

Drivhusgasser fra jordbruget - reduktionsmuligheder

Jørgen E. Olesen (red.)



Drivhusgasser fra jordbruget - reduktionsmuligheder

Jørgen E. Olesen (red.)

Danmarks JordbrugsForskning
Afdeling for Jordbrugsproduktion og Miljø

DJF rapporter indeholder hovedsagelig forskningsresultater og forsøgsopgørelser rettet mod danske forhold. Endvidere kan rapporterne beskrive større samlede forskningsprojekter eller fungere som bilag til temamøder. DJF rapporter udkommer i serierne:

Markbrug, Husdyrbrug og Havebrug.

Pris:

op til 50 sider	pr. stk. DKK 55
op til 75 sider	pr. stk. DKK 85
over 75 sider	pr. stk. DKK 110

Abonnenter opnår 25% rabat, og abonnement kan tegnes ved henvendelse til:

Danmarks JordbrugsForskning
Postboks 50, 8830 Tjele
Tlf. 8999 1028

Alle DJF's publikationer kan bestilles på nettet:
www.agrsci.dk

Tryk: www.digisource.dk

ISSN 1397-98

Indholdsfortegnelse

Indholdsfortegnelse	3
Forord	6
Sammendrag	7
Summary	10
1. Muligheder for reduktion af drivhusgasemissioner i jordbruget	12
1.1 Baggrund	12
1.2 Emissionskilder	13
1.3 Emissionsopgørelser	16
1.4 Effekt af Vandmiljøplaner	17
1.5 Reduktionsmuligheder	20
1.6 Implementering - muligheder og barrierer	25
1.7 Usikkerheder	26
1.8 Behov for yderligere forskning og udvikling	28
1.9 Referencer	30
2. Omkostninger ved reduktion af drivhusgasemissioner fra landbruget	33
2.1 Indledning	33
2.2 Metode	34
2.3 Beskrivelse af tiltagene	34
2.3.1 Forbedret isolering af væksthuse	34
2.3.2 Metanhæmmende stoffer i kvægfoder	35
2.3.3 Ændret klimastyring i væksthuse	35
2.3.4 Ændret kvægfodring	36
2.3.5 Nitrifikationshæmmere	36
2.4 Reduktionspotentiale og omkostningseffektivitet	37
2.5 Konklusion	39
2.6 Referencer	40
3. Betydning af gødningshåndtering for emission af lattergas	41
3.1 Baggrund	41
3.2 Gødningsform	42
3.3 Udbringningstidspunkt	43
3.4 Delt gødsning	44
3.5 Kombination af handels- og husdyrgødning	44
3.6 Nitrifikationshæmmere	46
3.7 Udbringningsmetode	47
3.8 Forbehandling af gylle	48
3.9 Perspektivering	48
3.10 Referencer	49
4. Udledning af drivhusgasser ved pløjefri dyrkningssystemer	52
4.1 Baggrund	52
4.2 Energiforbrug	53
4.3 Kulstof i jorden	54
4.4 Udledning af lattergas	55
4.5 Resultater fra et dansk forsøg med pløjefri dyrkning	55
4.5.1 Materialer og metoder	56
4.5.2 Resultater og diskussion	57
4.6 Konklusion	63
4.7 Referencer	64

5. Metan fra husdyr: Muligheder for reduktion ved ændret fodring	67
5.1 Beskrivelse af metanproduktion under forgæring i fordøjelseskanalen	67
5.2 Reduktion af metanemissionen via fodring	68
5.2.1 Modelberegninger	70
5.2.2 Samlet effekt på landsplan	73
5.3 Sideeffekter	74
5.3.1 Sideeffekter på besætningsniveau	74
5.3.2 Sideeffekter på drivhusgasser	74
5.4 Udbredelse på landsplan	77
5.5 Historisk udvikling	77
5.6 Fremtid	82
5.7 Referencer	82
6. Metan fra husdyr: Muligheder for reduktion ved brug af metanhæmmende stoffer	84
6.1 Metanproduktion under forgæring i fordøjelseskanalen	84
6.2 Hæmning af metanproduktionen	85
6.3 Sideeffekter	87
6.4 Udbredelse på landsplan	87
6.5 Historisk udvikling	88
6.6 Fremtid	88
6.7 Økonomiske konsekvenser	89
6.8 Referencer	90
7. Nedsættelse af CO ₂ emission fra væksthuse gennem forbedret isolering	92
7.1 Beskrivelse af teknologien	92
7.1.1 Zig-zag plader	92
7.1.2 Isolering af sokkel og andre dele af konstruktionen	93
7.2 Reduktion af drivhusgasser	93
7.3 Sideeffekter	94
7.4 Udbredelse af teknologien på landsplan	94
7.5 Historisk udvikling	94
7.6 Fremtid	94
7.7 Referencer	95
8. Nedsættelse af CO ₂ emission fra væksthuse gennem ændret klimastyring	96
8.1 Beskrivelse af teknologien	96
8.1.1 Kombination af forbedret isolering og klimastyring	98
8.1.2 Alternative muligheder til sænkning af luftfugtighed	98
8.1.3 Varmepumpe	99
8.1.4 Strålevarme / Kulturvarme	99
8.1.5 Mekanisk ventilation	99
8.1.6 Periodestyring og prædiktiv kontrol	100
8.1.7 Varmevæksling (køletårn)	100
8.2 Reduktion af drivhusgasemissioner	100
8.3 Sideeffekter	100
8.4 Udbredelse af teknologien på landsplan	101
8.5 Historisk udvikling	101
8.6 Fremtid	101
8.7 Referencer	101
9. Kulstof i dyrket jord – vurdering af potentiale for øget lagring	103
9.1 Baggrund	103
9.2 Kulstofpuljer i dyrket jord	104
9.3 Dyrkningspraksis og jordens kulstofindhold	105

9.4 Driftsformens betydning for kulstoflagring	114
9.5 Vurdering af potentiale for øget lagring af kulstof	117
9.6 Konklusioner og forskningsbehov	118
9.7 Referencer	119
10. Forekomst og lagring af ^{13}C -kulstof i danske jorde dyrket med majs	121
10.1 Introduktion	121
10.2 Materialer og Metoder	122
10.2.1 Jord fra majsmarker	122
10.2.2 Isotopsammensætning ($^{12}\text{C}/^{13}\text{C}$), vandopløseligt C, total C og total N	123
10.2.3 Beregninger	123
10.3 Resultater	123
10.3.1 Dybdeprofiler af isotop-signatur, C og N	123
10.3.2 Indbygning af majs-kulstof	124
10.4 Diskussion	126
10.4.1 Vurdering af metodens anvendelse	127
10.5 Referencer	128
11. Udvaskning af organisk kulstof efter kløvergræs	129
11.1 Indledning	129
11.2 Metoder	130
11.2.1 Forsøgslokaliteter	130
11.2.2 Opsamling af jordvand	131
11.2.3 Forbehandling og analyse af jordvand	131
11.2.4 Beregning af C-udvaskning	132
11.3 Resultater	132
11.3.1 Lerblandet sandjord - Foulum	133
11.3.2 Sandjord - Sønderjylland	134
11.4 Diskussion	137
11.5 Konklusion	139
11.6 Referencer	139
12. Yderligere binding af CO_2 i eksisterende skov	141
12.1 Beskrivelse af tiltaget	141
12.2 Udbredelse på landsplan	142
12.3 Reduktion af drivhusgasemissioner	142
12.3.1 Nationalt scenarium	144
12.4 Andre muligheder	146
12.5 Sideeffekter	146
12.6 Økonomiske konsekvenser	147
12.7 Referencer	151
13. Biobrændsel fra skov	153
13.1 Beskrivelse af tiltaget	153
13.2 Udbredelse på landsplan	154
13.3 Reduktion af drivhusgasemissioner	154
13.4 Sideeffekter	155
13.5 Historisk udvikling	156
13.6 Fremtid	157
13.7 Økonomiske konsekvenser	158

Forord

Som følge af Kyoto-protokollen fra 1997 og den efterfølgende byrdefordelingsaftale i EU fra 1998 har Danmark en forpligtelse til i perioden 2008-2012 at reducere den gennemsnitlige årlige udledning af drivhusgasser (CO₂, metan, lattergas samt visse industrigasser) med 21% i forhold til basisåret 1990. Regeringen offentliggjorde i februar 2003 "*En omkostningseffektiv klimastrategi*". Det er en af målsætningerne i strategien, at bidragene til finansieringen af den samlede danske reduktions-forpligtigelse af drivhusgasser fordeles på sektorerne på en måde der er afbalanceret, dels i forhold til hvor meget den enkelte sektor i forvejen har bidraget til reduktion af drivhusgasudledningen, dels i forhold til de konkurrencemæssige og administrative hensyn, der også må tages.

Det indgår således i regeringens klimastrategi, at mulighederne for at gennemføre samlet set effektive og omkostningseffektive reduktionstiltag i jordbrugssektoren skal analyseres i forbindelse med forberedelsen af vandmiljøplan III. En del af dette arbejde er publiceret i DJF rapport Markbrug nr. 109: "Jordbrug og klimaændringer - samspil til vandmiljøplaner". I nærværende rapport samles der op på den hidtidige indsats indenfor jordbrugssektoren, herunder klimaeffekterne af den politiske aftale om VMPIII. Hertil kommer yderligere en vurdering af effekten af en række øvrige tiltag til reduktion af jordbrugets drivhusgasemissioner uden direkte relation VMPIII.

En del af arbejdet i denne rapport har været finansielt støttet af Miljøstyrelsen og af Fødevareministeriet. Dette vedrører især arbejdet i forbindelse med kapitlerne 2, 4, 9 og 10. Desuden har arbejdet i kapitel 11 været støttet af Forskningscenter for Økologisk Jordbrug.

Arbejdet har været diskuteret i en arbejdsgruppe i forbindelse med VMPIII. Gruppens medlemmer var Jørgen E. Olesen (formand), Søren O. Petersen (sekretær), Bent T. Christensen, Martin R. Weisbjerg, Sven G. Sommer, Svend Morsing, Hans Benny Rom & Niels Erik Andersson, Danmarks JordbrugsForskning, Steen Gyldenkærne & Mette Hjorth Mikkelsen, Danmarks Miljøundersøgelser, Brian H. Jacobsen, Jens Abildtrup og Kurt Hjort-Gregersen, Fødevareøkonomisk Institut, Lars Vesterdal, Skov og Landskab, KVL, Anne Mette K. Jørgensen, Danmarks Meteorologiske Institut, Jette Petersen & Lars Bach Jensen, Fødevareministeriet, Departementet, Kitt Bell Andersen & Søren Mark Jensen, Skov og Naturstyrelsen, Christian P. Ibsen, Miljøstyrelsen, Kristian Møller, Finansministeriet. Arbejdet har endvidere været diskuteret i en arbejdsgruppe i forbindelse med evaluering af tiltag til reduktion af emissioner i de ikke-kvotebelagte sektorer. Gruppens medlemmer var Ulla Blatt Bendtsen, Lars Klem Nielsen, Camilla Damgaard & Trine Nielsen, Miljøstyrelsen, Lars Bach Jensen, Fødevareministeriet, Søren Tafdrup, Energistyrelsen, Jørgen E. Olesen, Danmarks JordbrugsForskning, Steen Gyldenkærne & Mette Hjorth Mikkelsen, Danmarks Miljøundersøgelser, Brian H. Jacobsen, Jens Abildtrup & Kurt Hjort-Gregersen, Fødevareøkonomisk Institut, og Lars Vesterdal, Skov og Landskab, KVL.

Sammendrag

Jordbrugets andel i den samlede danske udledning af drivhusgasser er beregnet til at udgøre ca. 18% eller ca. 10,2 mio. ton CO₂-ækv i 2003. Udledningerne er især knyttet til metan fra husdyrenes fordøjelse og fra gødningshåndteringen samt til lattergas fra omsætning af kvælstofgødninger i marken. Den fortsatte effektivisering af produktionen har i perioden 1990 til 2003 medført et fald i udledningen på ca. 3,2 mio. t CO₂-ækv. pr. år, svarende til ca. 24% af landbrugets udledning i 1990. Det skyldes især Vandmiljøplanerne, der har ført til en større gødningsudnyttelse og dermed til et fald i lattergasudledningen. Hertil kommer et svagt faldende forbrug af fossil energi i landbruget, samt et fald i kalkforbruget, som også giver en reduceret udledning af CO₂. Landbrugets mineraljorde er beregnet at have en netto-optagelse af CO₂, bl.a. som følge af ophør af halmafbrænding, øgede brakarealer og anvendelse af efterafgrøder. Opdyrkning af humusjorde er derimod beregnet til at udgøre en stor kilde til CO₂. Samlet er der for perioden 1990 til 2003 beregnet en reduktion i netto-udslippet af CO₂ fra landbrugsjord. Lagring af kulstof i hegn og ved skovrejsning udgør næsten lige store optag for CO₂. Såvel den absolutte størrelse af udledningerne fra jordbruget som ændringen over tid er behæftet med betydelig usikkerhed, da beregningerne bygger på de lang række forudsætninger og forenkledte antagelser.

Danmark har under Kyoto-protokollen forpligtet sig til en reduktion af udledningen af drivhusgasser på 21% i perioden 2008-12 målt i forhold til 1990. Emissionerne fra energisektoren og visse energiforbrugende industrier er reguleret af EU's kvotedirektiv. Disse omsættelige kvoter fastsætter indirekte prisen på CO₂-udledningen gennem prissætning af kvoterne, som forventes at ligge på under 100 kr per ton CO₂-ækv. Danmark er dog langt fra at opfylde målsætningerne, og det kan føre til betydelige stramminger af kvoterne, hvis der ikke opnås yderligere reduktioner i de ikke-kvotebelagte sektorer (især transport og landbrug). Ved vurderingen af mulige tiltag i disse sektorer skal den velfærdsøkonomiske omkostning vurderes i forhold til regeringens pejlemærke på 120 kr pr. ton CO₂-ækv.

I rapporten gives en gennemgang af nogle mulige tiltag til yderligere reduktioner af emissionerne af lattergas og metan fra landbruget, lagring af kulstof i skov- og landbrug samt reduktion af energiforbruget.

En reduktion i energiforbruget kan især opnås i væksthushavet, og her synes især en forbedret klimastyring, evt. i kombination med bedre isolering at være en oplagt og omkostningseffektiv mulighed. Desuden er det muligt at reducere energiforbruget ved jordbearbejdningen i landbruget.

Udledningen af metan fra husdyrenes fordøjelse kan reduceres ved ændret fodring eller ved anvendelse af metanhæmmende stoffer. De metanhæmmende stoffer synes p.t. at være for dyre i anvendelse eller at have andre uheldige egenskaber. En øget anvendelse af fedt i kvægfoderet har et betydeligt potentiale til reduktion af metan fra kvæget, og tiltaget er omkostnings-

neutralt for landmændene. Der er dog ikke nogen egentlige tilskyndelser for landmændene til anvendelse af øget fedt i foderet, og det kan være vanskeligt at finde et passende virkemiddel. En øget anvendelse af fedt i foder vil således influere på systemet af mælkekvoter, der opgøres i kg mælkefedt.

Der er en række muligheder for at reducere udledningerne af metan og lattergas fra husdyrgødningen. Især har behandling af gyllen i biogas-fællesanlæg et potentiale for betydelige omkostningseffektive emissionsreduktioner. Der er dog også muligheder ved nye teknologiske tiltag, herunder hyppigere udslusning af gylle til lager samt etablering af flydelag og fast overdækning på gyllebeholdere. Effekterne på metanemissionen af disse tiltag er dog ikke godt nok dokumenteret til at kunne indregnes i Kyoto-forpligtelsen. Dette gælder dog ikke for biogasfællesanlæg, hvor alle effekterne medregnes i den seneste opgørelsesmetode. Endelig er der muligheder for reduktioner ved f.eks. afbrænding af fast husdyrgødning.

Udledningen af lattergas kan formindskes ved at mindske anvendelsen af kvælstofgødninger og ved at reducere tabet ved ammoniakfordampning og nitratudvaskning. Sådanne tiltag resulterer dog i velfærdsøkonomiske omkostninger på 400-600 kr pr. ton CO₂-ækv. Andre muligheder er at introducere en dyrkningspraksis, som kan dokumenteres at reducere emissionen af lattergas fra en given mængde udbragt kvælstofgødning, f.eks. delt gødskning, undgå nitratholdige gødninger i foråret, undgå handelsgødning samtidigt med husdyrgødning, anvendelse af nitrifikationshæmmere i gødningen, og biogasbehandling af gylle. Samlet set vurderes en optimeret gødningsanvendelse potentielt at kunne reducere lattergasemissionen fra handels- og husdyrgødning med 25-50%, svarende til 0,6 til 1,1 mio. tons CO₂-ækv pr. år. Dette vil dog forudsætte en målrettet forsknings-, udviklings- og rådgivningsindsats.

Et andet vigtigt aspekt er jordens potentiale for at kunne lagre betydelige mængder kulstof. Kulstofindholdet i landbrugsjord kan især påvirkes gennem tilførslen med afgrøderester og husdyrgødning. Desuden spiller jordbearbejdningens intensitet en rolle for kulstoflagringen. Det er dog ikke tilstrækkeligt afklaret, om reduceret jordbearbejdning kan øge jordens kulstofindhold under danske forhold. Stigningen i jordens kulstoflager er særlig stor under græsmarker, og en del af kulstoflagringen sker under pløjelaget. Tiltag, der medfører en øget kulstoflagring i jorden, vil kun virke over en vis periode, indtil en ny ligevægt i jordens kulstofindhold er opnået. En undtagelse fra dette er den betydelige ændring, der sker i jordens kulstoflager ved retablering af vådområder på organiske jorde. I skovbruget er der desuden muligheder for at lagre kulstof i skovens vedmasse, og både land- og skovbruget har yderligere muligheder for gennem produktion af biomasse at substituere fossil energi.

Samlet set vil jordbruget formentlig kunne bidrage til en netto reduktion af samfundets udledninger af drivhusgasser med yderligere 1-3 mio ton CO₂-ækv. pr. år, hvilket svarer til 1-4% af Danmarks samlede udledninger. Heraf udgør muligheder for en forbedret gødningspraksis samt for dyrkning af energiafgrøder størstedelen. En række tiltag bl.a. omkring energiafgrøder, biogas og ændret kvægfodring har således betydelige potentialer samt velfærdsøkonomi-

ske omkostninger, der ligger under pejlemærket på 120 kr pr. ton CO₂-ækv. For flere af disse tiltag er der dog væsentlige barrierer for implementering, som der må tages hånd om først. Desuden findes der en række andre muligheder for at reducere emissionerne af metan og lat-tergas. Det kræver dog yderligere forskning og udvikling inden der foreligger tilstrækkelig dokumentation til, at de kan anvendes i praksis og inkluderes i emissionsopgørelserne.

Summary

The share of agriculture in the total Danish greenhouse gas emissions has been estimated at 18%. The emissions are particularly associated with methane from enteric fermentation and manure management and with nitrous oxide from turnover of nitrogen in soils. The increase in production efficiency during the period from 1990 to 2003 has reduced the emission by ca. 3.2 mio. t CO₂-eq. per year, corresponding to a reduction of 24%. These reductions are particularly associated with the Aquatic Action Plans, which have led to increasing nitrogen use efficiencies and thus a reduction in nitrous oxide emissions. There has also been a small decline in fossil energy use in agriculture, and a reduction in use of lime, which according to the national emissions inventory reduces the CO₂ emissions. The agricultural mineral soils are estimated to be a net sink of CO₂, primarily because of abandonment of field burning of straw and because of set-aside and increased use of catch crops. However, the cultivation of organic soils is estimated to be a large source of CO₂. In total, a net reduction in CO₂ emissions from Danish soils have been estimated for the period from 1990 to 2003. The carbon sequestration in hedge rows and by afforestation are estimated to be of equal size. Both the absolute size of the greenhouse gas emissions from agriculture and forestry as well as the changes over time are associated with large uncertainties, because the estimates are based on the simple assumptions included in the inventory methodology.

Denmark has a commitment under the Kyoto Protocol of a reduction in greenhouse gas emissions of 21% during the period 1990 to 2008/12. The emissions from the energy sector and certain energy consuming industries are regulated by the EU directive on emissions quota. However, Denmark has a large deficit between the commitment and the projected emissions, which may lead to substantial reductions in available quotas, unless additional reductions can be obtained in the non-quota sectors, in particular transport and agriculture. In the assessment of possible measures in these sectors the welfare economic costs of such measures must be evaluated against a benchmark of 120 DKK per ton CO₂-eq set by the Danish government.

A reduction in the energy consumption can be obtained in greenhouse horticulture, where improved climate control, possibly in combination with better insulation, appears to be an attractive and cost-effective option. There are also some possibilities for reducing the energy use associated with soil tillage in agriculture.

The emissions of methane from enteric fermentation by dairy cows can be reduced by changing the feeding practices or by use of methane inhibitors. The methane inhibitors are either too costly in use or have undesirable effects. An increased use of fats in the feed for cattle has a considerable potential to reduce methane emissions from dairy cattle, and this mitigation option seems to be cost-neutral for the farmers. However, there are no direct incentives to increase the use of fats in the feed, and it may be difficult to design proper measures and incentives.

There are a number of options for further reducing the emissions of methane and nitrous oxide from animal manure management. In particular, use of slurry for biogas has a potential for considerable emissions reductions at an attractive cost-effectiveness. New technologies may also offer some attractive reduction options, e.g. frequent removal of slurry from the house to an outside slurry tank, establishment of surface crusts on stored slurry, and solid covers on the slurry stores. However, the effects of these measures on methane emissions are not sufficiently documented to be included in the Kyoto commitment. Finally, there may also be possibilities for reducing emissions from solid manures, e.g. by incineration of the manures.

The emissions of nitrous oxide may be reduced by reducing the use of nitrogen fertilisers and by reducing the losses through ammonia volatilisation and nitrate leaching. However, such measures generally result in welfare economic costs of 400 to 600 DKK per CO₂-eq. Another option is to introduce cropping practices, which may be documented to reduce nitrous oxide emissions from a given amount of nitrogen in applied fertiliser or manure. This may be obtained by split fertilisation, avoiding nitrate-containing fertilisers in early spring, avoiding simultaneous application of mineral fertilisers and animal manures, use of nitrification inhibitors, and anaerobic digestion of slurries. Such improved fertiliser and manure management measures are estimated to have a potential for reducing emissions by 25 to 50%. However, a proper implementation of this will require a targeted effort within research, development and advice.

The soil has a potential to sequester substantial amounts of carbon. The carbon content of agricultural soils may be affected through inputs of crop residues and animal manure. The intensity of soil tillage also plays a role for soil carbon storage. It is, however, not yet sufficiently clear whether current reduced tillage practices will lead to increased carbon storage of Danish soils. The increase in soil carbon content is particularly large in grasslands, and a part of this carbon is stored beneath the ploughing layer. Mitigation options that increase the soil carbon content will only work over a limited amount of time until a new equilibrium has been obtained in the soil carbon stock. An exception from this, is the considerable change in soil carbon content that occurs after conversion of organic soils to permanent wetlands. Forestry also offers possibilities of increasing the carbon stock in the wood of growing trees, and both agriculture and forestry can contribute biomass for substitution of fossil fuels.

It is estimated that Danish agriculture and forestry may contribute to a further reduction of emissions of greenhouse gases in Denmark by 1 to 3 mio. ton CO₂-eq per year. A number of measures, including energy crops, biogas and changes in cattle feeding, have considerable potentials and also welfare-economic costs that are lower than the benchmark of 120 DKK per ton CO₂. There may, however, be other barriers for implementation, which has to be taken into account. In addition, there are many other mitigation options, which have considerable potential, but which requires further research and development before they can be taken into practical use and included in the emissions inventories.

1. Muligheder for reduktion af drivhusgasemissioner i jordbruget

Jørgen E. Olesen

Danmarks JordbrugsForskning, Afd. for Jordbrugsproduktion og Miljø

Landbrugets andel i den samlede danske udledning af drivhusgasser er beregnet at udgøre ca. 18% eller ca. 10,2 mio. ton CO₂-ækv i 2003. Den høje andel skyldes, at Danmark er et udpræget landbrugsland med en stor husdyrintensitet. Udledningerne er især knyttet til metan fra husdyrenes fordøjelse og gødningshåndteringen og til lattergas fra omsætning af kvælstofgødninger i marken. Den fortsatte forbedring og effektivisering af produktionsmetoderne har i perioden 1990 til 2003 medført et fald i udledningen på ca. 3,2 mio. t CO₂-ækv. år⁻¹, svarende til ca. 24% af landbrugets udledning i 1990. Det skyldes især Vandmiljøplanerne, der har ført til en større gødningsudnyttelse og dermed til et fald i lattergasudledningen. Såvel den absolute størrelse af udledningerne fra jordbruget som ændringen over tid er dog behæftet med betydelig usikkerhed, da beregningerne bygger på de meget forenklede forudsætninger, der ligger i den nuværende metodik til estimering af drivhusgasemissioner.

Jordbruget (landbrug og skovbrug) vil formentlig kunne bidrage til en yderligere reduktion af samfundets udledninger af drivhusgasser med 1-3 mio t CO₂-ækv. år⁻¹. Heraf udgør muligheder for en forbedret gødningspraksis samt for dyrkning af energiafgrøder størstedelen. Dette er en væsentlig reduktion, set i lyset af den hidtidige opnået reduktion på 24% siden 1990, og en indsats som, vil kræve opfyldelse af en række forudsætninger. En række tiltag bl.a. omkring energiafgrøder, biogas og ændret kvægfodring har betydelige potentialer samt velfærdsokonomiske omkostninger, der er lavere end regeringens pejlemærke på 120 kr t⁻¹ CO₂-ækv. For flere af disse tiltag er der dog barrierer for implementering, der nødvendigvis må tages med i betragtning. Desuden findes en række yderligere muligheder for at reducere emissionerne af metan og lattergas samt øge kulstoflageret i jorden. En række af disse tiltag vil formentligt have lav omkostninger pr. reduceret ton CO₂-ækv., men kræver yderligere forskning og udvikling inden der foreligger tilstrækkelig dokumentation til at de kan anvendes i praksis og inkluderes i emissionsopgørelserne.

1.1 Baggrund

FN's klimakonvention, der blev underskrevet af 154 lande i Rio de Janeiro i 1992, udgør den globale ramme for imødegåelse af menneskeskabte klimaændringer. Konventionens formål er at opnå en stabilisering af atmosfærens indhold af drivhusgasser på et niveau, som kan forhindre farlig indvirkning på klimaet. Klimakonventionen er udgangspunkt for Kyoto-protokollen, der forpligtiger en række industrilande til en 5% reduktion i udledningen af drivhusgasser. Som følge af Kyoto-protokollen fra 1997 og den efterfølgende byrdefordelingsaftale i EU fra 1998 har Danmark en forpligtelse til i perioden 2008-2012 at reducere den gennemsnitlige årlige udledning af drivhusgasser (CO₂, metan, lattergas samt visse industrigasser) med 21% i forhold til basisåret 1990, svarende til godt 14,5 mio. t CO₂-ækv. år⁻¹. Den seneste

fremskrivning af den danske udledning af drivhusgasser viser en stigning fra 69,5 mio. t CO₂-ækv år⁻¹ i 1990 til 80,1 mio. t CO₂-ækv år⁻¹ i 2008/12, svarende til en stigning på 13% (Miljøstyrelsen, 2003). Hvis der korrigeres for elektricitetsimport i basisåret og forventet elektricitetseksport i forpligtelsesperioden, fås i stedet et fald i udledningen på 8%. Der er således et betydelig manko i forhold til målsætningen om en reduktion på 21%, såfremt den samlede danske udledning ikke korrigeres med import/eksport-faktoren. Dette skyldes især forventede stigninger i udledningerne fra transport-, industri- og handelssektorerne.

Landbrugets emissioner i 1990 blev af DMU opgjort til 13,4 mio. t CO₂-ækv med i alt 3,8 mio. t CO₂-ækv fra metan, 9,0 mio. t CO₂-ækv fra lattergas og 0,6 mio. t CO₂ fra kalkning og organiske jorde (Olesen et al., 2004; tabel 1.1).

Den danske regering offentliggjorde i februar 2003 ”En omkostningseffektiv klimastrategi” (Anonym, 2003). Det er en af målsætningerne i strategien, at bidragene til finansieringen af den samlede danske reduktions-forpligtigelse af drivhusgasser fordeles på sektorerne på en måde der er afbalanceret, dels i forhold til hvor meget den enkelte sektor i forvejen har bidraget til reduktion af drivhusgasudledningen, dels i forhold til de konkurrencemæssige og administrative hensyn, der også må tages. Der er i regeringens klimastrategi i den forbindelse fastsat et pejlemærke på 120 kr. pr. ton CO₂, når initiativernes berettigelse skal vurderes.

Drivhusgasemissionerne fra energisektoren og visse energiforbrugende industrier er reguleret af EU's kvotedirektiv. Den store forventede drivhusgasmanko i 2008/12 bevirker dog, at der må forventes en markant stramning af kvoterne, hvis Danmark skal opfylde sin forpligtelse under Kyoto-protokollen. Der er følgelig et ønske om, at reduktionspotentialet i de ikke-kvotebelagte sektorer (primært transport- og landbrugssektorerne) bliver analyseres nøje med henblik på at identificere flest mulige realiserbare tiltag. Dette forudsætter derfor, at tiltag inden for disse sektorer kan konkurrere med andre sektorer med hensyn til omkostningseffektivitet vurderet som den velfærdsøkonomiske omkostning (Anonym, 2003).

1.2 Emissionskilder

Landbrugsproduktionen medfører udledninger af metan (CH₄) og lattergas (N₂O), som bidrager til den menneskeskabte drivhuseffekt. Drivhuseffekten af metan og lattergas er hhv. 21 og 310 gange kraftigere end effekten af kuldioxid (CO₂). CO₂ fra biologiske processer er neutralt i forhold til drivhuseffekten, men ændringer i arealanvendelsen indenfor skov- og landbrug samt imellem de to arealanvendelser kan påvirke lagringen af kulstof i jord og dermed balancen mellem bundet og atmosfærisk CO₂. Landbruget har endvidere et energiforbrug (direkte og indirekte), som også bidrager til udledning af CO₂. Dette kan delvis kompenseres gennem udnyttelse af biomasse til energiproduktion.

Metan dannes ved nedbrydning af organisk stof under helt iltfrie forhold, som man bl.a. finder i dyrs fordøjelsessystem og i permanent vandmættede miljøer. Drøvtyggers fordøjelse er den

største enkeltkilde til metan i landbruget (kapitel 5 og 6), men også de øvrige husdyr bidrager til emissionerne. I gyllelagre er der gode betingelser for metanproduktion, afhængigt af gyllens sammensætning og af temperaturen i lageret (Hansen et al., 2004). Metanoxidation kan forekomme i flydelaget, og det vurderes at reducere metanemissionen med i størrelsesordenen 10%. Retablering af vådområder vil, på grund af den ændrede vandstand, forrykke balancen mellem metanproduktion og metanoxidation. Som følge heraf øges metanemissionen fra disse arealer.

Lattergas i jord dannes primært som mellemprodukt i det bakterielle kvælstofkredsløb. Dannelsen kan ske ved nitrifikation af ammonium til nitrat eller ved denitrifikation af nitrat til frit kvælstof (N_2). Processerne i N kredsløbet påvirkes af en række forhold i jorden, så som tilgængelighed af ilt og organisk stof, jordens pH og vandindhold (Olesen et al., 2004; kapitel 3 og 4). Af disse faktorer har især vandindhold og indholdet af organisk stof betydning for dannelsen af N_2O , idet vandindholdet er bestemmende for iltforholdene i jorden, mens organisk stof udgør energikilde for de mikrobielle processer. Denitrifikation forekommer primært under vandmættede forhold, mens nitrifikation er afhængig af en rigelig iltforsyning, der forekommer ved lavere vandindhold. Lattergasemissioner forekommer således fra hele landbrugets kvælstofkredsløb, dog primært fra jord og gødningslagre. Desuden tillægges der en emission til den mængde kvælstof, som tabes fra landbrugssystemet ved ammoniakfordampning og nitratudvaskning, da disse puljer omsættes i andre økosystemer med emissioner af lattergas til følge.

Mængden af kulstof (C) i landbrugs- og skovbrugssystemer udgøres primært af C i jordens organiske stof og i skovens vedmasse. Kulstoflageret i vedmassen påvirkes gennem skovplantning og gennem valg af træarter og skovdrift i øvrigt (Vesterdal og Anthon, 2004; kapitel 12). Mængden af kulstof i landbrugsjord påvirkes især gennem afgrødevalg, nedmuldning af planterester, tilførsel af husdyrgødning og jordbearbejdningsmetode (kapitel 4 og 9).

Landbrugets emission af metan og lattergas er opgjort til 12,8 mio. t CO_2 -ækv i 1990 faldende til 9,9 mio. t CO_2 -ækv i 2003, hvilket svarer til et fald på 22% (tabel 1.1). Hertil kommer emissioner fra energiforbrug samt forbrug af kalk og fra ændringer i jordens kulstofindhold. Her spiller især opdyrkningen af humusjorde en rolle for emissionerne. Nye opgørelser viser at ca. 166.000 ha humusjorde er af landbrugsmæssig betydning, heraf er de 131.000 ha i omdrift (Gyldenkerne et al., 2004). Den nuværende dyrkningsmåde af mineraljordene bevirker sandsynligvis at der sker en nettobinding af C (Heidmann et al., 2002; Gyldenkerne et al., 2004), men opgørelserne er behæftet med betydelig usikkerhed.

