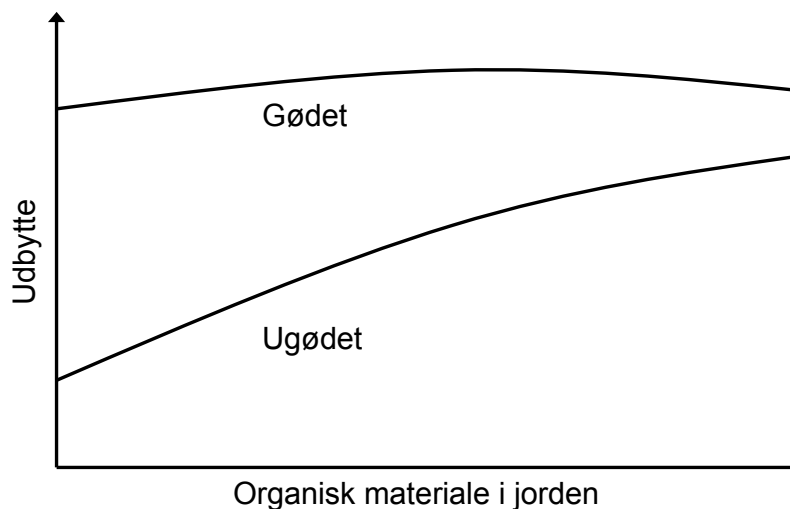
Figur 6. Effekten af 20 års halmnedmuldning på vinterhvedes N-respons i første år efter ophør af halmnedmuldning (Thomsen & Christensen, 2004)

2.3 Konklusion

Sammenfattende kan det konkluderes, at jordens indhold af organisk materiale påvirker de aktuelle afgrødeudbytter, men at det afhænger af flere faktorer, først og fremmest:

- niveauet af organisk materiale i jorden, således at der er størst effekt ved relativt lave indhold, dvs. gradvist aftagende effekt med stigende indhold af organisk materiale, eller muligvis ingen effekt over en vis tærskelværdi.
- niveauet af tilført gødning (handels- såvel som husdyrgødning), med større positiv respons på jordens indhold af organisk materiale ved lave gødningsniveauer, men relativt lille, ingen eller negativ respons ved højere gødningsniveauer.

Dette kan illustreres som vist i Figur 7 som er baseret på Benbi og Chaud (2007). For danske landbrugsjorde, der i langt de fleste tilfælde er gødet med N tæt på det økonomisk optimale niveau, betyder det, at der ikke kan forventes nogen klart positiv korrelation mellem udbyttene og jordens indhold af organisk materiale. Man må dog for jorde med relativt lavt indhold, og/eller en moderat eller lav gødskning, som f.eks. i økologisk jordbrug, forvente en noget større positiv effekt af jordens organiske materiale på det afgrødeudbytte, der kan opnås.



Figur 7. Betydningen af jordens organiske materiale for udbyttet i henholdsvis ugødede og gødede jorde som funktion af indhold af organisk materiale. Baseret på Benbi og Chaud, 2007.

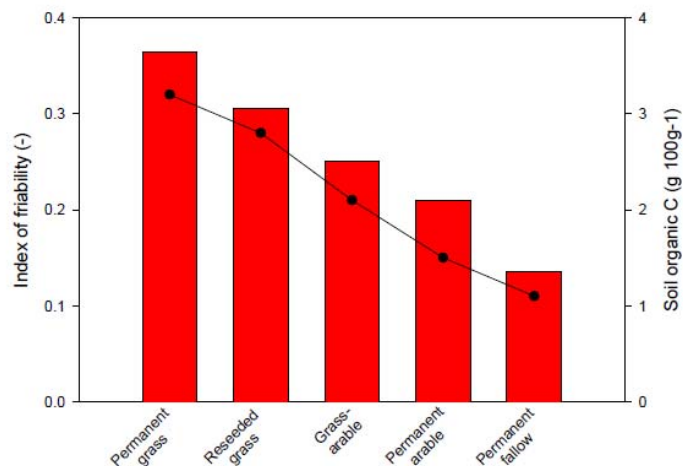
2.4 Andre effekter af jordens indhold af organisk materiale

Jordens indhold af organisk materiale påvirker en række fysiske og kemiske forhold i jorden, der både kan have direkte betydning for afgrødeproduktionen, men også for behovet for indsats af andre faktorer i afgrødeproduktionen (energi, næringsstoffer, pesticider etc.) og for emissioner til miljøet (f.eks. udvaskning, gasformige tab og erosion).

Jordens indhold af organisk materiale har væsentlig indflydelse på jordens evne til at fastholde kationer, udtrykt ved begrebet CEC (cation exchange

capacity). Da ler har en høj CEC, har jordens indhold af organisk materiale især betydning på mere sandede jorde, f.eks. fordobles CEC på en sandjord ved en stigning i jordens C-indhold fra 0,46 til 1,39 %C (McGrath et al., 1988), hvilket kan have stor betydning for jordens evne til at fastholde vigtige kationer som Ca, Mg og K samt for jordens bufferkapacitet for disse (dens evne til at give en jævn tilgængelighed og forsyning af disse næringsstoffer). Endvidere vil det organiske materiale i jorden have indflydelse på mængden af naturlige kompleksdannere, der sørger for plantetilgængelighed af en række mikronæringsstoffer, især Mn, Zn og Cu (McGrath et al., 1988).

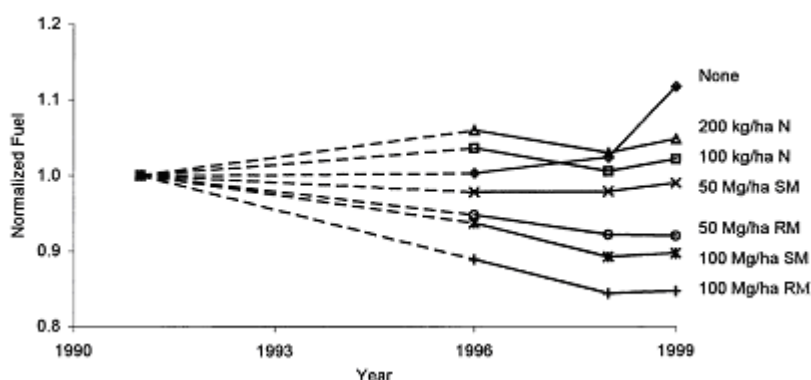
Jordens fysiske egenskaber, dvs. dens aggregatdannelse, struktur, bearbejdningsmodstand, porøsitet, vandholdende evne, hydraulisk ledningsevne og risiko for erosion påvirkes væsentligt af dens organiske materiale. Munkholm (2002) har for en række danske jorde vist, at ved et lavt indhold af organisk materiale udviser jordens aggregater en høj styrke, når de er i tør tilstand (dvs. det er vanskeligt at bearbejde jorden til en passende struktur), men en lav styrke i våd tilstand (dvs. jorden bliver let smattet). Ved et højt indhold af organisk materiale i jorden er det omvendte tilfældet for jordens aggregater, dvs. jorden er let at bearbejde i tør tilstand, men har en stabil struktur selv i våd tilstand. Schjønning et al. (2009) har i en sammenfattende analyse diskuteret, hvorledes jordens strukturdannelse påvirkes af det organiske materiale, og data fra Watts og Dexter (1997) viser en klar sammenhæng mellem jordens bearbejdningsmodstand (friability) og dens indhold af organisk materiale, se Figur 8. Tilsvarende sammenhæng blev fundet af Munkholm (2002) for en række danske jorde, og et efterfølgende studie (Schjønning et al. 2007) viste, at forskelle i strukturelle egenskaber indtræffer relativt hurtigt (5-6 år) efter et skift i tilførslen af organisk materiale, og at specielt jorde med ensidigt sædskifte og uden tilførsel af organisk materiale (fx husdyrgødning eller halmnedmuldning) relativt hurtigt udviser kritisk ringe strukturegenskaber.



Figur 8. Jordens bearbejdningsmodstand (index of friability = smuldringsevne, søjler), der udtrykker, hvor let jorden kan bringes i en passende tilstand til plantedyrkning som funktion af jordens organiske materiale (linje) i jorde med forskellig forhistorie. Watts og Dexter (1997), i Schjønning et al. (2009). Gengivet med tilladelse fra Per Schjønning.

Dette har naturligvis ganske stor betydning for den energi, der skal bruges i forbindelse med jordbearbejdningsmodstand. Johnston et al. (2009) analyserede forskellige forsøg med betydningen af dette og fandt, at selv små forskelle i organisk materialeindhold (10 %) kunne give betydelige ændringer i den

bearbejdningsmodstand, jorden udøver ved pløjning (Watts et al., 2006). McLaughlin et al. (2002) undersøgte betydningen af tilførsel af forskellige niveauer af handels- og husdyrgødning (staldgødning og gylle) gennem 8 år på trækraftbehovet ved pløjning, se Figur 9. De viste, at allerede efter 6 års tilførsel var der markante forskelle i brændstofforbruget mellem de ugødede parceller og de øvrige behandlinger, med ca. 10 % lavere brændstofforbrug i behandling hvor de største mængder husdyrgødning var tilført, hvilket efter yderlige 3 år var øget til ca. 20 %.



Figur 9. Normaliseret brændstofforbrug ved pløjning af jord efter majs i behandlinger med tilførsel af forskellige niveauer af handels- (N) og husdyrgødning (staldgødning, SM og gylle RM) gennem 8 år (McLaughlin et al., 2002). Gengivet med tilladelse fra Elsevier.

Watts et al. (2006) kortlagde systematisk trækraftbehovet ved pløjning på de langvarige Rothamstead-forsøg i England (over 150 år med forskellige gødningsbehandlinger på en lerjord). De kunne vise en klart signifikant sammenhæng mellem det specifikke trækraftbehov, S (kPa) og såvel ler- som organisk materialeindhold og fandt følgende relation:

$$S \text{ (kPa)} = 24,5 + 2,56 \cdot \text{jordens ler\%} - 6,41 \cdot \text{jordens C\%} \quad (1)$$

Dette forklarede 63 % af variansen i data. Det svarede i de undersøgte forsøg til en lignende reduktion i energiforbruget som fundet af McLaughlin et al. (2002), nemlig ca. 20 % (10 MJ ha^{-1}) ved de højeste indhold af organisk materiale med tilførsel af husdyrgødning i forhold til handelsgødning.

Jordens vandholdende evne påvirkes først og fremmest af jordens tekstur (ler-, silt- og sandindhold), men også indholdet af organisk materiale, således at vandindholdet ved markkapacitet øges, når indholdet af organisk materiale øges. Det viser sig dog at have en relativt lille betydning for mængden af plantetilgængeligt vand, da hovedparten af øgningen sker i meget små porer, hvor vandet ikke er tilgængeligt for planterne (Schjønning, 2009; Bauer og Black, 1994).

Blair et al. (2006a, b) har vist, at øget organisk materiale øger vandinfiltration og afdræning, men også at effekten afhænger af, hvilken type organisk materiale der er tilført, således fandt de en større effekt afgrøderester ved halm end af husdyrgødning.

Bhokal et al. (2011) undersøgte sammenhængen mellem tilførsel af organisk kulstof i husdyrgødning og en række jordkvalitetsparametre i fire længerevarende (ca. 20 år) forsøg i England og fandt en positiv sammenhæng

med de fleste parametre. Jordens vandholdende evne og dens porøsitet øgedes med henh. ca. 2 % og 1 % for hver 10 t C/ha tilført. Tilsvarende faldt jordens pakningsgrad (massefylde) og bearbejdningsmodstand med ca. 1 % henh. 3 % for hver 10 t C/ha tilført.

Jordens porøsitet påvirkes som sagt af indholdet af organisk materiale, og sammen med vandindholdet og den vandholdende evne påvirker dette jordens permeabilitet og iltningsforhold, hvilket igen kan påvirke evt. udvikling og tab af gasser såsom drivhusgassen N_2O (lattergas). Mekanismerne omkring lattergasudvikling er særdeles komplekse, men Munkholm et al., (2009) fulgte udledningen af lattergasemission over en dyrkningssæson for vinterbyg og fandt størst udledning for en kombination af direkte såning og fjernelse af halm. Dette kan forklares med, at behandlingen gav en kompakt jord med et dårligt luftskifte. Efterladelse af halm reducerede til gengæld udledningen ved direkte såning, formentlig som følge af afgrøderesternes positive effekt på jordens strukturegenskaber.

Endelig er det også ofte fremført, at jordens indhold af organisk materiale kan have en indflydelse på sygdomshæmmende organismer, og at jordbårne sygdomme forårsaget af bakterier og svampepatogener derfor hæmmes ved højt organisk materialeindhold. Bonanomi et al. (2010) sammenfattede et meget stort antal forsøg, men fandt ikke nogen konsistent sammenhæng mellem jordens indhold eller tilført organisk materiale og sygdomsfrekvens. Sammenhængene er meget komplekse, og mens nogle patogener hæmmes af bestemte organiske materialer, er der andre der fremmes, hvorfor der ikke kan udledes nogen generelle sammenhænge.

2.5 Konklusion

Sammenfattende om andre effekter af jordens organiske materiale kan det konkluderes, at et øget indhold:

- giver en reduceret bearbejdningsmodstand, som både resulterer i en brændstofbesparelse (op til 20 %), og vil give en lettere og mere fleksibel jordbearbejdning, der ikke er så afhængig af, at jorden har det helt rette vandindhold,
- ikke øger jordens indhold af plantetilgængeligt vand væsentligt, men vil kunne påvirke dens porøsitet og afdræningsevne, samt give en højere modstandsevne mod jordpakning og erosion,
- har meget komplekse effekter på emission af lattergas, som endnu ikke er tilstrækkeligt godt kvantificeret,
- ikke generelt har nogen konsistente effekter på sygdomstryk på afgrøderne, selvom der for enkelte plantesygdomme i bestemte dyrkningssystemer kan findes positive effekter.

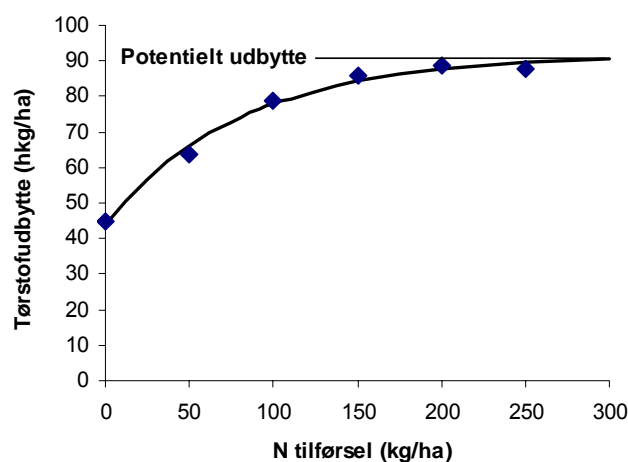
3 Analyse af effekten af organisk materiale i jord på udbytter i forsøg fra Danmark

I dette kapitel undersøges effekten af organisk materiale i jord ved hjælp af data fra de såkaldte Landsforsøg udført i regi af Videncentret for Landbrug med vinterhvede og vårbyg, hvor udbytter er målt ved forskellige kvælstoftilførsler (Dansk Planteproduktion 2009). Disse forsøg er udført på en lang række forskellige lokaliteter i Danmark. For vinterhvede er der inkluderet data fra perioden 1989-2009 fra 647 lokaliteter, og for vårbyg er der inkluderet data fra perioden 1992-2009 fra 345 lokaliteter.

For hver lokalitet blev der udregnet følgende dyrkningsparametre:

1. Det potentielle udbytte

Når en jord har et højt indhold af organisk materiale, vil den også kunne frigive flere næringsstoffer, som vil have en positiv effekt på plantevæksten. For at kunne eliminere denne effekt og se på de rene effekter af organisk materiale, som ikke kan erstattes med tilførsel af næringsstoffer, blev det potentielle udbytte estimeret for hver lokalitet. Det potentielle udbytte blev fundet ved at tilpasse en Mitcherlich-Daule responskurve (Frank et al 1990) til udbytterne som funktion af kvælstoftilførslen og anvende parameteren for det asymptotiske maksimum fra denne tilpasning som estimat for det potentielle udbytte. Hvis det estimerede potentielle udbytte varierede mere end 5 hkg/ha fra det observerede udbytte ved det højeste gødningsniveau, blev det vurderet, at usikkerheden var for stor, og punktet blev derfor ikke anvendt i analysen. Figur 10 viser observationer af udbytter i et enkelt forsøg, og hvordan modellen anvendes til at estimere det potentielle udbytte.

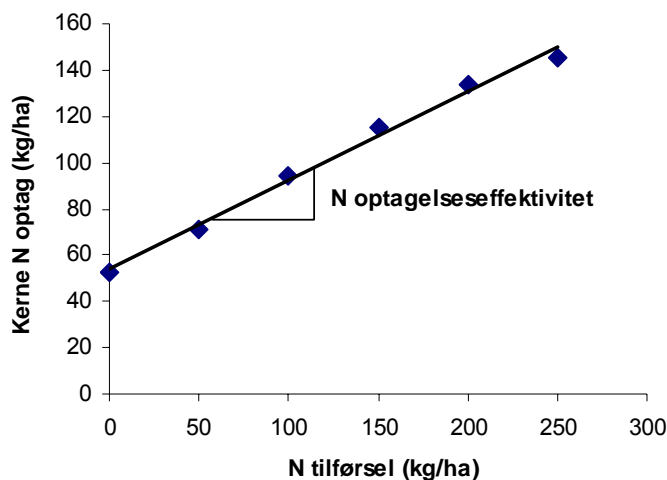


Figur 10: Observationer af tørstofudbyttet som funktion af kvælstoftilførsel i et forsøg med vinterhvede. Den tilpassede model er en Mitcherlich-Daule responskurve. Det potentielle udbytte er udregnet ved hjælp af denne tilpasning

2. Kvælstofoptagelseeffektiviteten

Effektiviteten hvormed kvælstofgødning optages og indbygges i kornets kerne, er vigtig, både fordi en lav kvælstofoptagelseeffektivitet vil kunne medføre større tab, og fordi det vil betyde, at man skal anvende en højere tilførselsrate for at opnå et givent udbytte.

Kvælstofoptagelseeffektiviteten kan estimeres ved at tilpasse en ret linje til kvælstofoptaget i kornets kerne som funktion af N-tilførslen. Hældningen på denne linje svarer så til, hvor meget N som optages i det høstede udbytte (dvs. den del af afgrøden der typisk fjernes fra marken) pr. enhed N, som tilføres som gødning. I Figur 11 er det vist, hvordan dette er gjort.