Udledningen af metan fra husdyrenes fordøjelse stammer især fra kvæg (70%) og svin (27%). Denne udledning har været svagt faldende over de sidste 20 år som følge af et fald i kvægbestanden, som kun delvist er opvejet af en stigende udledning pr. dyr. Samtidigt er der sket et skift i håndteringen af husdyrgødningen mod mere gyllebaserede systemer, som har en større

udledning af metan end systemer med fast staldgødning og ajle. Samlet set er der kun sket en mindre ændring i udledningen af metan fra landbruget (tabel 1.1).

Tabel 1.1. Udledning af drivhusgasserne metan, lattergas og kuldioxid fra dansk jordbrug i 1990 og 2003 angivet i mio. ton CO₂-ækvivalenter pr. år (Miljøstyrelsen, 2003; Mikkelsen et al., 2004; Olesen et al., 2004; Gyldenkerne et al., 2004; Vesterdal og Anthøn, 2004).

Udledning	Kilde	1990	2003	Ændring (%)
Metan (CH ₄)	Husdyr fordøjelse	3,05	2,66	
	Husdyrgødning	0,75	0,99	
	Reduktion biogasanlæg	0,00	-0,02	
	I alt	3,79	3,63	-4
Lattergas (N ₂ O)	Husdyrgødning	0,66	0,55	
	Afgræsning	0,29	0,27	
	Handelsgødning	2,35	1,17	
	Husdyrgødning udbragt	1,08	1,06	
	Slam udbragt	0,02	0,06	
	Ammoniak fordampning	0,53	0,38	
	Udvaskning	3,35	2,22	
	N-fiksering	0,27	0,20	
	Afgrøderester	0,35	0,32	
	Humusjorde	0,07	0,07	
	Reduktion biogasanlæg	0,00	0,01	
	I alt	8,97	6,31	-30
Kuldioxid (CO ₂)	Energiforbrug	2,42	2,13	
	Kalkning	0,56	0,23	
	Kulstof i mineraljorde	-0,14	-0,63	
	Kulstof i humusjorde	2,60	2,42	
	Hegn	0,02	-0,13	
	Skovrejsning	0,00	-0,11	
	Andet	0,13	0,12	
	I alt	5,59	4,03	-26

Udledningen af lattergas fra landbruget er faldet med 30% over perioden 1990 til 2003 (tabel 1.1), primært som følge af et fald i anvendelsen af handelsgødning og i kvælstofudvaskningen fra landbrugsjorden. En stor del af dette fald kan tilskrives Vandmiljøplanerne (Olesen et al., 2004).

Der har været et svagt faldende energiforbrug i landbruget i perioden fra 1990 til 2003 (tabel 1.1), formentlig især som følge af en effektivisering i markdriften. Der har været et kraftigt fald i landbrugets kalkforbrug, hvilket formentlig kan tilskrives en mindsket forsuring af landbrugsjorden som følge af lavere svovludslip og reduceret anvendelse af kvælstofgødning.

ger i landbruget (Gyldenkærne et al., 2004). Landbrugets mineraljorde er beregnet til at udgøre et netto-dræn for CO₂, bl.a. som følge af ophør af halmafbreænding og øgede brakarealer og anvendelse af efterafgrøder. Opdyrkning af humusjorde er derimod beregnet at udgøre en stor kilde til CO₂ frigivelse. Samlet er der for perioden 1990 til 2003 beregnet en reduktion i netto-udslippet af CO₂ fra landbrugsjord, som dog er behæftet med meget stor usikkerhed (Gyldenkærne et al., 2004). Lagring af kulstof i hegn og ved skovrejsning udgør næsten lige store optag af CO₂ i perioden 1990 til 2003 (tabel 1.1). Over tid vil skovrejsningen dog bidrage mere, da mellemaldrende skov optager mere kulstof i vedmassen end nyplantet skov (Vesterdal og Anthon, 2004).

1.3 Emissionsopgørelser

Den nationale opgørelse af drivhusgasemissionerne under FN's klimakonvention sker i henhold til metoder fastsat af FN's klimapanel (IPCC, 1997, 2000; Penman et al., 2004). Der er dog sket en vis tilretning af metoderne til anvendelse i Danmark (Gyldenkærne et al., 2004; Mikkelsen et al., 2004; Vesterdal og Anthon, 2004). Grundlæggende handler opgørelserne om at multiplicere aktivitetsdata (antal, areal) med emissionsfaktorer. Aktivitetsdata bliver ofte baseret på det enkelte lands egne opgørelser som eksempelvis landbrugsstatistikken (Petersen et al., 2002). En afvigelse fra IPCC's procedurer og standardværdier for emissionsfaktorer forudsætter grundig dokumentation.

Der opereres med to kilder til metan, hhv. husdyrs fordøjelse og lagre med husdyrgødning. For begge kilder er emissionen knyttet til antallet af dyr indenfor forskellige husdyrkategorier, mens lagringsmetoden (f.eks. gylle, fast staldgødning) er prædefineret for den enkelte staldtype. Der kan benyttes standardemissionsfaktorer for de enkelte husdyrkategorier og staldsystemer. I den danske opgørelse beregnes dog emissionsfaktorer fra fordøjelsen ud fra stofskifteberegninger under danske forhold.

I modsætning til metanemissioner som er knyttet til antal husdyr, så tages der for lattergas udgangspunkt i kvælstofmængder. Kilderne omfatter lagre med husdyrgødning, handels- og husdyrgødning der tilføres dyrkningsjorden, biologisk kvælstoffiksering, afgrøderester, opdyrkning af organiske jorde samt indirekte emissioner fra atmosfæriske tab (ammoniak, kvælstofilter) og kvælstofudvaskning. I den danske opgørelse benyttes i vidt omfang data fra de danske normsystemer til beregning af husdyrgødningsmængder, kvælstoffiksering og kvælstoftab (ammoniak og nitratudvaskning), hvorimod IPCC's standardværdier for emissionsfaktorer benyttes. Der anvendes generelt en emissionsfaktor på 1,25% af stort set al N tilført jorden, hvorimod emissionfaktorer for N tabt ved ammoniakfordampning og nitratudvaskning er henholdsvis 1 og 2,5%.

Nettoemissionerne af CO₂ fra landbrugets og skovbrugets arealanvendelse, dvs. ændringer af kulstof i vedmasse og i jord, opgøres forskelligt afhængig af vegetationstype. Ved beregning af tilvækst af kulstof i skovrejsning indgår informationer om alder og type af skov (Vesterdal

og Anthon, 2004). Tilsvarende beregninger indgår ved fastlæggelse af kulstof i vedmassen i frugtplantager og hegn (Gyldenkerne et al., 2004). Derimod kræver opgørelsen af kulstofindholdet i jord en opdeling i forskellige jordtyper (især mineraljord og organisk jord) og i forskellig arealanvendelse, herunder afgrødetyper og tilførelse af organisk stof med planterester og husdyrgødning (Gyldenkerne et al., 2004).

De beregnede emissioner af metan og lattergas indgår umiddelbart som grundlag for opgørelse af Kyoto-forpligtelsen. Derimod skelnes der i Kyoto-protokollen mellem fluxe af CO₂ som kan tilskrives skovrydning, skovrejsning og gentilplantning (artikel 3.3), og fluxe af CO₂ som kan tilskrives ændret skovdyrkning og ændret dyrkning af landbrugsafgrøder og græsmarker (artikel 3.4). Fluxene af CO₂ under artikel 3.3 vedrører kulstof, som lagres i de nye skoves vedmasse og jord. Da skovrejsning på tidligere landbrugsjord er den dominerende ændring i arealanvendelsen, inddrages udelukkende kulstoflagringen ved skovrejsning. Fluxene under artikel 3.4 vedrører ændringer i vegetationens og jordens C-lager. Fluxen af C til og fra biomasse og mineraljord skal under Kyoto-protokollen opgøres efter et netto-netto princip, hvor fluxen beregnes som ændringshastigheden for C-lagring i opgørelsesperioden (2008-2012) minus ændringshastigheden for C-lagring i referenceåret (1990). Ændringshastigheden kan beregnes på forskellig vis, men metoden skal være den samme i opgørelsesperioden som i referenceåret. Danmark har valgt at gøre brug af bidraget fra skovrejsning under artikel 3.3, hvorimod der endnu mangler en stillingtagen til om der skal gøres brug af mekanismerne under artikel 3.4.

1.4 Effekt af Vandmiljøplaner

For at reducere udledningen af kvælstof fra landbruget er der siden 1985 gennemført en række handlingsplaner. Det vurderes, at handlingsplanerne har reduceret udslippet af drivhusgasser med ca. 2,2 mio. t CO₂-ækv. år⁻¹ (Olesen et al., 2004). Reduktionen skyldes udelukkende den ændrede kvælstofbalance i landbruget. Især bidrager reduktionen i anvendelsen af handelsgødning og i kvælstofudvaskning til en mindre beregnet udledning af lattergas.

Primo 2004 blev der indgået et politisk aftale omkring VMP-III. Ved vurdering af effekten af denne aftale på landbrugets udledning af drivhusgasser tages udgangspunkt i Olesen et al. (2004). Der er her alene lavet en vurdering på effekten på udledningen frem til 2012, da den første forpligtigelsesperiode i Kyoto-protokollen dækker perioden 2008-12. Tiltagene i udspillet til VMP-III dækker to perioder, 2004-09 og 2009-15, som delvis overlapper Kyoto-forpligtigelsesperioden. Der er derfor her lavet et skøn for hvor stor en del, der vil komme til at få effekt i 2008/12.

For 2003, der er udgangsåret for VMP-III, er der i klimarapporten beregnet en udledning på 10,24 mio. t CO₂-ækv. fra landbruget. Heraf stammer ca. 60% fra udledningen af lattergas og

hovedparten af den øvrige udledning stammer fra metan. Tiltagene i VMP-III vil hovedsageligt påvirke udledningen af lattergas.

I den politiske aftale om VMP-III af 30. april 2004 indgår elementer af forskellig art. Effekten af strukturudviklingen er i klima-rapporten indregnet i basisfremskrivningen, og her regnes med et fald frem til Kyoto-forpligtigelsesperioden på 0,17 mio. t CO₂-ækv. år⁻¹. Hertil kommer en forventet effekt af en delvis afkobling af EU's landbrugsstøtte på 0,23 mio. t CO₂-ækv. år⁻¹. Set under et vil dette føre til en reduktion af drivhusgasudledningen med 0,40 mio. t CO₂-ækv. år⁻¹ fra 10,24 mio. t CO₂-ækv. år⁻¹ i 2003 til 9,84 mio. t CO₂-ækv. år⁻¹ i 2008/12.

Skovrejsning medfører en reduktion af gødningsanvendelse, nitratudvaskning og ammoniakfordampning. Desuden vil der blive lagret kulstof i træernes vedmasse. Den sidste effekt afhænger dog af skovens alder og er mindst umiddelbart efter skovrejsningen (Vesterdal og Anthøn, 2004). I de nærværende beregninger er der for alle disse faktorer benyttet de forudsætninger, som er anført i Olesen et al. (2004). Dette fører til, at en skovrejsning på 11.400 ha giver en reduktion i drivhusgasemissionerne på ca. 44 kt CO₂-ækv. år⁻¹. For skovrejsningen i perioden 2009-2015 medregnes her kun halvdelen som effekt på Kyoto-forpligtigelsesperioden 2008/12. Det skal dog bemærkes, at den del af skovrejsningseffekten, der vedrører kulstoflagring, allerede er medtaget i de foreliggende basisfremskrivninger for skovrejsning i Danmark. VMP-III-aftalens skovrejsningsdel er således med til at sikre, at der fortsat afsættes støttemidler til skovrejsning, men der er ikke tale om en selvstændig yderligere effekt i forhold til basisfremskrivningen. Der er desuden en effekt af den reducerede kvælstofanvendelse på udledningen af lattergas, som udgør 14 kt CO₂-ækv år⁻¹.

Ved udtagning af arealer til vådområder sker en reduktion i gødningsanvendelse, nitratudvaskning og tilbageførslen af planterester, som reducerer udledningen af lattergas. Endvidere vil en hævnning af grundvandstanden på disse ofte humusrige jorde reducere den udledning af lattergas, der sker under omsætning af jordens organiske stof. Samtidigt vil hævnning af grundvandstanden dog føre til større udledninger af metan. Til gengæld vil der i vådområder forekomme en øget lagring af kulstof i jorden. Hvis der med udgangspunkt i Olesen et al. (2004) alene medtages reduktionen i udledningen af lattergas, vil etablering af vådområder på 4000 ha føre til en reduktion i drivhusgasudledningerne på ca. 15 kt CO₂-ækv. år⁻¹. Dette reduceres til ca. 10 kt CO₂-ækv. år⁻¹, hvis de øvrige effekter på drivhusgasser medregnes.

De yderligere ordninger til Miljøvenligt Jordbrug (MVJ) på ca. 4.000 ha forudsættes alene at påvirke kvælstofanvendelsen og nitratudvaskningen, og begge effekter forudsættes i gennemsnit at andrage 100 kg N ha⁻¹. Dette giver en reduktion i udledningen af lattergas svarende til 7 kt CO₂-ækv. år⁻¹. Hertil kommer, at 20-årige ordninger for ændret afvanding overgår til vådområder, hvilket også har en effekt.

Ved etablering af efterafgrøder reduceres nitratudvaskningen, og dette giver samtidigt grundlag for at nedsætte gødningsanvendelsen. I VMP-III forudsættes etablering af efterafgrøder på 40.000 ha i perioden 2005-09 og yderligere 85.000 ha i perioden 2009-15, hvilket samlet giver en reduktion i nitratudvaskningen på 4600 t N år^{-1} . Det forudsættes her, at dette vil føre til en reduktion i gødningsanvendelsen svarende til halvdelen af reduktionen i udvaskningen. Dette giver en samlet reduktion i lattergasemissionerne på 70 kt CO_2 -ækv. år^{-1} . For efterafgrøder i perioden 2009-2015 medregnes her kun halvdelen som effekt på Kyoto-forpligtigelsesperioden 2008/12, hvilket giver en effekt for 2008/12 på 51 kt CO_2 -ækv. år^{-1} . Der vil derudover være en effekt på øget kulstoflagring i jorden, som dog ikke er medregnet her.

Stramning af udnyttelseskravet for minkgødning, svarende til en reduktion i N-udvaskningen på 100 t N år^{-1} , forudsættes at føre til en reduktion i anvendelsen af handelsgødningen på 330 t N år^{-1} . Dette giver en reduktion i lattergasemissionerne på 3 kt CO_2 -ækv. år^{-1} .

En generel skærpelse af kravet til udnyttelse af husdyrgødningen på 4,5-5% ventes at føre til en reduktion i nitratudvaskningen på 2900 t N år^{-1} . Dette forudsættes her at føre til en reduktion i anvendelsen af handelsgødning på 9700 t N år^{-1} og en reduktion i ammoniakfordampningen på 200 t N år^{-1} . Samlet giver dette en reduktion i lattergasemissionen på 95 kt CO_2 -ækv. år^{-1} . Da dette krav først forventes inddraget i perioden 2009-15 er kun halvdelen af effekten medregnet i Kyoto-forpligtigelsesperioden 2008/12.

Tabel 1.2. Beregnede effekter af tiltag i Vandmiljøplan III på udledningen af drivhusgasser.

Indsatsperiode	Tiltag	Effekt (kt CO_2 -ækv. år^{-1} 2008/12)	
		Indeholdt i basisfremskrivning	Yderligere reduktion ved VMP III
Generel udvikling	Strukturudviklingen	170	
	CAP-reformen	230	
2005-2009	Skovrejsning på 11.400 ha	30	14
	Vådområder på 4000 ha		15
	MVJ		7
	Efterafgrøder		32
	Stramning af udnyttelseskrav for minkgødning		3
2009-2015	Skovrejsning på 11.400 ha	15	7
	Efterafgrøder		38
	Skærpet krav til udnyttelse af husdyrgødning		48
I alt		445	164

De forventede effekter af virkemidlerne 2005-2009 og 2010-2015 i Regeringens justerede udspil til VMP-III på udledningen af drivhusgasser i 2008-12 fremgår af nedenstående tabel. Der beregnes en samlet reduktion på ca. 0,16 mio. t CO₂-ækv. år⁻¹ i forhold til basisfremskrivningen. Dette svarer til 1,2% af landbrugets udledning af drivhusgasser i 1990, som er basisåret for forpligtelserne i Kyoto-protokollen, eller ca. 0,2 % af den samlede danske udledning i 1990.

1.5 Reduktionsmuligheder

Der findes en række muligheder inden for landbruget for yderligere at reducere udledningen af drivhusgasser. Her peges kun på et udvalg af disse muligheder. For nogle af disse er der fortsat brug for forskning og udvikling inden de tages i anvendelse, hvorimod af andre begrænses af nuværende støtteordninger, beskatningssystemer o.l. Generelt har kun få af mulighederne en omkostningseffektivitet, der ligger under Regeringens pejlemærke på 120 kr t⁻¹ CO₂-ækv (tabel 1.3).

Med hensyn til jordbrugets energiforbrug kan peges på energiforbruget i marken, hvor indførelse af reduceret jordbearbejdning (kapitel 4) og mere effektiv vanding vil være oplagte muligheder. Vurderet i forhold til det samlede energiforbrug, så vil disse tiltag dog formentlig kun bidrage lidt. Et større bidrag kan fås ved at reducere energiforbruget i væksthushavterier (kapitel 7 og 8), og her synes især en forbedret klimastyring, evt. i kombination med bedre isolering at være en oplagt og omkostningseffektiv mulighed (tabel 1.3).

Udledningen af metan fra husdyrenes fordøjelse kan reduceres ved ændret fodring (kapitel 7), eller ved anvendelse af metanhæmmende stoffer (kapitel 6). De metanhæmmende stoffer synes p.t. at være for dyre i anvendelse eller at have andre uheldige egenskaber. En øget anvendelse af fedt i kvægfoderet har et betydeligt potentiale for at kunne reducere metanudledningen fra kvæg og tiltaget er omtrent omkostningsneutralt for landmændene (tabel 1.3). Der er dog heller ikke nogen egentlige tilskyndelser for landmændene til øget anvendelse af fedt i foderet, og det kan være vanskeligt at designe et passende virkemiddel. Dette skyldes bl.a., at mælkekvoteordningen måles i kg. mælkefedt. Et forøget indhold af fedt i foderet vil derfor påvirke landmændenes mælkekvotesystem.

Der er en række muligheder for at reducere udledningerne af metan og lattergas fra husdyrgødningen. Da gødningshåndteringen i Danmark domineres af gyllesystemer, er der størst potentiale i at reducere metanudledningen fra gyllelagre. Dette kan ske ved bioforgasning af gyllen, hvilket reducerer metanudledning fra gyllelagringen, lattergasemissionen fra udbragt gylle samt substituerer fossil energi (Sommer et al., 2001). Biogas fællesanlæg har da også et lav nettoomkostning pr. reduceret ton CO₂-ækv (tabel 1.3), samtidig med at der er et betydeligt potentiale for emissionsreduktioner.

Reduktionen af ammoniakfordampning fra stald og lager ved nye teknologiske tiltag, herunder hyppigere udslusning af gylle til lager samt etablering af flydelag og fast overdækning på gyllebeholdere, skønnes at kunne reducere metanemissionen fra gyllelagrene med ca. 65 kt CO₂-ækv. år⁻¹ og den indirekte lattergasemission fra ammoniakfordampning med ca. 26 kt CO₂-ækv. år⁻¹ (Hansen et al., 2004). Effekterne på metanemissionen er dog ikke tilstrækkeligt dokumenteret til at de kan inkluderes i den nationale opgørelse og dermed indregnes i Kyoto-forpligtelsen.

Lagre med fast husdyrgødning kan medføre betydelige emissioner af metan og lattergas. Dette vil også gælde for den faste fiberfraktion efter separering af gylle. Overdækning af lagre med fast gødning er i forsøgspstillinger fundet at kunne reducere disse emissioner betydeligt (Hansen, 2004). En anden mulighed er at afbrænde den faste husdyrgødning. Det er således beregnet, at afbrænding af den danske produktion af fjerkrægødning på 781.000 t ville føre til en reduktion i drivhusgasudledningerne på ca. 85 kt CO₂-ækv. år⁻¹ (Gyldenkerne, 2004). Heri er dog ikke indregnet, at der vil være et energiforbrug til produktion af den handelsgødning, som skal erstatte fjerkrægødningen, samt at afbrændingen vil substituere fossil energi.

I forhold til den nuværende nationale opgørelse kan udledningen af lattergas primært reduceres ved at mindske gødningsmængden samt reducere tab ved ammoniakfordampning og nitratudvaskning. Sådanne tiltag, som i tabel 1.3 bl.a. vedrører efterafgrøder, reduceret N-kvote og afgift på N-balancen, resulterer generelt i omkostninger på 400-600 kr t⁻¹ CO₂-ækv.

En anden mulighed er at introducere en dyrkningspraksis, som dokumenterbart kan at reducere emissionsfaktoren for lattergas fra udbragt kvælstofgødning (afsnit 3). Dette vil bl.a. involvere en bedre tilpasning af gødskningen til afgrødens behov, herunder brug af delt gødskning. I det tidlige forår bør tilførsel af især nitratholdig handelsgødning undgås. Tilsvarende bør nitratholdige handelsgødninger ikke udbringes på tidspunkter, hvor der også tilføres husdyrgødning. Nitrifikationshæmmere vil kunne reducere emissionen af lattergas fra ammoniumholdige handelsgødninger og muligvis fra husdyrgødning med en omkostningseffektivitet, der muligvis er acceptabel (tabel 1.3). Samlet set vurderes en optimeret gødningsanvendelse af kunne reducere lattergasemissionen fra handels- og husdyrgødning med 25-50%, svarende til 0,6 til 1,1 mio. t CO₂-ækv. år⁻¹. Disse virkemidler udgør dermed en relativ stor andel af de skønnede samlede potentiale indenfor jordbruget, og da virkemidlerne vil fordrø store ændringer/forbedringer i landmændenes driftspraktis vil dette forudsætte en målrettet forsknings-, udviklings- og rådgivningsindsats over en årrække.

Jorden har et potentiale for at kunne lagre betydelige mængder kulstof. Op mod 30% af det organiske stof i jord synes at være manipulerbart inden for en tidshorisont på 20-30 år, svarende til 40-50 t C ha⁻¹ (kapitel 9). Kulstofindholdet i landbrugsjord kan især påvirkes gennem tilførslen med afgrøderester og husdyrgødning. Mængden af afgrøderester påvirkes bl.a. gennem afgrødevalget. Desuden spiller jordbearbejdningens intensitet en rolle for kulstoflagringen. Det er dog ikke tilstrækkeligt afklaret, om reduceret jordbearbejdning kan øge jordens

kulstofindhold under danske forhold (kapitel 4). Stigningen i jordens kulstoflager er særlig stor under græsmarker (kapitel 11), og en del af kulstoflagringen sker under pløjelaget (kapitel 10).

Tiltag der medfører en øget kulstoflagring i jorden vil kun virke over en vis periode, indtil en ny ligevægt i jordens kulstofindhold er opnået. For at tiltagene skal virke over længere sigt, vil disse ændringer i arealanvendelse derfor skulle være permanente. En undtagelse fra dette er den betydelige ændring, der sker i jordens kulstoflager ved retablering af vådområder på organiske jorde (Petersen, 2004). Retablering af vådområder er dog et relativt dyrt tiltag, hvis det alene er effekten på drivhusgasemissioner, der vurderes (tabel 1.3).

Skovrejsning på landbrugsjord medføre både en reduktion i kvælstofudvaskningen samt lagring af kulstof i træernes vedmasse. Det fremgår af tabel 1.3, at tiltaget er forholdsvis dyrt set i forhold til reduktionen i drivhusgasser. Dette gælder dog kun for tiltaget vurderet i forhold til første forpligtigelsesperiode i Kyoto-protokollen (2008/12). Skovrejsningen vil give en betydeligt større kulstofbinding i senere forpligtelsesperioder, hvilket gør tiltaget væsentligt billigere (Vesterdal og Anthon, 2004). De positive sideeffekter er endvidere ofte meget store ved skovrejsning. Anlægges derfor en velfærdsøkonomisk betragtning, kan prisen pr. t CO₂ blive langt mindre og svinge mellem 540 kr og -580 kr afhængig af typen af skovrejsningsprojekt (Vesterdal og Anthon, 2004).

Der findes en række metoder til at fortrænge fossil energi gennem udnyttelse af biomasse til energiformål. Det er formentlig muligt at øge udtaget af halm fra landbruget og træflis fra skovbruget til anvendelse i kraftværker og halm- og stokerfyr (Christensen et al., 2002; Anthon et al., 2004; kapitel 13). Dette vil dog i landbruget reducere jordens kulstofindhold over en årrække, således at nettoeffekten bliver lidt mindre end den rene substitution af fossil energi (Christensen, 2004). Øget anvendelse af træflis fra skov samt dyrkning af flerårige energifrugter i landbruget, f.eks. pil eller elefantgræs, vil kunne gennemføres med en rimelig omkostningseffektivitet (tabel 1.3, kapitel 13) uden at det går ud over jordens kulstoflager (Olesen et al., 2001).

Bioforgasning af gylle og andre organiske affaldsstoffer vil kunne bidrage væsentligt til både el- og varmeproduktion. Dette vil for biogasfællesanlæg kunne ske med en acceptabel omkostningseffektivitet (tabel 1.3), når de øvrige positive sideeffekter inddrages (Nielsen et al., 2002). Sådanne biogasanlæg vil også kunne udnytte planterester, som pt ikke udnyttes i landbruget, og som ikke er egnede til forbrænding.

Tabel 1.3. Potentiale og omkostninger for gennemførelse af udvalgte tiltag til reduktion af jordbrugets udledning af drivhusgasser. I muligt omfang er inddraget værdisætning af sideeffekter i de velfærdsøkonomiske nettoomkostninger.

Tiltag	Potentiale mio. t CO ₂	Omkostning (kr t ⁻¹ CO ₂ -ækv.)		Forudsætninger	Kilde
		Drifts-øko.	Velfærds-øko.		
Klimastyring i væksthuse	0,08		-900	Ved 350 gartnerier	kapitel 2
Biobrændstoffer (f.eks. raps)	0,50		740	Potentiale afhænger af teknologi	Anonym (2003)
Flerårige energiafgrøder	1,00		-40 til 50	Halvdelen af græsbrak-arealet (100.000 ha)	Olesen et al. (2001)
Skovflis som biobrændsel	0,4-0,7	ca. 0		Udnyttelse af tyndingstræ og hugstafald	kapitel 13
Biogasfællesanlæg	0,25		40	Afgasning af 20% af den resterende gylle	Olesen et al. (2004)
Øget fedt i kvægfoder	0,48		-55	Ved 613.000 malkekøer	kapitel 2
Nitrifikationshæmmere	0,30		0 til 1520	Ved 200.000 t N år ⁻¹ i handelsgødning	kapitel 2
Afgift på N-balancen ¹	1,48		584	Ved afgift på 12 kr kg ⁻¹ N	Olesen et al. (2004)
Metanhæmmende stoffer	0,60	5500 til 6500		Ved 613.000 malkekøer	kapitel 2
Reduceret kvægbestand	0,30	320		Ved 10% reduktion	Olesen et al. (2004)
Reduceret svinebestand	0,16	580		Ved 10% reduktion	Olesen et al. (2004)
Reduceret N-kvote	0,41	485		10% yderligere reduktion af N-normer	Olesen et al. (2004)
Efterafgrøder	0,10	445		185.000 ha på husdyrgødede arealer	Olesen et al. (2004)
Udtagning i vådområder	0,11	765 til 955		Ved 20.000 ha udtaget af omdrift	Olesen et al. (2004)
Udtagning på højbund	0,13	2675 til 3555		Ved 100.000 ha omlagt til græs	Olesen et al. (2004)
Skovrejsning på højbund	0,38	940	-540 til 580	Ved 100.000 ha skovrejsning	Olesen et al. (2004)
Økologisk jordbrug	0,06	4560		Ved 100.000 ha omlagt til økologi	Olesen et al. (2004)

Driftsøkonomiske omkostninger afspejler virkningen for primærproducentens eller det offentlige økonomi, mens den velfærdsøkonomiske omkostning viser den samfundsøkonomiske værdi af tiltaget.

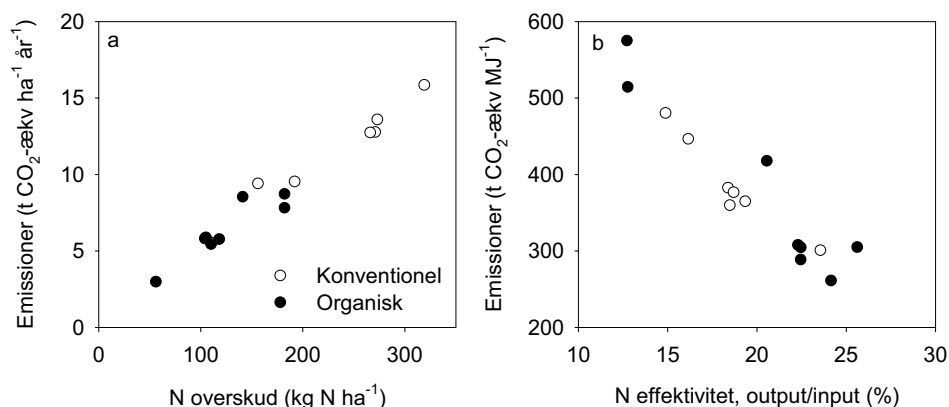
¹: Forudsætter ophævelse af en række administrative reguleringer af landbrugets kvælstofanvendelse (Jacobsen et al., 2004).

Der er desuden mulighed for i landbruget at producere afgrøder til produktion af bio-brændstoffer til brug i transportsektoren. Dette kan f.eks. være raps, som efter forestrøg kan anvendes som biodiesel (Simonsen og Gordon, 2004). Det er dog beregnet at være et tiltag med forholdsvis høje omkostninger (tabel 1.3). Rapsolie kan dog også bruges direkte uden forestrøg i landbrugsmaskiner, f.eks. traktorer (Jørgensen og Kristensen, 2004). Biomasse kan desuden benyttes til fremstilling af ethanol (alkohol), der vil kunne erstatte MTBE som tilsætningsstof i benzin (Thomsen, 2004). Ethanol kan med den nuværende teknologi især fremstilles fra sukker- og stivelsesholdig biomasse, men fremtidig teknologi vil formentlig også tillade ethanol fremstilling fra lignin- og celluloseholdigt materiale, f.eks. halm, træflis og andre planterester.

Flere af tiltagene i tabel 1.3 vil samtidig kunne reducere emissionen af drivhusgasser gennem flere mekanismer, f.eks. vil bioforgasning af gylle kunne reducere det direkte udslip af metan og lattergas fra gødningen, samtidig med at der sker en fortrængning af fossil energi.

Nogle af tiltagene involverer en reduktion i landbrugsproduktionens størrelse, f.eks. som følge af reduceret husdyrantal eller udtagning af arealer. På trods af at disse produktionsbegrænsende tiltag reducerer emissionerne af drivhusgasser på flere måder, har alle disse tiltag har nettoomkostninger på mere end 300 kr t⁻¹ CO₂-ækv.

På landbrugsbedrifter stammer drivhusgasemissionerne fra mange forskellige kilder. Dette gælder især for kvægbedrifter, hvor der er store metanemissioner fra køernes fordøjelse og store lattergasemissioner fra gødningshåndteringen. Ved modellering af drivhusgasemissioner fra en række europæiske modelbedrifter er der fundet en sammenhæng mellem de samlede drivhusgasemissioner på bedrifterne og kvælstofhusholdningen (figur 1.1). Emissionerne pr. arealenhed stiger med stigende kvælstofoverskud pr. arealenhed (figur 1.1a). Dette hænger sammen med at kvælstofoverskuddet generelt stiger med stigende husdyrintensitet og at lattergasemissionerne pr. arealenhed er nøje koblet til kvælstofinput og kvælstoftab. Emissionerne pr. produceret enhed falder ved stigende kvælstofeffektivitet på bedrifterne (figur 1.1b). Det er således muligt gennem god driftsledelse at øge bedriftens kvælstofeffektivitet og samtidigt opnå en betydelig reduktion af emissionerne pr. produceret enhed. Både kvælstofoverskuddet og kvælstofeffektiviteten kan forholdsvis let beregnes ud fra bedriftens regnskab og indgår også som parametre i et grønt regnskab. Værktøjet er således til rådighed for også forholdsvis enkelt at vurdere størrelsen af drivhusgasemissioner på den enkelte bedrift.



Figur 1.1. Drivhusgas emissioner fra europæiske malkekvægbedrifter afbildet som emission pr. ha mod bedriftens N-overskud (a), eller som emissionerne pr. energi-enhed i eksportet mælk, kød og planteprodukter mod bedriftens N-effektivitet (Olesen et al., 2005).