Figur 11: Kvælstofoptag i kerne som funktion af kvælstoftilførsel i et forsøg med vinterhvede. Kvælstofoptagelseeffektiviteten findes som hældningskoefficienten på en ret linje tilpasset til observationerne.

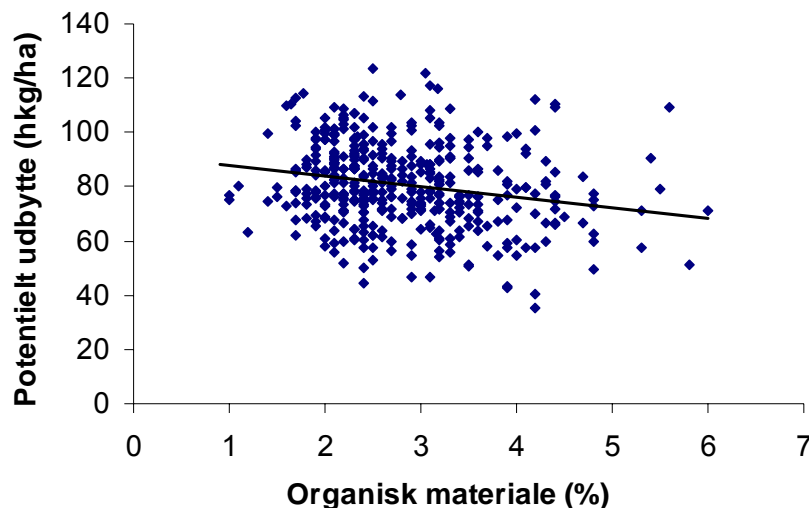
På nogle forsøgslokaliteter blev der observeret et faldende optag ved høje N-tilførsler. Derfor tilpassedes en ret linje både på basis af alle datapunkterne og på datapunkterne med tilførsler under 150 kg N ha. Hældningskoefficienten var den ligning, som gav anledning til den bedste tilpasning til observationerne (højeste forklarede varians, r^2) og blev brugt som et mål for kvælstofoptagelseeffektiviteten.

3.1 Effekten af jordens organiske materiale på det potentielle udbytte

Relationen mellem indholdet af organisk materiale og det potentielle udbytte i vinterhvede er vist i Figur 12. Da der i datamaterialet indgik nogle jorde med et meget højt indhold af C (overvejende humusjorde), som havde meget stor indflydelse på tendensen, blev i alt 21 forsøg på jorde med et indhold af organisk materiale på over 6 % sorteret fra. Som det kan ses, lader der til at være en negativ sammenhæng mellem organisk materiale og det potentielle udbytte.

Når data som her kommer fra en lang række forskellige lokaliteter, er der dog en stor chance for, at der er konfunderende faktorer, dvs. andre faktorer end det organiske stof, der påvirker det potentielle udbytte. En meget sandsynlig

konfunderende faktor er lerindholdet. Lerindholdet har stor indflydelse på det udbyttepotentiale, der typisk er højere ved højere lerindhold. Samtidig er der også normalt mere organisk materiale i jorde med lavt lerindhold, mest fordi der ofte er mere intensivt husdyrbrug her, især kvægbrug (Heidmann et al., 2001). Der blev også fundet en svag tendens til en negativ korrelation mellem lerindhold og indholdet af organisk materiale i de data som analyseres her ($r=-0.19$). Det er derfor muligt, at tendensen til faldende udbyttepotentiale med indholdet af organisk materiale ikke skyldes en effekt af organisk materiale, men er en effekt af ler. På samme måde er det også muligt, at der er andre konfunderende faktorer.



Figur 12. Sammenhæng mellem indholdet af organisk materiale i jorden og potentielt udbytte i vinterhvede. Kun lokaliteter med et indhold af organisk materiale under 6 % er inkluderet.

For at undersøge dette blev der udført en analyse af data, hvor man ved hjælp af en lineær statistisk model beskrev det potentielle udbytte som funktion af jordens indhold af organisk materiale, lerindholdet, og mængden af organisk N, som er tilført over de seneste 5 år (fra f.eks. husdyrgødning, ompløjede kløvergræsmarker, afgrøderester etc.). Endelig inkluderedes en variabel, som opgjorde, hvor mange gange der havde været foretaget halmnedmuldning i løbet af de seneste 5 år. Alle mulige vekselvirkninger mellem disse variable blev også inkluderet. Den statistiske analyse blev foretaget i den statistiske softwarepakke R (R development core team, 2010).

For at undersøge effekten af jordens indhold af organisk materiale separat, blev modellen sammenlignet med andre modeller, hvor forskellige variable og vekselvirkninger ikke var inkluderet i en variansanalyse. Resultatet viste, at der var en signifikant effekt af indholdet af organisk materiale i jorden samt en signifikant vekselvirkning mellem ler og antallet af år med halmnedmuldning i løbet af de sidste 5 år. Derimod var der ikke nogen effekt af mængden af organisk kvælstof tilført gennem de sidste år, og denne variabel blev derfor fjernet fra den endelige model (Tabel 2). Første linje i tabellen angiver en lang række data for den fulde model, som ikke er reduceret. Som det ses, giver det anledning til en Akaike Information Criterion (AIC, denne skal være så lille som muligt) på 1692. Anden linje angiver resultaterne fra en model, hvor det organiske materiale ikke er anvendt som forklarende variabel. Denne giver anledning til en lidt højere AIC, og den fulde model skulle derfor være bedre.

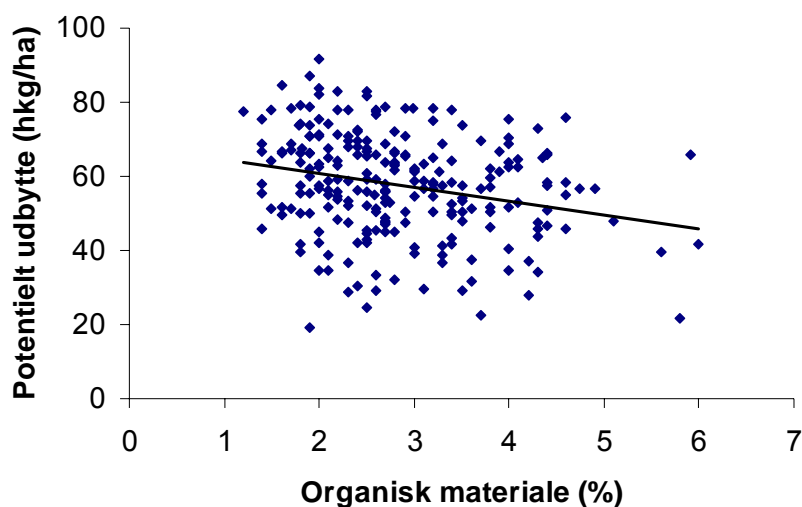
Pf(F) angiver sandsynligheden for, at den fulde model er bedre end den reducerede model. Det er altså ret usandsynligt, at en model uden organisk materiale er bedre end en med, og derfor kan det konkluderes, at der er en signifikant effekt af organisk materiale på udbyttet. Da denne effekt viser sig at være negativ, lader det til, at organisk materiale har en negativ effekt på det potentielle udbytte af vinterhvede, som kan opnås på en given jord. Analysen kunne også påvise en vekselvirkning mellem lerindhold og antal år med halmnedmuldning.

Tabel 2. Resultat af en variansanalyse for det potentielle udbytte i vinterhvede som funktion af en række forklarende variable (kun signifikante variable og vekselvirkninger er medtaget). Ler: SumStraw: interaktionen mellem lerindholdet og antallet af gange der har været halmnedmuldning i løbet af de sidste 5 år. Tre observationer havde høje "cooks afstande" og blev fjernet fra modellen. Df= degrees of freedom, SS=sum of squares AIC=Akaike Information Criterion, Pr(F) sandsynlighed for at få F hvis der ikke er nogen effekt af at inkludere variabelen i modellen.

Variable	df	SS	AIC	F værdi	Pr(F)
Fuld model			1692		
Organisk materiale	1	869	1695	4.8421	0.028488
Ler:SumStraw	1	1289	1697	7.1798	0.007754

For at undersøge dette yderligere analyseredes det potentielle udbytte som en funktion af lerindholdet og organisk materiale inden for hver jordtype fra grovsandede til svære lerjorde med en tilsvarende statistisk model på samme måde som for det fulde datasæt. Inden for hver jordtype var der imidlertid ikke nogen signifikante effekter af organisk materiale på det potentielle udbytte.

Relationen mellem indholdet af organisk materiale og det potentielle udbytte for vårbyg ses i Figur 13. Ligesom for vinterhvede er der en del jorde med meget højt indhold af organisk materiale. Der blev således fjernet i alt 16 forsøg på jorde med et indhold af organisk materiale på over 6 %. Som for vinterhvede lader det også til at være en negativ sammenhæng mellem organisk materiale og det potentielle udbytte.



Figur 13: Sammenhæng mellem indholdet af organisk materiale i jorden og potentielt udbytte i vårbyg. Kun lokaliteter med et indhold af organisk materiale under 6 % er inkluderet.

For vårbyg var der ikke nogen signifikante vekselvirkninger, og de blev derfor fjernet fra modellen. Herefter var der en meget signifikant effekt af lerindholdet og en signifikant effekt af antallet af gange, der havde været foretaget halmnedmuldning i løbet af de sidste 5 år. Derimod var der ingen effekt af mængden af organisk materiale (Tabel 3), hvilket altså bekræfter, at effekten af lerindholdet formodentlig er konfunderet med effekten af organisk materiale for vårbyg-datasættet.

Tabel 3. Resultat af en variansanalyse for det potentielle udbytte i vårbyg som funktion af en række forklarende variable (kun signifikante variable og vekselvirkninger er medtaget). Ler: lerindholdet, SumStraw: antallet af gange der har været halmnedmuldning i løbet af de sidste 5 år. Ingen observationer havde høje "cooks afstande". Df= degrees of freedom, SS=sum of squares AIC=Akaike Information Criterion, Pr(F) sandsynlighed for at få F hvis der ikke er nogen effekt af at inkludere variablen i modellen.

Variable	Df	SS	AIC	F value	Pr(F)
Fuld model			1103		
Ler	1	2866	1121	20.7828	8.554e-06
SumStraw	1	898	1107	6.5136	0.01139
Organisk materiale	1	187	1102	1.3557	0.24555

3.2 Effekten af jordens organiske materiale på kvælstofoptagelseffektiviteten

En statistisk analyse for kvælstofoptagelseffektiviteten i vinterhvede viste en signifikant vekselvirkning mellem lerindholdet og summen af organisk N tilført over de sidste 5 år. Denne vekselvirkning blev derfor beholdt i modellen. Herefter viste antallet af år, hvor der var nedmuldet halm de sidste 5 år, sig ikke at have nogen effekt, og den blev derfor droppet fra modellen. Herefter viste det sig, at der var en signifikant effekt af organisk materiale i jorden på kvælstofoptagelseffektiviteten (Tabel 4), og at effekten var negativ, også når effekten af andre konfunderende effekter er sorteret fra.

Tabel 4. Resultat af en variansanalyse for kvælstofoptagelseffektiviteten i vinterhvede som funktion af en række forklarende variable (kun signifikante variable og vekselvirkninger er medtaget). Ler: lerindholdet, SumOrgN: Summen af organisk N tilført i de sidste 5 år. To observationer havde høje "cooks afstande" og blev fjernet fra modellen. Df= degrees of freedom, SS=sum of squares AIC=Akaike Information Criterion, Pr(F) sandsynlighed for at få F hvis der ikke er nogen effekt af at inkludere variablen i modellen.

Variable	df	SS	AIC	F value	Pr(F)
Fuld model			-2188.49		
Organisk materiale	1	0.19	-2171.60	19.0713	1.550e-05
Ler:SumOrgN	1	0.05	-2185.26	5.2044	0.02298

For vårbyg var der signifikant interaktion mellem lerindholdet og summen af tilført organisk N i løbet af de sidste 5 år på kvælstofudnyttelseffektiviteten. Desuden var der en signifikant interaktion mellem summen af tilført organisk N i løbet af de sidste 5 år og organisk materiale i jorden (Tabel 5). Dette betyder, at der er en effekt af organisk materiale. Om denne effekt er positiv eller negativ afhænger imidlertid af størrelsen af de andre faktorer. Inden for det interval af de andre faktorer, som er med i dette datasæt, er effekten af jordens organiske materiale dog overvejende negativ.

Tabel 5. Resultat af en variansanalyse for kvælstofoptagelseseffektiviteten i vårbyg som funktion af en række forklarende variable (kun signifikante variable og vekselvirkninger er medtaget). Ler: Lerindholdet, SumOrgN: Summen af organisk N tilført i de sidste 5 år, OM: Organisk materiale. Tre observationer havde høje "cooks afstande" og blev fjernet fra modellen. Df= degrees of freedom, SS=sum of squares AIC=Akaike Information Criterion, Pr(F) sandsynlighed for at få F hvis der ikke er nogen effekt af at inkludere variabelen i modellen.

Variable	df	SS	AIC	F value	Pr(F)
Fuld model			-1112.73		
Ler:SumOrgN	1	0.06	-1105.74	8.9221	0.0031428
SumOrgN:OM	1	0.07	-1103.33	11.3756	0.0008818

3.3 Andre dyrkningsparametre

Der er også andre dyrkningsparametre, som det kunne være interessant at se på. En af dem er det økonomisk optimale udbytte, da det vil være et bedre mål for udbytterne ved de aktuelle tilførsler af handelsgødning. De kvælstofgødningsrater, der i praksis tilføres, er dog på grund af de reducerede N-normer i lovgivningen i gennemsnit 16-17 % under det økonomiske optimum, men udbyttet ved det økonomiske optimum vil dog være tættere på aktuelt udbytte end det potentielle udbytte. Det er også interessant at se på udbytterne der kan opnås uden tilførsel af kvælstof, da vi her bør kunne se, om der er en sammenhæng mellem organisk materiale og udbytter, når der er mangel på tilgængelige næringsstoffer, og næringsstofferne frigivet fra det organiske materiale således kan have en mere afgørende betydning.

De økonomisk optimale udbytter blev udregnet ved at tilpasse et 2 eller et 3 grads polynomium til udbyttet som funktion af N-tilførslen og beregne den N-tilførsel, der ved et kvælstof:korn prisforhold på 6:1 giver et økonomisk marginalt udbytte på 0. Potentielt udbytte og økonomisk optimale udbytte var meget tæt korrelerede, og resultaterne af en statistisk analyse af effekten af det organiske materiales betydning for det økonomisk optimale udbytte var da også meget lig resultaterne for det potentielle udbytte.

En tilsvarende analyse af udbytterne, som kan opnås uden tilførsel af gødning, viste ingen signifikant effekt af jordens organiske materiale, hvilket er lidt overraskende. Der var imidlertid meget store forskelle på udbytterne i de ugødede parceller, fra 8.7 hkg/ha til 107.6 hkg/ha, hvilket dækker hele spændet fra meget kraftig til ingen kvælstofbegrænsning. Årsagen til at der er så høje udbytter i parceller, som ikke har fået noget kvælstofgødning, skyldes, at der i nogle tilfælde har været meget tilgængeligt kvælstof på grund af gentagne tilførsler af husdyrgødning i de foregående år, eller en forfrugt som efterlader meget kvælstof i jorden. Det meste kvælstof kommer således fra hurtigt mineraliserbart organisk materiale, som ikke er korreleret med den totale mængde af organisk materiale i jorden.

3.4 Konklusion

I materialet fra Landsforsøgene med vinterhvede og vårbyg viste der sig at være en svag, men i nogle tilfælde signifikant negativ effekt af organisk materiale i jord på såvel potentielt udbytte som kvælstofoptagelseseffektivitet, også efter at effekten af de konfunderende faktorer, som der fra disse forsøg

findes data for, var sorteret fra. I andre tilfælde var der signifikante interaktioner mellem det organiske materiale og andre forklarende variable.

Det er dog altid muligt, at der kan være andre konfunderende variable, som ikke er målt. En vigtig parameter, som der ikke er taget højde for, kunne være klimaet. Dette kunne opstå, hvis bestemte klimatyper har en tendens til både at give lavere C-indhold i jorden og højere udbytter. En anden konfunderende variabel kunne være jordenes afvandsforhold. På lavtliggende arealer eller andre arealer med dårlig afdræning kan der gennem længere perioder være et højt vandindhold, hvilket kan hæmme plantevæksten. Disse jorde kaldes vandlidende og har ofte reducerede udbytter, især af kornafgrøder. Da organisk materiale nedbrydes langsomt i vandlidende jorder, vil der imidlertid også ofte være et højt indhold af organisk materiale. I analysen er jorde med et meget højt indhold af organisk materiale sorteret fra, men det er muligt, at der er flere jorde, som er påvirket i mindre grad af højt vandindhold.

Det er også muligt, at der er effekter af driftsformen. Mælkeproducenter har en høj andel af kløvergræs i deres sædskifter, og dette fører til akkumulering af organisk materiale og dermed højere C-indhold. Når mælkeproducenterne dyrker kornafgrøder, kunne det dog tænkes, at de ikke i samme omfang som deciderede kornproducenter giver høj prioritet til rettidig og tilstrækkelig indsats i kornmarken og dermed opnår generelt lavere udbytter.

På denne baggrund er det svært at konkludere, at der er en negativ effekt af jordens organiske materiale på det potentielle udbytte og kvælstofoptagelseseffektiviteten. Det kan dog med sikkerhed konkluderes, at det meget omfattende materiale, der er anvendt her, ikke giver nogen indikation på, at der er en signifikant positiv effekt af organisk materiale på udbytte-potentialet for kornafgrøder på danske dyrkede jorde.

Vi var heller ikke i stand til at vise nogen effekt af organisk materiale i parcellerne uden kvælstoftilførsel. Dette var overraskende, da man måtte forvente, at frigivelsen af næringsstoffer fra det organiske materiale i denne situation ville stimulere plantevæksten. Årsagen til, at vi ikke har observeret dette, kan være den store variation i udbytter i de ugødede parceller som følge af høje mængder tilgængeligt kvælstof fra tidligere tildelinger af husdyrgødning, eller en forfrugt, som efterlader meget kvælstof i jorden, mens der i andre tilfælde, f.eks. lettere jorder uden husdyrgødningstilførsel i forhistorien, har været meget lidt kvælstof tilgængeligt.