1.6 Implementering - muligheder og barrierer

De fleste af de nævnte tiltag vil skulle implementeres på de enkelte landbrug, gartnerier eller skovbrug, f.eks. ved ændring af kvægfodring, bedre anvendelse af gødninger eller dynamisk klimastyring. Nogle kræver dog samarbejde mellem landbrugsbedrifter, f.eks. biogasfællesanlæg, og andre kræver beslutninger på regionalt niveau, f.eks. udtagning af jord i vådområder. Mulighederne og barriererne for implementering af tiltagene vil være meget forskellige, afhængigt af på hvilken skala tiltaget skal implementeres samt af tiltagets karakter og omkostningseffektivitet.

Af tiltagene i tabel 1.3 er det kun den dynamiske klimastyring, der i sig selv giver så stor en økonomisk gevinst, at den allerede er under indførelse i væksthushusholdet. Øget fedttilsætning til kvægfoder giver kun en lille gevinst på kvægbrug, hvor der ikke er kvotebegrænsninger, og denne mulighed udnyttes formentlig allerede. På kvægbrug med kvotebegrænsninger er øget fedtandel i foderet imidlertid ikke økonomisk attraktiv. Det vil være svært at foretage en direkte regulering rettet mod foderfedt. Det vil formentlig ikke være muligt at give en højere afregning for fedt i forhold til protein i mælk, da der er et sundhedsmæssigt ønske om at reducere befolkningens fedtindtag. En afskaffelse af kvotesystemet, eller en ændring af kvotesystemet til en regulering efter indhold af værdistof i stedet for en regulering ud fra en basisfedtprocent ville øge incitamentet til at anvende foderfedt. Man kunne også tænke sig en egentlig regulering med opgørelse af foderregnskaber på den enkelte bedrift.

For nogle af tiltagene kan der peges på muligheden for frivillige aftaler, og for at inkludere opgørelse af metan- og lattergasemissioner samt kulstoflagring i jord og vedmasse i grønne

regnskaber, hvilket vil give et incitament til reduktion af emissionerne. Midlerne under EU's landdistriktsordninger, som p.t. bl.a. benyttes til at støtte Miljøvenligt Jordbrug (MVJ), kunne i højere grad målrettes mod også at reducere landbrugets drivhusgasemissioner. Et alternativ vil være at stille krav til landbrugsmæssig praksis, f.eks. anvendelse af nitrifikationshæmmere til ammoniumholdige handelsgødninger samt begrænsninger i anvendelse af nitratholdige gødninger.

Især for en øget anvendelse af bioenergi spiller skattepolitikken, energipolitikken og EU's landbrugsstøtteordninger en væsentlig rolle. Med omlægningen af EU's landbrugspolitik er hektarstøtten til flerårige energiafgrøder nu sikret på lige fod med øvrige afgrøder, hvilket ellers tidligere har været en af forhindringerne for øget udbredelse af f.eks. energipil og miscanthus (Olesen et al., 2001). Desuden har det hidtil har knebet med at få sikkerhed for fremtidig afsætning af biomassen. Denne sikkerhed som er helt central, når der etableres energiafgrøder med en 20-årig dyrkningsperiode. For dyrkning af energiafgrøder til produktion af biobrændstoffer til trafiksektoren spiller afgifterne på brændstoffer derfor en afgørende rolle, og en fritagelse/lettelse af afgifter på biobrændstoffer er formentlig nødvendig for at sikre en øget anvendelse. For indførelse af afbrænding af fast husdyrgødning (f.eks. fjerkrægødning) er afgiften på afbrænding af affald en afgørende forhindring, som må afskaffes hvis denne mulighed skal forfølges. Samlet set er der derfor brug for at integrere hensynet til reduktion af emissioner fra jordbruget bedre i landbrugspolitikken, skattepolitikken, energipolitikken og miljøpolitikken.

For en række af de nævnte tiltag samt en række yderligere tiltag vil omkostningerne formentlig kunne reduceres betydeligt gennem en yderligere forsknings- og udviklingsindsats samt en forbering af rammevilkårene. Således viser erfaringerne bl.a. i forbindelse med Vandmiljøplanerne, at omkostningerne til gennemførelse af tiltag reduceres over tid som følge af en tilpasning af teknologi og driftssystemer til de nye krav.

En række af tiltagene vil være ganske vanskelige at kontrollere i praksis. Det gælder f.eks. regler omkring tidspunkter for udbringning af gødning. Her vil målrettet information og uddannelse formentlig kunne bidrage til reduktion af emissionerne, men problemet i forhold til den nationale emissionopgørelse bliver at vurdere omfanget af ændringer i praksis med hensyn til gødningsanvendelse. Det er dog væsentligt, at hensynet til reduktion af drivhusgasser fra landbruget bliver en integreret og synlig del af kravene omkring god landbrugsmæssig praksis.

1.7 Usikkerheder

Der er betydelige usikkerheder knyttet til opgørelserne af drivhusgasemissioner. Der er usikkerhed på såvel aktiviteter som emissionsfaktorer. Usikkerheden på aktivitetsdata er for de fleste poster beskeden, dog er der store usikkerheder omkring anvendelse af efterafgrøder i landbruget (Gyldenkerne et al., 2004). Det sidste giver sammen med usikkerheder omkring

emissionsfaktorer for de organiske jorde en stor usikkerhed omkring størrelsen af CO₂ udledningen fra landbruget (tabel 1.1).

For metan fra husdyrenes fordøjelse er emissionsfaktorerne relativt sikre, hvorimod emissionsfaktorerne for metan fra gødningshåndtering og for lattergas generelt må betegnes som meget usikre. For gødningshåndteringen er der behov for udvikling af nye metoder til beregning af emissionerne, som i højere grad tager hensyn til de danske forhold omkring gødningshåndteringen, herunder temperatur- og opbevaringsforhold (Hansen et al., 2004).

Der er betydelige usikkerheder knyttet til fastlæggelse af såvel mængden af kvælstof i plantesterer som den tilhørende emissionfaktor. Det er således ikke klart i IPCC's metodik (IPCC, 1997, 2000), hvorvidt kvælstof i underjordiske planterester skal medregnes. Der anvendes desuden den samme emissionfaktor som for kvælstof i handelsgødning, hvilket må betegnes som en grov forsimpning. Den samme problemstilling gør sig også gældende for kvælstof fra biologisk kvælstoffiksering.

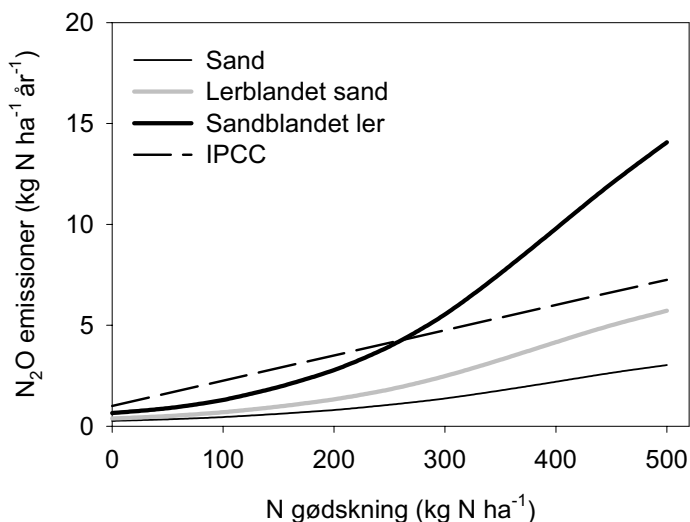
IPCC (1997) angiver, at der internationalt findes meget få data til validering af emissionsfaktorerne for lattergas afledt af ammoniakfordampning og nitratudvaskning. Disse værdier er derfor også behæftet med stor usikkerhed og kan være overvurderede under danske forhold.

IPCC anbefaler, at emissionen af lattergas fra udbragt husdyrgødning beregnes på samme måde som for handelsgødning, dvs. alene på grundlag af kvælstoftilførslen. Dermed ses bort fra at der med husdyrgødning også tilføres organisk stof, som kan stimulere denitrifikationen direkte og indirekte (kapitel 3). Nedbrydningen af organisk stof medfører et stort iltforbrug, som i en periode kan medføre iltfattige forhold omkring gødningen. Dette kan forøge andelen af lattergas fra såvel nitrifikation som denitrifikation. Nye opgørelser af tilgængelige måleresultater har indikeret en klar tendens til højere emissioner af lattergas fra husdyrgødning end fra handelsgødning (Lægreid og Aastveit, 2002). Klemetsson og Klemetsson (2002) foreslog på grundlag af analyse af nordiske data emissionfaktorer på 0,5% for N i handelsgødning og 2,5% for N i husdyrgødning. Med den nuværende fælles emissionsfaktor på 1,25% er der for perioden 1990 til 2003 beregnet en reduktion i emissionerne fra handels- og husdyrgødning på 1,2 mio. t CO₂-ækv. år⁻¹. Hvis de nævnte differentierede emissionfaktorer benyttes opnås i stedet kun en reduktion på 0,5 mio. t CO₂-ækv. år⁻¹, da reduktionen især er sket i forbruget af handelsgødning. Hvis der bliver anvendt en emissionsfaktor på 2,5% for husdyrgødning istedet for de nuværende 1,25% vil det betyde en halvering af omkostningerne ved tiltag, der er relateret til udbragt husdyrgødning.

Lattergasemissioner fra landbrugsjord kan også beregnes ved anvendelse af dynamiske modeller, som tager hensyn til de egenskaber ved jord, klima og planter, som påvirker emissionerne. Figur 1.2 viser den simulerede gennemsnitlige årlige lattergasemission fra græsmarker til slæt ved stigende kvælstofgødskning. Modelberegningerne viser en betydeligt højere lattergasemission fra de mere lerholdige jorde sammenlignet med sandjorden. Det skyldes, at der

generelt er en godt luftskifte på sandjorden således at betingelserne fra denitrifikation ikke forekommer så hyppigt som på de lerholdige jorde. Lattergasemissionen øges med stigende kvælstofgødskning. Stigningstakten øges også med stigende gødningsmængde. Det skyldes primært en større mængde mineralsk kvælstof i jorden ved den højere kvælstofgødskning. Stigningen i lattergasemission med stigende gødskning er særlig stor på lerjordene.

Resultaterne i figur 1.2 viser, at emissionerne kan være overvurderet med IPCC's standardfaktorer på de forholdsvis sandede danske jordtyper. Endvidere vil den modellerede ikke-lineære sammenhæng mellem kvælstoftildeling og lattergasemission betyde, at der vil kunne opnås en betydeligt større reduktion ved at reducere kvælstofmængden til marker med en i forvejen høj kvælstofmængde. En bedre tilpasning af kvælstofmængden til afgrødens behov vil altså kunne reducere emissionerne væsentligt. Der er dog behov for yderligere eksperimentelle studier for at verificere den dynamiske model, før den eventuelt vil kunne anvendes som grundlag for opgørelse af de nationale emissioner.



Figur 1.2. Årlig udledning af lattergas fra rajgræsmarker ved varierende kvælstofgødskning, simuleret med FASSET-modellen. Modelleringen er foretaget for tre forskellige jordtyper. Til sammenligning er vist den beregnede emission med IPCC's standard emissionsfaktor (Chatskikh et al., 2005).

1.8 Behov for yderligere forskning og udvikling

En gennemgang af den hidtidige danske forskning på området sammenholdt med erfaringer fra andre lande viser, at der er yderligere muligheder for at reducere udslippet af drivhusgasser fra jordbruget samt at øge kulstoflagringen i systemet. For at disse tiltag skal kunne indregnes i det nationale drivhusgasregnskab er der dog også brug for at forbedre opgørelsesme-

toderne. Det er endvidere nødvendigt at sikre, at de foreslåede tiltag er tilstrækkeligt omkostningseffektive. Dette kan kun opnås, hvis en grundlagsskabende forskningsindsats, som kan øge viden om de biologiske processer der betinger emissionerne, kombineres med en strategisk forskningsindsats målrettet med reduktion af jordbrugets emissioner.

En forskningsindsats på området vil således have tre hovedformål:

- At forbedre grundlaget for opgørelse af drivhusgasemissionerne fra jordbruget, både på det nationale plan samt på bedriftsniveau.
- At videreudvikle jordbrugets muligheder for 1) at reducere emissionen af metan og lattergas, 2) at øge kulstoflagringen i jord og vegetation, samt 3) at reducere/substituere brug af fossil energi i jordbruget og det omgivende samfund.
- At kvantificere potentialer for reduktion og omkostninger forbundet med implementering af tiltag samt at analysere mulige barrierer for implementering af tiltagene.

Det er væsentligt, at forskningen har et helhedssyn, som sikrer at tiltagenes effekt på samfundets nettoudledning af drivhusgasser vurderes. Dette omfatter emissionen af metan og lattergas, energiforbrug, fortrængning af fossil energi og lagring af kulstof i jord og vegetation. Speciel vægt bør lægges på at opnå en større viden om emission af metan og lattergas samt kulstoflagring i jord, idet den eksisterende viden herom er mangelfuld og behæftet med store usikkerheder. Desuden bør der lægges vægt på at belyse jordbrugets muligheder for at reducere/substituere samfundets forbrug af fossil energi og den dermed forbundne emission af CO₂.

Forskningsindsatsen kan opdeles i fire hovedkategorier, hver med forskelligt sigte og forskellig tidshorisont.

1. Forbedret grundlag for forståelse og opgørelse af jordbrugets emission af drivhusgasser

- Udvikling af en sammenhængende dynamisk bedriftsmodel for de samlede drivhusgasemissioner fra landbruget med henblik på at kunne belyse effekten af driftssystemer og driftstiltag på samspillet mellem emissioner af metan, lattergas, ammoniakfordampning og N-udvaskning samt kulstoflagring i jorden. En sådan model vil kunne anvendes til vurdering af driftstiltag samt estimering af tilpassede nationale emissionsfaktorer.
- Betydningen af opbevaring af husdyrgødning i stald og lager for emissioner af metan og lattergas, herunder indflydelse af gødningstype og temperatur.
- Retablerede vådområders betydning for emission af metan og lattergas samt lagring af kulstof.
- Kortlægning af nuværende kulstoflagring i danske jorde, herunder undersøgelse af mekanismer der bestemmer ændringer i jordens kulstofindhold og betydning af arealanvendelse.
- Forbedrede metoder til opgørelse af kulstofbinding i skovenes biomasse - både over- og underjordisk.
- Undersøgelse af emission af metan og lattergas fra græssende dyr, planterester, og udvasket kvælstof.

- Undersøgelse af emission af lattergas fra kvælstof tabt fra landbrugssystemet (ammoniakfordampning og nitratudvaskning) med henblik på fastsættelse af nationale emissionsfaktorer.

2. Tiltag til reduktion af drivhusgasemissionerne med kort tidshorisont

- Optimering af gødningsbehandling (biogas, separering) og lagring (tildækning, kompostering) med henblik på minimering af emissioner af metan og lattergas fra husdyrgødning.
- Undersøgelse af betydningen af gødningshåndtering i marken (gødningstype, gødnings-tidspunkt, delt gødsning, kombineret handels- og husdyrgødning, nitrifikationshæmmere) med henblik på udarbejdelse af retningslinier for driftsledelse med lav N₂O emission.
- Undersøgelse af potentialet for CO₂-lagring i skovens biomasse ved ændret drift i skovene, især hugststyrke og omdriftsalder.

3. Tiltag til reduktion af drivhusgasemissionerne med længere tidshorisont

- Metoder til reduktion af metanproduktion i fordøjelsessystemet hos især drøvtyggere.
- Metoder til at øge kulstoflagringen i landbrugsjord, herunder jordbearbejdningens betydning for forskellige jordtypers kulstoflagring samt samspillet til lattergasemissioner.
- Metoder til at øge kulstoflagring i skovjord gennem ændrede driftsformer, f.eks. intensitet i biomasseudnyttelse, træartsvalg og dræningsforhold.
- Undersøgelser af sædskiftets betydning (herunder afgræsning) for emission af lattergas fra dyrkede marker på længere sigt, herunder bidrag fra kvælstoffiksering, planterester og organisk stof i jorden, med henblik på anbefalinger vedr. sædskiftets sammensætning.

4. Biomasseproduktion og reduktion af jordbrugets energiforbrug

- Metoder til reduceret energiforbrug i væksthuse (f.eks. forbedret klimastyring og isolering).
- Metoder til reduktion af energiforbrug i mark (f.eks. reduceret jordbearbejdning) og stald (optimeret ventilation).
- Optimering af drivhusgasfortrængning ved produktion af biomasse til energiformål, f.eks. på arealer til beskyttelse af grundvand eller overfladevand.

I denne forskning bør indgå en økonomisk vurdering af omkostningerne ved at implementere de enkelte tiltag i jordbruget, herunder effektiviteten af forskellige reguleringsstrategier. Der bør endvidere gennemføres analyser af den samfundsøkonomiske værdi af en lavere emission sammenholdt med de mulige sideeffekter, herunder miljø- og landskabseffekter.

1.9 Referencer

Anonym, 2003. En omkostningseffektiv klimastrategi. Finansministeriet.

- Anthon, S., Jacobsen, J.B. & Thorsen, B.J., 2003. Skovenes mulige rolle i klimapolitikken: En scenarioanalyse af CO₂-reduktionspotentiale og marginale økonomiske omkostninger. Arbejdsrapport nr.50, Skov & Landskab (FSL), Hørsholm.
- Chatskikh, D., Olesen, J.E., Berntsen, J., Regina, K. & Yamulki, S, 2005. Simulation of effects of climate, soils and management on N₂O emission from grasslands. Biogeochem. (indsendt).
- Christensen, B.T. (red.), 2002. Biomasseudtag til energiformål - konsekvenser for jordens kulstofbalance i land- og skovbrug. DJF rapport Markbrug nr. 72.
- Christensen, B.T., 2004. Kulstoflagring ved nedmuldning af halm og efterafgrøder. I: Olesen, J.E., Petersen, S.O., Gyldenkerne, S., Mikkelsen, M.H., Jacobsen, B.H., Vesterdal, L., Jørgensen, A.M.K., Christensen, B.T., Abildtrup, J., Heidmann, T. & Rubæk, G. (red) Jordbrug og klimaændringer - samspil til vandmiljøplaner. DJF rapport Markbrug nr. 109. s. 157-166.
- Gyldenkerne, S., 2004. Personlig meddelelse. Danmarks Miljøundersøgelser.
- Gyldenkerne, S., Münier, B., Olesen, J.E., Olesen, S.E., Petersen, B.M. & Christensen, B.T., 2004. Opgørelse af CO₂-emissioner fra arealanvendelse og ændringer i arealanvendelse. DMU rapport (i trykken).
- Hansen, M.N., 2004. Personlig meddelelse, Afd. for Jordbrugsteknik. Danmarks Jordbrugs-Forskning.
- Hansen, M.N., Petersen, S.O., Sommer, S.G. & Asman, W.A.H., 2004. Drivhusgasudledninger fra håndtering af husdyrgødning. I: Olesen, J.E., Petersen, S.O., Gyldenkerne, S., Mikkelsen, M.H., Jacobsen, B.H., Vesterdal, L., Jørgensen, A.M.K., Christensen, B.T., Abildtrup, J., Heidmann, T. & Rubæk, G. (red). Jordbrug og klimaændringer - samspil til vandmiljøplaner. DJF rapport Markbrug nr. 109, s. 116-144.
- IPCC, 1997. Greenhouse Gas Inventories. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.
- IPCC, 2000. IPCC Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. OECD, Paris.
- Jacobsen, B.H., Abildtrup, J., Andersen, M., Christensen, T., Hasler, B., Hussain, Z.B., Huusom, H., Jensen, J.D., Schou, J.S. & Ørum, J.E., 2004. Omkostninger ved reduktion af landbrugets næringsstoffab til vandmiljøet - Forarbejde til Vandmiljøplan III. Fødevare-økonomisk Institut Rapport nr. 167.
- Jørgensen, U. & Kristensen, E.F., 2004. Dyrkning af energiafgrøder samt udnyttelse af sol og vind. I: Jørgensen, U. & Dalgaard, T. (red.) Energi i økologisk jordbrug. Reduktion af fosilt energiforbrug og produktion af vedvarende energi. FØJO rapport nr. 19, s. 81-102.
- Klemetsson, Å.K. & Klemetsson, L., 2002. A critical analysis of nitrous oxide emissions from animal manure. I: S.O. Petersen and J.E. Olesen (red.) Greenhouse gas inventories for the Nordic countries. DIAS Report No. 81, 107-121.
- Lægread, M. & Aastveit, A.H., 2002. Nitrous oxide emissions from field-applied fertilizers. I: Petersen, S.O. & Olesen, J.E. (red.) Greenhouse gas inventories for the Nordic countries. DIAS Report No. 81, 122-134.

- Mikkelsen, M.H., Gyldenkerne, S., Poulsen, H.D., Olesen, J.E. & Sommer, S.G., 2004. Opfølgelse og beregningsmetode for landbrugets emissioner af ammoniak og drivhusgasser - i perioden 1985-2002. DMU Rapport (i trykken).
- Miljøstyrelsen, 2003. Denmark's third national communication on climate change under the United Nations Framework Convention on Climate Change. Danish Environmental Protection Agency.
- Nielsen, L.H., Hjort-Gregersen, K., Thygesen, P. & Christensen, J., 2003. Samfundsøkonomiske analyser af biogasfællesanlæg - med tekniske og selskabsøkonomiske baggrundsanalyser. Fødevareøkonomisk Institut, Rapport nr. 136.
- Olesen, J.E., Andersen, J.M., Jacobsen, B.H., Hvelplund, T., Jørgensen, U., Schou, J.S., Graversen, J., Dalgaard, T. & Fenhann, J., 2001. Kvantificering af tre tiltag til reduktion af landbrugets udledning af drivhusgasser. DJF-rapport Markbrug 48.
- Olesen, J.E., Petersen, S.O., Gyldenkerne, S., Mikkelsen, M.H., Jacobsen, B.H., Vesterdal, L., Jørgensen, A.M.K., Christensen, B.T., Abildtrup, J., Heidmann, T. & Rubæk, G. (2004). Jordbrug og klimaændringer - samspil til vandmiljøplaner. DJF rapport Markbrug nr. 109.
- Olesen, J.E., Schelde, K., Weiske, A., Weisbjerg, M.R., Asman, W.A.H. & Djurhuus, J., 2005. Modelling greenhouse gas emissions from European conventional and organic dairy farms. *Agric. Ecosyst. Environ.* (in press).
- Penman, J., Gytarski, M., Hiraishi, T., Krug, T., Kruger, D., Pipatti, R., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. & Wagner, F., 2004. Good practice guidance for land use, land-use change and forestry. Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Petersen, S.O., 2004. Retablering af vådområder med henblik på kvælstoffjernelse: Effekt på drivhusgasbalancen. I: Olesen, J.E., Petersen, S.O., Gyldenkerne, S., Mikkelsen, M.H., Jacobsen, B.H., Vesterdal, L., Jørgensen, A.M.K., Christensen, B.T., Abildtrup, J., Heidmann, T. & Rubæk, G. (red) Jordbrug og klimaændringer - samspil til vandmiljøplaner. DJF rapport Markbrug nr. 109. s. 102-115.
- Petersen, S.O., Adolfsson, R., Fenhann, J., Halsdottir, B., Hoem, B., Regina, K., Rypdal, K., Staff, H. & Olesen, J.E., 2002. Comparison of national and IPCC default methodologies to estimate methane and nitrous oxide emissions from agriculture. Workshop on greenhouse gas inventories for agriculture in the Nordic countries, Helsingør, 24-25 Jan. 2002. I: Petersen, S.O. & Olesen, J.E. (red.). Greenhouse gas inventories for agriculture in the Nordic countries. DIAS Report - Plant Production 81, 21-36.
- Simonsen, B. & Gordon, K., 2004. Gevinsten forsvinder til udlandet. Jord og Viden Momentum nr. 3, 11-13.
- Sommer, S.G., Møller, H.B. & Petersen, S.O., 2001. Reduktion af drivhusgasemission fra gylle og organisk affald ved biogasbehandling. DJF rapport Husdyrbrug nr. 31.
- Thomsen, A.B., 2004. Fremtidens brændstof. Jord og Viden Momentum nr. 3, 30-32.
- Vesterdal, L. & Anthon, S., 2004. Skovrejsning på tidligere landbrugsjord. I: Olesen, J.E., Petersen, S.O., Gyldenkerne, S., Mikkelsen, M.H., Jacobsen, B.H., Vesterdal, L., Jørgensen, A.M.K., Christensen, B.T., Abildtrup, J., Heidmann, T. & Rubæk, G. (red) Jordbrug og klimaændringer - samspil til vandmiljøplaner. DJF rapport Markbrug nr. 109. s. 145-156.

2. Omkostninger ved reduktion af drivhusgasemissioner fra landbruget

Kurt Hjort-Gregersen

Fødevareøkonomisk Institut

Fem driftsmæssige tiltag blev udvalgt som lovende med hensyn til reduktion af landbrugets drivhusgasemissioner. Der er beregnet driftsøkonomiske nettoomkostninger, som beskriver effekten af tiltaget for primærproducentens økonomi, og velfærdsøkonomiske nettoomkostninger, der beskriver de samfundsøkonomiske effekter af tiltaget. Endelig er de velfærdsøkonomiske fortrængningsomkostninger pr. ton CO₂ ækvivalenter beregnet. Det gælder dog ikke for tiltagene vedr. isolering af væksthuse og methanhæmmende stoffer, som blev fundet prohibitivt dyre. De resterende tre tiltag: nitrifikationshæmmere, ændret kvægfodring og dynamisk klimastyring blev fundet mere perspektivrige, omend i forskellig grad.

Nitrifikationshæmmere vurderes umiddelbart at være et dyrt tiltag, idet der kun i få tilfælde er fundet en udbytteeffekt, der helt eller delvist kan opveje meromkostningerne. Hvis nye nitrifikationshæmmere viser sig at kunne anvendes sammen med husdyrgødningen, vil det være perspektivrigt. Men den eksisterende viden er for mangelfuld til en endelig vurdering af tiltaget.

Ændret kvægfodring kan ifølge beregningerne gennemføres uden meromkostninger for mælkeproducenten, så længe den forøgede mælkeproduktion kan indeholdes i mælkekvoten. Denne begrænsning medfører dog, at tiltaget ikke kan få større udbredelse på kort sigt. Alternativt kan mælkeproducenten købe en større mælkekvote (hvad naturligvis ikke alle kan gøre) eller reducere besætningsstørrelsen. Begge dele vil påvirke produktionsomkostningerne. Men efterhånden som den generelle produktivitetsstigning for mælkekvæget muliggør det, vil færre køer yde den samme mælkemængde gennem intensiveret fodring. Det er derfor forventeligt, at en del af potentialet realiseres over tid.

Det umiddelbart lettest implementerbare tiltag er dynamisk klimastyring i væksthuse. Ny viden har vist, at energiforbruget i nogle kulturer kan reduceres væsentligt ved dynamisk klimastyring uden meromkostninger for gartnerne. Tværtimod kan en driftsøkonomisk besparelse realiseres som følge af det sparede energiforbrug.

2.1 Indledning

Danmark har under Kyoto-protokollen forpligtet sig til i perioden 2008/12 at opnå en reduktion i den årlige udledning af drivhusgasser med 21% i forhold til basisåret 1990. Den danske drivhusgasmanco, dvs. forskellen mellem den forventede udledning og Kyoto-forpligtelsen, skønnes til 25 mio. t CO₂-ækv. år⁻¹. Dette udgør ca. 30% af den forventede udledning i 2008/12. Denne manco kan dog reduceres til ca. 20 mio. t CO₂-ækv. år⁻¹, hvis EU tillader at Danmark korrigerer basisåret for elimport.

Den danske regering offentliggjorde i februar 2003 ”En omkostningseffektiv klimastrategi” (Anonym, 2003). Det er en af målsætningerne i strategien, at bidragene til finansieringen af den samlede danske reduktions-forpligtigelse af drivhusgasser fordeles på sektorerne på en måde der er afbalanceret, dels i forhold til hvor meget den enkelte sektor i forvejen har bidraget til reduktion af drivhusgasudledningen, dels i forhold til de konkurrencemæssige og administrative hensyn, der også må tages. Der er i regeringens klimastrategi fastsat et pejlemærke på 120 kr pr. t CO₂, når initiativernes berettigelse skal vurderes.

Med udgangspunkt i tiltagene beskrevet i kapitlerne 3, 5, 6, 7 og 8 er der udvalgt fem specifikke tiltag til reduktion af drivhusgasser i jordbruget, hvor der er beregnet omkostningseffektivitet. Det drejer sig om:

- Omkostninger ved nedsættelse af CO₂ emission fra væksthuse gennem forbedret isolering
- Nedsættelse af metanemission fra kvæg ved metanhæmmende stoffer
- Reduktion af drivhusgasemission fra væksthuse ved ændret klimastyring.
- Nedsættelse af metanemission ved ændret fodring af kvæg
- Nedsættelse af lattergasemission ved brug af nitrifikationshæmmere

Der er beregnet driftsøkonomiske omkostninger ved alle tiltagene. Dette gav dog så høje omkostninger pr. CO₂-ækv. for de to førstnævnte tiltag, at der kun er beregnet velfærdsøkonomisk omkostningseffektivitet for de tre sidste tiltag.

2.2 Metode

Der er i alle tilfælde anlagt en marginalbetragtning således at nettoomkostningerne ved indførelse af tiltaget er opgjort. Der er opgjort både en driftsøkonomisk nettoomkostning, der afspejler virkningen for primærproducenternes økonomi, og en velfærdsøkonomisk nettoomkostning, der viser den samfundsøkonomiske virkning af tiltaget. I de velfærdsøkonomiske nettoomkostninger værdisættes eventuelle eksternaliteter, som påvirkes af tiltaget. Omkostningseffektiviteten er beregnet som fortrængningsomkostningerne ved tiltaget pr. ton CO₂-ækv.

2.3 Beskrivelse af tiltagene

2.3.1 Forbedret isolering af væksthuse

Ved så godt som alle danske væksthuse er der anvendt enkeltlags-glas som dækmateriale (kapitel 7). Isolerende kanalplader i plastmateriale kan anvendes som alternativ hertil. Men de kan ikke umiddelbart anvendes ved renovering af husene, og indførelse af isolerende kanalplader skal derfor ske ved nybygning eller udskiftning af udtjente huse. Samtidigt kan der indføres isolering af sokler, nordtrempler og skotrender.

Det vurderes, at der er potentiale for erstatning af ca. 850.000 m² ved nybygning, som vil ske langsomt over en længere årrække. Det vurderes i kapitel 7, at der vil kunne opnås en redukti-

on i energiforbruget på 20% ved anvendelse af kanalplader som dækmateriale. Dette svarer til en værdi på 15-17 kr m⁻² (kapitel 7; Andersson og Skov, 2004). I henhold til Gartnernes Forsikring vil det kun være muligt at forsikre kanalplader af polycarbonat mod en merpris på 20% svarende til 20 kr m⁻² pr. år. Anvendelse af kanalplader vil øge luftfugtigheden, som vil give en øget omkostning til ventilation og/eller afkøling. Investeringsmæssigt er kanalplader 3-4 gange så dyre som glas.

Ved beregning af kapitalomkostninger er der forudsat, at hele væksthusearealet udskiftes og at levetiden er 10 år. Der er benyttet en kalkulationsrente på 6% p.a., hvilket giver en kapitalomkostning på 15 til 23 mio. kr pr. år. Nettoomkostningerne efter tillæg for sparet energi og fradrag af øvrige omkostninger udgør i alt 19 til 33 mio. kr pr. år, svarende til en driftsøkonomisk omkostning på 1280 til 3285 kr t⁻¹ CO₂-ækv., hvilket langt overstiger Regeringens pejlemærke.

2.3.2 Metanhæmmende stoffer i kvægfoder

Metanproduktionen fra kvæg kan reduceres ved tilsætning af en række stoffer til foderet (kapitel 6). De fleste af disse stoffer er dog toksiske for dyrene, og dermed ikke realistiske at anvende. De mest sandsynlige metanhæmmende stoffer for nærværende er syrer som fumarat og malat, som forventes at kunne reducere metanproduktionen med 60-69 g CH₄ pr. kg syre. Det skønnes, at der maksimalt kan tilsættes 2 kg syre ko⁻¹ dag⁻¹, afhængig af foderrationens sammensætning. Det vil svare til et reduktionspotentiale pr. ko på mellem 43,8 og 50,4 kg CH₄ år⁻¹, svarende til mellem 920 og 1058 kg CO₂ ækv. år⁻¹. På landsplan vil det svare til mellem 563 og 649 kt CO₂ ækv. år⁻¹ ved anvendelse på bestanden af danske malkekøer.

Tiltaget vil medføre en udgift til køb af syre, som ved et større marked skønnes at kunne købes for 9 kr kg⁻¹. Syren har en energiværdi, der svarer til godt 1 FE kg⁻¹. Dette giver samlet en nettoomkostning på 5840 kr år⁻¹, svarende til 5500 til 6350 kr t⁻¹ CO₂-ækv., hvilket langt overstiger Regeringens pejlemærke.