I denne analyse er det kun jordens totale indhold af organisk materiale, der er indgået. Når der tilføres affald, tilføres der dog relativt let omsætteligt organisk materiale. På langt sigt vil dette materiale være med til at opbygge puljen af organisk materiale i jorden, hvorimod det på kort sigt stimulerer jordens mikroorganismer og hele det biologiske fødenet, som lever af disse, såsom protozoer, springhaler og regnorme. Det er muligt, at denne øgede aktivitet i hele jordens fødenet har nogle gavnlige virkninger på plantevæksten, og der kan således være en gavnlig effekt af tilførsel af organisk materiale til jord som ikke har noget med lagringen af C at gøre. Vi har dog inkluderet mængden af tilført organisk kvælstof, og antallet af gange der er nedmuldet halm i løbet af de sidste fem år i den statistiske analyse, og disse variable viste sig ikke at have en ret stor forklaringsgrad.

4 Opgørelse af kulstoflagring ved tilførsel af forskellige typer af affald til landbrugsjord

Tilførslen af organisk affald kan have indflydelse på mængden af kulstof, som bindes i jorden af flere årsager. Den primære årsag er, at der først tilføres organisk materiale med affaldet, som det tager tid at nedbryde, og en del af det vil således lagres. En anden årsag er, at tilførslen kan have indflydelse på plantevæksten, fordi der sammen med affaldet tilføres næringsstoffer. Den øgede planteproduktion vil herefter også øge mængden af planterester, som bliver efterladt i jorden. Hvor meget kulstof, der lagres, afhænger af en lang række faktorer som sammensætningen af affaldet, klimaet, jordtypen og så videre. I dette afsnit vil de mest udbredte affaldstyper, som man kan tænke sig anvendt på landbrugsjord, især organisk husholdningsaffald, have- parkaffald og spildevandsslam, blive undersøgt. Dette gøres ved hjælp af agroøkosystemmodellen Daisy (Hansen et al., 1991; Bruun et al., 2003) som vil blive brugt til at vurdere, hvor meget af de forskellige affaldstyper, der vil blive bundet under typiske danske betingelser af klima og jordtyper.

4.1 Beskrivelse af scenarier

Får at få en bred forståelse af effekten af affald og for at danne grundlag for at kunne vurdere effekten af tilførsel af forskellige typer affald, blev der opstillet scenarier med de mest almindelige organiske affaldstyper. De største mængder affald, der tilføres landbrugsjord, er på nuværende tidspunkt spildevandsslam og slam fra industrien, men der tilføres også betydelige mængder af husholdningsaffald og have- parkaffald og restprodukter fra behandlingen af disse såsom komposter og bioforgassede materialer.

For en række affaldstyper er der lavet scenarier for udbringning i to forskellige områder, nemlig Østjylland og Sjælland. Disse områder er valgt, fordi det er der, hvor der er den største befolkningstæthed i Danmark og dermed de største affaldsmængder til rådighed for udbringning. I begge områder opsættes scenarierne, så de svarer til praksis på en bedrift som hovedsagelig fokuserer på planteavl, da det vil være planteavlsbedrifter, der vil være de mest oplagte aftagere af organiske gødninger, da jorden her ikke tilføres husdyrgødning.

Der er to forskellige måder, kulstoflagringen kan opgøres på, som kan være interessante i sammenhæng med værdisætningen. For det første kan det være interessant at se, hvor meget kulstof der lagres, hvis man omlægger praksis, således at man begynder at tilføre organisk affald til jorden regelmæssigt. For det andet kan det være interessant at se, hvor lang tid kulstoffet lagres efter en enkelt tilførsel af affald. For at give det bedst mulige grundlag for værdisætning i forskellige sammenhænge har vi beregnet kulstoflagring på begge måder. Simuleringerne er for begge gennemført over en 100 årig periode.

4.2 Opsætning af scenarier i Daisy

I det følgende afsnit beskrives, hvordan scenarierne er opsat i Daisy. Med mindre andet er anført, er opsætningen lavet i henhold til en stabi, som er udviklet med henblik på at standardisere anvendelsen af modellen i forbindelse med miljøvurderinger (Styczen et al., 2005).

4.2.1 Klima og N-deposition

Kvælstofdeposition for de to områder Østjylland og Sjælland er fastsat ud fra Danmarks Miljøundersøgelses beregningsresultater med DEHM-modellen. Det er 11,88 kg N/ha for Sjælland og 13,09 kg N/ha for Østjylland, fordelt på NO₃ og NH₃ samt våd- og tørdeposition (Danmarks Miljøundersøgelser 2010).

Klimaet baseres på de normaliserede data fra Bøjesen et al. (1997). Ved at benytte denne normalisering gives der mulighed for at sammenligne resultater mellem områderne, da nedbøren har samme fordeling over året såvel på måneder som dage, men er skaleret efter den gennemsnitlige regionale normalnedbør i perioden 1960-1990. Den årlige nedbør i jordhøjde for Sjælland-scenariet er 661 mm, mens den er 781 mm for Østjylland-scenariet. Ifølge Daisy-stabien skal simuleringerne foretages med det reelle klima over en 10 års periode og med permutering af sædskiftet, således at alle tænkelige kombinationer af årsklima og afgrøde simuleres, men permuteringen er fravalgt i dette projekt af ressourcemæssige årsager.

4.2.2 Jordtyper

Som jordbundstype er på Sjælland anvendt en fin sandblandet lerjord og i Østjylland en fin lerblandet sandjord, som dækker henholdsvis 20 og 21 % af det danske landbrugsareal og er de mest repræsentative for de simulerede områder (Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet 2009). Standardopsætningen fra Daisy-stabien, med 3 horisonter; Ap 0 til 25 cm, B 25 til 100 cm og C fra 100 til 300 cm, benyttes. Den maksimale roddybde på en sandblandet lerjord er som standard defineret til 100 cm, mens den er 85 cm i en fin sandblandet lerjord. Der er indsat dræn i jorden for at simulere de rette afstrømningsmønstre. Dræn er placeret med 18 meter mellem drænrør og i 1,1 meters dybde. Afstrømningen er på den sandblandede lerjord kalibreret til, at 70 % af vandet i drændybde siver ned som grundvand, mens 30 % ender i dræn. På den fine sandblandede lerjord ender 85 % af vandet i drændybden til grundvand og de sidste 15 % i dræn.

4.2.3 Sædskifte

Der er opstillet et statistisk repræsentativt sædskifte, som er ens for de to lokaliteter. Sædskiftet er baseret på FødevarerErhvervs oplysninger til Danmarks Statistik ud fra landbrugets indberetninger til enkeltbetalingsordningen (Danmarks Statistik 2010). Sædskiftet er konstrueret ved at beregne den enkelte afgrødes andel i procent af det samlede dyrkede areal over årene 2006-2008. Herved kommer de mest almindelige afgrøder til at udgøre en større del af sædskiftet. Afgrøderne i sædskiftet viser sig på denne måde at blive vinterhvede, vårbyg, vinterbyg og vinterraps, hvor

deres procentmæssige andel af landbrugsarealet og procentmæssige indgåelse i det simulerede sædskifte er vist i

Tabel 6. Efter høst efterlades der 10 cm stub og 30 % af halmen.

Tabel 6. Afgrøder, deres reelle fordeling i Danmark og fordeling i det simulerede sædskifte. % af landbrugsareal er beregnet, som det ville se ud, hvis der kun blev dyrket de anvendte afgrøder.

Afgrøde	Fordeling af afgrøder i Danmark (%)	Fordeling af afgrøder i simuleret sædskifte (%)
Vinterhvede	49	50
Vinterbyg	15	12,5
Vårbyg	24	25
Vinterraps	12	12,5

Efter at afgrøderne til sædskiftet var identificeret, og fordelingen i det simulerede sædskifte bestemt, blev der opstillet en 8-årig sædskiftefølge, som er sandsynlig ud fra almindelig landbrugspraktisk anvendelse:

Vårbyg, Vinterhvede, Vinterbyg, Vinterraps, Vinterhvede, Vårbyg, Vinterhvede, Vinterhvede

4.2.4 Tilførsel og sammensætning af organiske affaldstyper

De anvendte data for sammensætningen af de forskellige affaldstyper med hensyn til tørstof, kulstof og kvælstof kan ses i Tabel 7. Den kemiske sammensætning af de organiske affaldstyper, som er antaget i simuleringerne, er baseret på forskellige kilder. Sammensætningen af husholdningsaffald er baseret på Bruun et al. (2006), mens sammensætningen af spildevandsslam er baseret på oplysninger i Spildevandsslam fra kommunale og private rensningsanlæg 1999 (Miljøstyrelsen 2001).

Tabel 7. Sammensætningen af organisk affald, som er brugt i Daisy-simuleringerne. N-fordampningsprocent er den del af N, som antages at fordampe ved udbringning. Denne del tabes derfor øjeblikkeligt i simuleringerne.

	Have- Parkaffald - Moden milkompost	Have- Parkaffald - korttidskompost	Have- Parkaffald - direkte udbringning	Spildevandsslam	Husholdningsaf- fald - komposteret	Husholdningsaf- fald - afgasset
Tørstof [%]	75,8	65,0	64,6	14,1	50	1
Kulstof [% af TS]	10,5	15,9	13,7	40	40	38
Kvælstof [% af TS]	0,6	0,53	0,52	4,3	1,9	10
Ammonium [% af N]	1	1	1	29,2	10,1	50
Fordampning [% af NH ₄]	15	15	15	15	15	15

Sammensætningen af de udbragte have- parkaffaldstyper er beregnet ud fra de data, som DTU Miljø har analyseret for AffaldVarme Århus (Boldrin 2009). Da der ikke er specifikke målinger på sammensætningen af umoden kompost, som har komposteret i 2 måneder, har det været nødvendigt med en teoretisk beregning. Ud fra studier af komposteringsprocessen i den tilgængelige litteratur samt de analyserede data fra Boldrin (2009) blev der opstillet en simpel lineær sammenhæng mellem ændring i C/N-forholdet under kompostering i løbet af to måneder i forhold til materialets oprindelige C/N-forhold. Det direkte udbragte have- parkaffald har et C/N-forhold på ca. 41, hvilket bevirker, at der, jævnfør udregningen, vil være et C/N-forhold i korttidskomposten på ca. 28. Herefter udregnedes C-indholdet og N-indholdet i komposten ved at antage, at N-indholdet kun ændres meget lidt under komposteringsprocessen, således at ændringen i C/N-forholdet kun skyldes tabet af kulstof.

I de simuleringer, hvor der simuleres en kontinuert tilførsel af affald, tilføres der i alle scenarier 387 kg C/ha/år. De 387 kg C/ha/år er valgt ud fra, at det ifølge bekendtgørelse nr. 1650 af 23. december 2006 om anvendelse af affald til jordbrugsformål (slambekendtgørelsen) kun er tilladt at udbringe 30 kg P med slam. Med det indhold, som det anvendte slam har af P og C, resulterer denne tilførsel i, at der kan tilføres 387 kg C/ha/år. For de andre affaldstyper er der så tilført mængder, så det svarer til 387 kg C/ha/år, hvorved mængden af tilført materiale varierer betragteligt alt efter tørstof- og kulstofindhold. I de simuleringer, hvor der kun foretages tilførsel af organisk gødning, tilføres der i alt 387 kg C/ha, men altså kun i det første år af simuleringerne.

4.2.5 Omsætningen af organiske produkter efter tilførsel til jord

Omsætningsraterne for det tilførte have- parkaffald og kompostprodukter i marken er kalibreret efter studier i den tilgængelige litteratur. Data for omsætningen af plantematerialer i jord (Jensen et al. 2005) med C/N-forhold i samme interval som C/N-forhold i råkompost af have- parkaffald er anvendt til parameterisering af det direkte udbragte have- parkaffald. For korttidskompost er der valgt data for omsætningen af umodne komposter i jord (Claassen & Carey 2004), mens der for milekomposten er anvendt data for omsætningen af modne komposter i litteraturen (Amlinger et al. 2003; Gale et al. 2006). For spildevandsslam er data fra litteraturen anvendt (Parker & Sommers 1983; Serna & Pomares 1992; Terry et al. 1979; Wiseman & Zibilske 1988). Nedbrydningsparametrene for husholdningsaffald er baseret på Bruun et al. (2006). Observationerne i litteraturen er fortaget ved forskellige temperaturer. Derfor er de normaliseret til 15° C ved at anvende temperaturresponsfunktionen fra Kirschbaum (1995). Disse data er så anvendt til at kalibrere omsætningsparametrene i Daisy, så de passer med den observerede nedbrydning af C og N.

4.2.6 Tildeling af gødning

Det er antaget, at gødsningen sker i henhold til almen praksis i landbruget, samt lovgivningen om gødsknings- og harmoniregler (Plantedirektoratet 2010). Da vi simulerer planteavlsbedrifter, tilførtes der ud over de organiske affaldstyper udelukkende handelsgødning, således at kvælstofnormerne overholdes.

Alle typer af organiske gødninger skal ifølge Plantedirektoratet registreres i gødningsregnskabet. Der er dog stor forskel på den udnyttelsesgrad, de skal indgå med, som er 45 % for spildevandsslam, 40 % for afgasset husholdningsaffald, 20 % for komposteret husholdningsaffald og 0 % for have- parkaffald. I simuleringerne erstatter de organiske affaldstyper således en mængde af handelsgødningskvælstof, der svarer til den procentdel af deres kvælstofindhold, og bevirker således en nedsætning i den tilførte mængde handelsgødning.

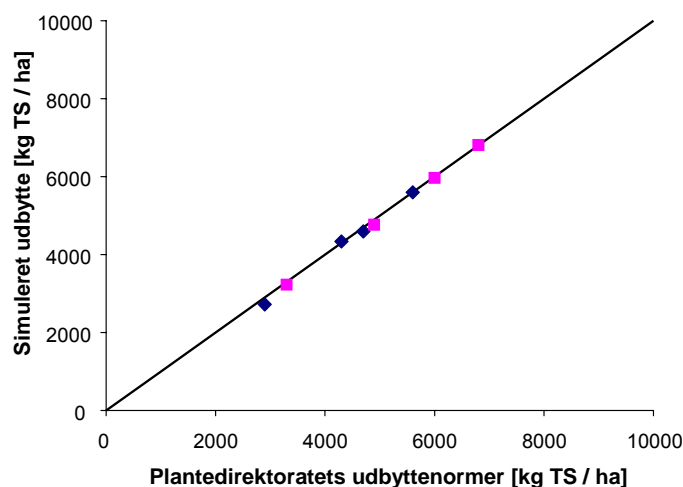
I simuleringerne antages det således, at der sker en direkte substitution af handelsgødning med de organiske produkter. I praksis er det dog tænkeligt, at der vil blive foretaget en eller anden omfordeling af andre gødningstyper, så de organiske produkter vil blive benyttet på mindre gode arealer, og andre gødningstyper dermed kan flyttes til bedre arealer. Denne potentielle omfordeling er ikke medtaget i dette projekt.

4.2.7 Initialisering af organisk materiale

For at initialisere fordelingen af organisk materiale i de forskellige puljer i Daisy-modellen er det nødvendigt at kende mængden af organisk materiale i jorden samt tilførslen af organisk materiale fra planterester og organisk gødning gennem den foregående periode, inden scenarierne startes (Bruun & Jensen 2002; Styczen et al. 2005). For at estimere tilførslen, antages det, at sædskiftet, som vi har konstrueret, og klimaet også repræsenterer det sædskifte og klima, der har været før tilførslen af organiske affaldsprodukter. Derfor kan tilførslen estimeres ved at simulere sædskiftet uden tilførsel af organiske produkter og opgøre input af organisk materiale under de betingelser.

4.2.8 Kalibrering af Daisy-udbytter

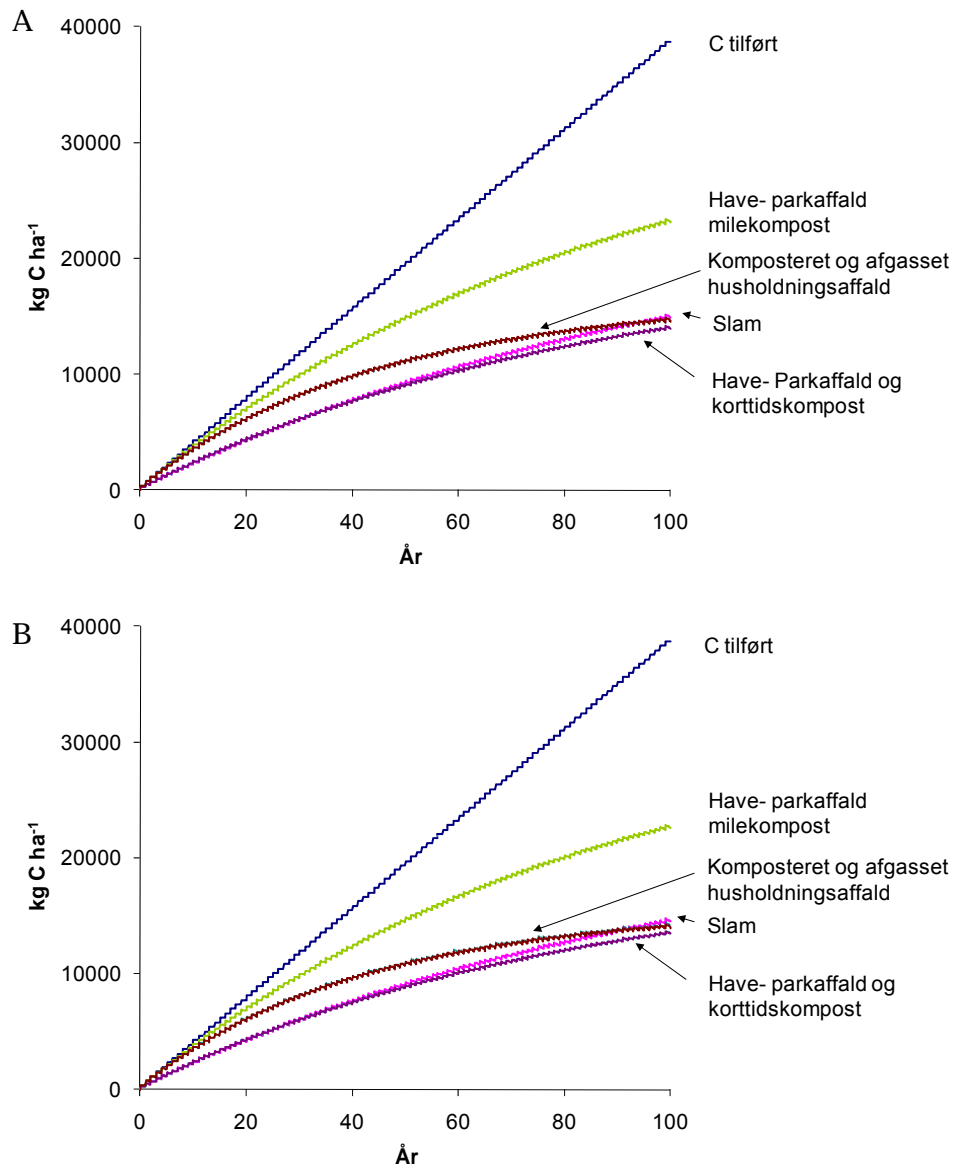
For at sikre at udbytterne, som simuleres af Daisy, er realistiske, er det nødvendigt at kalibrere afgrødemodellerne. Udbytterne er kalibreret i forhold til Plantedirektoratets normudbytter. I Figur 14 ses de simulerede udbytter efter kalibrering samt Plantedirektoratets normudbytter. Der lader til at være et fint sammenfald.



Figur 14. Sammenligning af simulerede udbytter af tørstov med Plantedirektoratets normudbytter på Sjælland (lyserøde firkanter) og i Østjylland (mørkeblå diamanter)

4.2.9 Resultater af simuleringer

Resultaterne af simuleringerne, hvor der tilføres gødning kontinuert, er vist i Figur 15, som for hvert affaldsprodukt viser kulstoflagringen over tid over en 100 års periode for de to områder Sjælland og Østjylland.



Figur 15. Beregnet lagring af C ved en årlig tilførsel af forskellige affaldsprodukter til landbrugsjord på A) Sjælland og i B) Østjylland. Mørkeblå linje angiver den akkumulerede mængde C som er tilført, øvrige linjer angiver tilbageværende C i jorden af de forskellige tilførsler.

Der er ikke meget forskel på de to lokaliteter med hensyn til, hvor meget C der er bundet i jorden. Der er på figuren også angivet den akkumulerede mængde C tilført til jorden, som er den samme i alle scenarier. Dette antyder, hvor stor en andel af det tilførte C der fortsat er bundet i jorden. Efter 100 år er der på både Sjælland og i Østjylland bundet en mængde C i jorden svarende til ca.

30-35 % af den mængde affalds-C, der er tilført. For milekompost er denne andel dog noget højere med omkring 45-50 %.

I Tabel 8 er den andel af tilført C, som er lagret i jorden efter 100 år med en enkelt tilførsel, sammenlignet med hvor meget, der er lagret efter 100 år med kontinuert tilførsel (som illustreret i Figur 15). Som det fremgår, reterer der naturligvis mindre af en enkelt tilførsel efter 100 år, end hvis der kontinuert er tilført affald (hvor andelen der er tilbageholdt er et gennemsnit af tilbageholdelsen i mellem 1 og 100 år). Jo mere let omsætteligt det tilførte materiale er, jo større relativ forskel er der på de to tilbageholdelsesgrader.

Tabel 8: Andelen af den tilførte mængde C som er lagret i jorden efter 100 år de forskellige scenarier i simuleringerne med en enkelt tilførsel og andelen der er lagret efter 100 år med kontinuert tilførsel.

	Østjylland		Sjælland	
	En tilførsel i år 0	Kontinuert tilførsel	En tilførsel i år 0	Kontinuert tilførsel
Slam	0.22	0.37	0.23	0.38
Have- Parkaffald milekompost	0.31	0.58	0.33	0.60
Have- Parkaffald kortidskompost	0.18	0.35	0.19	0.36
Have- Parkaffald direkte	0.18	0.35	0.19	0.36
Husholdningsaffald komposteret	0.10	0.36	0.11	0.38
Husholdningsaffald afgasset	0.10	0.36	0.11	0.38

Sammenlignes disse værdier med litteraturen, er der en rimelig god overensstemmelse. Peltre (2010) sammenstillede en lang række data fra længevarende forsøg (variabelt antal år, 10-50) med kontinuert tilførsel af organisk affald og fandt værdier for lagret andel af tilført C på 0,30 ($\pm 0,15$) for ubehandlet spildevandsslam, 0,37 ($\pm 0,05$) for komposteret slam og 0,37 ($\pm 0,13$) for komposteret husholdningsaffald. For et markforsøg over 10 år i Frankrig fandt Peltre et al. (2011) lagret andel C på 0,37 for samkomposteret have- parkaffald og slam, 0,22 for komposteret husholdningsaffald og 0,40 for samkomposteret have- parkaffald og husholdningsaffald, når lagringen simuleredes over en 20 års periode. De sammenlignede med andre europæiske forsøgsdata og fandt med tilsvarende beregningsmetode over 20 år, at lagret andel C var 0,55 for rent komposteret have- parkaffald (Frankrig, 15-årigt forsøg), 0,36 for savsmuld, 0,61 for anaerobt behandlet spildevandsslam og 0,73 for spagnum (Sverige, 50-årigt forsøg).

Det bør dog bemærkes, at mens de fleste af de her citerede værdier er bestemt i forsøg over en kortere tidsperiode (<50 år), så har vi simuleret værdierne over en 100-årig periode, hvilket teoretisk burde give nogle lidt lavere værdier. De værdier vi har simuleret er også lidt højere end dem i Thomsen & Christensen (2010), som efter 9 års kontinuert tilførsel af afgrøderester fra majs kun fandt 0,19 af det tilførte C tilbageholdt i jorden. For husdyrgødning (fra drøvtyggere) var det noget højere, 0,3, men stadig under de her simulerede. Det skal dog bemærkes, at disse materials kemiske og biologiske sammensætning adskiller sig fra de øvrige omtalte.

4.3 Konklusion

Alt afhængig af affaldstype, klima og jordtype vil der under danske forhold være bundet mellem 30 og 60 % af det kulstof, der er tilført med organisk affald eller affaldsprodukter efter 100 år med konstant tilførsel af disse. Mest for modne komposter og mindre for andre affaldstyper.

Hvis man derimod ser på en enkelt tilførsel, vil der efter 100 år være bundet mellem 10 og 35 % af det tilførte kulstof, mest for modne komposter og mindre for andre affaldstyper. Her lader det dog til at bindes mindre i affaldstyper baseret på husholdningsaffald end på have- parkaffald.

Typen af affald og modenheden af komposter lader endvidere til at have væsentlig større betydning for dette resultat end klimaet og jordtypen.

Årsagen til at modne komposter binder mere kulstof i jorden skyldes, at de indeholder mere stabilt kulstof og derfor binder en højere andel i længere tid end mere uomsatte produkter. Man skal dog huske på, at der for at producere en moden kompost allerede er frigivet CO_2 i løbet af komposteringsprocessen.

De koefficienter for kulstoflagring, vi har simuleret her, stemmer rimeligt godt overens med litteraturen, hvor der er rapporteret kulstofbindinger i en række længevarende forsøg med lignende affaldstyper.

5 Anvendelse af resultater i livscyklusvurderinger

Livscyklusvurdering (på engelsk "life cycle assessment") er en metode til at kvantificere og sammenligne forskelligartede påvirkninger, der kan tilskrives produkter, service eller processer (Wenzel et al. 1997, ISO 2006).

I dette afsnit vil redegøres for, hvordan resultaterne i de foregående afsnit kan tænkes anvendt i livscyklusvurderinger, som sammenligner forskellige anvendelser af affaldstyper, og hvordan værdien af kulstoflagring i jord kan indbygges i disse.

5.1 Opgørelse af kulstofbinding og afgrænsning i tid

I livscyklusvurderinger er systemafgrænsningen af afgørende betydning for resultaterne. Systemafgrænsningen bestemmer, hvor grænsen mellem det tekniske system og det naturlige system ligger (Ekvall and Weidema, 2004). Der skal defineres grænser både i rum og tid. I forbindelse med landbrug er disse grænser sværere at definere end i industrielle produktionssystemer, fordi grænsen mellem produktionssystemet og det omgivende miljø ofte er mere udflydende.

I forbindelse med kulstoflagring skal tidsgrænsen for, hvornår kulstof slipper ud til atmosfæren, fastsættes. Med andre ord, hvor lang tid kulstoffet skal opholde sig i jorden, før det bliver opfattet som bundet. Kulstof som udledes som CO₂ før denne tidsgrænse regnes for en emission, mens kulstof som udledes efter denne tidsgrænse ikke regnes for en emission.

Der findes ikke entydige retningslinjer for, hvilken tidsgrænse der skal anvendes. En uendelig eller meget lang tidshorisont vil reducere værdien af lagringen af CO₂ til ingenting. Vælges en kort tidshorisont, negligeres emissioner, der sker efter tidsgrænsen.

Der er meget få konkrete holdepunkter, som kan bruges til at vælge tidsgrænsen. Finnveden et al. (1999) pegede på, at i livscyklusvurderinger af affaldsdeponering, ville en tidshorisont på 100 år kun opfange måske 1/1000 af den reelle emission fra deponiet. Dette gælder dog for deponi af f.eks. metaller. Ved deponi af organiske materialer må det forventes, at en langt større andel af de samlede emissioner sker i løbet af de første 100 år. Canals et al. (2007) foreslår, at tidsperspektivet afspejler den tid, det tager et forstyrret system at nå en ny ligevægt. I forhold til de scenarier, der er analyseret i denne rapport, synes der ikke at være opnået nogen ny ligevægt inden for de første hundrede år (Figur 15). Müller-Wenk et al. (2010) angiver, at i livscyklusvurderinger, som indeholder analyse af ændret arealanvendelse, er et tidsperspektiv på 100 år for kort. Det anbefales at anvende 500 år. Fearnside et al. (2002) foreslår 100 år som passende tidshorisont, idet en lang horisont, f.eks. 1000 år, vil reducere den betydning, der tillægges tid. I konkrete studier af affaldshåndtering i Danmark foreslås en standardværdi på 100 år

(Christensen et al. 2007), eller der er regnet med forskellige horisonter i en sensitivitetanalyse (Hansen et al. 2006).

Forskellige drivhusgasser såsom CO₂, CH₄ og H₂O har forskellige opholdstider i atmosfæren. IPCC (2007) anvender derfor også tidsgrænser for at beregne, hvor meget disse drivhusgasser bidrager til den globale opvarmning relativt i forhold til CO₂. I denne forbindelse anvendes ofte en tidsgrænse på 100 år.

I forbindelse med Kyoto-protokollen, der på internationalt plan har forpligtiget de underskrivende lande til at begrænse deres drivhusgasemissioner til bestemte fastsatte mål, har Danmark valgt at tilslutte sig den såkaldte artikel 3.4, der omfatter kulstofoptag i eksisterende skov og optag i jorde som følge af ændret arealforvaltning (Gyldenkerne et al., 2007). Det betyder, at kulstoflagring som følge af f.eks. organisk affaldstilførsel kan bidrage til dette forpligtende nationale emissionsmål, og her anvendes der en tidsgrænse fra referenceåret 1990 til målperioden 2008-12, altså en tidsafgrænsning på 20 år.

Som det ses af ovenstående diskussion, er der ikke noget simpelt svar på, hvad der vil være en fornuftig tidsafgrænsning af systemet i forhold til CO₂-emissioner i forbindelse med livscyklusvurderinger. På baggrund af tidligere praksis anbefales, at en tidsgrænse på 100 år anvendes. Eventuelt kan der som en del af livscyklusvurderingen laves en sensitivitetanalyse, som belyser, hvor afgørende disse valg er for konklusionerne.

Det skal nævnes, at det er muligt at have en mere kompliceret tilgang til, hvordan der tages højde for tiden, hvor emissionerne forekommer. Traditionelt indeholder analyser baseret på livscyklusvurderinger ingen information om, hvornår emissionerne forekommer, så længe det forekommer inden for tidsafgrænsningen. Dette anses som en væsentlig begrænsning i livscyklusvurderinger (Reap et al. 2008, Levasseur et al. 2010). Kendall et al. (2009), O'Hare et al. (2009) og Levasseur et al. (2010) har udviklet forskellige tidskorrektionsfaktorer for drivhusgasudledninger, der baserer sig på Bern carbon cycle climate-modellen (Meehl et al. 2007).

Endelig skal der også tages stilling til, om det er andelen af kulstoflagring som opnås efter en enkelt tilførsel eller efter en kontinuert årlig tildeling af affald gennem hele perioden, der skal bruges til at beregne, hvor meget kulstof der vil være lagret efter denne tidsgrænse. Dette valg er på mange måder lige så arbitrært og i øvrigt tæt forbundet med valget af tidsgrænse. Det vil dog sjældent være sådan, at der kun tilføres organisk materiale en enkelt gang på 100 år, da tilførslen er udtryk for, at den pågældende organiske ressource produceres vedvarende og er til rådighed i det pågældende geografiske område. Som eksempel genereres f.eks. haveaffald jo fortløbende, og husdyrgødningstilførsler stopper også kun, hvis husdyrproduktionen ophører. Andelen af kulstof, som er lagret i jorden efter en kontinuert tildeling i 100 år, tager endvidere hele nedbrydningsforløbet med i beregningerne, og det anbefales derfor at anvende disse værdier.

5.2 Effekten af kulstofbinding på udbytter

Ud fra litteraturen og analysen af data fra de danske forsøg (afsnit 2 og 3) kan vi konkludere, at de positive effekter af lagret organisk materiale i jord på

udbyttepotentialer og kvælstofoptagelseeffektivitet, som der er observeret i nogle studier, ikke er konsistente nok og ikke med sikkerhed kan siges at være en effekt af organisk materiale. Desuden kunne disse effekter ikke vises under danske forhold ved data fra Landsforsøgene.

Indtil en mere komplet forståelse af effekterne af organisk materiale i jord på udbytterne af afgrøder foreligger, vil vi på denne baggrund anbefale, at der i opgørelsen af værdien af kulstoflagring i jord under danske forhold ikke regnes med nogen effekt på de potentielle udbytter i livscyklusvurderinger.

5.3 Sparet energi ved jordbearbejdning

Som det er blevet gennemgået i afsnit 2, har der været fremsat hypoteser om forskellige positive effekter af organisk materiale, både med hensyn til at gøre planterne mere modstandsdygtige over for sygdomsangreb og reducere udslippet af lattergas. Disse effekter er imidlertid i forskningslitteraturen indtil nu fundet for inkonsistente til, at de kan indgå i livscyklusvurderinger. Det er sandsynligt, at organisk materiale kan have positive effekter i forhold til jordens porøsitet og afdræningsevne, samt at det kan øge modstandsevnen mod jordpakning og erosion, men disse effekter er endnu fundet for svære at opgøre i forhold til afgrødeudbytter eller andre gavnlige effekter.

Derimod er der tydeligvis en effekt af organisk materiale på jordens bearbejdningsmodstand, som kan resultere i op til 20 % brændstofbesparelse. Dette vil især gøre sig gældende i forbindelse med pløjning, harvning og såning, hvorimod det i forbindelse med mange andre former for markoperationer ikke vil have nogen effekt.

Tabel 9 Diesel forbrug ved forskellige jordbehandlinger i en lerblandet sandjord (Dalsgaard et al. 2002). Disse data stemmer meget godt overens med data, som er anført i Bailey et al. (2003).

Jordbehandling	Dieselforbrug ved forskellige jordbehandling-er L ha ⁻¹
Pløjning (21 cm), forår	20,0
Pløjning (21 cm), efterår	23,0
Pløjning (16 cm), efterår	16,0
Jordpakning	2,0
Såbedsharvning, let	4,0
Såbedsharvning, tung	6,0
Tromling	2,0
Såning	3,0
Stubharvning	7,0
Ukrudtsharvning	2,0
Radrensning	3,0

For at estimere reduktionen i dieselforbruget forårsaget af tilførsel af organisk affald i forbindelse med livscyklusanalyser foreslår vi følgende fremgangsmåde, som er baseret på ligning (1) fra afsnit 2. Først estimeres dieselforbruget ved en jordbearbejdning, hvis der ikke er tilført affald ved hjælp af følgende ligning:

$$D = D_s \frac{S}{S_s} \quad (2)$$

hvor D er dieselforbruget, S er trækraftbehovet, D_s er dieselforbruget ved standardbetingelser, og S_s er trækraftbehovet ved standardbetingelser. I Tabel 9 er anført anslåede dieselforbrug ved forskellige jordbehandlinger i en sandblandet lerjord. Disse kan bruges som værdier for dieselforbruget ved forskellige jordbehandlinger ved standardbetingelser, D_s , S_s kan udregnes ved hjælp af (1) med standardbetingelser, som er en jord med 12 % ler og et indhold af organisk kulstof på 1,5 %, det vil sige $S_s = 24,5 + 2,56 \cdot 12\% - 6,41 \cdot 1,5C\% = 45,6$ kPa. S kan for den aktuelle jord udregnes med samme ligning ved hjælp af jordens ler- og kulstofindhold.

Endelig kan dieselforbruget efter en 100-årig periode med tilførsel af organisk affald udregnes ved hjælp af (2), hvor det aktuelle indhold kulstof i jorden, som tilføres som affald, beregnes som det aktuelle indhold uden tilførsel af affald, plus den tilførte mængde af organisk kulstof over de 100 år, gange andelen, som antages at være lagret og som kan findes i Tabel 8.

Denne ligning vil føre til reduktioner på under 20 %, procentuelt lidt mere på sandjorde end på mere lerede jorde. Man skal dog være opmærksom på, at ligningen er udviklet på jorde med et lerindhold på 18-38 %, og den kan således være usikker at anvende på sandede jorde.

Som eksempler på anvendelse af (2) gennemregner vi et eksempel med gennemsnitstal for Østjylland og et for Sjælland svarende til de scenarier, der er anvendt i afsnit 4. Ved normal jordbearbejdningspraksis og sædskifter som i Tabel 6, vil der de fleste år indgå én stubharvning, én pløjning (75 % efterårs-, 25 % forårspløjning), en jordpakning (efterår) eller to lette såbedsharvninger, én såning. Derudover indgår også en tromling, som ikke antages at blive påvirket af organisk stofindhold. I Tabel 10 er der opsat realistiske værdier for organisk kulstofindhold, lerindhold og jordens densitet for de to områder, og beregnet reduceret dieselforbrug ved tilførsel af slam.

Tabel 10 Eksempler på til udregning af reduktion i diesel forbruget ved jordbearbejdningspraksis efter udbringning af 5 t spildevandsslam pr. år i 100 år i Østjylland og Sjælland.