2.3.3 Ændret klimastyring i væksthuse

Ny viden om styring af temperaturen i væksthuse muliggør, at energiforbruget i nogle væksthuskulturer kan reduceres, hvorved der opnås dels en økonomisk besparelse for gartnerne, dels en reduktion i emission af drivhusgasser (kapitel 8). Dette vil i nogle kulturer kunne gennemføres uden væsentlige negative sideeffekter (Ottosen et al., 2004).

Det vurderes, at der i kulturer, hvor ændret klimastyring kan implementeres, kan opnås en samlet reduktion af energiforbruget på 25%, såfremt flere styringsformer kombineres. Det vurderes i kapitel 8 ligeledes, at teknologien kun er relevant for ca. 350 gartnerier. For disse er besparelspotentialet beregnet til knap 75 kt CO₂ år⁻¹. Hertil kommer, reducerede emissioner af CH₄ og N₂O på knap 6 kt CO₂-ækv. år⁻¹, i alt en besparelse på 81 kt CO₂ ækv. år⁻¹.

Beregningerne er gennemført med den forudsætning at tiltaget kan realiseres af 80% af gartnerierne svarende til et reduktionspotentiale på knap 65 kt CO₂ pr. år. Realisering af det ovennævnte potentiale vil medføre en samlet besparelse på ca. 36 mio. kr pr. år. Hertil kommer en besparelse i svovl- og CO₂-afgifter på 2,4 mio. kr pr. år samt en reduktion i vedligeholdelsesomkostninger til energiforsyningen på anslået 2,3 mio. kr pr. år. Det forventes at de eksisterende klimacomputere vil kunne anvendes i forbindelse med en ændret klimastyring. Der mangler dog ny software samt uddannelse af gartnerne. Der afskrives over 5 år med en kalkulationsrente på 6% p.a. Det giver en samlet årlig kapitalomkostning på 4,2 mio. kr. Samlet set giver dette driftsøkonomiske nettoindtægter på 36,5 mio. kr år⁻¹, svarende til en driftsøkonomisk nettoomkostning på -565 kr t⁻¹ CO₂-ækv.

Ved beregning af de velfærdsøkonomiske nettoomkostninger inddrages værdien af sideeffekter på reduceret emission af SO₂ og NO_x. Desuden er brændselspriserne opskrevet ved anvendelse af nettoafgiftsfaktoren, og der er korrigeret for skatteforvriddningstab. Dette giver en korrigeret velfærdsøkonomisk nettoomkostning på -58,3 mio. kr år⁻¹, svarende til -900 kr t⁻¹ CO₂-ækv.

2.3.4 Ændret kvægfodring

Produktionen og dermed emissionen af metan fra mikrobiel forgæring i vommen hos drøvtyggere kan påvirkes ved sammensætningen af dyrenes foder. Især en øget fedtandel i malkekøernes foderration vil have et potentiale til reduktion af emissionerne (kapitel 5). En ændret fodringsstrategi vil dog også påvirke anvendelsen af arealer til produktion af foder til malkekvæg, og dermed de ændringer i lattergasemissioner, som dette giver anledning til. Ændring af drivhusgasemissioner for det samlede system er analyseret i kapitel 5 ved modelberegninger efter Kirschgessner et al. (1995) kombineret med antagelser om effekter på lattergasemissioner. Der er fokuseret på en øgning af foderfedtandelen med 400 g pr. dag, som erstatter en tilsvarende energimængde i form af byg i foderrationen. Den højere fedtandel i foderet reducerer drivhusgasemissionerne med 778 kg CO₂-ækv. ko⁻¹ år⁻¹. Det samlede potentiale ved anvendelse på hele den danske malkekvægbestand på 613.000 dyr er således 475 kt CO₂-ækv. år⁻¹.

For øjeblikket er der ikke væsentlig forskel på prisen for forskellige fodermidler målt i FE. I den viste rationsændring sker der imidlertid et skift til en dyrere type rapsskrå. Det er skønnet til en beskeden meromkostning pr. ko. Mælkeproduktionen pr. ko vil øges, og der vil ske forskydninger i indhold af protein og fedt, hvilket øger værdien af mælkeproduktionen. Dette giver samlet en driftsøkonomisk nettoomkostning på -47 kr t⁻¹ CO₂-ækv., og efter korrektion med nettoafgiftsfaktoren på 1,17 fås en velfærdsøkonomisk nettoomkostning på -55 kr t⁻¹ CO₂-ækv.

2.3.5 Nitrifikationshæmmere

Nitrifikationshæmmere fungerer ved at forsinke omsætningen af ammonium til nitrat i jorden (kapitel 3). De mindsker risikoen for nitratudvaskning, men kan også anvendes med det for-

mål at reducere emissionene af N₂O fra de øverste jordlag. Der findes allerede handelsgødninger på markedet, der er tilsat en nitrifikationshæmmer med handelsnavnet Entec. På baggrund af de hidtidige erfaringer med tilsætning af nitrifikationshæmmere til handelsgødning anslås en reduktion af lattergasemissionen på 20-30% at være opnåelig. I Danmark anvendes årligt ca. 200.000 t N i handelsgødning. Hvis der benyttes nitrifikationshæmmere på hele denne mængde og reduktionen sættes til 25%, så vil reduktionspotentiallet andrage ca. 300 kt CO₂-ækv. år⁻¹.

Anvendelse af nitrifikationshæmmere er i nogle forsøg fundet at give positive merudbytter, men de fleste forsøg viser ikke nogen målbar effekt. Der vil være en merpris ved køb af gødning tilsat nitrifikationshæmmere, som ifølge den danske importør, Den Lokale Andel, udgør godt 2 kr pr. kg N. Samlet giver dette en driftsøkonomisk meromkostning på 0 til 1300 kr t⁻¹ CO₂-ækv., anhängigt af forventet udbytteeffekt. Den velfærdsøkonomiske meromkostning bliver tilsvarende 0 til 1520 kr t⁻¹ CO₂-ækv.

2.4 Reduktionspotentiale og omkostningseffektivitet

Det fremgår af tabel 2.1, at der er et betydeligt reduktionspotentiale for de udvalgte tiltag. En del af forklaringen på det relativt store reduktionspotentiale ved tiltagene omkring kvæg og kvælstofgødning er, at de påvirker emissionerne af CH₄ og N₂O, der er kraftige drivhusgasser. Disse tiltag forudsætter dog fuld implementering, hvilket er en tvivlsom antagelse. For ændret kvægfodring hænger effekten sammen med intensivering af fodringen i takt med at mælkeydelsen stiger. Det vil sige, at der gradvist er behov for færre køer til at opfylde den samme mælkekvote, hvorved en del af reduktionspotentiallet kan forventes realiseret i takt hermed.

Tabel 2.1. Samlet reduktionspotentiale for fem udvalgte tiltag.

Tiltag	Reduktionspotentiale kt CO ₂ ækv. år ⁻¹	Forudsætning
Isolering af væksthuse	10-15	Hele væksthusearealet isoleres
Metanhæmmende stoffer	563-649	Ved 613.000 malkekøer
Ændret klimastyring	81	Ved 350 gartnerier
Ændret kvægfodring	475	Ved 613.000 malkekøer
Nitrifikationshæmmere	300	Ved 200.000 tons N i handelsgødning pr. år

Tabel 2.2 giver en oversigt over de beregnede nettoomkostninger ved tiltagene. Der vises både den driftsøkonomiske nettoomkostning, som afspejler tiltagets virkning for primærproducentens økonomi, og den velfærdsøkonomiske nettoomkostning, der viser den samfundsøkonomiske effekt. Begge omkostninger er udtrykt pr. ton reduceret CO₂ ækv.

Tabel 2.2 Beregnede nettoomkostninger ved indførelse af tiltagene.

Tiltag	Nettoomkostning (kr t ⁻¹ CO ₂ -ækv.)	
	Driftsøkonomisk	Velfærdsøkonomisk
Isolering af væksthuse	1280 til 3285	
Metanhæmmende stoffer	5500 til 6350	
Ændret klimastyring	-565	-900
Ændret kvægfodring	-47	-55
Nitrifikationshæmmere	0 til 1300	0 til 1520

Ved øget fedtandel i køernes foderration sker der en reduktion af metanproduktionen i køernes vom. Da der for øjeblikket ikke er væsentlig prisforskel på foderenheder i kraftfoder og foderfedt, kan der substitueres uden nævneværdige meromkostninger. Øget fedtandel medfører en lidt større mælkeproduktion, såfremt foderoptagelsen ikke forringes. Den øgede mælkemængde repræsenterer en værdi, som de fleste mælkeproducenter imidlertid tøver med at realisere på grund af bindingerne i kvotesystemet for mælk, som betyder, at der skal betales en strafafgift ved overskridelse af mælkekvoten. Situationen kompliceres af, at kvoten, der er i kg mælk, yderligere indeholder en fedtregulering, ud fra det enkelte kvægbrugs basisfedtprocent. Da fedtreguleringen yderligere afhænger af hvorvidt den aktuelle fedtprocent ligger over eller under basisfedtprocenten, vil det økonomiske resultat af øget fedtandel i foderet være forskellig i de 3 situationer: *a*) ingen kvotebegrænsning, *b*) kvotebegrænsning, aktuel fedtprocent under basisfedtprocent, *c*) kvotebegrænsning, aktuel fedtprocent over basisfedtprocent. I situation *a* vil det være økonomisk fordelagtig at øge fedtandelen i foderet hvis det ikke allerede er gjort, mens det i situation *b* og *c* ikke er økonomisk fordelagtig at bruge tilskudsfedt. Årsagen til de forskellige økonomiske resultater er at fedttilskud indenfor de normale grænser samtidig reducerer proteinkoncentrationen og øger fedtkoncentrationen i mælken. Implementering af tiltaget i besætninger med kvotebegrænsning vil derfor kræve enten køb af yderligere mælkekvote eller reduktion af besætningen. Den beregnede nettofordel, som kan opnås med de her anvendte forudsætninger på 10 øre pr. ko pr. dag, må betragtes som marginal, og udgør ikke i sig selv et økonomisk incitament for landmanden. Omvendt viser beregningerne, at tiltaget vil være omkostningsneutralt for landmanden, så længe produktionsstigningen i mælkemængden kan indeholdes i kvoten, og prisforholdet mellem energi i kraftfoder og fedt er uændrede. Fedtprisen er ifølge det oplyste historisk lave for øjeblikket, og øget efterspørgsel kan medføre prisstigninger. En afskaffelse af kvotesystemet, eller en ændring af kvotesystemet til en regulering efter indhold af værdistof i stedet for en regulering ud fra en basisfedtprocent ville øge incitamentet til at anvende foderfedt.

Der er her beregnet et nettofortjeneste ved øget fedtanvendelse i kvægfoderet, hvorimod Olesen et al. (2001) beregnede en velfærdsøkonomisk nettoomkostning på ca. 500 kr t⁻¹ CO₂-ækv. Det skyldes forskelle i antagelser omkring både foderpriser og fodersammensætningen. I den nærværende analyse (kapitel 5), blev den ekstra fedtation, i modsætning til den tidligere analyse, tildelt som erstatning for en tilsvarende energimængde i form af korn i rationen,

hvorved den samlede tildeling af FE var uændret. De to undersøgelser er derfor ikke fuldt sammenlignelige, og giver følgelig forskelligt resultat.

Ved anvendelse af nitrifikationshæmmere er det afgørende, om der kan opnås en udbytteeffekt som følge af forsinkelsen af kvælstofomsætningen. Hvis der ikke findes en udbytteeffekt, der kan balancere merudgifterne til nitrifikationshæmmeren, er tiltaget meget dyrt. Men forskellige undersøgelser tyder på, at der kan findes udbytteeffekt i nogle afgrøder under visse omstændigheder. Afhængigt af hvor stor denne udbytteeffekt er, vil tiltaget nærme sig omkostningsneutralitet for landmanden. Der peges på, at tiltaget nok er mest relevant på grovsandet jord, ved planter med sen kvælstofoptagelse i situationer med overskydende nedbør. Der er behov for mere viden på området før tiltaget kan vurderes endeligt. Hvis det viser sig muligt at anvende nitrifikationshæmmere i flydende husdyrgødning, vil det være perspektivrigt med hensyn til at reducere lattergasemissionen fra udbragt husdyrgødning.

Klimastyring vil kunne bringes i anvendelse i væksthushagterier med potteplantekulturer, hvor planterne ikke er alt for følsomme overfor ændret temperatur. Ny viden tyder på, at dynamisk klimastyring anvendt på ikke varmekrævende plantearter kan reducere energiforbruget med op til 25% uden at det medfører en forlængelse af produktionstiden, noget der ellers ville være prohibitivt for tiltaget. Den potentielle energibesparelse er i mange tilfælde tilstrækkeligt økonomisk incitament, og dynamisk klimastyring er derfor under implementering i de hagterier, der kan have gavn af det, idet det kan indføres uden væsentlige investeringer. Forbedret klimastyring kan også reducere behovet for høj fremløbstemperatur i varmesystemerne, hvilket teknisk set kan bane vejen for indførelse af biobrændsler, der rummer et betydeligt reduktionspotentiale for emission af drivhusgasser.

2.5 Konklusion

Hver af de tre ovennævnte tiltag, som har en realistisk omkostningseffektivitet, repræsenterer et betydeligt potentiale for reduktion af drivhusgasemissionerne. De økonomiske incitamenter er til stede for en hurtig implementering af dynamisk klimastyring i væksthushagteriet, hvilket allerede sker i dag.

Det største reduktionspotentiale findes ved intensivering af malkekøernes fodring. Der er dog kun et begrænset økonomisk incitament for mælkeproducenterne til selv at indføre tiltaget. Med de nuværende prisrelationer kan tiltaget betegnes som økonomisk fordelagtig for mælkeproducenterne, sålænge den øgede mælkemængde kan indeholdes i kvoten. Mulighederne herfor vurderes imidlertid at være begrænsede, eftersom det økonomisk optimale ofte er at producere den maksimale mælkeværdi (mælkefedt og mælkeprotein gange de respektive afregningspriser), som kvoten tillader, og her betyder fedtreguleringen sammen med fedttilskuddets negative effekt på mælkens proteinindhold, at fedttilskud ikke er økonomisk under kvotebegrænsning. Da mælkekvote er omsættelig, vil langt størstedelen af mælken blive produceret under kvotebegrænsning. En del af reduktionspotentialet ved ændret fodring vil sand-

synligvis blive realiseret under alle omstændigheder, eftersom den generelle produktivitetsfremgang hos malkekvæget sandsynligvis medfører, at den samme mælkemængde ved mere intensiv fodring vil blive produceret af færre køer end tilfældet er i dag.

Med hensyn til nitrifikationshæmmere må der mere viden til før tiltaget kan endeligt vurderes. Indtil da må tiltaget som drivhusgasreduktionsværktøj betegnes som dyrt, og det kan i visse situationer forventes at nærme sig omkostningsneutralitet.

Erkendtlighed

Camilla Damgaard, Miljøstyrelsen har bistået vedr. de velfærdsøkonomiske beregninger.

2.6 Referencer

- Anonym, 2003. En omkostningseffektiv klimastrategi. Finansministeriet.
- Andersson, N.E. & Skov, O., 2004. Energieffektivisering i væksthuse ved hjælp af tekniske løsninger og konstruktionsændringer. Slutrapport til Energistyrelsen. Danmarks JordbrugsForskning.
- Kirchgessner, M., Windisch, W. & Müller, H.L., 1995. Nutritional factors for the quantification of methane production. In Engelhardt, W.v., Leonhard-Marek, S. Breves, G. & Giesecke, D. (red) Ruminant Physiology: Digestion, Metabolism, Growth and Reproduction. Proceedings VIII International Symp. on Ruminant Physiology. s. 333-348.
- Olesen, J.E., Andersen, J.M., Jacobsen, B.H., Hvelplund, T., Jørgensen, U., Schou, J.S., Gra-versen, J., Dalgaard, T. & Fenhann, J., 2001. Kvantificering af tre tiltag til reduktion af landbrugets udledning af drivhusgasser. DJF-rapport Markbrug 48.
- Ottosen, C.-O., Aaslyng, J.M. & Jakobsen, L., 2004. Spar energi uden at forsinke produkti-onstiden. Gartner Tidende 120 (14), 4-5.

3. Betydning af gødningshåndtering for emission af lattergas

Søren O. Petersen og Jørgen E. Olesen

Danmarks JordbrugsForskning, Afd. for Jordbrugsproduktion og Miljø

Tilførsel af handels- og husdyrgødning øger emissionen af lattergas, der kan dannes via omsætning af både ammonium og nitrat. En række forhold omkring gødningshåndteringen påvirker risikoen for dannelse af lattergas i jorden, herunder gødningsform, udbringningstidspunkt, delt gødskning, udbringningsmetode samt tilsætning af nitrifikationshæmmere eller forbehandling af gyllen. Disse forhold gennemgås og relateres til jordbundsforholdene og de processer, der fører til lattergasemission. Blandt konklusionerne er, at man skal forsøge at minimere forekomsten af mineralsk kvælstof i jorden ved at tilpasse gødningsmængder og udbringningstidspunkt efter afgrødens behov, eventuelt med brug af delt gødskning. I det tidlige forår bør tilførsel af især nitratholdig handelsgødning undgås. Det samme gælder tidspunkter, hvor der tilføres husdyrgødning. Endelig kan lattergasemission formentlig begrænses gennem biogasbehandling af gylle før udbringning.

3.1 Baggrund

Den biologiske omsætning i landbrugsjord har væsentlig betydning for landbrugets samlede drivhusgasbalance. De vigtigste drivhusgasemissioner fra landbruget er kuldioxid (CO_2), metan (CH_4) og lattergas (N_2O). Kulstofbalancen, som primært afhænger af arealanvendelse og håndteringen af afgrøderester, behandles i kapitel 9 til 13. Udbringning af gødning indebærer et energiforbrug med tilknyttet emission af CO_2 , som dog ikke behandles her. Veldrænede jorde har et potentiale for metanoptagelse, men potentialet er for jorde i omdrift meget lille som følge af jordbearbejdning og en negativ vekselvirkning med tilført kvælstof (Hütsch, 2001; Priémé et al., 1997). Dette aspekt behandles derfor ikke yderligere. Lattergasemissioner er knyttet til omsætningen af mineralsk kvælstof i dyrkningsjorden, og den væsentligste kilde til lattergas er dermed gødningstilførsler.

Betydningen af jordbundsforhold og gødningens egenskaber for lattergasproduktion er velkendt. Blandt de faktorer, som øger risikoen for lattergasemission, er et højt vandfyldt porevolumen og jordkompaktion (hæmmer iltforsyningen), høje koncentrationer af husdyrgødning (høj omsætning af organisk stof giver iltfattige forhold), visse kombinationer af handels- og husdyrgødning, og høje jordtemperaturer. Her gennemgås gødningshåndterings betydning for disse forhold, og potentialet for at begrænse lattergasemissionen gennem ændret driftspraksis diskuteres. Det må dog understreges, at der på de fleste områder er behov for mere kvantitativ information om lattergasemissionen under danske forhold.

3.2 Gødningsform

Kvælstofholdige handelsgødninger kan principielt karakteriseres ved at være baseret på ammonium (f.eks. ammoniumsulfat, urea), eller nitrat (f.eks. calciumnitrat), eller en blanding af reduceret og oxideret kvælstof (f.eks. kalkammonsalpeter). Det er dog ikke en sontring, som normalt gøres i forbindelse med gødningsplanlægningen (tabel 3.1). Flydende husdyrgødning (gylle, ajle) indeholder også en større pulje af mineralsk kvælstof, som er på ammoniumform.

Afhængigt af timing og dosering vil en større eller mindre del af ammoniumholdig gødning i jorden blive omsat til nitrat forud for planteoptagelse. Det sker via *nitrifikation*, som er en af de to processer der kan føre til lattergasdannelse. Også nitrat kan under de rette betingelser omsættes med lattergasemission til følge; denne proces betegnes *denitrifikation*. Nitratholdige gødninger kan altså umiddelbart stimulere denitrifikationen, mens ammonium fra tilført gødning skal omsættes til nitrat via nitrifikation, før denitrifikationen stimuleres.

Tabel 3.1. Faktorer som påvirker valget af handelsgødning (Landbrugets Rådgivningscenter, 1997).

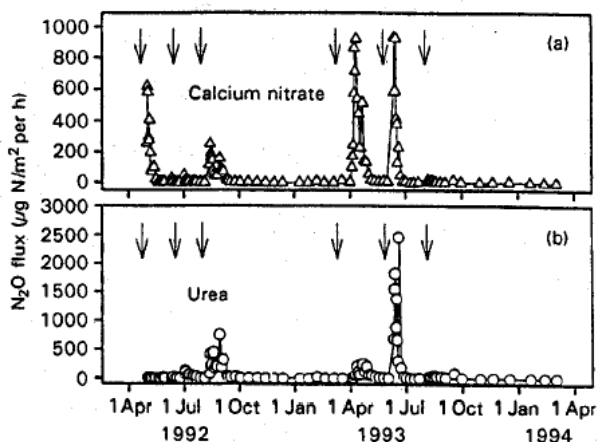
Behov for næringsstofferne N, P og K
Behov for næringsstofferne Cu, B, S og Mg
N-type, evt. krav om klorfattig type
Priser
Arbejdsforbrug
Maskinkapacitet

Tidligt på vækstsæsonen er jordtemperaturen lav, og jordens vandindhold er relativt højt. Alt andet lige vil en lav temperatur hæmme både nitrifikation og denitrifikation, og dermed risikoen for lattergasdannelse. Et højt vandindhold giver iltfattige forhold, hvad der øger risikoen for lattergasdannelse via denitrifikation. Tidligt i vækstsæsonen kan ammoniumholdige gødninger derfor med fordel anvendes, eftersom den lave jordtemperatur vil forsinke ophobningen af nitrat.

Senere på foråret er jorden mere tør. Her kan nitratholdige gødninger være det bedste valg; risikoen for udvaskning af nitrat er lille, lattergasdannelse via nitrifikation er udelukket, og risikoen for denitrifikation er begrænset.

Figur 3.1 viser målinger af lattergastab efter delt udbringning af hhv. kalksalpeter og urea til græs i to forsøgsår. Resultaterne viser, i overensstemmelse med ovenstående, at tidlig udbringning af nitratholdig gødning øger risikoen for lattergastab. Urea gav de største tab i sommerperioden, hvor forholdene omkring granuleret gødning kan blive særligt ekstreme (frit ammoniak er toksisk og øger lattergasdannelsen under nitrifikation). Igennem de to års forsøg var tabet af lattergas fra kalksalpeter og urea hhv. 5,6 og 8,2 kg N pr. hektar, svarende til 0,8 og 1,1 % af tilført N, men altså med meget forskellig tidsmæssig fordeling af tabene. En konkret anbefaling er således at undgå nitratholdig gødning tidligt forår, og at undgå urea i varme

perioder. Men det må understreges, at mange forskellige dyrkningsfaktorer påvirker risikoen for lattergastab det enkelte år. For eksempel viste senere forsøg med gødskning af hvede og kartofler ikke klare forskelle på de to gødningstyper (Smith et al., 1997).



Figur 3.1. Emission af lattergas fra græs efter delt tilførsel af a) kalksalpeter (calcium nitrate) eller b) urea (Smith et al., 1997).

På verdensplan er der gennemført talrige forsøg med kvantificering af lattergastab fra forskellige handelsgødninger. Resultaterne er samlet i tabel 3.2. De antyder, at der generelt er størst risiko for lattergasemission fra nitratholdige gødninger, selvom variationen for alle kategorier er høj.

Tabel 3.2. Opgørelse af det procentuelle tab af kvælstof fra forskellige handelsgødninger. Resultaterne stammer fra forsøg over hele verden og dækker altså over stor variation mht. jordbundsforhold og klimatiske betingelser (Mosier og Kroeze, 1997).

Handelsgødning	Emissionsfaktor (% af tilført N)
Ammoniumsalpeter	1,2-3,6
Ammoniumsulfat	0,2-1,0
Kalksalpeter	5,2-12
Urea	0,2-3,8
Urea/ammoniumsalpeter	0,1-6,8

3.3. Udbringningstidspunkt

Som tidligere nævnt øges risikoen for lattergastab under iltfattige forhold. De kan forekomme lokalt omkring frisk husdyrgødning eller afgrøderester under nedbrydning. Iltfattige forhold

kan også dominere jorden i perioder efter nedbør. Generelt er årsagen, at iltforbruget til den biologiske omsætning overstiger tilførslen fra atmosfæren pga. det forringede luftskifte.

Eftersom et dårligt luftskifte øger risikoen for kvælstoftab og lattergasemission via både nitrifikation og denitrifikation, så må det generelt anbefales at udsætte udbringning af såvel handels- som husdyrgødning så længe som praktisk muligt, eller ved kun at tildele en del af det samlede behov ved den tidlige udbringning (afsnit 3.4). Denitrifikation forudsætter adgang til nitrat og nedbrydeligt kulstof, og derfor bør husdyrgødning og handelsgødning udbringes på forskellige tidspunkter (afsnit 3.5).

3.4 Delt gødskning

Lattergasemission er et resultat af kvælstofomsætning i jorden. Derfor vil planteoptagelse uden forudgående omsætning reducere lattergasemissionen. Reduktion af kvælstofomsætningen kan opnås med en etapevis gødningstildeling, som er tilpasset afgrødens behov.

Tabel 3.3. Emissionsfaktorer (emission af lattergas i procent af tilført N) for handelsgødninger og gylle tilført til græs i tre doseringer (april, juni og august) i to forsøgsår. Forkortelserne står for: AS, ammoniumsulfat; U, urea; KS, kalksalpeter, AN, ammoniumnitrat. Doseringen var for handelsgødninger 120 kg N ha⁻¹ ved hver udbringning, mens gylle blev tilført med 50-60 kg NH₄-N ha⁻¹ + 50 kg AN ha⁻¹ (Clayton et al., 1997).

Gødningsform	1992	1993
AS/AS/AS	0,2	0,4
U/U/U	0,8	1,4
KS/KS/KS	0,5	1,1
AN/AN/AN	0,4	1,2
Urea/AN/AN	-	0,8
Gylle+AN/gylle+AN/gylle	-	2,2

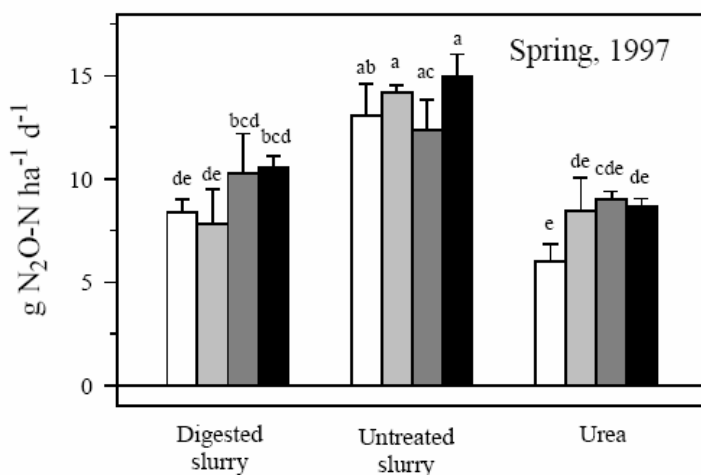
3.5 Kombination af handels- og husdyrgødning

Denitrifikationen kræver, ved siden af iltfattige forhold og nitrat, adgang til letnedbrydeligt kulstof. Udbragt husdyrgødning indeholder typisk meget nedbrydeligt kulstof, hvis nedbrydning i jorden giver iltfattige forhold i tilknytning til gødningsklumper. Tilføres handelsgødning sammen med, eller umiddelbart før husdyrgødning, øger det risikoen for lattergasemission via denitrifikation, specielt hvis handelsgødningen indeholder nitrat. Generelt må det derfor anbefales at adskille tilførslen af handels- og husdyrgødning tidsmæssigt.

Et femårigt markforsøg har vist, at både på grovsandet jord (Lundgaard) og på lerblandet sandjord (Askov) gav forårsudbringning af gylle sammen med kalkammonsalpeter en lavere kvælstofudnyttelse end ved tildeling af samme mængde mineralisk kvælstof i gylle alene (Petersen, 1996). Riskoen for udvaskning var beskeden, og derfor tyder disse resultater på større

gasformige kvælstoftab ved kombineret gødskning, herunder formentlig også større lattergas-emission. Clayton et al. (1997) fandt en forøget lattergasemission ved samtidig tilførsel af ammoniumnitrat og gylle til græs (tabel 3.3).

Også her må det dog fremhæves at resultaterne ikke er entydige. I et markforsøg ved Foulum blev vårbyg gødet med afgasset gylle, ubehandlet gylle eller urea. Supplerende tilførsel af 40 kg N i kaliumnitrat (de sorte stolper i figur 3.2.) havde ingen stimulerende effekt på lattergas-emissionen i dette forsøg. Det er muligt, at den granulerede gødning ikke var blevet opløst og fordelt i jorden, før den letnedbrydelige del af husdyrgødningen var omsat.



Figur 3.2. Lattergasemission i en 6-ugers periode efter tildeling af biogasgylle, ubehandlet gylle eller urea. Forsøgsbehandlingerne var: Uvandet (hvide stolper), vandet med 5 mm forud for hver måling (lysegrå stolper), vandet med 10 mm (mørkegrå stolper), og vandet med 5 mm + tildeling af 40 kg N ha⁻¹ i kaliumnitrat ved forsøgets start (Sørensen et al., 2003).

Afgræsningsmarker gødes ofte, og her er der risiko for vekselvirkning mellem tilført mineralsk kvælstof og den gødning og urin, som afsættes af græssende dyr. Forårstildeling af handelsgødning gav en kraftig forøgelse af lattergastab fra urinpletter, mens senere tilførsler til de samme urinpletter ikke stimulerede lattergasemissionen (tabel 3.4). Men urinpletter afsat i september (dagen før sidste tildeling af handelsgødning) havde ikke nogen effekt på lattergasemissionen. Jordbundsforholdene, her formentlig jordens vandindhold, har altså betydning for effekten af gødskning.

3.6 Nitrifikationshæmmere

I en årrække har der været forskellige produkter på markedet, som kan hæmme nitrifikationen af gødningskvælstof (f.eks. N-serve, Didin). Praktiske forsøg har vist varierende, men generelt positive effekter på planteudnyttelsen ved udbringning sammen med ammoniumholdige handelsgødninger (Pasda et al., 2001; Wolt, 2004). Markforsøg har også vist en reduktion af lattergasemissionen, fordi en større del af gødningen optages af planterne før omsætning i jorden (jfr. afsnit 3.4). Tabel 3.5 viser en oversigt over forsøgsbehandlinger og observeret effekt på lattergasemissionen.

Tabel 3.4. Emissioner af lattergas fra urin afsat på græs med varierende tilførsel af kalkammonsalpeter (KAS). Handelsgødning blev delt i 4 portioner udbragt 10/4., 9/6., 17/7 og 16/9 1997, mens urinafsætning (simuleret) skete 30/5, hhv. 15/9. Lattergas blev målt i perioden fra første tilførsel af KAS (kontrol), eller fra urintilførsel og indtil 24 marts det følgende år (Anger et al., 2003).

Behandling	KAS	Måleperiode	Lattergastab (% af tilført N)
Kontrol (ingen urin)	0	357 dage	-
	120		0,3 ± 0,1
	240		0,3 ± 0,1
	360		0,3 ± 0,1
Urin afsat 30. maj	0	299 dage	1,4 ± 0,2 ¹
	120		3,8 ± 1,0
	240		3,5 ± 0,6
	360		4,2 ± 0,6
Urin afsat 15. september	0	191 dage	0,3 ± 0,1
	120		0,4 ± 0,2
	240		0,4 ± 0,3
	360		0,9 ± 0,2

¹ Korrigeret for lattergas fra kontrol.

Nitrifikationshæmmere kan også blandes i husdyrgødning, men effekten er typisk mindre, fordi det organiske stof i gødningen binder det aktive stof og fremmer nedbrydningen (Kjellerup, 1991). Et nyt produkt, DMPP med handelsnavnet ENTEC, er i 2003 og 2004 afprøvet under danske forhold i forsøg med dyrkning af vårbyg og hhv. spise- og fabrikskartofler. For vårbyggen var der ingen effekt på høstudbyttet, men for spisekartofler var der som gennemsnit en markant positiv effekt for begge kartoffeltyper, selvom det oplyses af forskellene ikke var signifikante (Oversigt over Landsforsøgene, 2003). Flere forsøg er gennemført i 2004, igen uden effekt på høstudbyttet af vårbyg og kartofler (Oversigt over Landsforsøgene, 2004).

DMPP er et stof med meget lav nedbrydelighed (0-10% efter 182 dage) og dermed muligvis større virkningsgrad sammen med husdyrgødning (Andreae, 1999). Med så lav nedbrydelighed er der dog også behov for en grundig økotoxikologisk vurdering.

Tabel 3.5. Resultater af forsøg med tilsætning af nitrifikationshæmmere til handelsgødning. Alle forsøg er udført på 'clay loam' jorde, dvs. med 30-40% ler (Smith et al., 1997).