	Østjylland	Sjælland
Organisk C i jord (%)	1,59	1,42
Lerindhold (%)	6,8	12,4
Densitet af jord (g cm^{-3})	1,44	1,53
Trækraftbehov ved pløjning, Ligning (1), kPa	31,7	47,1
Dieselforbrug samlet, Ligning (2), $\text{L ha}^{-1} \text{år}^{-1}$	24,9	37,0
C indhold jorden, t ha^{-1}	45,8	43,4
Andel C i slam bundet, Tabel 8 (%)	37	38
C fra slam bundet i jorden, t ha^{-1}	10,4	10,7
Nyt C indhold i jorden	56,3	54,2
Nyt indhold af organisk kulstof (%)	1,95	1,77
Nyt trækraftbehov ved pløjning, kPa	29,4	44,9
Nyt samlet dieselforbrug, $\text{L ha}^{-1} \text{år}^{-1}$	23,0	35,2
Reduktion i Dieselforbrug, %	7,3	4,8

Med de repræsentative data vi har valgt for de to områder bliver trækraftbehovet ved en pløjning 31,7 kPa for Østjylland og 47,1 kPa for

Sjælland (Ligning (1)). Standard-dieselforbruget pr. år kan udregnes ud fra Tabel 9 med stubharvning + pløjning (75 % efterår 25 % forår) + jordpakning (vintersæd) + to lette såbedsharvninger (vårsæd) + såning = $7 + 23 \cdot 75\% + 20 \cdot 25\% + 2 \cdot 75\% + 2 \cdot 4 \cdot 1/4 + 3 = 35,8 \text{ L ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Anvendes dette til at skalere dieselforbruget ved den samlede jordbearbejdning, bliver det knap $25 \text{ L ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ for Østjylland og $37,0 \text{ L ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ for Sjælland.

Ved hjælp af det organiske C-indhold, jordens densitet, kan mængden af C i jorden (0-20 cm) beregnes til $45,8 \text{ t ha}^{-1}$ for Østjylland og $43,5 \text{ t ha}^{-1}$ for Sjælland. Hvis der ændres i praksis, således at der tilføres 5 t spildevandsslam pr. år i 100 år, vil der være tilført i alt 500 t ha^{-1} . Med et tørstofindhold på 14,1 % og et C-indhold heri på 40 % (Tabel 7) giver det i alt en tilførsel af kulstof på $28,2 \text{ t ha}^{-1}$. Hvis der efter de 100 år er bundet 37 % for Østjylland og 38 % for Sjælland (Tabel 8), vil der i alt være bundet $10,4 \text{ t ha}^{-1}$ og $10,7 \text{ t ha}^{-1}$, og det vil derfor have hævet indholdet af organisk C i jorden til $56,3 \text{ t ha}^{-1}$ og $54,2 \text{ t ha}^{-1}$ eller 1,95 og 1,77 %. Indsættes dette i (1), fås et trækraftbehov ved pløjning af jorden på 29,4 kPa for Østjylland og 44,9 kPa for Sjælland, som så ved hjælp af (2) kan bruges til at beregne det samlede årlige dieselforbrug til 23,1 og $35,2 \text{ L ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. I Østjylland er dieselforbruget altså reduceret med 7,3 %, som en konsekvens af tilførslen af slam. Tilsvarende for Sjælland er dieselforbruget reduceret med 4,8 %, som en konsekvens af tilførslen af slam.

De anførte dieselforbrug vil naturligvis påvirkes af jordbearbejdningspraksis og sædskifter – det vi har anført vil være traditionel, almen praksis i konventionel landbrugsmæssig dyrkning, som scenarierne i afsnit 4. I økologiske sædskifter vil det ofte være påkrævet med flere jordbearbejdnings, f.eks. i form af et antal radrensninger eller overfladiske ukrudtsharvninger (se Tabel 9 for dieselforbrug til dette). På kvægbrug (uanset om de er økologiske eller ej) vil der til gengæld typisk være flerårige græsmarker, som ikke kræver jordbearbejdning. Endelig er der også et stigende antal planteavlbrug, der praktiserer forskellige grader af reduceret jordbearbejdning, hvor især pløjning undgås, hvilket reducerer dieselforbruget drastisk, eftersom pløjning er den mest energikrævende operation.

5.4 Effekter af organisk affaldstilførsler som ikke relaterer til kulstofbinding

I denne rapport er det forsøgt at opgøre værdien af kulstoflagring i jord, som er forårsaget af tilførsel af organisk affald. Der er imidlertid en lang række andre effekter, både fordele og ulemper ved tilførsel af organisk affald til jord, som ikke er belyst, og som bør inddrages i livscyklusvurderinger.

Organisk affald indeholder næringsstoffer, som i forskelligt omfang kan blive plantetilgængelige og stimulere plantevækst og højere udbytter. I den udstrækning, det sker, skal denne effekt selvfølgelig inkluderes i en livscyklusvurdering. De tilførte næringsstoffer kan også erstatte handelsgødning i en vis udstrækning. Da produktionen af handelsgødning er energikrævende og anvender ikke fornybare ressourcer, er dette en stor fordel. På den anden side er tilførslen af næringsstoffer i såvel handelsgødning som organisk affald også forbundet med en lang række problematiske emissioner, såsom lattergasudslip, nitratudvaskning og fosfortab. Derfor bør disse såvel

positive som negative effekter og substitutioner af næringsstofferne i organisk affald medtages i livscyklusvurderinger.

Det er også vigtigt at nævne, at organiske materialer fra affald også kan anvendes til substitution af tørv og spagnum i jordforbedringsmidler eller vækstmedier anvendt uden for jordbruget (Kranert et al., 2010; Carlsbæk, 2010) Her sker der ikke kun substitution af næringsstoffer, men også substitution af kulstof bundet i tørv eller spagnum, der ved udvinding og anvendelse ellers gradvist ville blive frigivet. Denne sidstnævnte substitution giver ofte langt større samlede miljømæssige gevinster end substitution af næringsstoffer og kulstoflagring i jorden (Boldrin et al. 2010).

Endelig bør andre afledte effekter, ikke mindst på udledningen af andre drivhusgasser, såsom metan (især under mere vandmættede forhold) og lattergas, også medregnes i en livscyklusvurdering. Powlson et al. (2011a, b) har sammendraget og diskuteret en lang række studier af kulstoflagring og emissioner af andre drivhusgasser, og ofte er øget input af organisk affald forbundet med en øget emission af lattergas eller metan, nogle gange mere end ved tilsvarende mængde handelsgødning. Det er derfor vigtigt, at også disse effekter indregnes i livscyklusvurderinger.

6 Værdien af kulstofbinding ved tilførsel af organisk affald til dyrkede jorder

6.1 Drivhusgasemissioner og klimaændringer

Temperaturmålinger over de seneste mere end 150 år viser en klar tendens til, at den globale gennemsnitstemperatur ved jordoverfladen er stigende. I videnskabelige kredse er der bred enighed om, at temperaturændringerne delvis skyldes menneskelig aktivitet, omend det debatteres, hvor stor andel menneskelig aktivitet har. Følgende introduktion til klimaændringer og drivhusgasemissioner baserer sig primært på IPCC's fjerde vurderingsrapport (2007). Udledningen af drivhusgasser (CO_2 , CH_4 , N_2O og halogenerede carbonhydrider) anses for at være den primære årsag til de observerede temperaturændringer. Menneskelig aktivitet har også modsatrettede effekter, f.eks i forbindelse med emissioner af aerosoler og ændringer af jordoverfladens refleksion, lige såvel som at naturlige ændringer i solindstrålingen påvirker jordens energiregnskab. Den samlede effekt på energibalancen vurderes at være $+ 1,6 \text{ Wm}^{-2}$ (2005 i forhold til 1750), hvoraf drivhusgasemissioner menes at påvirke den globale energibalance med $+ 2,3 \text{ Wm}^{-2}$.

Emissioner af CO_2 er generelt steget i løbet af de seneste 10.000 år, men særligt siden 1750 er stigningstaksten øget signifikant som følge af den industrielle udvikling. Nogenlunde tilsvarende udvikling ses for øvrige drivhusgasser.

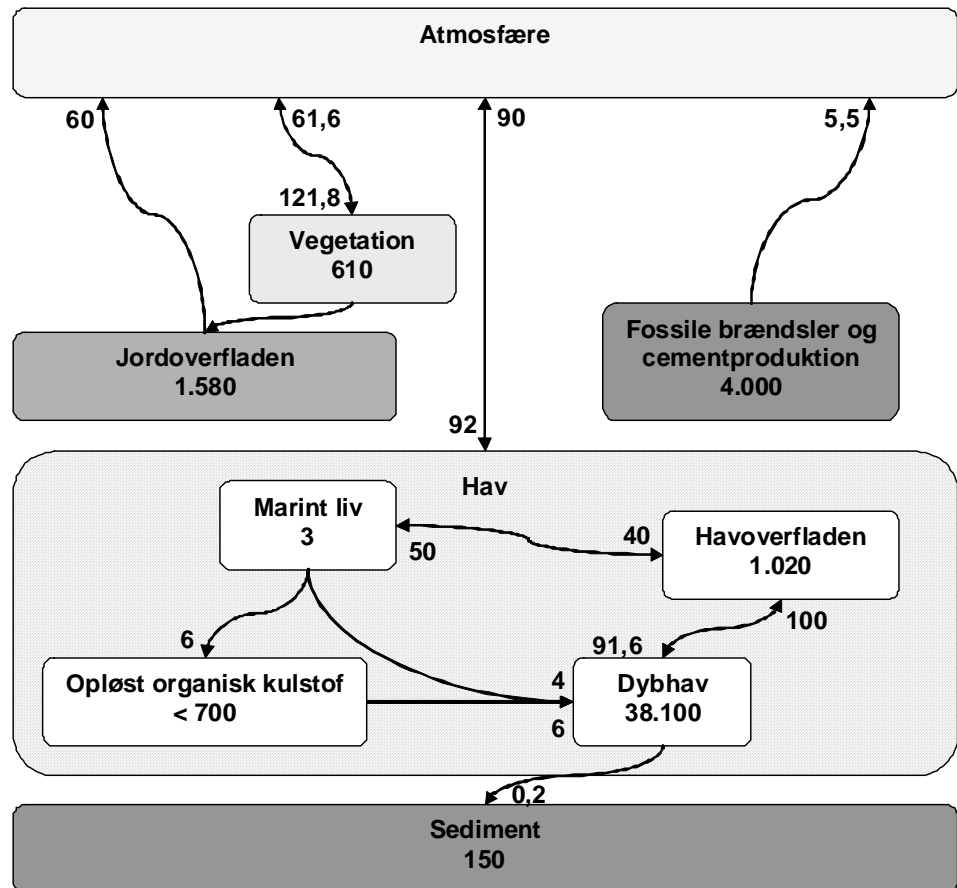
Global opvarmning vil påvirke mennesker og natur på mange måder. Nogle effekter vil blive anset som positive, som øgede høstudbytter i visse egne, mens andre må anses som negative. Påvirkningerne vil være geografisk ujævnt fordelt med en tendens til, at de største negative ændringer vil ske i de mindst udviklede dele af verden (Stern 2006).

6.2 Effekter af udbringning af organisk affald på landbrugsjord på den samlede C-balance.

Det globale kulstofkredsløb består af vekselvirkninger mellem en række reservoirer: atmosfære, hav, biomasse, jordoverflade, fossilt materiale og grundfjeld. Kulstoffet findes i mange forskellige former med forskellige egenskaber i forhold til klimaændringer (Figur 16).

I forbindelse med værdisætning af udbringning af organisk materiale/affald på landbrugsjord kan en simplificeret kulstofbalancemodel anvendes, som omfatter vekselvirkninger mellem kulstofreservoirer, som er direkte påvirket af anvendelsen af organisk materiale. Det fulde kredsløb indgår i de anerkendte modeller for estimation af de marginale samfundsøkonomiske omkostninger

ved emission af kulstof (SCC), og bliver således ikke negligeret ved at anvende en reduceret model.



Figur 16. Den globale kulstofcyklus med vekselvirkninger mellem forskellige reservoirer. Tal i bokse angiver reservoirer i Gton kulstof. Tal ved pile angiver strømme i Gton kulstof per år. (Baseret på NASA, Earth Observatory 2010).

Til brug for værdisætning af kulstoflagring i landbrugsjord bør man inddrage følgende vekselvirkninger:

Vekselvirkning mellem biomasseproduktion og atmosfærens indhold af C: Hvis ikke der er andre begrænsende faktorer som f.eks. tørke eller næringsstofmangel vil øget indhold af CO_2 i atmosfæren medføre øget biomassetilvækst. Som modsatrettet effekt vil øget biomassetilvækst medføre øget binding af atmosfærisk CO_2 . Særligt ved analyser over længere tidsperspektiver, hvor atmosfærens indhold af CO_2 forventes at stige, vil det være relevant at inddrage denne vekselvirkning.

Vekselvirkning mellem atmosfære og jord: Omsætningen af kulstof i jord og dermed emission af CO_2 fra jord til atmosfære kan afhænge af indholdet af CO_2 i atmosfæren. Også her er det særligt ved analyser over lange tidsperspektiver, at ligevægten mellem jord og atmosfære kan forrykkes pga. forventet højere indhold af CO_2 i atmosfæren.

Vekselvirkning mellem atmosfære og undergrund: Denne vekselvirkning relater sig særligt til anvendelsen af fossile ressourcer. Hvis undergrundens reservoir af kulstof mindskes pga. udvinding af fossile brændsler og materialer, vil

atmosfærens indhold øges. Hvor stor øgningen vil blive afhænger af, hvad det fossile kulstof anvendes til. Der kan opnås en midlertidig reservoireffekt, hvis det fossile materiale anvendes til langtidsholdbare materialer, f.eks. plastic i møbler eller biler. Bruges det fossile materiale i energisektoren, vil øgningen af kulstof i atmosfæren modsvare reduktionen af kulstof i undergrunden.

Emissionen af kulstof til landbrugsjord relaterer sig i denne sammenhæng direkte til mængden af organisk materiale udbragt på landbrugsjord. I analyserne beskrevet ovenfor er der antaget en konstant emission på 387 kg/ha/år.

Vekselvirkningen mellem jordens indhold af C og produktionen af biomasse. Med baggrund i denne rapporters litteraturstudium og analyse af data fra Landsforsøgene må denne effekt som udgangspunkt negligeres. Vekselvirkningen vil dog være væsentlig at inddrage, efterhånden som der opnås bedre forståelse for sammenhængen mellem jordens kulstofindhold og landbrugsmæssigt udbytte.

Der er ingen direkte vekselvirkning mellem kulstofreservoirerne i undergrund og biomasse. Ikke desto mindre er der en væsentlig sammenhæng, der skal inddrages ved værdisætning af kulstoflagring i landbrugsjord. Sammenhængen relaterer til alternative anvendelser af biomasse. Hvis biomasse udbringes på landbrugsjord med henblik på at øge kulstoflagring, afskærer man sig samtidig fra at anvende biomassen til alternative formål. Hvis en alternativ anvendelse af biomasse er i energisektoren, vil øget udbringning af biomasse på landbrugsjord og dermed øget lagring af kulstof i jorden normalt medføre øget ekstraktion af fossilt materiale til energi og dermed mindsket reservoir af kulstof i undergrunden. Umiddelbare anvendelser af de her undersøgte biomassefraktioner alternativt til udbringning på landbrugsjord er: a) have- og parkaffald til energiproduktion eller til udbringning i private haver; b) bioforgasset spildevandsslam til energiproduktion; c) husholdningsaffald til energiproduktion. d) Bioforgasset husholdningsaffald synes ikke at have alternative anvendelser end udbringning på landbrugsjord pga. det meget høje indhold af vand.

Udbringes organisk materiale på landbrugsjord, må det således i de fleste tilfælde antages at indvirke marginalt på energisektoren. På grund af regulering af affaldsforbrændingsområdet og tekniske begrænsninger i at omstille fra et brændsel til et andet kan det lokalt have stor betydning at omdirigere organisk materiale fra energiproduktion til udbringning på landbrugsjord.

6.3 Den samfundsøkonomiske omkostning (SCC) ved emission af kulstof

Den økonomiske litteratur har udviklet og anvender en ganske skarp og relativt enkel definition af de samfundsøkonomiske omkostninger ved emission af kulstof (Fankhauser 1996; Fankhauser et al 1997; Hope 2003; Stern et al 2006). Den engelske term er 'Social Cost of Carbon emissions' (SCC), og den samfundsøkonomiske definition er, at SCC er den samfundsøkonomiske omkostning ved en marginal forøgelse af kulstofemissioner på et givet tidspunkt, og den opgøres som nutidsværdien af

de effekter, som sådan en marginal forøgelse vil have over den relevante tidshorisont og den relevante geografiske udstrækning.

Selvom definitionen kan synes enkel, så er opgørelsen absolut ikke enkel, og derfor er litteraturen om emnet også domineret af en relativt lille gruppe højt specialiserede forskermiljøer med kapacitet til at gennemføre sådanne opgørelser i komplicerede modeller, der kombinerer klimasimuleringsmodeller med samfundsøkonomiske modeller for centrale lande og samtlige verdens regioner (Nordhaus 1991; Tol 1997, 2005; Watkiss et al 2005).

Komplikationen ligger blandt andet i:

1. at effekten af et marginalt øget udslip af kulstofemissioner i dag vil afhænge af, hvordan balancen mellem kulstof i atmosfæren og i de andre forskellige kulstofpuljer påvirkes,
2. at klimaforandringerne og effekterne deraf kun langsomt påvirkes af de konkrete ændringer i den samlede mængde af klimagasser i atmosfæren over tid, og derfor vil SCC afhænge af, hvilken tidsperiode en marginal stigning i emissioner finder sted,
3. at enhver beregning af en marginal effekt derfor også må foretages på baggrund af antagelser om de overordnede udslips størrelse over tid,
4. at effekterne af lokale udslip mærkes globalt, og dermed skal beregningerne tage stilling til sammenvejning af effekter for mennesker over hele verden,
5. at effekter af udslip nu først med forsinkelse manifesteres over ganske lange tidshorisonter, og dermed skal der tages stilling til, hvordan effekter for fremtidige generationer sammenholdes med effekter for nuværende generationer.

De anerkendte modeller, som fx PAGE og FUND (se fx Watkiss 2005; Tol 1997, 2005), der anvendes til beregning af SCC, indarbejder i den ene eller den anden form en stillingtagen til alle disse elementer i beregningerne. Derfor er disse beregninger og tilgange i dag blandt de bedst tilgængelige og anvendelige, også når der skal laves vurderinger af konkrete projekter, initiativer og/eller politiske tiltag. Modellerne har selvsagt betydelige begrænsninger i forhold til mulige faktiske effekter, og dertil kommer, at anvendelsen af modellerne, som det er blevet standard i klimaeffekt-litteraturen, bygger på en række etiske og teoretiske overvejelser og antagelser, der af nogen kan opfattes som kontroversielle. I dette afsnit og i rapporten som helhed vil vi fokusere på denne hovedlinje i litteraturen, idet næste afsnit kort opridses nogle af de mere væsentlige begrænsninger i modellerne, som de er understreget i litteraturen, samt nogle centrale aspekter af de aktuelle diskussioner om centrale etiske og teoretiske antagelser.