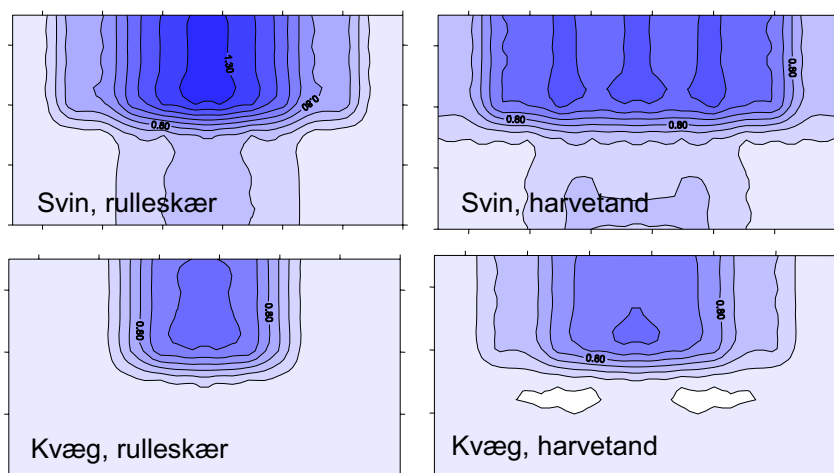
Afgrøde	Gødningsform	N-hæmmer (aktivt stof)	Reduktion af lat- tergastab (%)	Kilde
Majs (vandet)	urea	nitrapyrin	73	Bronson et al. (1992)
Majs (vandet)	urea	calcium carbid	41	
Græs	urea	dicyandiamid	58-78 ¹	McTaggart et al. (1994)
Græs	ammoniumsulfat	dicyandiamid	41-65 ¹	
Græs	ammoniumnitrat	dicyandiamid	÷ effekt i april	
Vårbyg	?	dicyandiamid	36	McTaggart og Smith (1996)
Vinterhvede	?	dicyandiamid	30-40 ²	
Vinterhvede	?	dicyandiamid	54	

¹ To-måneders periode efter udbringning. ² Ikke signifikant.

3.7 Udbringningsmetode

Siden 1. august 2003 er bredspredning af gylle ikke længere tilladt i Danmark. Udbringning skal derfor ske med slangeudlægning eller nedfældning. Ved slangeudlægning på bar jord skal gyllen indarbejdes umiddelbart efter udbringningen. Jo bedre jord og gylle opblandes, desto kortere er levetiden for iltfattige forhold omkring gødningsklumper, som kan stimulere lattergasdannelsen. Omvendt vil en god opblanding dog også fremme mineralisering og nitrifikation af gyllens kvælstof. Det taler for delt gødskning, men med det forbehold at slangeudlægning i en etableret afgrøde giver en forøget risiko for ammoniaktab.

Nedfældning af gylle giver en koncentreret fordeling af det tilførte kvælstof, dog afhængigt af gyllens egenskaber, nedfældningsteknik samt jordens fugtighed på udbringningstidspunktet (Petersen et al., 2003). Hvis gylle har et lavt tørstofindhold, eller hvis gyllen udbringes på et tidspunkt hvor jorden er relativt tør, giver det en betydelig omfordeling af opløst kvælstof i jorden, og udbringningsmetoden – slangeudlægning + indarbejdning eller nedfældning – har under de forhold mindre betydning. I et forsøg med nedfældning af svinegylle med et tørstofindhold på 2,5% var der en større udbredelse af opløst kvælstof end ved nedfældning af en kvæggylle med et tørstofindhold på 7,5% (Figur 3.3). Forsøget viste også en større udbredelse af opløst kvælstof med harvetandsnedfælder sammenlignet med rulleskær.



Figur 3.3. Fordeling af mineralsk kvælstof efter tilførsel svarende til 30 tons ha⁻¹ svinegylle (2,5% tørstof) eller 50 tons ha⁻¹ kvæggylle (7,5% tørstof) med to forskellige nedfældningsteknikker. Det isotop-mærkede kvælstof blev målt i 8 fraktioner et døgn efter nedfældningen (Petersen et al., 2003).

3.8 Forbehandling af gylle

Biogasbehandling af gylle før udbringning gør gyllen mere flydende, og behandlingen fjerner en stor del af det letnedbrydelige kulstof. Begge forhold mindsker risikoen for lattergasdannelse omkring gyllekumper/gyllestreng. Et toårigt markforsøg ved Foulum viste en 20-40% reduktion af lattergasemissionen i forårsperioden ved biogasbehandling af gylle. Figur 3.2 viser resultaterne for det ene forsøgsår.

Eftersom et lavt tørstofindhold øger infiltrationen af opløst kvælstof i jorden, så kan gylleseparation muligvis mindske risikoen for lattergasdannelse. Sørensen et al. (2003) fandt dog, at den samlede kvælstofudnyttelse af den faste og den flydende rest efter gylleseparation var uændret sammenlignet med usepareret gylle. Tilsvarende fandt Chantigny et al. (2003) beskudne effekter på lattergasemissionen efter behandling af gylle med forskellige teknikker til fjernelse af organisk tørstof, med biogasbehandling som en markant undtagelse.

3.9 Perspektivering

De forskellige anbefalinger vedrørende gødningshåndtering, som er beskrevet i dette notat, kan sammenfattes i et par enkle grundregler:

- Minimér forekomsten af mineralsk kvælstof i jorden gennem optimeret dosering og timing. Derved minimeres kvælstofomsætningen forud for planteoptagelse.
- Undgå at udbringe handelsgødning, specielt nitratholdig handelsgødning, tidligt forår og på tidspunkter hvor der også tilføres husdyrgødning.
- Biogasbehandling af gylle fremmer infiltration og reducerer iltforbruget i jorden. Begge forhold mindsker risikoen for lattergasemission.

Mulighederne for at begrænse drivhusgasemissioner fra landbruget gennem ændret gødningshåndtering diskuteres også andre steder i verden. I Storbritannien definerede en arbejdsgruppe i 2002 en række fokusområder, herunder valg af gødningsform og timing, brug af nitrifikationshæmmere, og forbedring af jordbundsforholdene gennem dræning (DEFRA, 2003). I et samarbejde mellem Australien og New Zealand blev der i 2003 udarbejdet en rapport, som diskuterer forskningsbehov ud fra identificerede begrænsningsmuligheder (O'Hara et al., 2003). De omfattede bl.a. ændret fodersammensætning med henblik på øget kvælstofudnyttelse (tilskudsfoder, andre græssorter), begrænset adgang til afgræsning (tab fra gødning opsamlet på stald kan lettere reguleres), bedre styring af gødningsforbrug, jordbearbejdning, vanding mv. i planteproduktionen (blev skønnet at kunne reducere lattergasemissionen med 19%).

Betydningen af gødningshåndtering vil variere fra år til år. Det handler om risikokontrol, hvor man i alle aspekter af gødningshåndteringen forsøger at undgå omstændigheder, der fremmer dannelsen af lattergas. Virkemidler, der mindsker risikoen for lattergasemissioner, begrænser generelt også det samlede tab af kvælstof til atmosfæren, som kan være betydeligt større. En indsats for at reducere lattergasemissionen vil derfor også forbedre den samlede kvælstofudnyttelse.

Det samlede emissioner af lattergas fra udbragt handels- og husdyrgødning er for 2003 beregnet at udgøre 7,20 kt N₂O pr. år (Olesen et al., 2003). Såvel det samlede tab som andelen af lattergas kan reduceres med virkemidlerne beskrevet ovenfor. Afhængigt af udgangssituationen forekommer en 25-50% reduktion af lattergastabene fra handels- og husdyrgødning gennem optimeret gødningshåndtering ikke urealistisk. Hvis en sådan reduktion kunne opnås for den samlede tilførsel af handels- og husdyrgødning, vil det svare til en reduktion i emissionen på 0,56 til 1,12 mio. tons CO₂-ækvivalenter pr. år.

3.10 Referencer

- Andreae, M., 1999. ENTEC (DMPP) – ein neuer Ammonium-Stabilisator: ökotoxikologische Bewertung. Düngen mit einer neuen Technologie. Wissenschaftliches Kolloquium Agrarzentrum der BASF, Limburgerhof am 17. und 18. Mai 1999, BASF, 45-49.
- Anger, M., Hoffmann, C. & Kühbauch, W., 2003. Nitrous oxide emissions from artificial urine patches applied to different N-fertilized swards and estimated annual N₂O emissions for differently fertilized pastures in an upland location in Germany. Soil Use Manage. 19, 104-111.

- Bronson, K.F., Mosier, A.R. and Bishnoi, S.R., 1992. Nitrous oxide emissions in irrigated corn as affected by nitrification inhibitors. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56, 161-165.
- Clayton, H., McTaggart, I.P., Parker, J., Swan, L. & Smith, K.A., 1997. Nitrous oxide emissions from fertilised grassland: A 2-year study of the effects of N fertiliser form and environmental conditions. *Biol. Fertil. Soils* 25, 252-260.
- Chantigny, M., Angers, D.A., Rochette, P., Bélanger, G., Massé, D. & Côté, D., 2003. Applying treated pig slurries on grasses: effects on yield, and NH_3 and N_2O losses. Abstract for 12th N workshop. Exeter, 21-24 September 2003.
- DEFRA, 2002. Meeting on methods for reducing greenhouse gases from agriculture. Final project report (Project code CC0260).
- Hütsch, B., 2001. Methane oxidation in non-flooded soils as affected by crop production. *Eur. J. Agron.* 14, 237-260.
- Kjellerup, V., 1991. Tørstofudbytte, kvælstofoptagelse og –udvaskning ved anvendelse af gylle iblandet nitrifikationshæmmere. Beretning nr. S2139, Statens Planteavlsvforsøg.
- Landbrugets Rådgivningscenter, 1997. Gødningslære. Landbrugsforlaget, 144 pp.
- McTaggart, I.P. and Smith, K.A., 1996. Nitrous oxide emissions from arable and grassland soils: Effect of crop type and nitrification inhibitor. *Transactions 9th Nitrogen Workshop*, Braunschweig, Sept 1996, pp. 523-526.
- McTaggart, I.P., Clayton, H. and Smith, K.A., 1994. Nitrous oxide flux from fertilized grassland: strategies for reducing emissions. In: J. van Ham et al. (red.) *Non- CO_2 greenhouse gases: why and how to control?* Klüwer, Dordrecht, pp. 421-426.
- Mosier, A. & Kroeze, C., 1999. Contribution of agroecosystems to the global atmospheric N_2O budget. *Int. Workshop on Reducing N_2O Emission from Agroecosystems*, Banff, Canada, 3-5 March 1999.
- O'Hara, P., Freney, J. & Ulyatt, M., 2003. Abatement of agricultural non-carbon dioxide greenhouse gas emissions. Report prepared for the Ministry of Agriculture and Forestry on behalf of the Convenor, Ministerial group on climate change, the Minister of Agriculture and the Primary Industries Council, 171 pp.
- Olesen, J.E., Petersen, S.O., Gyldenkerne, S., Mikkelsen, M.H., Jacobsen, B.H., Vesterdal, L., Jørgensen, A.M.K., Christensen, B.T., Abildtrup, J., Heidmann, T. & Rubæk, G. (2004). Jordbrug og klimaændringer - samspil til vandmiljøplaner. DJF rapport Markbrug nr. 109.
- Oversigt over Landsforsøgene 2003. Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret.
- Oversigt over Landsforsøgene 2004. Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret.
- Pasda, G., Hähndel, R. & Zerulla, W., 2001. Effect of fertilizers with the new nitrification inhibitor DMPP (3,4-dimethylpyrazole phosphate) on yield and quality of agricultural and horticultural crops. *Biol. Fertil. Soils* 34, 85-97.
- Petersen, J., 1996. Fertilization of spring barley by combination of pig slurry and mineral nitrogen fertilizer. *J. Agric. Sci., Camb.* 127, 151-159.
- Petersen, S.O., Nissen, H.H., Lund, I. & Ambus, P., 2003. Redistribution of slurry components as influenced by injection method, soil, and slurry properties. *J. Environ. Qual.* 32, 3299-2409.

- Priemé, A., Christensen S., Dobbie K.E. & Smith, K.A., 1997. Slow increase in rate of methane oxidation in soils with time following land use change from arable agriculture to woodland. *Soil Biol. Biochem.* 29, 1269-1273.
- Smith, K.A., McTaggart, I.P. & Tsuruta, H., 1997. Emissions of N₂O and NO associated with nitrogen fertilization in intensive agriculture, and the potential for mitigation. *Soil Use Manage.* 13, 296-304.
- Sørensen, P., Thomsen, I.K. & Christensen, B.T., 2003. Physical separation of pig slurry has a small effect on the overall utilisation of nitrogen. I: Hatch, D.J., Chadwick, D.R., Jarvis, S.C. & Roker, J.A. (red.) *Controlling nitrogen flows and losses*. Wageningen Academic Publishers. s. 389-396.
- Wolt, J.D., 2004. A meta-evaluation of nitrapyrin agronomic and environmental effectiveness with emphasis on corn production in the Midwestern USA. *Nutr. Cycl. Agreco-sys.* 69, 23-41.

4. Udledning af drivhusgasser ved pløjefri dyrkningssystemer

Jørgen E. Olesen, Elly M. Hansen og Lars Elsgaard

Danmarks JordbrugsForskning, Afd. for Jordbrugsproduktion og Miljø

Pløjefri dyrkning omfatter mange forskellige jordbearbejdningsmetoder med reduceret arbejds- og energiindsats. Det skønnes, at pløjefri dyrkning kan være relevant på ca. 400.000 ha landbrugsjord i Danmark, og at det p.t. praktiseres på knap 100.000 ha. Pløjefri dyrkning reducerer energiforbruget og den tilhørende CO₂-udledning med 33-64% afhængig af metode og teknik. Der er stor usikkerhed omkring effekterne af reduceret jordbearbejdning på lagring af kulstof (C) i jorden under danske forhold. De foreløbige resultater viser, at der sandsynligvis sker en øget kulstoflagring i jorden ved direkte såning, hvorimod det er mere usikkert, om reduceret jordbearbejdning med kraftig stubbearbejdning vil give en kulstoflagring, der afviger fra traditionel jordbearbejdning med pløjning. Foreløbige danske resultater har ikke vist væsentlige effekter på emissionen af lattergas. Flere udenlandske undersøgelser har fundet, at direkte såning øger emissionen af lattergas i vækstsæsonen sammenlignet med traditionel jordbearbejdning. Ved pløjefri dyrkning i Danmark praktiseres normalt en stubbearbejdning, hvilket begrænser effekterne på både energiforbrug, kulstoflagring og lattergasemissioner i forhold til direkte såning. Usikkerhederne omkring effekter på kulstoflagring og lattergasemissioner er endnu så store, at det ikke er muligt at kvantificere den samlede effekt af dette på landbrugets drivhusgasemissioner.

4.1 Baggrund

Pløjefri dyrkning er en fællesbetegnelse for driftsmetoder, hvor arbejds- og energiindsatsen ved jordbearbejdning søges minimeret. Dette indebærer, at afgrøden etableres ved ingen eller kun overfladisk bearbejdning. Eventuel indarbejdning af organisk materiale, gødning samt gennemførelse af mekanisk ukrudtsbekæmpelse foretages ligeledes konsekvent uden anvendelse af plov. Den ultimative form for pløjefri dyrkning består i direkte såning, hvor såsæden placeres direkte i ubearbejdet jord. Ved reduceret jordbearbejdning foretages dog oftest en stubbearbejdning eller en anden overfladisk bearbejdning på et eller flere tidspunkter inden såningen.

Overgang fra traditionel jordbearbejdning med pløjning til pløjefri dyrkning medfører ændringer i fysiske, kemiske og biologiske egenskaber ved jorden. Det drejer sig bl.a. om komprimering af det tidligere pløjelag, dannelse af et overfladelag med højt indhold af organisk stof og stor biologisk aktivitet samt dannelse af kontinuerte, vertikale makroporer i jorden. Disse ændringer er meget afhængige af intensiteten af jordbearbejdningen, og ændringerne er derfor mest markante ved overgang til direkte såning.

I Skandinavien er der især i 1970'erne og 1980'erne gennemført en række markforsøg med pløjefri dyrkningssystemer (Rasmussen, 1999; Schjønning et al., 2001). De fleste forsøg er gen-

nemført i ensidig korndyrkning, og effekten af jordbearbejdning på gennemsnitsudbytterne har været små. Pløjning har hidtil været betragtet som nødvendig for at sikre en god og rentabel planteproduktion. Dette hænger sammen med, at pløjning traditionelt anses for nødvendig for at nedmulde planterester og bekæmpe ukrudt. Udbredt anvendelse af pløjefri dyrkning har ikke hidtil kunnet praktiseres uden anvendelse af herbicider (Rasmussen, 1999). Især anvendelse af ukrudtsmidlet glyphosat (Roundup) har vist sig effektivt i forbindelse med pløjefri dyrkning, fordi det giver en effektiv bekæmpelse af både rodkrudt og anden vegetation.

Interessen for pløjefri dyrkning har været stærkt stigende i Danmark i de senere år, især på grund af mulighederne for at kunne reducere arbejds- og maskinomkostningerne. I et overslag over landbrugsareal til pløjefri dyrkning i Danmark blev det skønnet, at pløjefri dyrkning umiddelbart kunne være relevant på 400.000 ha (Olesen et al., 2002). Det må understreges, at der er tale om et groft skøn, der er behæftet med betydelig usikkerhed. Hvor stort et areal der på nuværende tidspunkt dyrkes med reduceret jordbearbejdning vides ikke, men det skønnes, at arealet er på knap 100.000 ha (Erik Sandal, personlig kommentar, 2004). Ligeledes her er der tale om et skøn behæftet med stor usikkerhed. Direkte såning praktiseres kun i meget ringe omfang (Erik Sandal, personlig kommentar, 2004).

En ændring i jordbearbejdningspraksis vil påvirke udledningen af drivhusgasser. De største effekter forventes at knytte sig til energiforbruget ved jordbearbejdningen, til ændring i kulstofindholdet i jorden samt til udledningen af lattergas fra jorden (Olesen et al., 2002).

Reduceret jordbearbejdning medfører generelt et stigende indhold af kulstof (C) i jorden. Dette er påvist under amerikanske (Paustian et al., 1997) og europæiske (Smith et al., 1998) forhold. Derfor er reduceret jordbearbejdning flere steder foreslået som en strategi til at nedbringe emissionen af drivhusgassen CO₂ fra dyrket jord. For at opnå en nettoeffekt i forhold til det globale varmpotentiale (Global Warming Potential, GWP) kræves imidlertid, at den ændrede dyrkningspraksis er neutral (eller negativ) med hensyn til nettoemission af de øvrige drivhusgasser (lattergas (N₂O) og metan (CH₄)) opgjort i CO₂ ækvivalenter. Effekten af reduceret jordbearbejdning på metan-kredsløbet forventes at føre til lavere GWP, idet metan omsættes bedst i uforstyrret jord (Hütsch, 2001; Six et al., 2004). Derimod er der større usikkerhed omkring effekten af jordbearbejdning på emissionen af N₂O fra dyrket jord. Lattergas har som drivhusgas en effekt, der er 310 gange stærkere end effekten af CO₂. Derfor kan ændringer i emissionen af lattergas bidrage væsentligt til det samlede regnskab.

4.2 Energiforbrug

Tidligere danske undersøgelser vedrørende energiforbruget ved jordbearbejdning har vist, at brændstofforbruget ved traditionel jordbearbejdning var 41 l ha⁻¹. Undersøgelser med pløjefri dyrkningssystemer i 1970'erne viste brændstofforbrug varierende fra 23 l ha⁻¹ ved fræsesåmaskine til 34 l ha⁻¹ ved jordbearbejdning med spaderulleharve (Nielsen, 1981, 1982). Undersøgelser i 1980'erne med direkte såning viste, at brændstofforbruget ved skiveskærsmaskiner var

8-10 l ha⁻¹ (Nielsen, 1987) og ved harvetandssåmaskine 15-18 l ha⁻¹ (Nielsen, 1984). Tilsvarende har udenlandske undersøgelser vist at brændstof- og arbejdsforbruget kan reduceres med mellem 35 og 70% ved at reducere eller helt undlade jordbearbejdning (Nielsen et al., 2004).

Tabel 4.1. Brændstofforbrug og arbejdsbehov ved forskellige jordbearbejdningssystemer (Nielsen et al., 2004).

Jordbearbejdning	Brændstofforbrug (l ha ⁻¹)	Arbejdsbehov (timer/ha)
Traditionel	40-50	2,1-3,1
Reduceret (uden pløjning)	18-35	1,1-1,7
Direkte såning	12-14	0,8-1,0

Der er i de senere år sket en udvikling i såteknik og i redskaber til stubbearbejdning. For begge redskabstyper er der en tendens til, at der gennemføres en kraftigere bearbejdning pr. overkørsel, samt at der arbejdes med en stadig stigende fremkørselshastighed. Nye danske undersøgelser gennemført i praktisk landbrug viser, at reduceret jordbearbejdning kan reducere brændstofforbruget med 22-60% afhængig af metode og teknik (tabel 4.1). Ved direkte såning kan brændstofforbruget reduceres med ca. 70% (Nielsen et al., 2004).

Hvis der antages en CO₂ emission på 3,16 kg CO₂ pr. liter diesel fås en CO₂ udledning ved traditionel jordbearbejdning på ca. 142 kg CO₂ ha⁻¹ fra brændstofforbruget. Reduktionspotentialet ved reduceret jordbearbejdning er 31-91 kg CO₂ ha⁻¹ ved reduceret jordbearbejdning og 100 kg CO₂ ha⁻¹ ved direkte såning.

4.3 Kulstof i jorden

Jordbearbejdning menes at være en vigtig faktor for frigivelse af CO₂ fra jord til atmosfære. Formentlig fremmer jordbearbejdning CO₂ udviklingen og dermed tab af kulstof fra jorden på mindst tre måder: 1) ved at ødelægge jord-aggregater eller jordstruktur, der beskytter organisk stof fra mikrobiel nedbrydning, 2) ved at stimulere mikrobiel aktivitet pga. øget iltning af jorden og 3) ved at blande friske planterester med jord, således at disse omsættes hurtigere, hvorved CO₂ frigives (Lal og Kimble, 1997).

Jordbearbejdning øver direkte indflydelse på jordens fysiske egenskaber som porøsitet, volumenvægt og luft-permeabilitet, der har betydning for jordens vand-, luft- og temperaturforhold. Disse egenskaber er af betydning for jordens mikroorganismer, der er ansvarlige for omsætningen af organisk stof og dermed for frigivelsen af CO₂. Desuden har disse egenskaber betydning for, hvorledes tabet af CO₂ ved diffusion og konvektion påvirkes af vejr- og vindforhold (Reicosky, 2003).

Der findes kun få danske undersøgelser, der kan belyse jordbearbejdningens betydning for kulstoflagring i jord (Rasmussen, 1999). I overensstemmelse med udenlandske undersøgelser

er der fundet en stigning i C-indholdet i de øverste jordlag (0-5 cm) ved overgang til pløjefri dyrkning og direkte såning (Rasmussen, 1988). I en forsøgsserie med reduceret jordbearbejdning (kraftig stubbearbejdning og såbedsharvning) sammenlignet med traditionel jordbearbejdning blev der på marskjord ved Højer fundet øget C-indhold i 0-10 cm og i 10-20 cm dybde, mens stigningen kun var signifikant i 0-10 cm dybde på grovsandet jord ved Jydevad (tabel 4.2).

Tabel 4.2. Indhold af C (%) i 0-10 cm og 10-20 cm dybde efter mere end 10 år med ensidig korndyrkning (primært vårbyg) (Rasmussen, 1991).

	Jydevad		Højer	
	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm
Stubharvet ¹ , pløjet, såbedsharvet	1,86	1,85	1,58	1,55
Stubharvet ¹ , såbedsharvet	2,07	1,92	1,73	1,69
LSD-værdi	0,21	ns ²	0,05	0,06

¹ Kraftig stubharvning for mekanisk bekæmpelse af kvik.

² ns: ingen signifikant forskel mellem de to forsøgsbehandlinger.

4.4 Udledning af lattergas

Lattergas i jord dannes primært som mellemprodukt i det bakterielle kvælstofkredsløb. Dannelsen kan ske ved nitrifikation af ammonium til nitrat eller ved denitrifikation af nitrat til frit kvælstof (N₂). Processerne i N kredsløbet påvirkes af en række forhold i jorden, så som tilgængelighed af ilt og organisk stof, jordens pH og vandindhold (Vinther og Hansen, 2004). Af disse faktorer har særlig vandindhold og indholdet af organisk stof betydning for dannelsen af N₂O, idet vandindholdet er bestemmende for iltforholdene i jorden og organisk stof udgør en energikilde for de mikrobielle processer. Denitrifikation forløber primært under vandmættede forhold, mens nitrifikation er afhængig af en rigelig iltforsyning, der forekommer ved lavere vandindhold (Sahrawat og Keeney, 1986).

4.5 Resultater fra et dansk forsøg med pløjefri dyrkning

For at vurdere effekten af reduceret jordbearbejdning på emissionen af CO₂ og N₂O under danske forhold blev der gennemført målinger i et forsøg med pløjefri dyrkningssystemer ved Forskningscenter Foulum. Forsøget var etableret i 2002. I 2003 blev der gennemført målinger ved tre jordbearbejdningsmetoder: (1) pløjning, (2) stubharvet i 10 cm dybde og (4) direkte såning. Da undersøgelserne blev udført på et forsøgsareal, hvor reduceret jordbearbejdning blev introduceret året før målingerne blev påbegyndt, vil resultaterne formentlig være forskellige fra resultater fra længerevarende jordbearbejdningsforsøg.

4.5.1 Materialer og metoder

Målingerne blev gennemført i parceller, som var tilfældigt placeret i et blok-design med fire gentagelser. Målingerne blev gennemført efter høst af vinterbyg, hvor der efterfølgende blev etableret vinterraps i et sædskifte med halmnedmuldning. Pløjning og harvning i jordbearbejdning 1 og 2 blev gennemført den 14/8. Der blev sået i alle forsøgsled den 15/8.

CO₂-emissionen blev bestemt vha. en bærbar infrarød gasanalysator koblet til et kammer (Eriksen og Jensen, 2001). Målingerne blev påbegyndt den 11/8 efter høst af vinterbyg, men før såning af vinterraps. Der blev målt med 2-16 dages intervaller på i alt 16 datoer indtil den 3/12. I hver parcel blev CO₂-målingerne foretaget i et målefelt på 1×1,5 m, der blev friholdt for vegetation ved herbicidbehandling, idet CO₂-frigivelsen fra jord ikke kan skelnes fra CO₂-frigivelse og -forbrug fra planter. I hvert målefelt blev der foretaget tre målinger i tre forskellige punkter (samme punkter til hver måledato). Målingerne blev gennemført midt på dagen. Den akkumulerede CO₂-frigivelse blev beregnet ud fra antagelser om 1) at den målte flux svarer til døgnmiddelfluxen, og 2) at en målt værdi på en given måledato er gældende indtil den følgende måledato.

Emissionen af lattergas blev målt før og efter jordbearbejdning (hhv. 11/8 og 19/8) og igen gennem en målekampagne fra 22/9 til 27/10. På grund af praktiske forhold omkring jordbearbejdning blev der anvendt to forskellige målesystemer. Målingerne før og efter jordbearbejdning blev udført ved hjælp af små kamre (diameter: 16 cm, højde: 22 cm), forsynet med en prop til udtagning af gasprøver. I hver parcel blev der anbragt fem kamre. Efter at kamrene var tilproppet blev der udtaget to gasprøver fra hvert kammer med det samme og igen efter 40-45 min. I kampagneperioden 22/9 til 27/10 blev emission af lattergas målt ved hjælp af store kvadratiske kamre (75 × 75 × 25 cm), der blev fastgjort på metalrammer nedsat til jordoverfladen (rammerne blev stående gennem hele målekampagnen). Fra hvert kammer blev der udtaget 4 gasprøver hhv. 0, 20, 40 og 60 minutter efter at kamret var fastgjort til rammen. Inden udtagningen blev luften i kamret blandet ved hjælp af en ventilator installeret i hvert kammer. De opsamlede gasprøver blev analyseret samme dag eller dagen efter ved gaskromatografi på en Varian 3300 GC med ECD detektor. I løbet af målekampagnen blev emissionen målt i de tolv parceller i alt 8 gange. Akkumuleringsraten af N₂O i kamrene blev beregnet ved lineær regression mellem koncentrationen og udtagningstiden. For hver regression blev raten ($\beta = dN_2O/dt$) og ratens signifikans (p -værdi for $\beta = 0$) bestemt. Herefter blev raten omregnet til lattergas-emission i g N₂O-N ha⁻¹ d⁻¹.

Jordprøver til bestemmelse af mineralsk kvælstof og mikrobiologiske egenskaber blev indsamlet på to tidspunkter omkring jordbearbejdningen (11/8 og 19/8) og to tidspunkter (22/9 og 27/10) omkring målekampagnen for emission af lattergas (22/9 - 27/10). Fra hver parcel blev der udtaget 8 jordstik (diameter: 2 cm, dybde: 0-20 cm), der blev puljet.

Jordens enzymaktivitet blev bestemt dels i form af aarylsulfatase og dels i form af fluorescein diacetat hydrolyse (Tabatabai og Bremner, 1970; Schnurer og Roswall, 1982). Begge enzymbestemmelser blev udført med 3 til 4 to-grams prøver fra hver parcel plus 1-2 prøver til analyse af den kolorimetrisk baggrund. Proceduren for de to bestemmelser er tidligere beskrevet i detaljer (Elsgaard et al., 2002, 2003). Potentiel ammonium oxidation blev målt med to 15-grams prøver fra hver parcel. Proceduren fulgte tidligere beskrivelser (Elsgaard et al., 2001).

De kemiske og mikrobiologiske resultater er udregnet og opgivet på baggrund af jordens tørvægt. Denne blev beregnet ud fra det gravimetrisk vandindhold bestemt efter ovntørring af jordprøver (20 g) ved 105°C i 1 døgn.

4.5.2 Resultater og diskussion

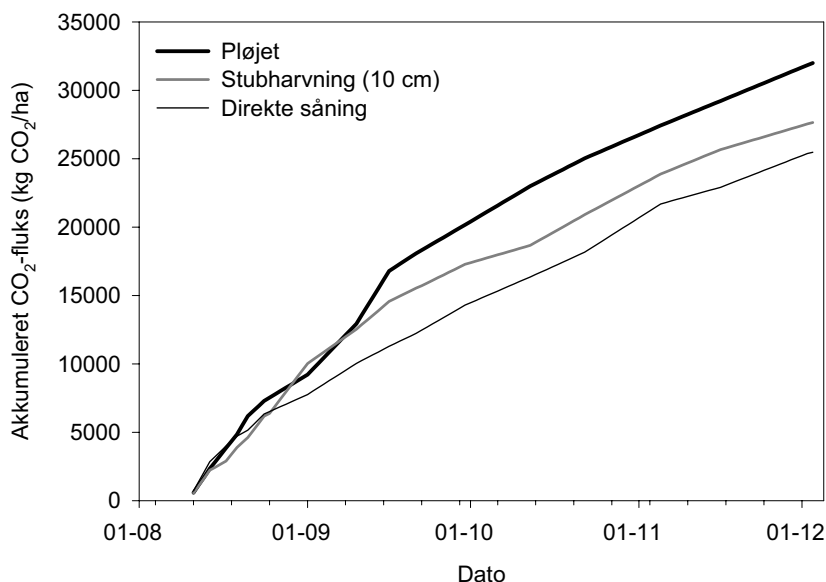
CO₂-fluxen varierede fra ca. 0,5 til 3 g CO₂ m⁻² time⁻¹, men befandt sig de sidste 2,5 måned af måleperioden under eller omkring 1 g CO₂ m⁻² time⁻¹ (data ikke vist). Eriksen og Jensen (2001) fandt i et forsøg med ompløjning af kløvergræs en CO₂-flux på mindre end 1 g CO₂ m⁻² time⁻¹ i perioden fra april – juni, ligesom Vinther et al. (2004) fandt værdier under 1 g CO₂ m⁻² time⁻¹ i hele vækstperioden. De her målte værdier synes derfor at være højere end fundet i andre danske undersøgelser, men dog langt fra så høje, som de mere end 7 g CO₂ m⁻² time⁻¹ rapporteret af Jensen et al. (1996), der konkluderede, at disse værdier ikke kunne repræsentere døgnmiddelværdier. Grunden til at CO₂ fluxen rapporteret af Jensen et al. (1996) blev overestimeret, kendes ikke. Hvorvidt de her målte værdier ligeledes er overestimerede vides ikke. De absolutte værdier bør derfor vurderes med forbehold.

Af betydning for tolkning af den målte CO₂-fluks er desuden, at den valgte målemetoden har indflydelse på måleresultaterne. Benyttelse af kamre til måling af CO₂-flux fra jorden medfører, at målefladen afskærmes fra omgivelserne, hvorved vindhastighed og turbulensforhold i kammeret ændres. Disse ændringer kan være forskellige for forskellige jordbearbejdningsstrategier. Ved måling i et målefelt friholdt for vegetation udelukkes desuden eventuelle vekselvirkninger mellem jordbearbejdning og plantevækst.

Hvis det antages, at den målte flux på mellem 0,5 og 3 g CO₂ m⁻² time⁻¹ er af samme størrelse som døgnmiddelfluxen, svarer de målte værdier til mellem 12 og 72 g CO₂ m⁻² døgn⁻¹. Dette er højere, men dog af samme størrelsesorden som rapporteret i en litteraturgennemgang af Gliński and Stepniewski (1985), der på baggrund af iltforbruget i forskellige jorder beregnede, at døgnrespirationen varierede fra 0 til 56 g CO₂ m⁻² døgn⁻¹ afhængig af jordtype og årstid.