Da denne rapport har som fokus at kunne anviser en vej til konkrete vurderinger af initiativer (om organisk affald) i Danmark, så bygger følgende på en forsimplet fremstilling af Anthoff et al (2009a). Vi finder det centralt at formidle en forståelse for denne litteraturs metode og fundament, inden resultaterne i form af SCC-mål anvendes i cost-benefit-analyser som dem der skitseres i denne rapport.

6.3.1 Udledning af målet for SCC

Udgangspunktet for SCC er nytteteoretisk. Det vil sige, at omkostningen ved marginalt øgede emissioner opgøres som de aggregerede monetariserede nytteændringer for alle relevante individer, der er en følge af emissionsforøgelsen. I dette underafsnit gennemgås kort for den mere teknisk interesserede læser, hvordan litteraturen argumenterer sig fra det nytteteoretiske fundament og til monetære mål for SCC, der er anvendelige i fx cost-benefit-analyser. Der er tale om relativt komplicerede udledninger. Derfor gives der i det følgende afsnit nogle mere enkle illustrationer og intuitive forklaringer på de helt centrale dele af modelapparatet. Disse centrale dele er anvendelsen af dels nyttevægtning, dvs. det at indkomsttab for fattige mennesker tillægges en anden værdi i SCC end tilsvarende absolutte tab for rigere mennesker, og dels anvendelsen af diskontering. De er centrale, fordi de har afgørende betydning for størrelsen af SCC og for fordelingen af omkostninger mellem rige og fattige i samme generation og mellem generationer.

Udledningen af SCC tager udgangspunkt i, at nytte er en funktion af forbrug (og dermed indkomst). Der antages en iso-elastisk nyttefunktion med elasticitetsparameter, ε . Den samlede nytte eller velfærd, W , over tidsperioden fra $t = 0$ til T for et givet forbrugsspor er således:

$$W = \sum_{t=0}^T \sum_{i=0}^{N(t)} U[C(t, i; E)](1 + \rho)^{-t} = \sum_{t=0}^T \sum_{i=0}^{N(t)} \frac{C(t, i; E)^{1-\varepsilon}}{1-\varepsilon} (1 + \rho)^{-t} . \quad (3)$$

Her er U nytten for det enkelte individ i af dette individs forbrug C på tidspunktet t givet et emissionsspor E over tid. Der aggregeres over det samlede antal individer N til tiden t (i regionale modeller typisk populationer i lande eller regioner). Den rene tidspræference ρ anvendes her til at diskontere alle nyttestrømme til tidspunktet $t = 0$. Sker der ændringer i fx E , således at forbrugsmuligheder påvirkes marginalt for individ i på et tidspunkt t , så vil den marginale effekt på den samlede velfærd være:

$$\frac{\partial W}{\partial C(t, i; E)} = C(t, i; E)^{-\varepsilon} (1 + \rho)^{-t} \quad (4)$$

For et givet emissionsspor E vil en marginalt forøget emission på tidspunktet $t = 0$ føre til effekter langt ind i perioden $[0; T]$, fordi det er den akkumulerede mængde emissioner, der har betydning for klimaforandringerne, og fordi klimasystemet kun langsomt reagerer på ændringer i kuldioxidkoncentrationen. Anthoff et al (2009a) definerer den skade, D , som en marginal forøgelse af emissionerne ved $t = 0$ vil have for individ i over fremtidige $t > 0$ som:

$$D(t, i; 0) = \frac{\partial C(t, i; E)}{\partial E(0)} . \quad (5)$$

Det vil sige, at skaden måles som ændringer i forbrugsmuligheder (målt i monetære enheder pr emissionsenhed) for det enkelte individ som følge af en ændring i emissionssporet, E , på tidspunktet 0. Fra et nytteteoretisk synspunkt findes det marginale velfærdsmæssige tab, V , ved en marginal forøgelse af emissionerne for $t = 0$ ved at multiplicere den marginale ændring i forbrug ved ethvert tidspunkt t for de enkelte individer, i , givet ved D i (4) med den marginale nytteeffekt, sådan en ændring i forbrug vil medføre, givet ved (5). Altså:

$$V(0) = \sum_{t=0}^T \sum_{i=0}^{N(t)} D(t, i; 0) C(t, i; E)^{-\varepsilon} (1 + \rho)^{-t}. \quad (6)$$

Der er i praksis ingen viden om, hvordan enkeltindivider påvirkes over rum og tid, og derfor arbejder de fleste studier på lande eller regionalt niveau. Omskriver vi (6) til at betragte de samlede forbrugstab per emissionsenhed, D_N , i et land i på tidspunktet t og marginalnyttens af forbrug opgjort ved landets per capita forbrug, \bar{C}_N , så får vi på tværs af M lande:

$$V_N(0) = \sum_{t=0}^T \sum_{i=0}^M D_N(t, i; 0) \bar{C}_N(t, i; E)^{-\varepsilon} (1 + \rho)^{-t} \quad (7)$$

Bemærk, at enheden på V er nytteenheder pr. emissionsforøgelse ved $t = 0$. For at komme til et monetært mål for det samfundsøkonomiske tab normaliseres (7) rutinemæssigt med et mål for samfundsmæssige marginalnytte af forbrug relevant for den anvendelse man ønsker af sine resultater. Det er almindelig brugt i globalt orienterede analyser at anvende et mål for denne marginalnytte, der afspejler det globale eller regionale gennemsnitsforbrug (Tol 1999; Watkiss et al 2005). En af de centrale pointer i Anthoff et al (2009a) er imidlertid, at ønsker man at anvende mål for SCC i fx cost-benefit-analyser af tiltag, der skal reducere emissioner i et land x , så skal (6) normaliseres med relevante mål for marginalnyttens i land x ved $t = 0$. Det indebærer nemlig, at SCC opnår samme nyttemæssige fundament som de omkostninger, man i land x på tidspunktet $t = 0$ vil sammenholde med værdien af reducerede emissioner. Normaliseres således med land x 's marginalnytte af forbrug opgjort ved per capita-forbruget, får vi et SCC-mål skaleret til brug for land x , idet vi bruger (4) og ignorerer E :

$$\begin{aligned} SCC_N^x(0) &= \frac{1}{\partial W / \partial \bar{C}_N(0, x)} \sum_{t=0}^T \sum_{i=0}^M D_N(t, i; 0) \bar{C}_N(t, i; E)^{-\varepsilon} (1 + \rho)^{-t} \\ &= \sum_{t=0}^T \sum_{i=0}^M D_N(t, i; 0) \left(\frac{\bar{C}_N(0, x)}{\bar{C}_N(t, i; E)} \right)^{-\varepsilon} (1 + \rho)^{-t} \end{aligned} \quad (8)$$

Her opnås altså et omkostningsmål i monetære enheder, der opgør de samfundsøkonomiske omkostninger af marginalt forøgede emissioner ved tidspunktet $t = 0$. Målet tager hensyn til, at disse omkostninger falder fordelt over tid og derfor skaleres med den relevante tidspræference. Dette er den sidste faktor i (8). Målet tager også hensyn til, at omkostningerne på ethvert tidspunkt rammer befolkningsgrupper på vidt forskellige indkomst- og dermed forbrugsniveauer. Det er klart, at et tab på et givet monetært beløb vil opleves langt kraftigere for en befolkning med en indkomst og et forbrug tæt på eksistensminimum end for en befolkning i bekvem afstand af dette. Antager man, at beslutningstagere i alle lande tillægger omkostninger for borgere i andre lande samme betydning som borgere i egne lande, så er (8) et korrekt mål for SCC. Mens denne antagelse kan virke moralsk eller etisk rimelig, så er den omdiskuteret (Anthoff and Tol 2010). Endelig tager målet også hensyn til fordelingen mellem generationer, idet den fremtidige vækst i gennemsnitsindkomster eksplicit inddrages. Dermed vil tab for fremtidige rigere (fattigere) generationer få tillagt en mindre (større) nyttevægtning. Som Anthoff et al (2009a) også fremhæver, er den implicite vækstkorrigerede diskontering i (8) af fremtidige tab eller gevinster $D_N(t, i)$ givet ved $(1 + \rho + \varepsilon g_t)^{-t}$. Dette er den velkendte betingelse for optimal allokering af forbrug over tid (Ramsey 1928).

Opgørelser på landeniveau af aktuelle gennemsnitlige forbrugsmål findes i form af per capita indkomstmål. De eksisterende modeller for klimaeffekter på samfundsøkonomien beregner både disse indkomstmål over tid samt de regionale eller nationale forventede monetære tab D over tid. Dette er ikke ukompliceret og klart behæftet med betydelig usikkerhed. Tilbage står imidlertid også fastlæggelsen af de to centrale parametre ρ og ε . I litteraturen er der betydelig diskussion om disse parametres empiriske størrelse. For så vidt den rene tidspræference, ρ , argumenteres der fra visse økonomers og filosofers side for en værdi meget tæt på 0 % (fx Stern et al 2006; Stern and Taylor 2007), mens andre økonomer argumenterer for værdier tættere på 3 %, baseret på observation af pengemarkederne (fx Nordhaus 1991, 2007). Anvendelsen af værdier omkring 1 % er almindelige. Det empiriske grundlag for at ansætte en generel nyttefunktionsform, og dermed en værdi for ε , er ligeledes ikke entydigt eller perfekt. En værdi på $\varepsilon = 0$ modsvarer en helt lineær nyttefunktion og har flere konsekvenser. Det vil indebære risikoneutralitet og i denne sammenhæng nok så vigtigt, at et indkomsttab på 100 kr. for en af verdens fattigste vil vægtes lige så tungt som et tab på 100 kr. for en af verdens rigeste. Baseret på et review af litteraturen og den empiriske evidens foreslår Pearce (2003), at man anvender værdier for ε i intervallet 0,5 – 1,2, svarende til en moderat ulighedsaversion i denne sammenhæng. Bemærk, at denne parameter også har en indirekte effekt på fordelingen mellem generationer i modellen, såfremt de forventes rigere eller fattigere end de nuværende.

6.3.2 Illustrative eksempler på effekterne af tidspræference og nyttevægtning på SCC

Effekterne af diskontering med rentesatser eller tidspræferencer som ρ er velkendte i økonomiske cost-benefit-analyser. Jo højere rente eller tidspræference, jo mindre vægter effekter, der falder ude i fremtiden. Da effekterne af øgede emissioner nu først manifesterer sig med nogen til betydelig forsinkelse, og da de tidligste effekter kan være positive i nogle regioner, mens negative effekter i nogle tilfælde først udmøntes senere, er det et helt dominerende billede i litteraturen, at SCC falder kraftigt med voksende tidspræference ρ . Anthoff et al (2009a) viser, at sætter man $\rho = 3\%$ i beregninger, hvor der trods klimaforandringer ventes nogen til betydelig vækst i indkomsten særligt i verdens fattigere lande, så kan man få SCC-estimerer meget tæt på 0. Kombineres dette med nyttevægtning, bliver SCC endda ofte negativ, fordi de fremtidige generationer, der bærer de største absolutte tab, også antages at være betydeligt rigere.

Effekterne af nyttevægtningen er således en kompleks størrelse. Samtidig er den ikke anvendt i de typiske cost-benefit-analyser, der oftest alene involverer omkostninger og gevinster inden for en population på omtrent samme velfærdsstade. Derfor vises i Tabel 11 og Tabel 12 nedenfor nogle illustrative forsimplerede beregninger af, hvordan nyttevægtning vil virke i beregning af de samlede omkostninger. I Tabel 11 betragter vi en verden med to lande A og B. Det ene land er rigt og har en gennemsnitlig per capita indkomst på 250.000 kr. Det andet er noget fattigere og har en gennemsnitlig per capita indkomst på 50.000 kr. Udsættes A og B for tab, der er lige store relativt til indkomsten, her 1 %, så vil SCC i de enkelte lande afhænge af, hvilken vægt de tillægger indkomsttab i andre lande. SCC er beregnet ved brug af (8) for blot én periode. Vi ser, at uden vægtning er SCC summen af de marginale

indkomsttab for begge lande. Når der anvendes nyttevægtning, ændrer dette sig meget. I begge lande tillægges omkostningerne i det fattige land en større nyttevægt end omkostningerne i det rige land. I tilgift normaliseres i land A nyttetabene med en lavere marginalnytte af indkomst, end tilfældet er i det fattige land B. Effekten er, at den relevante SCC, som land A skal sammenligne med, fx omkostninger ved emissionsreducerende tiltag, er endda betydeligt større, end den relevante SCC for det fattige land B. Jo større ε , jo større bliver dette gab. Effekten af denne tilgang er også, at man i land A kan gennemføre CO₂-besparende tiltag med en betydeligt højere lokal omkostning, end man kan i land B. Dertil skal dog siges, at alternativomkostningerne i land B for et givet tiltag stadig kan være betydeligt lavere end i land A. Den slags forskelle ansporer til internationale kompensationsmekanismer som JI, CDM og REDD+.

I mange analyser i litteraturen anvendes såkaldte globale estimater, hvor nyttevægtningen er foretaget med vægtede globale eller regionale per capita indkomster. Effekten af dette er vist i nederste række. Denne form for estimater er altså i princippet ikke uden videre anvendelige til cost-benefit-analyser i lokale beslutninger.

Tabel 11. Et simpelt eksempel på effekten af nyttevægtning på den relevante SCC med to lande i verden med samme populationsstørrelse

Land	Per capita indkomst	Indkomsttab	SCC for varierende ε		
			$\varepsilon = 0$	$\varepsilon = 0,5$	$\varepsilon = 1,2$
Land A	250.000	2.500	3.000	3.618	5.949
Land B	50.000	500	3.000	1.618	862
Global	150.000		3.000	2.803	3.223

Tilsvarende har nyttevægtning en betydelig effekt på, hvor meget et absolut tab vægtes i SCC på tværs af generationer, hvis der i beregningerne antages en real vækst i per capita indkomster. I Tabel 12 illustreres, med hvilken vægt aktuelle og fremtidige absolutte tab oplevet af næste generation (om 30 år) og svarende til 1 % af indkomst vægtes i en beregning af SCC for udslip ved tiden $t = 0$. Der er anvendt en tidspræference $\rho = 1\%$, og der er anvendt forsigtige vækstrater på 0, 0,5, 1 og 2 %.

Vi ser, at uden nyttevægtning ($\varepsilon = 0$) vil en kroners indkomsttab oplevet om 30 år alene på grund af tidspræferencen kun vægte med 74 % af en kroners tab i dag. Tages der videre hensyn til, at vækst vil gøre fremtidige generationer rigere, så vil vi tillægge en kroners tab om 30 år en endnu lavere vægt, relativt til en kroners tab i dag – helt ned 36 % af en kroners tab i dag, når $\varepsilon = 1,2$ og væksten er 2,0 % p.a. Er der en betydelig aversion mod risiko og ulighed, altså en høj ε , så kan selv moderate vækstrater i kombination med tidspræferencen reducere vægten af fremtidige tab betydeligt. Betydningen af at anvende denne nyttevægtede tilgang inden for og på tværs af generationer er, at man vil flytte omkostningerne, i absolutte mål, mod de rigere lande og mod lande, der især i fremtiden forventes at være rigere. Øget økonomisk udvikling og velfærd i de lande der rammes mest af klimaforandringerne vil omvendt betyde en reduceret omfordeling af omkostninger til de rigere lande i dag.

Tabel 12. En simpel illustration af betydningen af nyttevægtning for afvejning af tab mellem generationer under antagelse om vækst. Der er anvendt $\rho = 0$.

		Relativ vægt som tab tillægges i SCC				
	Vækst	Indkomst nu	Indkomst-tab	$\varepsilon = 0$	$\varepsilon = 0,5$	$\varepsilon = 1,2$
Indkomst nu		250.000	2.500	1,00	1,00	1,00
	Vækst = 0,5 % p.a.	290.350	2.904	0,74	0,69	0,62
Indkomst om 30 år	Vækst = 1,0 % p.a.	336.962	3.370	0,74	0,64	0,52
	Vækst = 2,0 % p.a.	452.840	4.528	0,74	0,55	0,36

6.4 Eksisterende empiriske estimater af SCC-spænd til anvendelse i cost-benefit-analyser

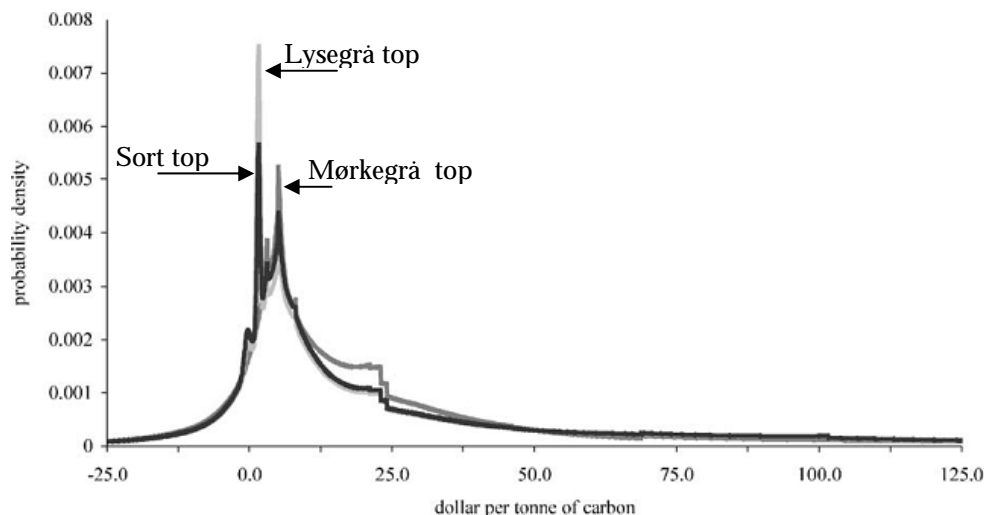
Som det allerede fremgår, så er der rum for betydelig variation i størrelsen af SCC selv med anerkendte værdier for tidspræference ρ og nytteelasticitet ε . Dertil kommer den betydelige usikkerhed, der vil være en indbygget realitet i modeller, der forsøger at favne sammenhængen mellem udledningen af klimagasser og udviklingen i klimaet over de næste 100 år, afledte effekter for produktivitet i et væld af sektorer, effekter på menneskers sundhed og dødelighed, samlede effekter på regionale og nationale økonomiske udviklinger og på international handel. Alligevel er der ved at udvikle sig en relativt stabil form for konsensus om, inden for hvilke intervaller SCC mest sandsynligt vil befinde sig, og under hvilke omstændigheder, SCC kan være endda betydeligt højere.