Den akkumulerede CO₂-frigivelse for måleperioden (114 dage fra 11 august til 3 december) kunne som gennemsnit beregnes til 32,0 t CO₂ ha⁻¹ for de pløjede parceller og 25,5 t CO₂ ha⁻¹ for de direkte såede parceller (figur 4.1), hvilket er signifikant forskelligt. Parceller med stubharvning havde en frigivelse på i gennemsnit 27,6 t CO₂ ha⁻¹, hvilket ikke er signifikant forskellige fra de to øvrige jordbearbejdningsstrategier. I betragtning af at der kun er målinger fra en periode på 114 dage, synes den akkumulerede CO₂-frigivelse at være høj, idet Gliński og Step-

niewski (1985) beregnede årlige CO₂-frigivelser på mellem 1,8 og 47,2 t CO₂ ha⁻¹. De akkumulerede CO₂-frigivelser må derfor tages med forbehold. Dette er i overensstemmelse med Reicosky (2003), der anfører, at tolkning og ekstrapolering af data for CO₂-flux-målinger udført vha. kammermetoden bør foretages med forsigtighed, mens den relative flux-forskel mellem forskellige jordbearbejdningsmetoder derimod sandsynligvis vil afspejle de relative CO₂-emissioner.

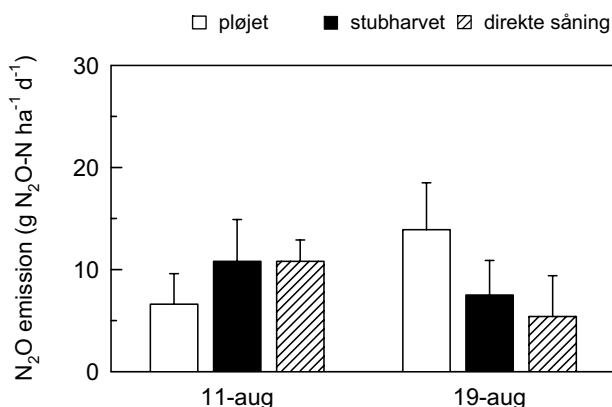


Figur 4.1. Akkumuleret CO₂-flux ved tre jordbearbejdningsmetoder før og efter etablering af vinterraps i efteråret 2003.

Direkte såning mindskede den akkumulerede CO₂-frigivelse med 6,5 t CO₂ ha⁻¹ i forhold til pløjning, hvilket svarer til et fald på ca. 20% i den målte periode. En mindre CO₂ frigivelse ved direkte såning end ved pløjning vil, alt andet lige, betyde, at indholdet af organisk stof efter en tid vil være størst på arealer med direkte såning. Ogle et al. (2003) beregnede ud fra resultater fra amerikanske undersøgelser, at ved overgang fra konventionel jordbearbejdning til direkte såning steg kulstofindholdet med 13% i de øverste 30 cm jord efter 20 år, mens overgang til reduceret jordbearbejdning havde minimal indflydelse på kulstofindholdet. Stigningen blev beregnet til 2%, men værdien dækker over, at reduceret jordbearbejdning ikke i alle tilfælde øgede indholdet af organisk stof i jorden. Ovennævnte amerikanske beregninger kan dog ikke overføres som gældende for danske forhold, idet store jordtypeforskelle mellem USA og Danmark gør sig gældende.

I hele perioden var jordens vandindhold lavere i de pløjede parceller end i parceller med reduceret jordbearbejdning (TDR-data ikke vist). Undersøgelserne er foretaget efter blot et enkelt år med reduceret jordbearbejdning. Dette betyder, at der formentlig endnu ikke findes et vel-

udviklet makropore-system, bl.a. som følge af en mulig øget regnormebestand. Forskellen i vandholdende evne kan derfor, som beskrevet i Olesen et al. (2002), skyldes, at den pløjede jord havde et højere volumen af makroporer og et lavere volumen af medium porer i forhold til parceller med reduceret jordbearbejdning. Medium porer kan tilbageholde vand og dermed medvirke til et højt vandindhold, mens makroporer under normale nedbørsforhold ikke er vandførende. Ved høje nedbørsintensiteter tillader makroporer vand at bevæge sig med stor hastighed, hvorved jorden hurtigt afdrænes. Planterester på jordoverfladen af parceller med reduceret jordbearbejdning bidrager ligeledes til et højere vandindhold ved at reducere fordampningen. Dette skyldes formentlig, at en større del af indstrålingen reflekteres fra jord dækket af planterester end fra sort jord, hvorfor mængden af tilgængelig energi for fordampning mindskes ved reduceret jordbearbejdning.



Figur 4.2. Emission af N₂O fra jord med forskellig jordbearbejdning. Pløjning (hvide søjler), stubharvning (sorte søjler), direkte såning (skraverede søjler). Jordbearbejdning forgik i perioden mellem 11/8 og 19/8. Der var ingen signifikante forskelle mellem behandlinger på de enkelte datoer.

Målingerne af N₂O emission efter høst af vinterbyg og igen efter såning af vinterraps (målinger henholdsvis den 11/8 og 19/8) viste et niveau på 5-14 g N₂O-N ha⁻¹ d⁻¹ (figur 4.2). Allerede inden jordbearbejdning udviste emissionen en stor rumlig variation i de enkelte parceller (CV, 5-63% for fem målegentagelser) og mellem de fire blokke (CV, 20-64%). Denne rumlige heterogenitet er typisk for denitrifikationen, der er en væsentlig kilde til N₂O. Statistisk analyse viste at emissionen af lattergas ikke var signifikant forskellig ved de tre forskellige jordbearbejdninger på de to tidspunkter før og efter såning (figur 4.2).

Gennem målekampagnen fra 22/9 til 27/10 varierede den gennemsnitlige emission af lattergas fra -5,2 til 6,6 g N₂O-N ha⁻¹ d⁻¹ for de tre jordbehandlinger målt på 8 forskellige datoer. Effekten af jordbearbejdning varierede mellem de enkelte prøvetagningstidspunkter. Taget som gennemsnit over hele måleperioden var emissionen højest i behandlingen med reduceret jord-

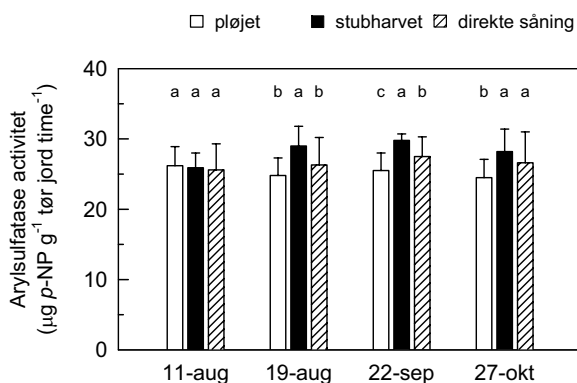
bearbejdning (stubharvning), mens niveauet ved pløjning og direkte såning var sammenfaldende (tabel 4.3).

Tabel 4.3. Emission af lattergas ($\text{g N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$) fra marker med forskellig jordbearbejdning. Data er gennemsnit og middelfejl ($n = 21\text{-}31$) på målinger fra 3 til 4 parceller med samme jordbehandling målt igennem 8 dage i perioden 22/9 til 27/10 2003. Emissionerne i rækken *signifikante data* er beregnet på baggrund af data, hvor emissionsrater uden statistisk signifikans ($p > 0.05$) er sat til 0.

	Direkte såning	Stubharvning	Pløjning
Alle data	$0,9 \pm 0,8$	$2,4 \pm 0,6$	$0,6 \pm 0,9$
Signifikante data	$0,1 \pm 0,3$	$0,8 \pm 0,4$	$0,2 \pm 0,2$

Ved beregning af N_2O akkumuleringsrater ved lineær regression (i kampagneperioden) var hældningskoefficienten, β , ofte ikke signifikant forskellig fra 0. Sættes N_2O emissionen i disse tilfælde til 0, viser beregning af gennemsnittene stadig en tendens til højere emission ved reduceret jordbearbejdning end ved de to øvrige behandlinger (tabel 4.3).

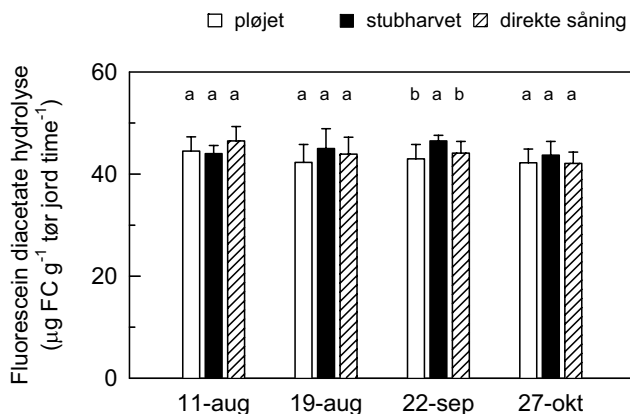
De beregnede værdier for emissionen af lattergas i hele forsøgsperioden ($0,6\text{-}14 \text{ g N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$) svarer til et bidrag på $0,2\text{-}5,1 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, hvis data ekstrapoleres til hele året. Dette skøn er af samme størrelsesorden som den baggrundsemission ($0,6\text{-}1,0 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$), der indgår i modellen SimDen for en typisk JB 3-4 jord med en lav til middel tilførsel af organisk materiale (Vinther og Hansen, 2004). På trods af målingernes betydelige usikkerhed ligger de gennemsnitlige emissionsrater derfor i et repræsentativt interval for tilsvarende danske jordtyper.



Figur 4.3. Arylsulfatase aktivitet i jord med forskellig jordbearbejdning. Pløjning (hvide søjler), stubharvning (sorte søjler), direkte såning (skraverede søjler). Jordbearbejdning forgik i perioden mellem 11/8 og 19/8. Søjler med samme bogstav er ikke signifikant forskellige ($\alpha = 0.05$) på de enkelte datoer.

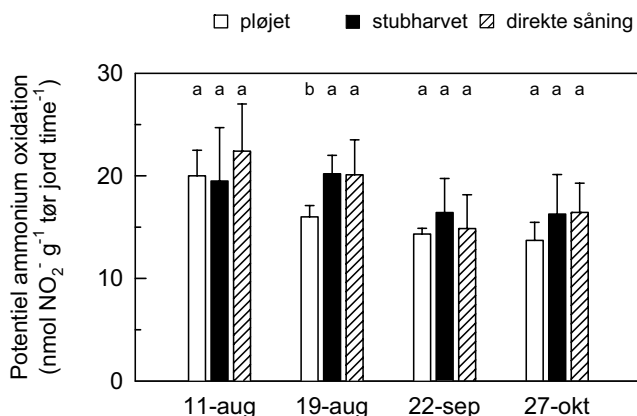
Målinger af jordens mikrobiologiske egenskaber viste, at jordbearbejdningen påvirkede enzyaktiviteten (arylsulfatase) svagt, men dog signifikant (figur 4.3). Efter såning var aktiviteten i den stubharvede jord generelt lidt højere end i de øvrige behandlinger. Fluorescein diacetat hydrolysen (figur 4.4), der korrelerer stærkt med jordens mikrobielle biomasse, var generelt ikke påvirket af forskellige jordbearbejdninger. Niveauerne, der blev registreret for de to enzyaktiviteter, svarer til tidligere resultater fra danske jorde (Elsgaard et al., 2003).

Jordens potentielle ammonium oxidation afspejler antallet af ammonium oxiderende bakterier, der udgør en gruppe af mikroorganismer med stor følsomhed for forstyrrelser i jorden (Brandt et al., 2001). På trods heraf medførte pløjning kun en lille nedgang i den potentielle ammonium-oxidation (figur 4.5). Nedgangen var statistisk signifikant ($p < 0.01$) umiddelbart efter jordbearbejdningen (19. august), mens der ikke var signifikante forskelle senere i måleperioden. Niveaulet gennem hele måleperioden lå relativt konstant på $14\text{--}22 \text{ nmol NO}_2^- \text{ g tør jord}^{-1} \text{ time}^{-1}$, hvilket er på niveau med andre danske markjorde.

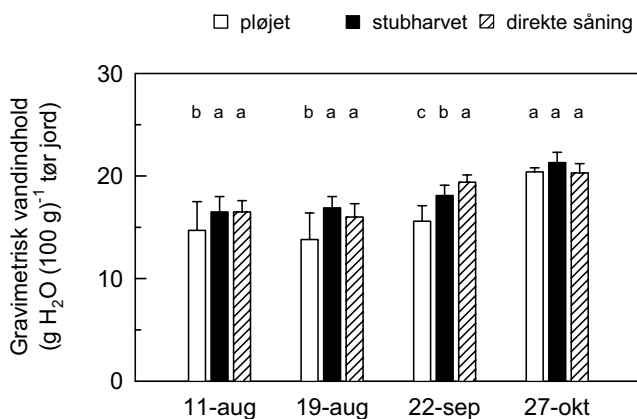


Figur 4.4. Fluorescein diacetat hydrolyse i jord med forskellig jordbearbejdning. Pløjning (hvide søjler), stubharvning (sorte søjler), direkte såning (skraverede søjler). Jordbearbejdning forgik i perioden mellem 11/8 og 19/8. Søjler med samme bogstav er ikke signifikant forskellige ($\alpha = 0.05$) på de enkelte datoer.

Effekten af jordbearbejdning på jordens emission af lattergas og på jordens generelle mikrobielle egenskaber var begrænset i det udførte forsøg. For emissionen af lattergas skal det bemærkes, at raterne er målt under betingelser (etablering af vinterraps), hvor der ikke er tilført gødning til de forskellige parceller. Det betyder, at den målte emission kan betragtes som en baggrundsemission, idet gødning i sig selv vil medføre en forhøjet emission af N_2O . Samtidig skal det tages i betragtning, at de tre forskellige jordbearbejdninger er udført første gang i 2002. Derfor belyser resultaterne primært de effekter, der umiddelbart knytter sig til jordbearbejdningen, og ikke hvordan systemet reagerer på længere sigt ved de ændrede driftsformer.



Figur 4.5. Potentiel ammonium oxidation i jord med forskellig jordbearbejdning. Pløjning (hvide søjler), stubharvning (sorte søjler), direkte såning (skraverede søjler). Jordbearbejdning forgik i perioden mellem 11/8 og 19/8. Søjler med samme bogstav er ikke signifikant forskellige ($\alpha = 0.05$) på de enkelte datoer.



Figur 4.6. Gravimetrisk vandindhold (g vand pr. 100 g tør jord) i jord med forskellig jordbearbejdning. Pløjning (hvide søjler), stubharvning (sorte søjler), direkte såning (skraverede søjler). Jordbearbejdning forgik i perioden mellem 11/8 og 19/8. Søjler med samme bogstav er ikke signifikant forskellige ($\alpha = 0.05$) på de enkelte datoer.

En litteraturgennemgang af længere tids effekt af direkte såning viste, at emissionen af lattergas generelt stiger de første 10 år efter omlægning både i tørre og fugtige klimaregioner (Six et al., 2004). Efter 20 års ændret drift var emissionen dog lavere ved direkte såning i fugtige klimaregioner, mens der var en ensartet emission i tørre klimaregioner (Danmark hører i denne sammenhæng til i den fugtige klimaregion). Årsagen til en stigende emission af lattergas efter omlægning til direkte såning forklares blandt andet gennem et højere vandindhold og en

højere andel af vandfyldte porer i jorden (Six et al., 2004). Denne signifikante tendens til højere vandindhold (gravimetrisk bestemt) blev også observeret i de parceller, der indgik i den nærværende undersøgelse (figur 4.6). Dog tyder de foreløbige resultater på, at den naturlige variation i emissionen af lattergas overskygger de effekter, der kan tillægges de ændrede driftsformer og deres direkte effekt på jordens vandindhold.

Flere udenlandske undersøgelser har fundet, at direkte såning øger emissionen af lattergas i vækstsæsonen sammenlignet med traditionel jordbearbejdning (Aulakh et al., 1984; MacKenzie et al., 1998). Blandt de mulige årsager er øget kompaktion og vandindhold (Aulakh et al., 1984), og en øget N-tilgængelighed i de øvre jordlag (MacKenzie et al., 1998). I andre undersøgelser har effekterne af jordbearbejdning været mindre entydige (Lemke et al., 1999; Ball et al., 1999).

Der foreligger ikke i litteraturen opgørelser, som har forsøgt at inddrage alle effekter af pløjefri dyrkning på drivhusgasemissioner i en opgørelse. Enkelte kilder har dog forsøgt at lave en beregning, der inkluderer de fleste af kilderne. Smith et al. (2000b) fandt, at besparelsen i CO₂ emission fra sparet brændstof og øget kulstoflagring ved konvertering til direkte såning i Storbritannien vil være 1975 kg CO₂ ha⁻¹ år⁻¹. Smith et al. (2000a) benyttede stigningen i lattergas-emission ved direkte såning på 1,46 kg N₂O-N ha⁻¹ år⁻¹ som et "worse-case" scenario. Dette svarer til 711 kg CO₂-ækvivalenter ha⁻¹ år⁻¹, hvilket ikke kunne ophæve den positive effekt af øget kulstoflagring og sparet brændstof.

4.6 Konklusion

Reduceret jordbearbejdning kan i mange tilfælde gennemføres uden væsentlige negative effekter på udbyttet. Der er en omkostningsbesparelse ved jordbearbejdningen på op til 250 kr ha⁻¹, som dog i mange tilfælde delvis opvejes af øget behov for ukrudtsbekæmpelse (Olesen et al., 2002).

Jordbearbejdningen påvirker udledningen af drivhusgasser på flere måder. Pløjefri dyrkning vil i alle tilfælde indebære et mindre energiforbrug ved afgrødeetablingen. Energiforbruget vil dog i nogen grad afhænge af hvor intensiv stubbearbejdning, der foretages.

Der er stor usikkerhed omkring effekterne af pløjefri dyrkning på kulstoflagring i jorden under danske forhold. De foreløbige resultater viser, at der sandsynligvis sker en øget kulstoflagring i jorden ved direkte såning, hvorimod det er mere usikkert om reduceret jordbearbejdning med kraftig stubbearbejdning vil give en kulstoflagring, der afviger fra traditionel jordbearbejdning med pløjning. Det er endnu ikke muligt at kvantificere størrelsen af disse effekter på jordens kulstofindhold.

De foreløbige danske resultater vedrørende emission af lattergas har ikke vist væsentlige effekter. Flere udenlandske undersøgelser har dog fundet, at direkte såning øger emissionen af lattergas i vækstsæsonen sammenlignet med traditionel jordbearbejdning.

Det er endnu ikke muligt at vurdere effekten af jordbearbejdning på kulstoflagring og lattergasemissioner under realistiske pløjefri systemer i Danmark.

4.7 Referencer

- Aulakh, M.S., Rennie, D.A. & Paul, E.A., 1984. Gaseous nitrogen losses from soils under zero-till as compared with conventional till management systems. *J. Environ. Qual.* 13, 130-136.
- Ball, B.C., Scott, A. & Parker, J.P., 1999. Field N₂O, CO₂ and CH₄ fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. *Soil Till. Res.* 53, 29-39.
- Brandt, K.K., Hesselsoe, M., Roslev, P., Henriksen, K. & Sorensen, J., 2001. Toxic effects of linear alkylbenzene sulfonate on metabolic activity, growth rate, and microcolony formation of *Nitrosomonas* and *Nitrospira* strains. *Appl. Environ. Microbiol.* 67, 2489-2498.
- Elsgaard, L., Petersen, S.O. & Debosz, K., 2001. Effect and risk assessment of linear alkylbenzene sulfonates in agricultural soil. 1. Short-term effects on soil microbiology. *Environ. Toxicol. Chem.* 20, 1656-1663.
- Elsgaard, L., Andersen, G.H. & Eriksen, J., 2002. Measurement of arylsulfatase activity in agricultural soils using a simplified assay. *Soil Biol. Biochem.* 34, 79-82.
- Elsgaard, L., Pojana, G., Miraval, T., Eriksen, J. & Marcomini, A., 2003. Biodegradation of linear alkylbenzene sulfonates in sulfate-leached soil mesocosms. *Chemosphere* 50, 929-937.
- Eriksen, J. & Jensen, L.S., 2001. Soil respiration, nitrogen mineralization and uptake in barley following cultivation of grazed grasslands. *Biol. Fertil. Soils* 33, 139-145.
- Gliński, J. & Stepniowski, W., 1985. Soil aeration and its role for plants. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Hütsch, B.W., 2001. Methane oxidation in non-flooded soils as affected by crop production - invited paper. *European J. Agron.* 14, 237-260.
- Jensen, L.S., Mueller, T., Tate, K.R., Ross, D.J. & Magid, J., 1996. Soil surface CO₂ flux as an index of soil respiration in situ: A comparison of two chamber methods. *Soil Biol. Biochem.* 28, 1297-1306.
- Lal, R. & Kimble, J.M., 1997. Conservation tillage for carbon sequestration. *Nutrient cycling in Agroecosystems* 49, 243-253.
- Lemke, R.L., Izaurralde, R.C., Nyborg, M. & Solberg, E.D., 1999. Tillage and N source influence on soil-emitted nitrous oxide in the Alberta Parkland region. *Can. J. Soil Sci.* 79, 15-24.
- MacKenzie, A.F., Fan, M.X. & Cadrin, F., 1998. Nitrous oxide emission in three years as affected by tillage, corn-soybean-alfalfa rotations, and nitrogen fertilization. *J. Environ. Qual.* 27, 698-703.

- Nielsen, V., 1981. Reduceret jordbehandling. Statens Jordbrugstekniske Forsøg. Rapport nr. 1. 82 s.
- Nielsen, V., 1982. Undersøgelser vedr. reduceret jordbehandling. Statens Jordbrugstekniske Forsøg. Beretning nr. 14. 43 s.
- Nielsen, V., 1984. Arbejdsbehov og brændstofforbrug v/jordbehandling og såning med kombi- og harvesåmaskine, Statens Jordbrugstekniske Forsøg, Beretning nr. 17, 21 s.
- Nielsen, V., 1987. Energiforbrug og arbejdsbehov ved direkte såning og traditionel jordbehandling. Statens Jordbrugstekniske Forsøg. Beretning nr. 37. 35 pp.
- Nielsen, V., Mortensen, H. & Sørensen, K., 2004. Brændstofforbrug, arbejdsforbrug og kapacitet ved reduceret jordbearbejdning og direkte såning. DJF rapport Markbrug nr. 105. 87 s.
- Ogle, S., Breidt, F.J., Eve, M.D. & Paustian, K., 2003. Uncertainty in estimating land use and management impacts on soil organic carbon storage for US agricultural lands between 1982 and 1997. *Global Change Biology* 9, 1521-1542.
- Olesen, J.E., Schjønnning, P., Hansen, E.M., Melander, B., Felding, G., Sandal, E., Fomsgaard, I., Heckrath, G., Axelsen, J.A., Nielsen, V., Jacobsen, O.H., Petersen, S.O., Christensen, B.T., Jørgensen, L.N., Hansen, L.M. & Jørgensen, M.H., 2002. Miljøeffekter af pløjefri dyrkning. DJF rapport, Markbrug nr. 65.
- Paustian, K., Andren, O., Janzen, H.H., Lal, R., Smith, P., Tian, G., Tiessen, H., Van Noordwijk, M. & Woomer, P.L., 1997. Agricultural soils as a sink to mitigate CO₂ emissions. *Soil Use and Management* 13, 230-244.
- Rasmussen, K.J., 1988. Pløjning, direkte såning og reduceret jordbearbejdning til korn. *Tidsskr. Planteavl* 92, 233-248.
- Rasmussen, K.J., 1991. Reduceret jordbearbejdning og italiensk rajgræs som efterafgrøde. II. Jordtæthed, rodudvikling og jordkemi. *Tidsskr. Planteavl* 95, 139-154.
- Rasmussen, K.J., 1999. Impact of ploughless soil tillage on yield and soil quality: A Scandinavian review. *Soil Till. Res.* 53, 3-14.
- Reicosky, D.C., 2003. Tillage-induced soil properties and chamber mixing effects on gas exchange. In: CD of conference proceeding from International Soil Tillage Research Organisation 16th Triennial Conference, 13-18 July 2003, Brisbane, Australia, pp 971-975 (www.soils.wisc.edu/istro).
- Sahrawat, K.L. & Keeney, D.R., 1986. Nitrous oxide emission from soils. *Adv. Soil Sci.* 4, 103-148.
- Sandal, E. (2004). Personlig meddelelse. Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret.
- Schjønnning, P., Jørgensen, P., Olesen, J.E., Rasmussen, G., Munkholm, L.J. & Melander, B., 2001. Notat vedrørende forsknings- og udviklingsaktiviteter på området reduceret jordbearbejdning. Internt notat. Danmarks JordbrugsForskning.
- Schnürer, J., & Rosswall, T., 1982. Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total microbial activity in soil and litter. *Appl. Environ. Microbiol.* 43, 1256-1261.
- Six, J., Ogle, S.M., Breidt, F.J., Conant, R.T., Mosier, A.R. & Paustian, K., 2004. The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practised in the long term. *Global Change Biol.* 10, 155-160.

- Smith, P., Powlson, D.S., Glendining, M.J., & Smith, J.O.U., 1998. Preliminary estimates of the potential for carbon mitigation potential in European soils through no-till farming. *Global Change Biol.* 4, 679-685.
- Smith, P., Goulding, K.W.T., Smith, K.A., Powlson, D.S., Smith, J.U., Falloon, P. & Coleman, K., 2000a. Including trace gas fluxes in estimates of the carbon mitigation potential of UK agricultural land. *Soil Use Manage.* 16, 251-259.
- Smith, P., Milne, R., Powlson, D.S., Smith, J.U., Falloon, P. & Coleman, K., 2000b. Revised estimates of the carbon mitigation potential of UK agricultural land. *Soil Use Manage.* 16, 293-295.
- Tabatabai, M.A., & Bremner, J.M., 1970. Arylsulfatase activity of soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 34, 225-229.
- Vinther, F.P., Hansen, E.M. & Olesen, J.E., 2004. Effects of plant residues on crop performance, N mineralization and microbial activity including field CO₂ and N₂O fluxes in unfertilised crop rotations. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 70, 189-199.
- Vinther, F.P., & Hansen, S., 2004. SimDen - en simpel model til kvantificering af N₂O-emission og denitrifikation. DJF rapport Markbrug nr. 104.

5. Metan fra husdyr: Muligheder for reduktion ved ændret fodring

Martin R. Weisbjerg¹, Torben Hvelplund¹, Peter Lund¹ og Jørgen E. Olesen²
Danmarks JordbrugsForskning, ¹Afd. for Husdyrsundhed, Velfærd og Ernæring samt ²Afd. for Jordbrugsproduktion og Miljø

Hos drøvtyggere medfører den mikrobielle forgæring i vommen en produktion af metan på grundlag af CO₂ og brint., Omfanget af metanproduktionen er forbundet med forgæringsmønsteret. Eddikesyre- og smørsyreforgæring resulterer i brintproduktion og understøtter dermed metanproduktion, mens propionsyreforgæring resulterer i et brintforbrug og hæmmer metanproduktion. I dette kapitel beskrives på grundlag af tre forskellige modeller med stigende kompleksitet, hvorledes forskellige ændringer i drøvtyggers foderration forventes at påvirke sammensætningen af vommikroberne og produktionen af metan. Følgende forhold varieres: kraftfoder/grovfoder-forholdet, grovfodertypen, kulhydratkilden, fedttildelingen samt grovfoderets fordøjelighed. Modelberegningerne indikerer at metanproduktionen kan variere mellem 184 og 439 g metan pr. ko pr. dag ved samme høje foderniveau med foderrationer som ikke er urealistiske for danske forhold. Det er dermed sandsynligt, at man gennem foderrationens sammensætning kan påvirke emissionen af metan fra drøvtyggere. Der er i praksis tre muligheder for reduktion af metanemissionen via ændret fodring: øget produktionsniveau, øget kraftfoder/grovfoder forhold og højere fedtniveau i rationen. Beregninger baseret på indberettede foderplaner fra perioden 1991-2002 tyder på, at metanemissionen fra malkekøer er reduceret i denne periode pga. en forskydning i fodervalg fra roer til majsensilage. Kvægbrugerens incitament til at ændre fodringen vil afhænge af økonomiske forhold og eventuelle kvoter for mælkefedt.

5.1 Beskrivelse af metanproduktion under forgæring i fordøjelseskanaalen

Metan (CH₄) er en meget potent drivhusgas. Metandannelse er en naturlig del af forgæringsprocesserne i vommen og kan derfor ikke undgås. Næstefter metanproduktionen i vådområder regnes metanproduktionen i mave-tarmkanaalen hos dyr for at være den mest betydende metankilde på verdensplan. Især omsætningen i vommen hos drøvtyggere har stor kvantitativ betydning, og en malkeko vil dagligt producere 167-333 g metan. Der er sandsynligvis en betydelig variation i metan produktionen mellem forskellige drøvtyggerarter (Galbraith et al., 1998).

Hos drøvtyggere opræbes metanen gennem spiserøret sammen med blandt andet kuldioxid, der også dannes under forgæringen i vommen. En mindre produktion af metan foregår ligeledes ved mikrobiel forgæring i blind-tyktarm, hvorfor også enmavede dyr producerer en vis mængde metan. For deciderede blind-tyktarms-forgærere som f.eks. heste er metanproduktionen kun på 25-35 % af produktionen hos drøvtyggere (Vermorel, 1997). Metanproduktionen i blind-tyktarm hos enmavede dyr konkurrerer formentlig med andre stofskifteveje (Jensen, 1996).

Metandannelse er en energigivende proces for de metanogene bakterier, der samtidig forbruger brint som fremkommer ved forgæring af foderet til eddikesyre og smørsyre (reaktion 1 og 3 i tabel 5.1). Metan er en energirig forbindelse, og derfor medfører produktionen af metan også et energitab for dyret. Pelchen et al. (1998) fandt således på basis af 729 observationer fra litteraturen, at energitabet via metan hos drøvtyggere i gennemsnit udgjorde 5,6% af bruttoenergien i foderet, og Yan et al. (2000) fandt for 322 målinger et gennemsnitligt metantab svarende til 6,8% af bruttoenergien.

I vommen dannes metan primært ved reduktion af kuldioxid (CO₂) (reaktion 4 i tabel 5.1), en proces som er med til at opretholde et lavt brinttryk i vommen. Brint bruges også af acetogene bakterier, som kan danne eddikesyre fra CO₂ og brint ($2\text{ CO}_2 + 4\text{ H}_2 \rightarrow \text{CH}_3\text{COOH} + 2\text{ H}_2\text{O}$), men denne reaktion giver mindre energi end metandannelse og vil normalt ikke være konkurrencedygtig under de herskende brinttryk i vommen.

Mens dannelse af eddikesyre og smørsyre er forbundet med brintproduktion, så medfører dannelse af propionsyre et forbrug af brint. Derfor vil metanproduktionen afspejle balancen mellem på den ene side produktionen af propionsyre og på den anden side produktionen af eddikesyre og smørsyre, som det ses af reaktionsligningerne i tabel 5.1.

Tabel 5.1. De væsentligste støkiometriske ligninger af betydning for metanproduktionen.

1	$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{CH}_3\text{COOH} + 2\text{CO}_2 + 4\text{H}_2$	Eddikesyre
2	$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + 2\text{H}_2 \rightarrow 2\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COOH} + 2\text{H}_2\text{O}$	Propionsyre
3	$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 \rightarrow \text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COOH} + 2\text{CO}_2 + 2\text{H}_2$	Smørsyre
4	$4\text{H}_2 + \text{CO}_2 \rightarrow \text{CH}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$	Metan

Et øget foderniveau vil normalt forskubbe forgæringsmønstret i retning af større andel propionsyre og en lavere andel af eddike- og smørsyre, både ved uændret rationssammensætning, men især ved øget kraftfoder/grovfoderforhold (Sutton et al., 1988). Således kan det forventes, at andelen af bruttoenergi, der tabes som metan, falder ved øget foderniveau, og faldet afhænger af rationens kraftfoder/grovfoderforhold og fordøjelighed. Desuden medfører et øget foderniveau også en større passagehastighed af foder og mikrober ud af vommen, og dermed en lavere fordøjelighed af foderet i vommen. Derved bliver den mikrobielle nedbrydning i vommen reduceret, og forholdet mellem produceret mikrobielt stof og kortkædede syrer bliver forskubbet i retning af mikrobielt stof, hvilket også reducerer det afledte metantab.

5.2 Reduktion af metanemissionen via fodring

Omfanget af metanproduktionen pr. ko eller pr. kg fodertørstof kan variere betydeligt. Således vil metanproduktionen stige med øget foderoptagelse, men langt fra proportionalt med foderoptagelsen. Ligeledes kan en ændring i rationens næringsstofsammensætning have en stor effekt på metanproduktionen, især gennem ændring af forgæringsmønstret eller ved direkte hæmning af de metanogene bakterier. I mindre skala kan brintforbruget til mætning af umæt-

tede fedtsyrer også reducere metanproduktionen. I det følgende skelnes mellem tre principielle måder, hvormed fodringen kan påvirke metanudledningen fra køer.

a) Øget produktionsniveau (foderoptagelse)

- Øget produktionsniveau (øget tilvækst, øget mælkeproduktion) vil medføre en fortynding af vedligeholdelses-produktionen af metan, således at produktionen pr. kg produceret kød eller mælk bliver reduceret. Effekten af denne 'fortynding' er aftagende ved stigende produktionsniveau (Kirchgessner et al., 1995).
- En anden virkning af øget produktionsniveau er en øget foderoptagelse. En øget foderoptagelse vil i sig selv, men især fordi det normalt følges af øget kraftfoder/grovfoderforhold, medføre et ændret forgæringsmønster med mere propionsyre og mindre eddike- og smørsyre. Dette reducerer metanproduktionen pr. kg optaget foder eller i procent af bruttoenergien (Moss et al., 2000).
- Et øget foderniveau vil medføre en reduceret fordøjelighed i vommen (pga. mindre optimalt vommiljø og øget passagehastighed), hvilket også vil give en reduceret metanproduktion i procent af bruttoenergioptagelsen.

Modelberegninger har vist, at ændring af foderniveau og rationens sammensætning kan reducere metanproduktionen med 10-40% (Benchaar et al., 2001).

b) Forøgelse af kraftfoder/grovfoder forholdet vil, som nævnt under a), medføre et ændret forgæringsmønster med en større andel af propionsyre, og dermed mindre metanproduktion.

c) Fodring med fedt

- Især umættede fedtsyrer eller mellem-langkædede fedtsyrer har en betydelig effekt på forgæringsmønstret i retning af mere propionsyre. Ligeledes hæmmer disse fedtsyrer forgæringen af cellevægskulhydrater og hæmmer direkte de metanogene bakterier (Dohme et al., 1999; Machmuller et al., 1999; Weisbjerg & Børsting, 1989).
- Fedtsyrer reducerer antallet af protozoer i vommen, hvilket medfører reduceret metanproduktion, dels fordi mange metanproducerende bakterier lever tæt sammen med protozoer, dels fordi protozoer danner meget smørsyre (Jouany & Ushida, 1999).
- Umættede fedtsyrer mættes i vid udstrækning i vommen, og udnytter derved brint der ellers var blevet brugt til metanproduktion.
- Fedt forgæres ikke i vommen og vil således ikke i sig selv resultere i metanproduktion.

Samlet set kan fodring med fedt medføre en betydelig reduktion af metanproduktionen. Imidlertid kan der forventes en stor forskel i effekten fedtkilder imellem, idet fedtsyresammensætningen udviser en stor variation inden for de fedtkilder (fedt og olier), der anvendes inden for drøvtyggerernæring. Således er kokos- og palmekerneolie rig på mellem-langkædede fedtsyrer som laurinsyre (C12:0, hvor 12 er antallet af kulstofatomer og 0 er antallet af dobbeltbindinger) og myristinsyre (C14:0). Palmeolie, der er meget anvendt som tilskudsfedt, er rig på

palmitinsyre (C16:0) og oliesyre (C18:1). Fedtrige rapskager er også en betydelig fedtkilde, og rapsolie er rig på oliesyre (C18:1). Olien fra bomuld, soja og solsikkeprodukter er ligesom kornprodukter og helsædsensilage rig på linolsyre (C18:2). Olie fra hørfrøprodukter samt græsmarksprodukter er rig på linolensyre (C18:3). Animalske fedtkilder som svinefedt, oksetalg og fiskeolie anvendes ikke mere pga. risikoen for BSE smitte.

Især mellem-langkædede (laurin- og myristinsyre) og stærkt umættede fedtsyrer (linol- og især linolensyre) har en kraftig effekt på vomomsætningen, sandsynligvis gennem en direkte toksisk effekt på især cellulolytiske bakterier. Resultatet er reduceret fordøjelighed af cellevægskulhydraterne, lavere produktion af eddikesyre og højere produktion i forhold til den samlede produktion af eddikesyre og smørsyre. Desuden reducerer umættede fedtsyrer også metanproduktionen gennem et direkte forbrug af brint ved mætning i vommen, hvor typisk omkring 80% af fedtsyrernes dobbeltbindinger mættes. I modsætning til dette har mættede langkædede fedtsyrer som palmitinsyre (C16:0) og stearinsyre (C18:0) kun en meget begrænset effekt på vomomsætningen (Weisbjerg & Børsting, 1989), og derfor kan der kun forventes en meget begrænset effekt af disse fedtsyrer på metanproduktionen (Giger-Reverdin et al., 2003).

5.2.1 Modelberegninger

Der er publiceret en række modeller til forudsigelse af metanproduktionen på grundlag af oplysninger om foderrationen. Nogle af disse modeller er vist i tabel 5.2. Modellerne varierer i kompleksitet fra meget simple modeller som f.eks. IPCC (1997), hvor metanproduktionen beregnes som en konstant andel af bruttoenergioptagelsen (6%), over modeller der tager hensyn til rationens sammensætning (Kirchgeßner et al., 1995; Yates et al., 2001) og fordøjelighed af næringsstoffer (Pelchen et al., 2000; Yan et al., 2000; Hindrichsen et al., 2004) til mere komplicerede modeller, der beskriver vomomsætningen (Danfær, 2003). Blandt modellerne i tabel 5.2 er udvalgt tre (model nr. 1, 2 og 7), som er anvendt til beregning af metanproduktionen på en række rationer. Modellerne repræsenterer 3 meget forskellige modeller mht. kompleksitet.

I tabel 5.3 vises de foderrationer, som anvendes til beregningerne. Rationerne er til køer i første del af laktationen. Der er taget udgangspunkt i en standardration baseret på græsensilage, byg og rapsskrå, der vurderes som en typisk dansk ration. Ud fra denne ration er der så defineret nogle variationer i rationens sammensætning.

Første variabel er *kraftfoder/grovfoder-forholdet*, der for standardrationen er 50:50, og som varierer til 57:43 og 42:58. I dette tilfælde er grovfoderoptagelsen styret af fylden for foderrationen, mens foderoptagelsen for de øvrige undersøgte foderrationer fastholdes på konstant 19,4 kg tørstof pr. ko pr. dag. En undtagelse er rationerne 9 og 10 (fedttilskud), hvor i stedet optagelsen af foderenheder (FE) holdes konstant. Anden variabel er *grovfodertypen*, hvor græsensilage erstattes af henholdsvis majsensilage og byghelsædsensilage og delvist (50%) af foderroer. Tredje variabel er *kulhydratkilden*, hvor byg (stivelse) erstattes af henholdsvis roepiller (fiber) og roemelasse (sukker). Fjerde variabel er *fedttildeling*, hvor en vis mængde byg

erstattes med foderfedt. Femte variabel er *grovfoderets fordøjelighed*, hvor græsensilagen erstattes af henholdsvis mere og mindre fordøjelig græsensilage.

Tabel 5.2. Eksempler på modeller til beregning af metanproduktion ved forskellige foderationer til malkekøer.

Nr.	Model	Reference
1	Metan (kg/dyr/dag) = $[Y \cdot \text{bruttoenergi optag (MJ/dyr/dag)}] / 55,65$ (MJ/kg CH ₄) hvor Y er 0,06 for malkekøer og opdræt i 'udviklede' lande (Y er andelen af bruttoenergi i foder, der tabes som metan)	IPCC (1997)
2	Metan (g/dyr/dag) = $63 + 79(\text{kg træstof/dag}) + 10(\text{kg NFE/dag}) + 26(\text{kg råprotein/dag}) - 212(\text{kg råfedt/dag})$ $R^2 = 0,69$ og $S_{y,x} = 22$	Kirchgessner et al. (1995)
3	Metan (MJ/dyr/dag) = $1,36 + 1,21(\text{kg VCDMI/dag}) - 0,825(\text{kg kraftfoder/dag}) + 12,8(\text{NDF (kg)/VCDMI (kg)})$ $R^2 = 0,54$ rse = 1,97, alle typer rationer. VCDMI er ensilage tørstof-optagelse korregeret for flygtige stoffer	Yates et al. (2001)
4	Metan (g/dyr/dag) = $150,0 + 0,0611(\text{g ford. træstof/dag}) + 0,0189(\text{g ford. NFE/dag}) - 136,1(\text{g ford. råprotein/kJ ford. energi}) + 109,3(\text{g råprotein/KJ ME})$ $R^2 = 0,61$	Pelchen et al. (1998)
5	Metan (g/dyr/dag) = $91 + 50(\text{ford. cellulose, kg/d}) + 40(\text{ford. hemicellulose, kg/d}) + 24(\text{stivelse, kg/d}) + 67(\text{sukker, kg/d})$	Hindrichsen et al. (2004)
6	Metan (MJ/dag) = ford. energi (MJ/dag) $[0,096 + 0,035(\text{ensilage-tørstof/total tørstof})] - 2,298(\text{foderniveau} \times \text{vedligehold} - 1)$ $R^2 = 0,89$	Yan et al. (2000)
7	Karoline, dynamisk mekanistisk model (version KarolineB, juli 2003)	Danfær (2003)

Rationernes energiindhold og næringsstofsammensætning er baseret på Fodermiddeltabellen (Møller et al., 2000). For model nr. 1 (IPCC, 1997) er bruttoenergiindholdet i rationerne beregnet vha. de samme energifaktorer, som bruges til beregning af fordøjelig energi (Møller et al., 2000; Weisbjerg og Hvelplund, 1993). For model nr. 2 (Kirchgessner et al., 1995) er værdierne taget direkte fra Fodermiddeltabellen. For model nr. 7 (Danfær, 2003) er næringsstofsammensætningen taget fra Fodermiddeltabellen, mens værdier for potentiel fordøjelighed og nedbrydningshastigheder bygger på delvist upublicerede data.

Den beregnede metanproduktion er vist i tabel 5.3. Det ses, at den simple model nr. 1 forudsiger en næsten konstant metanproduktion uafhængigt af ration. Dette skyldes, at bruttoenergiindholdet, som det også ses af tabel 5.3, varierer meget lidt mellem forskellige fodermidler, og kun meget fedtrige og til dels meget proteinrige rationer vil have lidt højere bruttoenergiindhold end gennemsnittet.

Tabel 5.3. Rationer (kg fodertørstof pr. ko pr. dag) samt beregning af metanproduktion vha. forskellige modeller.

Foder	Kode	Standard 50% grovfoder	Kraftfoder/ 43% grovfoder	Kraftfoder/grovfoder 58% grovfoder	Grovfoder type			Kulhydrat kilde		Fedtniveau ¹		Fordøjelighed grovfoder ²		
Ration nr.		1	2	3	Majs ensilage	Byghelsæds ensilage	Foder roer	Cellevegge roepiller	Sukker melasse	400 g fedt- tilskud	800 g fedt- tilskud	Høj FK	Lav FK	Meget lav FK
					4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Rapsskrå	142	4,2	5,0	3,4	4,2	4,2	4,2	4,2	4,2	4,2	4,2	4,2	4,2	4,2
Vårbyg	201	5,5	6,6	4,4	5,5	5,5	5,5		2,8	4,5	3,5	5,5	5,5	5,5
Kløvergræs	525	9,7	8,8	10,6			4,9	9,7	9,7	9,7	9,7	9,7		
Kløvergræs	524													
Kløvergræs	526													
Græsensilage	570											9,7	9,7	9,7
Majsensilage	593				9,7									
Byghelsædsens.	582					9,7	4,9							
Foderroer	351													
Roepiller	283							5,5						
Roe melasse	277								2,8					
Vegetabilsk fedt	347									0,4	0,8			
<i>Daglig ration i alt</i>														
Kg tørstof		19,4	20,4	18,4	19,4	19,4	19,4	19,4	19,4	18,8	18,2	19,4	19,4	19,4
FE		18,6	19,9	17,2	19,0	17,9	19,5	18,0	18,2	18,6	18,6	19,5	17,5	16,5
Bruttoenergi (MJ)		351	371	331	352	351	346	344	345	346	342	353	349	349
<i>Metan produktion (g/dag)</i>														
1) IPCC		378	399	356	379	378	373	371	372	373	368	379	377	376
2) Kirchgessner et al. (1995)		371	374	367	367	377	337	439	374	277	184	353	389	412
6) Danfær (2003)		481	502	460	496	471	482	460	470	431	380	494	456	453

¹Ved fedttilskud er FE niveauet fastholdt, rapsskrå er erstattet med beskyttet rapsskrå for at sikre AAT (protein) forsyning.
FK angiver fordøjelighed (fordøjelighedskvotient) af foderstoffet.

Model nr. 2 reagerer derimod forholdsvis voldsomt på især rationernes fedtindhold, der reducerer metanproduktionen. Omvendt giver øget fiberindhold (træstofindhold) i rationen, som f.eks. roepiller og lavt fordøjeligt grovfoder, en betragtelig forøgelse af metanproduktionen.

Model nr. 7 beregner en betydeligt større metanproduktion end de andre to modeller, og i visse tilfælde er effekterne af rationsændringerne ikke helt som forventet, bl.a. for variablerne kraftfoder/grovfoder forhold og fordøjelighed af grovfoder. Denne model er stadig under udvikling, og dens værdier for metanproduktion har endnu ikke været evalueret mod eksperimentelle data.

De tre modeller giver således vidt forskellige bud på rationssammensætningens betydning for metanproduktionen. Ud af de tre her anvendte modeller er det formodentlig model nr. 2 (Kirchgessner et al., 1995), der giver de mest realistiske effekter på metanproduktionen af ændringer i foderrationen. Beregningerne med model nr. 2 viser, at der er meget store muligheder for at påvirke metanproduktionen gennem valg af foderration. Ifølge model nr. 2 kan metanproduktionen således reduceres fra 371 g metan pr. ko pr. dag for standardrationen til 184 g pr. ko pr. dag ved supplering med 800 g tilskudsfedt, hvilket næsten er en halvering. Derimod vil en forøgelse af rationens fiberindhold (roepiller) øge metanproduktionen til 439 g pr. ko pr. dag, hvilket er en stigning på 18%. Dermed varierer rationernes metanproduktion fra 184 til 439 g pr. ko pr. dag. Begge disse yderpunkter er rationer, der ikke er urealistiske for mælkeproduktion under danske forhold, og der er således betydelige muligheder for at påvirke metanproduktionen gennem foderrationens sammensætning.

5.2.2 Samlet effekt på landsplan

Da den største del af foderet i mælkekvægbruget anvendes til malkekøerne og kun en mindre del til kvieopdræt og fedning af ungtyre, er det største potentiale for reduktion i metanproduktion ved ændringer i malkekøernes rationer, mens potentialet for ungdyrene er betydeligt mindre.

For malkekøer var bestanden i 2003 på 613.000 malkekøer, hvoraf de 88% var af stor race og 12% jersey. Metanproduktionen fra malkekøer er baseret på IPCC's Tier 1 metode beregnet til 328 g pr. ko pr. dag (Mikkelsen et al., 2004). Gennemsnittet for de 13 rationer i tabel 5.3 beregnet efter Kirchgessner et al. (1995) giver 355 g metan pr. ko. pr. dag, og midtpunktet mellem ydergrænserne på 184 og 439 g metan/dag giver 312 g metan dag⁻¹. Begge værdier er i samme størrelsesorden som værdierne givet af Mikkelsen et al. (2004). Foderniveauet er som gennemsnit over året 18,7 og 15,3 kg tørstof dag⁻¹ for henholdsvis store racer og jersey i 2002 (Peter Lund, upubliceret), hvilket som vægtet gennemsnit for racerne giver 18,3 kg tørstof dag⁻¹. Dette niveau er 1,1 kg lavere end det niveau, der er brugt for 9 af de 13 rationer i tabel 5.3. Baseret på disse overvejelser kan det antages, at den variation som beregningerne i tabel 5.3 viser er et rimeligt bud på den variation, der kan findes i praksis. Det antages yderligere, at der ved tiltag i gennemsnit kan reduceres med en fjerdedel af variationen $(439 - 184)/4 = 64$ g pr. ko pr. dag. Denne gennemsnitlige reduktion dækker over, at der er større

muligheder for reduktion ved rationer med stor metanproduktion, mens der kun er meget begrænset reduktionsmulighed ved rationer, hvor metanproduktionen i forvejen er lav. På landsplan vil dette betyde en årlig reduktion på 14.320 tons metan ($613.000 \text{ køer} \times 64 \text{ g CH}_4 \text{ ko}^{-1} \text{ dag}^{-1} \times 365 \text{ dage år}^{-1}$), hvilket er en reduktion på 19% i forhold til de nuværende 74.388 tons metan ($613.000 \times 328 \times 365$). Reduktionen svarer til 0,301 mio. tons CO₂-ækv. år⁻¹.

Ungtyre fodres normalt med meget koncentrerede rationer, og der vil derfor her være en begrænset mulighed for reduktion ved ændringer i fodringen.

Kvieopdræt fodres normalt med meget fiberrige rationer, hvorfor der teoretisk vil være et potentiale for reduktion i metanproduktionen, men her kan praktiske problemer såsom for høj tilvækst ved ad libitum fodring etc. være betydelige. Et tilskud af foderfedt vil dog være muligt, og der antages derfor at et sådant tiltag vil kunne reducere metanproduktionen med 10%. Den nuværende årlige metanproduktion fra kvieopdræt er ifølge IPCC's Tier 1 metode 28.581 tons (Mikkelsen et al., 2004), og en reduktion på 10% vil således være 2.858 tons metan svarende til 0,060 mio. tons CO₂-ækv. år⁻¹.

Metanproduktionen fra ammekøer er beregnet til 8.710 tons pr. år (Mikkelsen et al., 2004). Da ammekøer typisk fodres med fiberrige rationer, er det her, i det mindste teoretisk, muligt med en større begrænsning end hos malkekøer. En reduktion på 25% er således ikke umulig, og vil udgøre 2.177 tons metan svarende til 0,045 mio. tons CO₂-ækv år⁻¹.

5.3 Sideeffekter

5.3.1 Sideeffekter på besætningsniveau

Det må forventes, at der kun vil være få uønskede sideeffekter. Hvis foderrationerne ændres til et meget højt kraftfoder/grovfoder forhold, vil der dog være en risiko for forekomst af produktionssygdomme, såsom acidose, laminitis, løbedrejning m.m. Ligeledes kan der ved en kraftig stigning i foderniveauet forventes en reduceret fodereffektivitet.

5.3.2 Sideeffekter på drivhusgasser

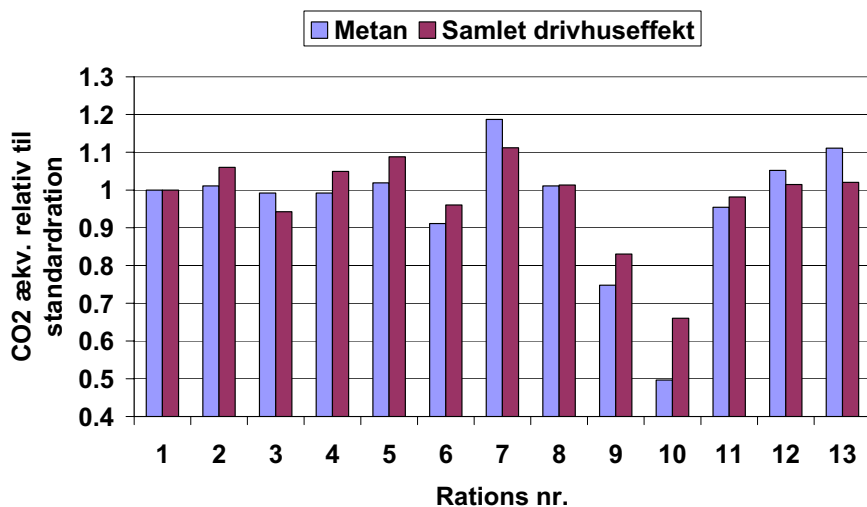
Ændringer i fodervalg kan have betydelige effekter på arealanvendelse og proteintildeling til dyrene og dermed påvirke såvel lagring af kulstof i jorden som emissionen af lattergas. Effekten af de valgte foderrationer på lagring af kulstof i jord og emissionen af lattergas er beregnet ud fra nogle simple forudsætninger, og resultaterne er vist i tabel 5.4.

Arealanvendelsen er beregnet ud fra en forudsætning om følgende udbytter pr. ha: Grovfoder (inkl. græs) 10 tons tørstof, korn 7 tons tørstof og oliefrø 5 tons tørstof. Biprodukter er sat til et arealkrav pr. kg fodertørstof der svarer til den afgrøde, biprodukterne kommer fra (rapskager og fedt som oliefrø, roepiller og melasse som grovfoder).

Kulstofbindingen i jorden antages at være højere for flerårige afgrøder sammenlignet med et-årige, og derfor antages det at græsafgrøder binder 500 kg kulstof $\text{ha}^{-1} \text{år}^{-1}$ mere end de øvrige afgrøder (IPCC, 1997).

Det antages yderligere, at kvælstofudskillelsen i gødningen fra dyrene vil give anledning til en lattergasemission (N_2O), der skønsmæssigt svarer til 2% af N i foderet. Dette udgøres af lattergasemission fra N i tilført husdyrgødning (1.25% af tilført N), lattergas fra ammoniakfordampning (1% af N-tab) og lattergas fra udvasket N (2.5%). Hertil kommer lattergasemission fra tilbageførte planterester og tilført gødning i forbindelse med produktion af foderet (1.25% af tilført N).

I tabel 5.4 er vist såvel arealkrav, metan produktion, kulstofbinding i jord, lattergasemission samt den sammenregnede drivhuseffekt beregnet som CO_2 ækvivalenter. Den sammenregnede effekt er beregnet ud fra metanproduktionen dels ved IPCC metoden dels på grundlag af Kirchgessner et al. (1995). Den sammenregnede effekt varierer mindre mellem rationerne end metanproduktionen, hvilket også fremgår af figur 5.1. På trods af at beregningerne skal tages med et vist forbehold, da der er anvendt ret grove antagelser, viser beregningerne dog tydeligt, at det er væsentligt at vurdere effekten af eventuelle ændringer af foderrationen på hele bedriften. Ud over lagring af kulstof i jorden og lattergasemission kan ændret fodring også forventes at påvirke metan fra gødningslagre, men denne effekt medregnes ikke her.



Figur 5.1. De enkelte rationers belastning med drivhusgasser (CO_2 ækv.) relativt til standardration (1), baseret alene på metanproduktionen eller baseret på en samlet effekt, hvor også lagring af kulstof i jord og lattergasemission medregnes. Resultater fra tabel 5.4 baseret på metan beregnet ud fra Kirchgessner et al. (1995).

Tabel 5.4. Effekt af forskellige foderrationer på årlig udskillelse af metan samt afledte drivhuseffekter (på årsbasis pr. ko, fundet ved at skalere resultaterne i tabel 5.3 op til 365 dage).

Foder	Standard		Kraftf./grovfoder forhold		Grovfoder type			Kulhydrat kilde		Fedtniveau		Fordøjelighed grov- foder			
	50% grovfoder	43% grov- foder	58% grov- foder	Majs- ensilage	Byghelsæds ensilage	Foder roer	Cellevægge roepiller	Sukker melasse	400 g fedt- tilskud	800 g fedt- tilskud	Høj FK	Lav FK	Meget lav FK		
Ration nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13		
Arealkrav ¹															
Græs (ha)	0,354	0,321	0,387			0,179	0,354	0,354	0,354	0,354	0,354	0,354	0,354		
Andet grovfoder (ha)				0,354	0,354	0,179	0,201	0,102							
Korn (ha)	0,287	0,344	0,229	0,287	0,287	0,287		0,146	0,235	0,183	0,287	0,287	0,287		
Oliefrø (ha)	0,307	0,365	0,248	0,307	0,307	0,307	0,307	0,307	0,336	0,365	0,307	0,307	0,307		
I alt (ha)	0,95	1,03	0,86	0,95	0,95	0,95	0,86	0,91	0,93	0,90	0,95	0,95	0,95		
Metan (kg)															
1) IPCC	138	146	130	138	138	136	135	136	136	134	138	138	137		
2) Kirchgessner et al. (1995)	135	137	134	134	138	123	160	137	101	67	129	142	150		
CO ₂ ækvivalenter fra metan (kg) ⁴															
1) IPCC	2898	3058	2729	2905	2897	2859	2844	2851	2951	3005	2905	2898	2877		
2) Kirchgessner et al. (1995)	2835	2867	2813	2813	2890	2583	3365	2867	2121	1407	2706	2982	3150		
CO ₂ i jord ² (kg)	656	594	716			331	656	656	656	656	656	656	656		
Kg N i foder	224	241	206	181	190	198	219	226	217	210	229	215	200		
Kg N ₂ O ³	7,03	7,57	6,49	5,68	5,98	6,24	6,90	7,12	6,82	6,62	7,19	6,76	6,30		
CO ₂ ækv. fra N ₂ O (kg) ⁴	2179	2348	2011	1760	1854	1933	2139	2206	2116	2052	2229	2096	1953		
CO ₂ ækv. i alt (tons)															
1) IPCC	4,4	4,8	4,0	4,7	4,8	4,5	4,3	4,4	4,4	4,3	4,5	4,3	4,2		
2) Kirchgessner et al. (1995)	4,4	4,6	4,1	4,6	4,7	4,2	4,8	4,4	3,6	2,9	4,3	4,4	4,4		

¹ Antagelser om udbytter: Grovfoder 10 tons tørstof/ha; korn 7 tons tørstof/ha. Biprodukter er sat som den afgrøde de kommer fra

² Antages at græsafgrøder medfører en øgning i kulstoflagringen i jorden på 500 kg C ha⁻¹ år⁻¹, hvilket svarer til 1852 kg CO₂ ha⁻¹ år⁻¹

³ Antages at 2% af N i foder ender som N i N₂O (N udgør 63,6% af N₂O)

⁴ Drivhuseffekten af metan er 21 og lattergas 310 gange kraftigere end effekten af CO₂

Effekterne på lattergasemission er forholdsvis store. Dette skyldes at foderrationerne i tabel 5.3 og 5.4 ikke er forsøgt optimerede mht. protein, idet ændringerne skulle være simple med henblik på at forklare betydningen for metanproduktionen. Ved optimering af foderrationen vil man kunne fastholde et mere konstant proteinniveau, og dermed undgå de negative effekter af øget tildeling af protein. På trods af at rationerne ikke er optimerede mht. protein, er de imidlertid ikke mere ekstreme end hvad der kan ses i praksis.

5.4 Udbredelse på landsplan

De tre potentielle muligheder for reduktion af metanemissionen via ændring af foderrationen, som blev beskrevet i afsnit 5.2, var a) øget produktionsniveau, b) øget kraftfoder/grovfoderforhold og c) højere fedtniveau i rationen.

- a) Øget produktionsniveau vil være en del af den generelle udvikling. Imidlertid er det nuværende ydelsesniveau så højt, at yderligere fortynding af vedligehold vil være af begrænset omfang, selvom der nok stadig vil være en udvikling mod mere koncentrerede rationer.
- b) Følger delvist af a).
- c) Øget fedtforsyning er en 'nem' løsning, men har visse andre virkninger, der ikke altid vil være ønskelige:
 - Fedttilskud giver et lavere protein/fedt-forhold i mælken, hvilket ikke er ønskeligt for mælkeproducenter, der støder mod en fedtkvote.
 - De fedtsyrer, der er mest effektive, er også de fedtsyrer der hæmmer fordøjeligheden af cellevægskulhydrater mest, hvilket reducerer fodereffektiviteten og forringer miljøet for mikroberne i vommen.
 - Fedtsyrer kan påvirke produktet (mælk, kød).

Der er i dag stor forskel på kvægbrugeres anvendelse af foderfedt. Mælkeproducenter med rigelig mælkekvote vil ofte bruge store fedtmængder, mens producenter, der er begrænset af kvoten, ofte vil bruge minimal foderfedt pga. den negative effekt af foderfedt på mælkens proteinindhold.

Således vil anvendelsen af ovenstående muligheder til reduktion af metanproduktionen afhænge meget af de aktuelle økonomiske forhold (mælke- og foderpriser).

5.5 Historisk udvikling

Tabet af energi som metan under forgæringen i vommen, og afhængigheden af forgærmønstret, er velkendt og har længe været en integreret del af energivurderingssystemer til drøvtyggere. Mens interessen indtil for ca. 15 år siden var at undgå det betydelige energitab i metan, er interessen i dag at reducere udledningen af drivhusgasserne. Der var således allerede en betydelig viden omkring faktorer, der påvirker metan produktionen, da interessen for drivhusgasser kom frem.

Der er gennem de sidste par årtier sket en betydelig ændring i såvel foderniveau som fodervalg indenfor mælkeproduktionen. Siden 1990 er den gennemsnitlige ydelse pr. årsko steget med mere end 1000 kg, hvilket har været fulgt af en betydelig stigning i foderniveauet. Med hensyn til fodervalg er der sket ændringer for såvel grovfoder som kraftfoder. Inden for grovfoderproduktion er arealet med fodersukkerroer reduceret til ca. 10% af det areal der var i 1990, og samtidig er arealet til majshelsæd ca. femdoblet. Produktionen af kornhelsæd og græs/kløvergræs har været mere konstant, her har udviklingen især været i retning af højere kløverandel i kløvergræsset. Indenfor kraftfodervalg indretter forbruget sig hurtigt efter de gældende prisforhold m.v., og der indgår en stor mængde biprodukter i kraftfoderblandingerne. I forhold til 1990 er f.eks. bomulds- og palmeprodukter i dag næsten fuldstændigt ude af det danske marked. Proteinfodermidler er i dag især raps-, soja- og solsikkeprodukter, og kulhydratfodermidlerne er en lang række kornvarer og biprodukter. Sidst i 80'erne blev der brugt høje niveauer af tilskudsfedt, heraf en del 'beskyttede' fedtvarer såsom kalciumsæber og mættede fedtprodukter. Siden har indførelsen af mælkekvoterne medført, at brugen af tilskudsfedt nu varierer meget mellem forskellige mælkeproducenter. Således anvender producenter, der ikke har problemer med at overholde kvoten, generelt en del tilskudsfedt, mens producenter, der har problemer med kvoten, anvender minimalt tilskudsfedt, idet fedttilskud medfører et reduceret proteinindhold i mælken. Siden 1990 er der yderligere sket en voldsom vækst i andelen af dansk mælkeproduktion som gennemføres efter økologiske regler, fra en ubetydelig andel til omkring 10% af mælkeproduktionen. Fodervalget i økologiske brug afviger fra det konventionelle pga. kravet om at den altovervejende del af foderet skal være økologisk dyrket. Dette betyder på grovfodersiden en større andel af kløvergræs, og på kraftfodersiden en større andel af byg, samt generelt et lavere samlet foderniveau og lidt lavere produktionsniveau.

Betydningen af ændringerne i foderrationernes sammensætning for metan produktionen er forsøgt kvantificeret i tabel 5.5 og 5.6. Beregningerne bygger på oplysninger fra Dansk Kvæg om indberettede vinterfoderplaner (Anne Mette Kjeldsen, personlig meddelelse). De sidste år er der indberettet få planer, og geografisk set er det kun enkelte områder, der har været repræsenteret. Der har kun været indberettet foderniveau i foderenheder (FE) samt et begrænset antal næringsstoffer opgivet pr. FE. Derfor har det været nødvendigt med en række antagelser for at komme frem til de værdier, der er nødvendige for metan beregningerne. Disse forudsætninger, hvoraf nogle er mere problematiske end andre, er givet som fodnoter til tabel 5.5 og 5.6. Det ses af tabel 5.5 at der har været en stigning i foderniveau fra 1991 til 2002 fra 17,9 til 19,1 FE dyr⁻¹ dag⁻¹. På grund af en stigning i rationernes energikoncentration resulterer dette kun i en stigning i tørstofoptagelse fra 19,8 til 20,2 kg dyr⁻¹ dag⁻¹. Ændringerne i rationernes indhold af råprotein, råfedt, træstof og NFE har været moderate, mens der er antaget et fald i indholdet af aske pga. ombytning af foderroer med majsensilage. De mest markante ændringer i rationernes næringsstofsammensætning er en kraftig stigning i stivelsesindholdet fra 7,6 til 15,1%, samt et endnu kraftigere fald i sukkerindholdet fra 20,0 til 8,5 % af fodertørstof-fet, overvejende pga. den ovenfor omtalte udskiftning af foderroer med majsensilage.

Tabel 5.5. Opgørelse af vinterfoderplaner til køer først i laktationen, fra 1999 til 2002 (Anne Mette Kjeldsen, Dansk Kvæg, personlig meddelelse).