Et af de tidlige reviews af litteraturen, der på dette tidspunkt er relativt beskeden, er Fankhauser og Tol (1996), der finder, at de fleste estimater befinder sig i spændet mellem \$ 5/tC og \$ 125/tC, men med langt den største tyngde i den lave ende af intervallet. De peger på behovet for modeller, der bedre indarbejder klimaforandringernes dynamik, og for at der i højere grad tages højde for, at verdens regioner ikke er lige velstillede og ikke kommer til at bære samme absolutte eller relative byrde.

Tol (2005) præsenterer et review af litteraturen fra Nordhaus (1991) og frem til 2005¹. I dette review finder han, at litteraturen samlet set præsenterer SCC-estimer med et gennemsnit på \$ 93/tC, men med en median på \$ 14/tC og en 95-percentil på \$ 350/tC. Der er altså tale om en fordeling med en meget lang højre-hale, se Figur 17. Der er studier, flere faktisk, der opnår relativt beskedne eller ligefrem negative værdier for SCC, mens der er andre, der under bestemte scenarier finder endda meget høje estimater på langt over \$ 500/tC. Tol (2005a) vurderer selv, at på dette tidspunkt er det usandsynligt, at SCC vil overstige \$ 50/tC. Anvendes OECD's købekraftskorrigerede

¹ Bemærk, at dette review altså ikke bygger på litteratur, der kan inddrage senere resultater fra IPCC om klimaforandringernes hastighed og omfang.

valutakurser for 2005 og det danske forbrugerprisindeks, svarer dette til omtrent kr. 470/tC i 2005, eller knap kr. 130/tCO₂. Tol vurderer, at omkostningen med stor sandsynlighed er betydeligt lavere. Der er her tale om et estimat, der blander en litteratur, hvor der foretages nyttevægtning og diskontering på meget forskellig vis.



Figur 17. Modellerede fordelingsfunktioner for SCC på basis af litteraturens estimater. Forfattervægtede (lysegrå), vægtede med kvalitet og usikkerhed (sort) og vægtet med kvalitet og usikkerhed, alene peer-reviewed studier (mørkegrå). Fra Tol (2005a) og gengivet med tilladelse fra El sevier.

Watkiss et al. (2005) foretager en større analyse, der inddrager nyttevægtning ($\epsilon = 1$) og en række forskellige klimascenarier og modeller. På basis af dette opgør de sandsynlige intervaller for SCC for både 2005 og perioden frem mod 2100. Fordi klimagasser er en såkaldt "stock pollutant", og fordi koncentrationen af klimagasser forventes at stige, ligesom skaderne kommer tættere på, som tiden går, så vil SCC fra fremtidige emissioner stige over tid. Tabel 13 er taget fra Watkiss et al (2005), idet der også er indsat omregnede SCC-mål i 2010 danske kroner.

Tabel 13. Illustrative globale SCC-værdier fra Watkiss et al (2005) i år 2000 £/tC, ved anvendelse af nyttevægtning ($\epsilon = 1$) samt aftagende diskontering efter den britiske Green Book. Der er tale om globale estimater. Watkiss et al gør opmærksom på, at brugen af disse SCC-værdier i fx cost-benefit-analyser skal suppleres med en bredere betragtning, der tager hensyn til de begrænsninger, som selv omfattende modeller som FUND og PAGE har. Det drejer sig om usikkerheder, lokale afvigelser samt risikoen for non-marginale effekter og forandringer i klima og økosystemer.

År emissionen foregår	Centrale anbefaling		Lave centrale estimat		Høje centrale estimat	
	Watkiss	Omregnet	Watkiss	Omregnet	Watkiss	Omregnet
	et al 2000 £/tC	2010 DKK/tC	et al 2000 £/tC	2010 DKK/tC	et al 2000 £/tC	2010 DKK/tC
2000	56	903	35	565	220	3.549
2010	68	1.097	43	694	270	4.355
2020	81	1.307	51	823	350	5.646
2030	99	1.597	62	1.000	365	5.888
2040	112	1.807	71	1.145	410	6.614
2050	143	2.307	90	1.452	500	8.066

Bemærk, at væksten i SCC er på ca. 2 % om året. I forhold til Tol (2005) er der altså tale om estimater, der endda er noget større, jf. de kr. 470/tC, han

mente ville være en øvre grænse. Det skal huskes, at fordelingen af disse estimater altid er skæv og har det meste af sin masse i den lavere ende. Alligevel er der tale om signifikante forskelle, og de baserer sig særligt på en større diskonteringsrente samt en mindre nyttevægtningseffekt.

Siden 2005 er diskussionen om SCC gået videre til dels at etablere en grundigere indsigt i, hvad nyttevægtning betyder, og hvilken nytteskalering der er relevant ved lokale cost-benefit-analyser (Anthoff et al 2009a), til at evaluere på effekterne af usikkerhed (Anthoff et al 2009b), og endelig er der senest taget hul på diskussionen om, hvor langt man realistisk set kan antage, at der anvendes fuldt globale hensyn i nationale evalueringer af SCC og dermed marginalnyttens af reducerede emissioner (Anthoff og Tol 2010).

Estimaterne i Tabel 13 anvender en nyttevægtning skaleret med marginalnyttens for den vægtede per capita verdensindkomst. Som Watkiss et al (2005, p. 25-26) selv diskuterer, vil det mest korrekte være at skalere med marginalnyttens af indkomst i det land, der vil anvende SCC i policy evalueringer. De skriver også, at det antageligt kan betyde en faktor 5 opad på SCC-estimaterne. Dette er faktisk ret præcis, hvad Anthoff et al (2009a) finder. De viser, at skalering med marginalnyttens målt ved den gennemsnitlige per capita indkomst i Vesteuropa giver SCC-værdier, der er ca. 4.5 gange højere, end hvis der anvendes globale værdier for marginalnyttens af indkomst. Anthoff et al (2009b) foretager en grundigere evaluering af effekterne af usikkerhed og nyttevægtning globalt. De anvender empiriske estimater for fordelingen af ϵ og ρ og når frem til estimater på \$ 60/tC uden nyttevægtning, og så højt som \$ 200/tC, når der gennem nyttevægtning tages hensyn til variation i indkomster verden over. Igen er der tale om globale estimater, der altså kan være faktorer større, hvis de skaleres til rige lande. Det høje estimat vil omregnet til danske forhold være kr. 1.650/tC (sammenlignet med kr. 1.097/tC) og med yderligere skalering for den lavere marginalnytte i Danmark måske så højt som kr. 7.300/tC.

Der er altså tale om meget høje tal, når disse overvejelser gennemføres fuldt med det udgangspunkt, at det relevante synspunkt er en såkaldt 'global social planner'; også i de tilfælde, hvor anvendelsen af SCC foretages i en national kontekst. Det centrale spørgsmål er, om nationale beslutningstagere virkelig tillægger ændringer i nytte og velfærd for borgere hvor som helst i verden lige så stor betydning som ændringer i samme nytte og velfærd for nationernes egne borgere. Anthoff og Tol (2010) formaliserer denne overvejelse ved at beregne SCC for en række regioner og lande i verden, under forskellige antagelser om, hvorvidt nationale/regionale beslutningstagere vægter tab andre steder eller ej. De viser, med $\rho = 1\%$ og $\epsilon = 1$ og uden hensyn til usikkerhed, at såfremt de vestlige lande ikke tillægger andre regioners omkostninger nogen vægt overhovedet, så vil deres lokale SCC-estimater være stort set negligerbare og ikke væsentligt forskellige fra nul. Omvendt finder de, at en fuld indregning af omverdensens nytte og velfærd samt skalering til lokale marginalnytter af indkomst giver SCC-estimater i omegnen af \$100/tC i Vesteuropa, svarende til i omegnen af kr. 800/tC omregnet til danske kroner i 2010-niveau. Baseret på observerede internationale politikker, fx omkring udviklingsbistand og andre internationale overførsler, finder Anthoff og Tol (2010), at mens begge disse to ekstremer måske kan gives etisk eller moralsk forsvarlige begrundelser, så har ingen af disse to ekstremer et troværdigt empirisk, politisk fundament. De foreslår flere andre mere plausible mulige

former for indregning af omverdenens velfærdstab, herunder Kaldor-Hicks' former for kompenserede skader, der fx kan etableres gennem international beskatning af emissioner. Med den form for tilgang når de et mål for SCC på ca. \$ 35/tC i Vesteuropa, svarende til omkring kr. 280/tC herhjemme, i 2010 DKK.

Det etiske problem med Kaldor-Hicks' tilgang, hvor det indregnes, at der kan vindes efficiens ved, at lande kan kompensere hinanden for skader og omkostninger ved reduktioner, er, at der ikke er troværdige systemer til at sikre, at denne kompensation rent faktisk finder sted. Der arbejdes med at etablere sådanne mekanismer på delområder, fx REDD+ der adresserer afskovningsproblemet. Stern et al (2006) peger på, at kompensation af lande med store afskovningsrater sandsynligvis vil være en billig måde at reducere verdens samlede emissioner signifikant. Overordnet set er der dog kun små fremskridt, når det gælder etableringen af internationale kompensationsmekanismer, og så længe det er tilfældet, er det problematiske med antagelsen, at det sandsynligvis vil medføre sub-optimale reduktioner i såvel udviklede regioner som udviklingslande.

6.5 En vurdering og anbefaling af det relevante SCC-interval

Til brug for en følsomhedsanalyse af samfundsøkonomiske gevinster ved binding af C i jord vælger vi i denne rapport at anbefale et spænd fra kr. 280/tC og op til kr. 1.100/tC, og at regne med en realvækst i SCC ved disse tal på 2 % p.a.

Dette svarer til spændet fra Anthof og Tols (2010) estimat for Social Cost of Carbon (SCC) ved gensidig kompensation og op til et SCC-estimat baseret på samme kilde, men svarende omtrentlig til en nyttevægtet skalering til dansk per capita indkomst. Øverste estimat er sammenfaldende med det centrale estimat fra Watkiss et al (2005), ligesom væksten er fra denne kilde. Denne litteratur viser også, at omkostningerne ved udslip af CO₂ stiger med 2 % p.a. i reale penge, efterhånden som koncentrationen stiger i atmosfæren. Derfor anbefales det, at denne vækst i SCC indregnes i samfundsøkonomiske analyser.

7 Anvendelsen af SCC og andre økonomiske informationer i en videre CBA

I de ovenstående kapitler har vi taget de første skridt til at kunne foretage større analyser af effekterne af en udbringning af forskellige former for organisk affald på jord. Der er dog udelukkende fokus på effekten i form af ændringer i kulstofindhold på og i jorden, og den samfundsøkonomiske værdi som disse ændringer kan tillægges over tid.

I forhold til en egentlig miljømæssig og samfundsøkonomisk vurdering af udbringning af organisk affald udestår der dog væsentlige arbejder. Disse vedrører særligt tre ting, nemlig *i*) en præcis afgrænsning af de systemer, eller alternative anvendelser af det organiske affald, der analyseres og sammenlignes, *ii*) herunder de miljømæssige og andre effekter der opgøres og måles på, og *iii*) en metode til at aggregere de forskellige effekter i et enkelt mål, der kan anvendes til at rangordne de forskellige alternativer. De to første punkter her vedrører den tekniske modellering af systemet. En relevant metode hertil er livscyklusvurderinger som beskrevet i Kapitel 3 ovenfor.

Her adresserer vi i stedet ganske kort det tredje punkt ved at diskutere en videre indarbejdning i en egentlig cost-benefit-analyse.

7.1.1 Cost-benefit-analyser af alternative anvendelser

Cost Benefit Analysis (CBA) er et beslutningsstøtteværktøj med rod i økonomisk teori, og er udviklet til at vurdere forskellige beslutningsalternativer relativt til hinanden. I denne sammenhæng fx to eller flere forskellige anvendelser af en konkret type organisk affald. CBA er oprindeligt udviklet til vurdering af konkrete private eller offentlige investeringsalternativer med fokus på relaterede betalingsstrømme, men er blevet videreudviklet og anvendt til bredere samfundsøkonomiske analyser. I den form anvendes CBA, så den så vidt muligt inddrager alle de omkostninger og gevinster, som et givent alternativ har for alle de relevante borgere, der påvirkes. Det teoretiske fundament for CBA er skabt af Kaldor (1939) og Hicks (1939) og andre samtidige forskere, men trækker på begreber etableret væsentligt tidligere, fx af Marshall (1890) og Pareto (1896).

En CBA tager også udgangspunkt i, at omkostninger og gevinster over tid aggregeres under en forudsætning om, at der findes en tidspræference og derfor anvendes diskontering af omkostninger og gevinster over tid i et samlet nutidsværdimål:

$$NPV(S | A, B) = \sum_{t=0}^T (1 + r_t)^{-t} S_t = \sum_{t=0}^T (1 + r_t)^{-t} B_t - \sum_{t=0}^T (1 + r_t)^{-t} C_t .$$

Her er $S_t = B_t - C_t$ netto-effekten i velfærdsøkonomisk forstand af et beslutningsalternativ A relativt til B på tidspunktet t . Diskonteringsrenten er r_t og T er den tidshorizont som analysen medtager i beregningerne. Nutidsværdimålet hviler på et avanceret teoretisk og empirisk grundlag, men er alligevel en simpel og anvendelig indikator på, hvor attraktiv et alternativ er relativt til et andet. Mod et fast alternativ kan alle alternativer rangordnes i forhold til hinanden.

En samfundsøkonomisk CBA af forskellige alternativer til anvendelse af organisk affald skal derfor så langt som muligt opgøre, i monetære enheder, **alle** de effekter for **alle** de relevante mennesker, der er en følge af de forskellige alternativer. Dette inkluderer eksternaliteter som fx de i denne sammenhæng centrale udledninger af klimagasser, men også andre evt. effekter af betydning, fx effekter på udvaskning, partikelforurening og også evt. positive eller negative effekter på rekreative goder, sundhed etc. Opgørelse og kvantificering af disse kan som beskrevet ovenfor fx foretages i regi af en dynamisk livscyklusvurdering på de relevante effekter og inden for den relevante afgrænsning af system og alternativer.

En CBA gennemført som her kort skitseret kræver, at en række forudsætninger kan opfyldes, forudsætninger der bør testes, hvis de kan være afgørende for udfaldet. I denne sammenhæng fremhæves to ting, nemlig priserne på de markedsomsatte goder, der indgår i analysen samt ansættelsen af monetære værdier for de eksternaliteter, der er inkluderet.

For de markedsomsatte goder er det en forudsætning, at priserne der inkluderes afspejler reelle markedspriser renset for de effekter af skatter, afgifter og tilskud, der kan være prisforvridende. Derudover bør der principielt foretages en korrektion af priserne, hvis de konkrete markeder er præget af fx monopollignende forhold. I relation til det konkrete emne her har der været rejst spørgsmål omkring prissætningen af fosfor som næringsstof, hvor der internationalt er stigende bekymring over fosforressourcens knaphed og de eksisterende reserver. Spørgsmålet er, om prisen på fosfor afspejler disse forhold korrekt, eller om markedsprisen reelt er for lav i dag. Det er ikke enkelt, måske ikke muligt, at estimere en mere korrekt markedspris for fosfor som næringsstoffer, men en følsomhedsanalyse bør afdække, om resultatet af en CBA af to eller flere alternativer vil være kritisk afhængig af den anvendte pris på fosfor.

Værdisætning af de ofte mange forskellige eksternaliteter, forbundet med de forskellige alternativer, er i reglen en krævende disciplin, der sjældent er en integreret del af de konkrete CBA-projekter. Det teoretiske og empiriske, metodiske grundlag for værdisætningen er veletableret i den miljøøkonomiske litteratur (Freeman III 2003). Der eksisterer også en veludviklet litteratur om anvendelsen af værdisætningsestimater fra den eksisterende litteratur i nye CBA-er, der ikke selvstændigt gennemfører værdisætning, ligesom der også er opbygget internationale databaser til dette formål. Der er tale om såkaldt benefit eller value transfer, der beskriver metoder og usikkerheder ved sådanne overførsler (Spash and Vatn, 2006; Navrud and Ready 2007). Konkret for Danmark er der ovenfor et konkret forslag på value transfer værdier for kulstofemissioner. For en række andre eksternaliteter har Navrud (2007) for Miljøstyrelsen udarbejdet en rapport om relevante value transfer

estimer og grundlag i Danmark samt en praktisk vejledning i deres anvendelse.

8 Litteratur

Alvarez, R., Alvarez, C. R. and Steinbach, H. S. (2002): Association between soil organic matter and wheat yield in Humid Pampa of Argentina. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 33, 749 – 757.

Amlinger, F., B. Gotz, P. Dreher, J. Geszti and C. Weissteiner (2003): Nitrogen in biowaste and yard waste compost: dynamics of mobilisation and availability - a review. *European Journal of Soil Biology*, 39, 107-116.

Anthoff, D. and R.S.J. Tol (2010): On international equity weights and national decision making on climate change. *Journal of Environmental Economics and Management*, 60, 14-20.

Anthoff, D., C. Hepburn and R.S.J. Tol (2009a): Equity weighting and the marginal damage costs of climate change. *Ecological Economics*, 68: 836-849.
Bauer A., and Black, A.L. (1994): Quantification of the Effect of Soil Organic Matter Content on Soil Productivity. *Soil Science Society America Journal*, 58, 185-193.

Anthoff, D., R.S.J. Tol, and Gary W. Yohe (2009b): Risk aversion, time preference and the social cost of carbon. *Environmental Research Letters*, 4: 7 pp (doi:10.1088/1748-9326/4/2/024002)

Bailey, A.P., Basford, W.D., Penlington, N., Park, J.R., Keatinge, J.D.H., Rehman, T., Tranter, R.B., Yates, C.M. (2003): A comparison of energy use in conventional and integrated arable farming systems in the UK. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 97, 241-253.

Benbi D. K., Chand M. (2007): Quantifying the effect of soil organic matter on indigenous soil N supply and wheat productivity in semiarid subtropical India. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 79, 103–112.

Bhogal A., Nicholson F.A., Young I., Sturrock C., Whitmore A.P. & Chambers B.J. (2011): Effects of recent and accumulated livestock manure carbon additions on soil fertility and quality. *European Journal of Soil Science*, 62, 174–181.

Blair N., Faulkner R.D., Till A.R and Poulton P.R. (2006a): Long-term management impacts on soil C, N and physical fertility Part I: Broadbalk experiment. *Soil & Tillage Research*, 91, 30–38.

Blair N., Faulkner R.D., Till A.R , Korschens M. and Poulton P.R. (2006b): Long-term management impacts on soil C, N and physical fertility Part II: Part II: Bad Lauchstadt static and extreme FYM experiments. *Soil & Tillage Research*, 91, 39-47.

- Boldrin, A. (2009): Environmental Assessment of Garden Waste Management. Technical University of Denmark, Department of Environmental Engineering.
- Boldrin, A., Hartling, K.R., Laugen, M., Christensen, T.H. (2010): Environmental inventory modelling of the use of compost and peat in growth media preparation. *Resources, Conservation and Recycling* 54, 1250–1260
- Bonanomi, G., Antignani V., Capodilupo M., Scala F. (2010): Identifying the characteristics of organic soil amendments that suppress soil borne plant diseases. *Soil Biology & Biochemistry*, 42, 136-144.
- Bruun, S. and L. S. Jensen (2002): Initialisation of the soil organic matter pools of the Daisy model. *Ecological Modelling*, 153, 291-295.
- Bruun, S., Christensen, B.T., Hansen, E.M., Magid, J., Jensen, L.S. (2003): Calibration and validation of the soil organic matter dynamics of the Daisy model with data from the Askov long-term experiments. *Soil Biology and Biochemistry*, 35, 67-76.
- Bruun, S., T. L. Hansen, T. H. Christensen, J. Magid, and L. S. Jensen (2006): Application of processed organic municipal solid waste on agricultural land - a scenario analysis. *Environmental Modeling & Assessment*, 11, 251-265.
- Børgesen, C. D., A. Kyllingsbæk, & J. Djurhuus (1997): Modelberegnet kvælstofudvaskning fra landbruget. SP rapport, nr. 19. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, København.
- Canals, L. M, Bauer, C. et al. (2007): Key elements in a framework for land use impact assessment within LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 12, 5-15.
- Carlsbæk, M. (2010): Use of Compost in Horticulture and Landscaping. Kapitel 9.10 i: *Solid Waste Technology and Management* (Edited by Thomas Christensen), Blackwell Publishing Ltd.
- Christensen, B.T. (red.) (2002): Biomasseudtag til energiformål - konsekvenser for jordens kulstofbalance i land- og skovbrug. DJF rapport Markbrug nr. 72.
- Christensen, B.T., Johnston, A.E. (1997): Soil organic matter and soil quality - lessons learned from long-term experiments at Askov and Rothamsted. In: Gregorich, E.G., Carter, M.R. (eds.). *Soil quality for crop production and ecosystem health, Developments in soil science* 25, Elsevier, Amsterdam.
- Christensen, T. H., G. Bhandar, et al. (2007): Experience with the use of LCA-modelling (EASEWASTE) in waste management. *Waste Management & Research*, 25, 257-262.
- Gregorich, E.G., Carter, M.R. (Eds.): *Soil quality for crop production and ecosystem health*. Elsevier, Amsterdam, pp. 399-430.

- Claassen, V. P. and J. L. Carey (2004): Regeneration of nitrogen fertility in disturbed soils using composts. *Compost Science & Utilization*, 12, 145-152.
- Dalgaard, T., Dalgaard, R., Nielsen, A.H. (2002): Energiforbrug på økologiske og konventionelle landbrug. *Grøn viden, Markbrug* 260, 2-8.
- Danmarks Miljøundersøgelser (2010): Deposition af kvælstof. Tilgængelig på: <http://www.dmu.dk/> Citeret: 13-8-2010.
- Danmarks Statistik (2010): Det dyrkede areal efter enhed, område, afgrøde og tid. Tilgængelig på: Dansk Planteproduktion. Oversigt over landsforsøgene 2009. <http://www.landbrugsinfo.dk>.
- Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet (2009): DJF Geodata. Tilgængelig på: <http://www.djfgeodata.dk/datasaml/index.html>. Citeret: 14-8-2009.
- Diacono, M., Montemurro, F. (2010): Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agronomy Sustainable Development*, 30, 401-422.
- Diaz-Zorita, M., Buschiazzo, D.E. and Peinemann N. (1999): Soil Organic Matter and Wheat Productivity in the Semiarid Argentine Pampas. *Agronomy Journal*, 91, 276-279.
- Edmeades, D.C. (2003): The long-term effects of manures and fertilisers on soil productivity and quality: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 66, 165-180.
- Ekvall, T., Weidema, B. (2004): System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 9, 161-171.
- Fankhauser, S., R.S.J. Tol and D.W. Pearce (1997): The aggregation of climate change damages: A welfare theoretic approach. *Environment and Resource Economics*, 10, 249-266.
- Fearnside, P. M. (2002): Why a 100-Year time horizon should be used for global warming mitigation calculations. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 7, 19-30.
- Finnveden, G. and P. Nielsen (1999): Long-term emissions from landfills should not be disregarded. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 4, 125-126.
- Frank, M.D., Beattie, B.R., Embleton, M.E. (1990): A Comparison of Alternative Crop Response Models. *American Journal of Agricultural Economics*, 72, 597-603.
- Freeman III, A.M. (2003): *The Measurement of Environmental and Resource Values. Theory and Methods*. Resources for the Future, Washington DC, USA, 491 pp.

Gale, E. S., D. M. Sullivan, C. G. Cogger, A. I. Bary, D. D. Hemphill, and E. A. Myhre (2006): Estimating plant-available nitrogen release from manures, composts, and specialty products. *Journal of Environmental Quality*, 35, 2321-2332.

Gyldenkerne S., Petersen B.M., Olesen J.E. (2007): Konsekvenser og muligheder ved Danmarks deltagelse i Kyotoprotokollens artikel 3.4 på landbrugsområdet. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 5.

Hansen, S., Jensen, H.E., Nielsen, N.E., Svendsen, H. (1991): Simulation of nitrogen dynamics in the soil-plant system using the Danish simulation model DAISY. *Fertilizer Research*, 27, 245-259.

Hansen, T.L., Bruun, S., Bhandar, G.S., Jensen, L.S., Christensen, T.H. (2006): Life cycle modeling of environmental impacts from application of processed organic municipal solid waste on agricultural land (EASEWASTE). *Waste Management & Research*, 24, 153-166.

Heidmann, T., Nielsen, J., Olesen, S.E., Christensen, B.T., Østergaard, H.S. (2001): Ændringer i indhold af kulstof og kvælstof i dyrket jord: resultater fra kvadratnettet 1987-1998. DJF rapport 54, 1-73.

Hicks, J. R. (1939): The foundations of welfare economics. *Economic Journal* 49: 696-712. <http://earthobservatory.nasa.gov/Features/CarbonCycle>. Hentet september 2010.

ISO (2006): Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework (ISO 14040: 2006). European committee for standardization, Brussels.

IPCC (2007): Climate Change 2007: Synthesis Report. <http://www.ipcc.ch/>

Janzen, H.H., Larney, F.J., Olson, B.M. (1992): Soil quality factors of problem soils in Alberta. In: Proceeding of the 29th annual Alberta soil science workshop, 17-28.

Jensen, L. S., T. Salo, F. Palmason, T. A. Breland, T. M. Henriksen, B. Stenberg, A. Pedersen, C. Lundstrom, and M. Esala (2005): Influence of biochemical quality on C and N mineralisation from a broad variety of plant materials in soil. *Plant and Soil*, 273, 307-326.

Johnston, E.A. Poulton P.R. and Coleman, K. (2009): Soil organic matter: Its importance in sustainable agriculture and carbon dioxide fluxes. *Advances in Agronomy*, 101, 1-57

Kaldor, N. (1939): Welfare propositions in economics and interpersonal comparisons of utility. *Economic Journal*, 49, 549-52.

Kendall, A., B. Chang, et al. (2009): Accounting for time-dependent effects in biofuel life cycle greenhouse gas emissions calculations. *Environmental Science & Technology*, 43, 7142-7147.

Kirschbaum, M. U. F. (1995): The Temperature-Dependence of Soil Organic-Matter Decomposition, and the Effect of Global Warming on Soil Organic-C Storage. *Soil Biology & Biochemistry*, 27, 753-760.

Körschens, M., Weigel, A., Schulze, E. (1998): Turnover of soil organic matter (SOM) and long-term balances - tools for evaluating sustainable productivity of soils. *Zeitschrift für Pflanzenerzeugung und Bodenkunde*, 161, 409-424.

Kranert, M., Gottschall, R., Bruns, C., Hafner, G. (2010): Energy or compost from green waste? – A CO₂-Based assessment. *Waste Management*, 30, 697-701.

Levasseur, A., P. Lesage, et al. (2010): Considering Time in LCA: Dynamic LCA and Its Application to Global Warming Impact Assessments. *Environmental Science & Technology*, 44, 3169-3174.

Loveland P., Webb J. (2003): Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review (2003) *Soil & Tillage Research*, 70, 1-18.

Marshall, A. (1890): *Principles of Economics*. London, Macmillan. NASA, 2010: *The Carbon Cycle*.

McGrath, S.P., Sanders, J.R., Shalaby, M.H. (1988): The effect of soil organic matter levels on soil solution concentrations and extractabilities of manganese, zinc and copper. *Geoderma*, 42, 177-188.

McLaughlin N.B., E.G. Gregorich, L.M. Dwyer, B.L. Ma (2002): Effect of organic and inorganic soil nitrogen amendments on mouldboard plow draft. *Soil & Tillage Research* 64, 211-219.

Meehl, G. A., T. F. Stocker, et al. (2007): *Global Climate Projections. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. S. Solomon, D. Qin, M. Manning et al. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, Cambridge University Press.

Miljøstyrelsen (2001): *Spildevandsslam fra kommunale og private rensningsanlæg 1999. Orientering fra Miljøstyrelsen, nr. 3*. Miljøministeriet., København, Danmark.

Miljøstyrelsen (2006): *Bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål (BEK nr. 1650 af 13/12/2006)*. Miljøministeriet, København, Danmark.

Müller-Wenk, R. and M. Brandão (2010): Climatic impact of land use in LCA—carbon transfers between vegetation/soil and air. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15, 172-182.

Munkholm, L.J. (2002): *Soil Fragmentation and Friability - Effects of Soil Water and Soil Management*. Ph.D. Dissertation, Danish Institute of Agricultural Sciences report no. 73.

Munkholm, L.J., Hansen, E.M., Petersen, B.M., Petersen, S.O. og Mutegi J.K. (2009): Kulstoflagring i intensive planteproduktionssystemer. I Plantekongres 2009, Dansk Landbrugsrådgivning.

Navrud, S. and R. Ready (eds.), 2007: Environmental Value Transfer: Issues and Methods, Springer Verlag, Dordrecht, the Netherlands, 292 pp.

Navrud, S. (2007): Practical tools for value transfer in Denmark – guidelines and an example. Arbejdsrapport No. 28, 2007, 127 s.

Nordhaus, W.D. (1991): To slow or not to slow: the economics of the greenhouse effect. *Economic Journal*, 101, 920-937.

Nordhaus, W.D. (2007): Critical assumptions in the Stern Review on climate change. *Science*, 317: 201-202.

O'Hare, M., R. J. Plevin, et al. (2009): Proper accounting for time increases crop-based biofuels' greenhouse gas deficit versus petroleum. *Environmental Research Letters* 4, 024001.

Pareto, V. (1896): *Cours d'économie politique professé à l'université de Lausanne*. 3 volumes.

Parker, C. F. and L. E. Sommers (1983): Mineralization of Nitrogen in Sewage Sludges. *Journal of Environmental Quality*. Vol. 12, pp. 150-156.

Pearce, D.W. (2003): The social costs of carbon and its policy implications. *Oxford Review of Economic Policy*, 19, 362-384.

Pehnt, M. (2006): Dynamic life cycle assessment (LCA) of renewable energy technologies. *Renewable Energy*, 31, 55-71.

Peltre C. (2010): Potentialite de stockage de c dans les sols par apport de matieres organiques exogenes. PhD afhandling fra L'Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement (AgroParisTech), Paris, Frankrig.

Peltre, C., Christensen B.T., Dragon S., Icard C., Kätterer T., Houot S. (2011): Usefulness of long-term experiments to optimize the RothC model and simulate carbon accumulation in soil after repeated applications of exogenous organic matters. *Agriculture Ecosystems & Environment* (in press Special issue Ramiran 2010).

Plantedirektoratet (2010): Vejledning om Gødsknings- og Harmoniregler - Planperioden 1. august 2010 til 31. juli 2011. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, København.

Powlson D.S., Whitmore A.P. & Goulding K.W.T. (2011a): Soil carbon sequestration to mitigate climate change: a critical re-examination to identify the true and the false. *European Journal of Soil Science*, 62, 42-55

Powlson D.S., Gregory P.J., Whalley W.R., Quinton J.N., Hopkins D.W., Whitmore A.P., Hirsch P.R. & Goulding K.W.T. (2011b): Soil management

in relation to sustainable agriculture and ecosystem services. *Food Policy* 36, S72–S87.

Quiroga A., Funaro D., Noellemeyer E., Peinemann N. (2006): Barley yield response to soil organic matter and texture in the Pampas of Argentina. *Soil & Tillage Research*, 90, 63–68.

R development core team (2010). *R: a language and environment for statistical computing*. R foundation for statistical computing, Vienna, Australia. Available from <http://www.r-project.org>.

Ramsey, F. (1928): A mathematical theory of saving. *Economic Journal*, 28: 543-549.

Reap, J., F. Roman, et al. (2008): A survey of unresolved problems in life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13, 374-388.

Schjønning, P., Heckrath, G. & Christensen, B.T. (2009): Threats to soil quality in Denmark - A review of existing knowledge in the context of the EU Soil Thematic Strategy. DJF Report Plant Science no. 143, 121 pp.

Schjønning, P., Munkholm, L.J., Elmholt, S. & Olesen, J.E. (2007): Organic matter and soil tilth in arable farming: Management makes a difference within 5-6 years. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 122, 157-172.

Serna, M. D. and F. Pomares (1992): Nitrogen Mineralization of Sludge-Amended Soil. *Bioresource Technology*, 39, 285-290.

Spash, C.L., and A. Vatn (2006): Transferring environmental value estimates: Issues and alternatives. *Ecological Economics*, 60, 379-388.

Stern, N.H. and C. Taylor (2007): Climate change: Risks, ethics and the Stern Review. *Science*, 317, 203-204.

Stern, N.H. et al (2006): *Stern Review: The Economics of Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.

Styczen, M., S. Hansen, L. S. Jensen, H. Svendsen, P. Abrahamsen, C. D. Børgesen, C. Thirup, & H. S. Østergaard (2005): Standardopstillinger til Daisy-modellen. Vejledning og baggrund. Version 1.1. DHI Institut for Vand og Miljø,

Terry, R. E., D. W. Nelson, and L. E. Sommers (1979): Carbon Cycling During Sewage Sludge Decomposition in Soils. *Soil Science Society of America Journal*. 43, 494-499.

Thomsen I.K. & Christensen, B.T. (2004): Yields of wheat and soil carbon and nitrogen contents following long-term incorporation of barley straw and ryegrass catch crops. *Soil Use and Management*, 20, 432–438.

- Thomsen I.K., Christensen, B.T. (2010): Carbon sequestration in soils with annual inputs of maize biomass and maize derived animal manure: Evidence from ¹³C abundance. *Soil Biology & Biochemistry*, 42, 1643-1646.
- Tisdall, J.M., Oades, J.M. (1982): Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science*, 33, 141-163.
- Tol, R.S.J. (1997): On the optimal control of carbon dioxide emissions: An application of FUND. *Environmental Modelling and Assessment*, 2, 151-163.
- Tol, R.S.J. (1999): The marginal cost of greenhouse cost emissions. *Energy Journal*, 20, 61-81.
- Tol, R.S.J. (2005a): The marginal damage costs of carbon dioxide emissions: an assessment of the uncertainties. *Energy Policy*, 33, 2064-2074.
- Tol, R.S.J. (2005b): Emission abatement versus development as strategies to reduce vulnerability to climate change: an application of FUND. *Environment and Development Economics*, 10, 615-629.
- Wattkiss, P., D. Anthoff, T. Downing, C. Hepburn, C. Hope, A. Hunt and R.S.J. Tol (2005): The Social Cost of Carbon (SCC) Review– Methodological Approaches for Using SCC Estimates in Policy Assessment. AEA Technology Environment, 84 pp. + 4 appendices.
- Watts C.W., Clark L.J., Poulton P.R., Powlson, D.S., Whitmore, A.P. (2006): The role of clay, organic carbon and long-term management on mouldboard plough draught measured on the Broadbalk wheat experiment at Rothamsted *Soil Use and Management*, 22, 334-341.
- Watts, C. W., Clark, L. J., Poulton, P. R., Powlson, D. S., and Whitmore, A. P. (2006): The role of clay, organic carbon and long-term management on mouldboard plough draught measured on the Broadbalk wheat experiment at Rothamsted. *Soil Use and Management*, 22, 223-341.
- Watts, C.W. & Dexter, A.R. (1997): The influence of organic matter in reducing the destabilization of soil by simulated tillage. *Soil & Tillage Research*, 42, 253-275.
- Wenzel, H., Hauschild, M.Z., Alting, L. (1997): Environmental Assessment of Products, Volume 1: Methodology, tools and case studies in product development. Chapman and Hall, London, 543 pp.
- Wiseman, J. T. and L. M. Zibilske (1988): Effects of Sludge Application Sequence on Carbon and Nitrogen Mineralization in Soil. *Journal of Environmental Quality*. Vol. 17, pp. 334-339.
- Zvomuya, F., Janzen, H.H., Larney, F.J. Olson, B.M. (2008): A Long-Term Field Bioassay of Soil Quality Indicators in a Semiarid Environment. *Soil Science Society of America Journal*, 72, 683-692.

Betydning og værdisætning af kulstoflagring i forbindelse med tilførsel af organisk affald

Projektet beskriver, hvorledes de afledte effekter af kulstoflag-ring, forårsaget af affaldstilførsel, kan værdisættes. Endvidere er det angivet, hvorledes resultaterne kan indbygges i livscyklusvurderinger og samfundsøkonomiske analyser.

Andelen af kulstof i organisk affald, som bindes ved tilførsel til jorden, er analyseret for forskellige affaldstyper i klima- og jordbundsscenerier for henholdsvis Østjylland og Sjælland ved hjælp af agroøkosystem-modellen DAISTY. Afhængig af affaldstype, klima og jordtype vil der under danske forhold være bundet mellem 30-60% af det tilførte kulstof med organisk affald efter 100 år med konstant tilførsel af disse.

I rapporten belyses og anvises konsistente metodiske tilgange til at vurdere værdien af kulstoflagring i jord, som er forårsaget af tilførsel af organisk affald



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Strandgade 29
1401 København K
Tlf.: (+45) 72 54 40 00

[www. mst.dk](http://www.mst.dk)