År	Antal planer	FE ialt	kg TS/FE ¹	Kg TS/d	Råprotein (g/kg TS)	Råfedt (g kg TS) ²	Stivelse (g/kg TS)	Sukker (g/kg TS)	Aske (g/kg TS) ³	Træstof (g/kg TS) ⁴	NFE (g/kg TS)
Vinter 91	3414	17,9	1,105	19,8	166	43	76	200	89	156	546
Vinter 92	3317	18,0	1,100	19,8	167	44	72	183	88	162	538
Vinter 93	2999	18,1	1,095	19,8	163	43	86	181	88	160	546
Vinter 94	2989	18,2	1,090	19,8	165	43	108	165	87	158	547
Vinter 95	2891	18,2	1,085	19,7	165	43	110	156	86	160	546
Vinter 96	2519	18,3	1,080	19,8	165	42	126	145	86	160	549
Vinter 97	2225	18,4	1,075	19,8	164	42	131	138	85	161	549
Vinter 98	1900	18,6	1,070	19,9	167	42	128	126	84	165	542
Vinter 99	1539	18,7	1,065	19,9	168	45	134	115	83	166	538
Vinter 00	1188	18,8	1,060	19,9	167	46	138	103	83	169	535
Vinter 02	794	19,1	1,055	20,2	167	48	151	85	82	171	533

¹ Energikoncentrationen i foderet i det betragtede årsmål er skønnet (personlig meddelelse, Rudolf Thøgersen, Dansk Kvæg).

² Råfedt skønnet til 1,43 x fedtsyreandel (fedtsyrer 70% af råfedt).

³ Aske niveau er skønnet, og ud fra ændringer i sukker og stivelse er det anslået at 0,2 kg TS pr. kg rationstørstof er skiftet fra foderroer til majselsæd, og med 8% aske i foderroer og 4,2% i majselsæd giver det en reduktion på 7,6 g kg⁻¹ TS, eller 0,7 g kg⁻¹ TS pr. år.

⁴ Træstof skønnet til at være 36,5% af beregnede cellevægte (problematiske forudsætning).

Tabel 5.6. Beregning af udviklingen i metanproduktion i perioden 1991 til 2002.

År	Formel til metanberegning						
	IPCC (model 1)			Kirchgeßner et al. (1995) (model 2)			Hindrichsen et al. (2004) ¹ (model 5)
	Bruttoenergi (MJ/dyr/dag)	Metan (g/dyr/dag) efter IPCC	Metan (g/dyr/dag)	Metan, % af bruttoenergi	Relativt til 1991	Metan (g/dyr/dag)	
Vinter 91	349	376	318	5,1	100,0	508	8,1
Vinter 92	350	377	324	5,1	101,5	491	7,8
Vinter 93	350	377	325	5,2	102,0	493	7,8
Vinter 94	351	378	321	5,1	100,6	483	7,7
Vinter 95	349	376	325	5,2	102,3	476	7,6
Vinter 96	349	376	331	5,3	104,2	471	7,5
Vinter 97	350	377	331	5,3	104,0	466	7,4
Vinter 98	352	380	340	5,4	105,9	457	7,2
Vinter 99	354	382	328	5,2	101,6	447	7,0
Vinter 00	355	382	328	5,1	101,5	438	6,9
Vinter 02	359	388	327	5,1	99,7	425	6,6
							81,2

¹ Antaget at beregnede fordøjelige cellevægge indeholder 80% fordøjelige hemi- og cellulose, resten er beregningsrest (pektiner, organiske syrer).

Forhold cellulose:hemicellulose anslået 0,4:0,6. Det antages, at ud af de 80% fordøjelige cellevægge (vedligeholdsniveau får) fordøjes 62,5 % hos køer på produktionsniveau (problematiske forudsætning)

I tabel 5.6 er konsekvenserne for metan produktionen vist, beregnet ud fra forskellige modeller. Det ses, at indholdet af bruttoenergi beregnet ud fra næringsstofsammensætningen kun er steget moderat over årene, og derfor har metan beregnet i henhold til IPCC (1997) princippet (6% af bruttoenergien) vist en tilsvarende moderat stigning. Relativt er stigningen i bruttoenergi optagelsen lidt større end stigningen i tørstofoptagelse, overvejende pga. det reducerede indhold af aske.

Beregninger i henhold til Kirchgessner et al. (1995) viser samme metan produktion på 5.1 % af bruttoenergien i såvel 1991 og 2002, med et lidt højere niveau i de mellemliggende år. Niveauet er generelt lavere end de 6% angivet af ICPP (1996). Med det generelt høje ydelses- og foderniveau i dansk kvægbrug skulle dette nok også forventes. Her skal man være opmærksom på, at de opgivne foderplaner er til køer først i laktationen, derfor vil foderniveauet for køerne i gennemsnit være lavere, hvorfor det her beregnede niveau ud fra Kirchgessner et al. (1995) undervurderer udskillelsen af metan fra en gennemsnitlig ko. Ved beregning på et gennemsnitligt foderniveau på 16,6 FE $\text{ko}^{-1} \text{dag}^{-1}$ øges metan produktionen med ca. 0,1% af bruttoenergien. Derfor tyder beregningerne efter Kirchgessner et al. (1995) på, at den enteriske metan emission udgør ca. 5,3% af bruttoenergien, hvor IPCC angiver 6%. Man skal dog her være opmærksom på den usikkerhed, der er på antagelserne i tabel 5.5.

De væsentligste ændringer i rationernes sammensætning over årene er som nævnt øget indhold af stivelse og reduceret indhold af sukker. Da det er kendt, at sukker i forhold til stivelse vil ændre forgæringsprodukterne i vommen fra propionsyre mod smørsyre, kan der ifølge tabel 5.1 også forventes en højere metan produktion fra sukker end fra stivelse. De fleste publicerede modeller til forudsigelse af metanproduktionen tager imidlertid ikke hensyn til dette, enten fordi sukker ikke har været analyseret i forsøgene, og/eller fordi variationen i sukkerindhold i rationerne har været begrænset. Danmark er det eneste land hvor foderroer generelt har udgjort en meget betydelig del af foderrationerne, og hvor sukkerniveauet derfor har været højt. For nyligt er der publiceret undersøgelser, hvor også sukkerindholdet i rationerne har varieret, og de bekræfter en betydeligt større metan produktion fra sukker end fra stivelse (Hindrichsen et al., 2004). For at vurdere effekten af det reducerede sukkerindhold i rationerne er prædiktionsformlen publiceret af Hindrichsen et al. (2004) også anvendt i tabel 5.6 til beregning af metan produktionen. Det har her været nødvendigt at lave noget meget grove antagelser på rationens fiberfraktion (cellulose og hemicellulose), og det aktuelle niveau skal derfor tages med store forbehold. Men det interessante er effekten af ændret indhold af sukker og stivelse i rationerne. Beregningerne viser at hvor formelen fra Kirchgessner et al. (1995) resulterede i samme metanproduktion i 2002 som i 1991, så giver formelen der tager hensyn til sukker (Hindrichsen et al., 2004) et niveau for 2002 på kun 81% af niveauet i 1991. Modelberegninger af Mills et al. (2001) og Mills et al. (2003) viser tilsvarende betydelige effekter af substitution af stivelse med sukker.

5.6 Fremtid

Der kan forventes en fortsat stigning i produktionsniveauet i de kommende år, og det vil som nævnt ovenfor medføre en reduceret metan produktion pr. produceret kg mælk eller kød. Med den omfattende forskning, der foregår i mange andre lande indenfor metanproduktion hos drøvtyggere, kan det forventes, at der vil komme effektive og acceptable metanhæmmere på markedet.

Dette vil dog kun delvist begrænse metanemissionen, og der vil derfor fortsat være brug for en forskningsindsats, der øger vores viden om metanproduktionens betydelige variation. Således kan modeller baseret på fodermængde og -sammensætning typisk kun forklare ca. halvdel af variationen i metanproduktion (Yates et al., 2001). Der vil ligeledes være behov for undersøgelser, såvel målinger af metanproduktion som modelberegninger, der kan dokumentere, hvorvidt forskellige tiltag virkelig kan sænke metanproduktionen, og gerne undersøgelser på besætningsniveau.

5.7 Referencer

- Benchaa, C., Pomar, C. & Chiquette, J., 2001. Evaluation of dietary strategies to reduce methane production in ruminants: A modelling approach. *Can. J. Anim. Sci.* 81, 563-574.
- Danfær, A., 2003. Karoline, Dynamisk mekanistisk model af en malkeko. Model under udarbejdelse i nordisk samarbejde. Danmarks JordbrugsForskning.
- Dohme, F., Machmüller, A., Wasserfallen, A. & Kreuzer, M., 1999. Rusitec evaluation of the effect of individual medium-chain fatty acids on rumen protozoa, methanogens and methanogenesis. *S. Afr. J. Anim. Sci.* 29, 88-89.
- Galbraith, J.K., Mathison, G.W., Hudson, R.J., McAllister, T.A. & Cheng, K.J., 1998. Intake, digestibility, methane and heat production in bison, wapiti and white-tailed deer. *Can. J. Anim. Sci.* 78, 681-691.
- Giger-Reverdin, S., Morand-Fehr, P. & Tran, G., 2003. Literature survey of the influence of dietary fat composition on methane production in dairy cattle. *Livest. Prod. Sci.* 82, 73-79.
- IPCC, 1997. Revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: Reference manual. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/guidelin/>.
- Hindrichsen, I.K., Wettstein, H-R., Machmüller, A., & Kreuzer, M., 2004. Enteric methane emission from dairy cows fed various diets and the corresponding methane emission from the slurry. In Weiske, A. (red) Proceedings, International Conference on Greenhouse Gas Emissions from Agriculture. February 10-12 2004, Leipzig, Febr. s. 151-157.
- Jensen, B.B., 1996. Methanogenesis in monogastric animals. *Environ. Monit. Assess.* 42, 99-112.
- Jouany, J.P. & Ushida, K., 1999. The role of protozoa in feed digestion – Review. *Asian-Australasian J. Anim. Sci.* 12, 113-128.
- Kirchgessner, M., Windisch, W. & Müller, H.L., 1995. Nutritional factors for the quantification of methane production. In Engelhardt, W.v., Leonhard-Marek, S. Breves, G. & Gie-

- secke, D. (red) Ruminant Physiology: Digestion, Metabolism, Growth and Reproduction. Proceedings VIII International Symposium on Ruminant Physiology. s. 333-348.
- Machmuller, A. & Kreuzer, M., 1999. Methane suppression by coconut oil and associated effects on nutrient and energy balance in sheep. *Can. J. Anim. Sci.*, 79, 65-72.
- Mikkelsen, M.H., Gyldenkerne, S., Poulsen, H.D., Olesen, J.E. & Sommer, S.G., 2004. Opfølgelse og beregningsmetode for landbrugets emissioner af ammoniak og drivhusgasser - i perioden 1985-2002. DMU Rapport (i trykken).
- Mills, J.A.N., Dijkstra, J., Bannink, A., Cammell, S.B., Kebreah, E. & France, J., 2001. A mechanistic model of whole-tract digestion and methanogenesis in the lactating dairy cow: Model development, evaluation, and application. *J. Anim. Sci.* 79, 1584-1597.
- Mills, J.A.N., Kebreah, E., Yates, C.M., Crompton, L.A., Cammell, S.B., Dhanoa, M.S., Agnew, R.E. & France, J., 2003. Alternative approaches to predicting methane emissions from dairy cows. *J. Anim. Sci.* 81, 3141-3150.
- Moss, A.R., Jouany, J.P. & Newbold, J., 2000. Methane production by ruminants: Its contribution to global warming. *Ann. Zootech.* 49, 231-253.
- Møller, J., Thøgersen, R., Kjeldsen, A.M., Weisbjerg, M.R., Søgaard, K., Hvelplund, T. & Børsting, C.F., 2000. Fodermiddeltabel. Sammensætning og foderværdi af fodermidler til kvæg. Rapport nr. 91, Landskontoret for Kvæg. 52 s.
- Pelchen, A., Peters, K.J. & Holter, J.B., 1998. Prediction of methane emissions from lactating dairy cows. *Arch. Tierz., Dummerstorf* 41, 553-563.
- Sutton, J.D., Broster, W.H., Schuller, E., Napper, D.J., Broster, V.J. & Bines, J.A., 1988. Influence of plane of nutrition and diet composition on rumen fermentation and energy utilization by dairy cows. *J. Agric. Sci., Camb.* 110, 261-270.
- Vermorel, M., 1997. Yearly methane emissions of digestive origin by sheep, goats and equines in France. Variations in physiological stage and production type. *Prod. Anim.* 10, 153-161.
- Weisbjerg, M.R. & Børsting, C.F., 1989. Influence of fat and feed level on fibre digestibility in vitro and in sacco and on volatile fatty acid proportions in the rumen. *Acta Vet. Scand.*, suppl. 86, 137-139.
- Weisbjerg, M.R. & Hvelplund, T., 1993. Bestemmelse af nettoenergiindhold (FEK) i råvarer og kraftfoderblandinger. Forskningsrapport nr. 3, Statens Husdyrbrugsforsøg. 39 s.
- Yan, T., Agnew, R.E., Gordon, F.J. & Porter, M.G., 2000. Prediction of methane energy output in dairy and beef cattle offered grass silage-based diets. *Livest. Prod. Sci.* 64, 253-263.
- Yates, C.M., Mills, J.A.N., France, J., Cammell, S.B. & Beever, D.E., 2001. Development of strategies to provide cost effective means of reducing methane emissions from dairy cows. In: Chwalibog, A. & Jakobsen, K. (red.) Energy metabolism in animals. Proceedings of the 15th symposium on energy metabolism in animals, Snekkersten, Denmark, 2000. Wageningen Press. s. 201-204.

6. Metan fra husdyr: Muligheder for reduktion ved brug af metanhæmmende stoffer

Martin R. Weisbjerg og Torben Hvelplund

Danmarks JordbrugsForskning, Afd. for Husdyrsundhed, Velfærd og Ernæring

Hos drøvtyggere medfører den mikrobielle forgæring i vommen en produktion af metan. Omfanget af metanproduktion i vommen er nært knyttet til forgæringsmønstret, hvor eddike- og smørsyreforgæring resulterer i brintproduktion, mens propionsyreforgæring resulterer i et brintforbrug. En række stoffer kan påvirke produktionen af metan, enten gennem påvirkning af vommikrofloraens sammensætning eller ved forbrug af brint. Biologiske metoder (virus, bakteriociner) til ændring af vommikrofloraens sammensætning kan ligeledes påvirke metanproduktionen. Mange af de kemiske metanhæmmende stoffer vil ikke være acceptable til generel anvendelse i kvægbruget, og anvendelsen af de fleste af de biologiske metoder er teknologisk umodne. De mest lovende metoder, som også kunne være acceptable til generel brug, er anvendelsen af bakteriociner som Nisin samt tilsætning af brintforbrugende stoffer som fumarat eller malat til foderet. Yderligere arbejdes der med vacciner, der kan fremme drøvtyggenes antistofproduktion mod metanogene bakterier, hvilket skulle kunne reducere metanproduktionen.

6.1 Metanproduktion under forgæring i fordøjelseskanaalen

Hos drøvtyggere medfører den mikrobielle forgæring i vommen en produktion af metan, der under drøvtygningen opræbes gennem spiserøret sammen med bl.a. CO₂. En mindre produktion af metan foregår ligeledes i blind-tyktarm, hvorfor også enmavede dyr er kilder til metanemission.

Metandannelse er således en naturlig del af forgæringsprocesserne i vommen og kan ikke undgåes fuldstændigt, men omfanget kan variere betydeligt. Således vil metanproduktionen stige med øget foderoptagelse, men langt fra proportionalt med foderoptagelsen. Ligeledes kan ændring i rationens næringsstofsammensætning have stor indflydelse på metanproduktionen, især gennem ændring af forgæringsmønstret og ved hæmning af de metanogene bakterier (se kapitel 5). I mindre skala kan brintforbruget til mætning af umættede fedtsyrer også reducere metanproduktionen.

En række stoffer virker hæmmende på produktionen af metan. Dette kan være halogenerede metan-analoger og ionophorer (antibiotika) (Demeyer og Fievez, 2000; Weisbjerg og Hvelplund, 1993). Også stoffer som f.eks. fumarat, der er et mellemprodukt i propionsyredannelsen, kan reducere metanproduktionen ved at 'tage' brinten (Lopez et al., 1999a). Endelig kan visse biologiske midler, som virus, bakteriegifte samt svampe hæmme metanogene bakterier (Klieve og Hegarty, 1999).

6.2 Hæmning af metanproduktionen

Visse stoffer kan reducere mængden af metan der produceres under omsætningen i vommen hos drøvtyggere. I dette kapitel vil stoffer, som ikke er normale næringsstoffer for drøvtyggere, blive omtalt. Stoffer der har været anvendt gennem tiderne, og som der arbejdes på at udvikle, kan opdeles i a) halogenerede metan-analoger, b) ionophorer (antibiotika), c) brintforbrugende stoffer, samt biologiske midler, der kan opdeles i d) virus, e) bakteriociner, f) defaunering g) acetogenese og h) vaccinerings.

a) halogenerede metan-analoger

Halogenerede metan-analoger og lignende stoffer er kendt for at være meget effektive metanhæmmere. Gruppen omfatter bl.a. cloroform, aminchloral, trichloroacetamid, trichloroethyl, bromocloromethan, 2-bromoethansulfonsyre (Moss et al., 2000). Itabashi et al. (1999) fandt således, at bromocloromethan-CD, som er et kompleks mellem bromocloromethan og cyklo-dextrin (CD), næsten fuldstændigt eliminerede metanproduktionen hos Holstein-kvæg.

Imidlertid er disse stoffer ikke acceptable i praktisk kvægfodring, da de fleste er toksiske. Ligeledes sker der for en del af stoffernes vedkommende en tilvænnings over tid, således at effekten reduceres (Moss et al., 2000).

b) ionophorer (antibiotika)

Ionophorer (antibiotika) har i mange år været anvendt som vækstfremmere, især indenfor ungtyre-produktion. Rumensin (aktiv stof: Monensin) er en af de mest brugte ionophorer. Ionophorer ændrer vomfloraens sammensætning i retning mod færre Gram-positive og flere Gram-negative bakterier, hvilket samtidig ændrer forgæringsprodukternes sammensætning til mere propionsyre og mindre eddikesyre. Ionophorers evne til at reducere metanproduktionen er således ikke en direkte effekt på metanogene bakterier, men en afledt effekt pga. et ændret forgæringsmønster (Moss et al., 2000).

Ud over ændringen i eddikesyre/propionsyre-forholdet menes Monensin også at bevirke en reduktion i metanproduktionen gennem mindsket foderoptagelse, og gennem mindsket nedbrydning af myresyre til CO₂ og brint. Modsat rettede effekter af Monensin, der kan medføre højere metanproduktion, er reduktion af mætning (hydrogenering) af umættede fedtsyrer samt reduktion af den mikrobielle cellesyntese (Hegarty, 1999).

Van Nevel og Demeyer (1992) testede et stort antal forskellige antibiotika på forskellige substrater og fandt, at Avoparcin, Lasalocid, Monensin, Salinomycin og Bacitracin reducerede metanproduktionen, mens andre testede antibiotika enten ikke påvirkede eller øgede metanproduktionen.

Effekten af Avoparcin på forgæringsmønsteret er også vist i danske forsøg (Weisbjerg og Hvelplund, 1993), hvor tilskud af 0, 100, 150 eller 400 mg Avoparcin dagligt til malkekøer

resulterede i et (smørsyre + eddikesyre)/propionsyre forhold på henholdsvis 4,19; 4,13; 4,18 og 3,81. Ligeledes har danske forsøg med Rumensin til ungtyre vist en positiv effekt på fodereffektiviteten, sandsynligvis delvist som følge af reduceret metanproduktion (Andersen et al., 1979).

c) brintforbrugende stoffer

Forgæringen af kulhydrat til propionsyre i vommen sker under forbrug af brint ($C_6H_{12}O_6 + 2H_2 \rightarrow 2CH_3CH_2COOH + 2H_2O$). Dannelse af propionsyre sker via to forskellige omsætningsveje (succinat- og acrylat-omsætningsvejen). Det er påvist, at tilskud af forskellige mellemprodukter i dannelsen af propionsyre, bl.a. fumarat og malat, kan reducere metanproduktionen, idet omdannelsen af disse stoffer til propionsyre er brintforbrugende (Itabashi et al., 1999; Lopez et al., 1999a; Lopez et al., 1999b). Reduktionen i metanproduktion kan forventes at svare til den mængde brint, der anvendes under omdannelsen til propionsyre (Lopez et al., 1999a), dvs. $\frac{1}{2}$ mol metan (1 mol H_2) pr. mol malat (æblesyre) eller fumarat. Med en molvægt på 116,1 for fumarsyre og 134,1 for æblesyre er der henholdsvis 8,61 og 7,45 mol pr kg syre, som dermed kan opfange brint svarende til henholdsvis 4,31 og 3,73 mol metan. Dette betyder at indtag af 1 kg fumarsyre eller æblesyre vil kunne reducere metanproduktionen med henholdsvis 68,9 og 59,7 g.

Hvis disse mellemprodukter kan indkøbes til en rimelig pris, er anvendelse af sådanne produkter meget lovende, idet de som naturlige mellemprodukter sandsynligvis vil kunne anvendes uden etiske eller miljømæssige problemer. Desuden vil den ernæringsmæssige værdi for dyret af disse stoffer kunne dække en del af indkøbsprisen, og energiværdien vil yderligere blive forøget med energien i den opfangede brint. Hvorvidt tilskud af malat/fumarat vil have positive eller negative effekter på vomomsætningen er ikke kendt. Hvis malat/fumarat kan anvendes uden negative effekter på vomomsætningen, kan syrerne i princippet anvendes til en næsten fuldstændig eliminering af metanproduktionen fra vommen.

d) virus

Virus (bakteriofager) forekommer i store mængder i vommen og angriber mange bakterietyper. Derfor er det tænkeligt, at der kan findes bakteriofager, der specifikt angriber metanogene bakterier og dermed reducerer metanproduktionen. Men den nuværende viden om vommens bakteriofager og især om fager der angriber metanbakterier er meget begrænset, men fager mod amylolytiske bakterier har vist sig effektive i forsøg med malkekøer (Klieve og Hegarty, 1999).

e) bakteriociner

Bakteriociner er giftstoffer som bakterier udskiller til hjælp i den indbyrdes konkurrence. Bakteriociner som f.eks. Nisin, der dannes af *Lactococcus lactis*, har en effekt på metanproduktionen der ligner effekten af ionophoren Monensin (Hegarty, 1999; Klieve & Hegarty, 1999). Også vommikrober kan producere bakteriociner, men disse er mindre effektive end Ni-

sin, og hvad der udløser produktionen hos vombakterier er ukendt (Hegarty, 1999). Bakteriociner er kendt for at kunne bruges rimeligt risikofrit.

f) defaunering

Defaunering (fjernelse af protozoer fra vommen) medfører normalt en reduktion i metanproduktionen. Der kan være tale om en sekundær effekt af at mange metanogene bakterier er tæt knyttet til protozoer, men reduktionen kan også hænge sammen med en mindre smørsyreproduktion og dermed mindre brintproduktion, reduceret kulhydratforgæring samt ændringer i ilttryk (Hegarty, 1999; Van Soest, 1994).

En række kemikalier har gennem tiden været anvendt til defaunering. Derudover vil sandsynligvis både virus og svampe kunne anvendes til bekæmpelse af protozoer, men viden herom er meget begrænset (Klieve og Hegarty, 1999).

g) acetogenese

En bestemt bakteriegruppe kan under brintforbrug reducere CO₂ til eddikesyre, hvorved metanproduktionen reduceres. Processen, der kaldes acetogenese, øger samtidig energiforsyningen til værtsdyret. Under normale brinttryk i vommen er acetogenese ikke konkurrencedygtig i forhold til metanogenese og vil derfor nok kun have betydning sammen med nogle af ovennævnte metoder til hæmning af metanproduktion, der samtidig resulterer i øget brinttryk (Hegarty, 1999; Joblin, 1999).

h) vacciner

Der arbejdes i Australien på at udvikle og teste vacciner, der kan stimulere drøvtyggers produktion af antistof mod de metanogene bakterier i vommen. Vaccine udviklet til og testet på får resulterede i en reduktion på 7,7% i metanproduktionen pr. kg fodertørstof (Wright et al., 2004). Det tyder således på at der kan være et potentiale i vaccination, men hvorvidt det påvirker den animalske produktion (foderoptagelse, tilvækst etc.) er ikke kendt. Så vidt vides er der ikke udviklet vacciner til kvæg.

6.3 Sideeffekter

Mange af ovennævnte metoder vil have uønskede sideeffekter, idet en del af de nævnte stoffer ikke ønskes i husdyrproduktionen, f. eks antibiotika og halogenerede metan-analoger.

6.4 Udbredelse på landsplan

Mange af de ovennævnte metanhæmmere er ikke umiddelbart acceptable bortset fra brintforbrugende stoffer som fumarat. Halogenerede metan-analoger og ionophorer vil nok aldrig blive accepteret i Danmark. Ionophorer (antibiotika) er uønskede, bl.a. på grund af resistensproblemer, og anvendes p.t. ikke til drøvtyggere i Danmark. Undladelsen af at bruge antibiotiske vækstfremmere til drøvtyggere i Danmark er baseret på frivillige aftaler, idet enkelte er tilladt

i EU. Biologiske midler er i vid udstrækning baseret på genteknologi, hvorfor anvendelse for nærværende ikke er tilladt. Derfor forudsætter brug af mange af de biologiske midler en ændret holdning til genmodificerede organismer. Desuden vil der skulle gennemføres en meget omfattende testning for at sikre mod uønskede effekter, før genmodificerede organismer introduceres til et så åbent og biologisk aktivt miljø som vommen.

Med den store forskningsindsats, der er på området for tiden, er det tænkeligt at der fremkommer nye acceptable hæmmere. Her kunne bl.a. bakteriociner som Nisin være en acceptabel løsning. Ud fra *in vitro* forsøg kan det forventes, at Nisin kan reducere metan produktionen med ca. 36% (Callaway et al., 1997). Metanhæmmere, der kan bruges uden at man i øvrigt skal ændre fodringspraksis, vil nok være en løsning, især hvis den har positive effekter. Men der findes endnu ingen oplagte løsninger.

Brintforbrugende stoffer som fumarat, der er et naturligt mellemprodukt i vomomsætningen, er umiddelbart uproblematisk mht. etik og forbrugerpolitik. Tilskud af fumarat (2% af total rationen) til Holstein stude reducerede metan produktionen med 23% (Itabashi et al., 1999). Hvis sådanne stoffer derfor kan skaffes til en pris, der ikke er alt for voldsom i forhold til energiværdien (omfatter også energiværdien af den tilbageholdte metan), da vil en sådan teknologi hurtigt kunne få stor udbredelse, idet stofferne umiddelbart vil kunne iblandes kommercielle kraftfoderblandinger.

Vaccinering med henblik på at fremme drøvtyggerens antistofproduktion mod metanogene bakterier kunne sandsynligvis være en prisbillig metode, der hurtigt ville kunne anvendes på hele drøvtyggerpopulationen. Imidlertid er metoden så vidt vides endnu kun afprøvet på får, og effekten på den animalske produktion er ikke belyst tilstrækkeligt.

6.5 Historisk udvikling

Tabet af energi i form af metan under forgæringen i vommen, og afhængigheden af forgæringens mønster, har været kendt længe, og har også længe været en integreret del af energivurderingssystemer til drøvtyggere. Indtil for ca. 15 år siden skyldtes interessen et ønske om at undgå det betydelige energitab i form af metan, mens interessen i dag er at reducere udledningen af drivhusgasser. Der var således en betydelig viden omkring faktorer, der påvirker metanproduktionen, da interessen for drivhusgasser opstod. Imidlertid omfatter de fleste effektive tiltag, der er udviklet gennem tiderne, anvendelse af stoffer som enten aldrig har været tilladt, eller som ikke længere er tilladt, såsom antibiotiske vækstfremmere.

6.6 Fremtid

Med den omfattende forskning, der foregår i mange lande vedrørende metanproduktion hos drøvtyggere, kan det forventes, at der vil komme effektive og acceptable metanhæmmere på markedet. Men dette vil kun delvist kunne fjerne metanemissionen fra husdyr, og der vil der-

for også i fremtiden være brug for en forskningsindsats, der øger vores muligheder for at forklare den betydelige variation mht. metanproduktion i vommen, idet vores nuværende viden om betydende faktorer langt fra kan forklare hele variationen. Således kan modeller typisk kun forklare ca. halvdelen af variationen i metanproduktion (Yates et al., 2001). Der vil ligeledes være behov for undersøgelser, såvel modelberegninger som målinger af metanproduktion, der kan dokumentere hvorvidt forskellige tiltag virkelig sænker metanproduktionen, og gerne undersøgelser på besætningsniveau.

6.7 Økonomiske konsekvenser

Hvis det lykkes at finde metanhæmmere, som er effektive uden at hæmme fordøjeligheden af cellevægskulhydrater, og som ikke har andre uheldige egenskaber, så vil det sandsynligvis have en positiv økonomisk konsekvens, idet det kan forventes at et mindre metantab vil resultere i øget energiudnyttelse, og at den øgede energiudnyttelse kan være så stor, at den fuldt ud kan betale prisen for 'hæmmeren'.

For stofferne fumarat og malat er reduktionen i metanproduktion beregnet til henholdsvis 68,9 og 59,7 g metan pr. kg syre. Malat kan købes som syre til ca. 13 kr. pr. kg (Scott Martin, personlig meddelelse), men ved større efterspørgsel kunne det tænkes, at Malat vil kunne købes til samme pris (ca. 9 kr. kg⁻¹) som f.eks. propionsyre, der anvendes som konserveringsmiddel til foder i landbruget. Malat vil blive omdannet til og absorberet som propionat, og vil derfor have en energiværdi for drøvtyggeren. Et kg Malat som syre vil derfor medføre absorption af 7,45 mol propionat, der vil have end brændværdi på $7,45 \text{ mol} \times 1,527 \text{ KJ mol}^{-1} = 11,4 \text{ MJ mol}^{-1}$. Derfor vil den tilførte syre have en energiværdi svarende til mindst 1 foderenhed, og sættes værdien af en foderenhed til 1 kr., vil en reduktion i metanproduktionen på 60 g koste 8 kr., hvilket giver 133 kr. pr. kg metan. Dette svarer til 6.333 kr. pr. tons CO₂ ækv. Det er derfor en kostbar løsning, og den vil derfor nok kun være aktuel, hvis de aktuelle syrer kan anvendes som konserverings og/eller ensileringsmidler, og dermed kan erstatte allerede anvendte organiske syrer som myresyre og propionsyre. Hvorvidt malat og fumarat er anvendelige som konserverings og/eller ensileringsmidler er ikke kendt.

Nisin er i *in vitro* forsøg fundet at kunne reducere metanproduktionen med 36% ved koncentrationer på 10 mM (Callaway et al., 1997), og dette niveau er umiddelbart svært at omsætte til *in vivo* forhold. Ved fødevarekonservering tilsættes Nisin med max 250 ppm (Anonym, 2003), hvilket svarer til 0,25 g kg⁻¹. Hvis der tages udgangspunkt i denne koncentration i foderetørstof, vil det med en ration på 18 kg tørstof pr. ko pr. dag give et behov på 4,5 g pr. ko pr. dag. Prisen på Nisin til fødevarekonservering ligger på omkring 2000 kr. kg⁻¹ (Danisco, personlig meddelelse), og prisen for en daglig ration på 4,5 g vil derfor være ca. 9 kr. Med en daglig metanproduktion på 328 g pr. ko pr. dag (Mikkelsen et al., 2004), vil en reduktion på 36% reducere metanproduktionen med 118 g dag⁻¹. Dette svarer til 76 kr. pr kg metan, og 3.632 kr. pr. tons CO₂ ækv. Det skal pointeres, at både nødvendig dosering og forventet metanproduktion er baseret på meget usikre skøn.

6.8 Referencer

- Andersen, H.R., Hvelplund, T. & Stenbæk, B., 1979. Rumensin i kraftfoderbehandlinger til ungtyre. Medd. nr. 273, Statens Husdyrbrugsforsøg.
- Anonym, 2003. <http://www.wholefoods.com/healtinfo/nisin.html>.
- Callaway, T.R., Carneiro De Melo, A.M.S. & Russel, J.B., 1997. The effect of Nisin and Monensin on ruminal fermentations in vitro. *Current Microbiol.* 35, 90-96.
- Demeyer, D. & Fievez, V., 2000. Ruminants and environment, methanogenesis. *Annales de Zootechnie.* 49, 95-112.
- Hegarty, R.S., 1999. Mechanisms for competitively reducing ruminal methanogenesis. *Aust. J. Agric. Res.* 50, 1299-1305.
- Itabashi, H., Takahashi, T., Bayaru, E., Kanda, S., Nishida, T., Ando, S., Ishido, M., Itoh, T., Isobe, Y., Nagare, K. & Hara, K., 1999. Effect of fumaric acid or bromocloromethane-CD on ruminal metanogenesis in cattle. *S. Afr. J. Anim. Sci.* 29, 138-140.
- Joblin, K.N., 1999. Ruminal acetogens and their potential to lower ruminant methane emissions. *Aust. J. Agric. Res.* 50, 1307-1313.
- Klieve, A.V. & Hegarty, R.S., 1999. Opportunities for biological control of ruminal methanogenesis. *Aust. J. Agric. Res.* 50, 1315-1319.
- Lopez, S., Valdes, C., Newbold, C.J. & Wallace, R.J., 1999a. Influence of sodium fumarate addition on rumen fermentation in vitro. *Br. J. Nutr.* 81, 59-64.
- Lopez, S., Newbold, C.J., Bochi-Brum, O., Moss, A.R. & Wallace, R.J., 1999b. Propionate precursors and other metabolic intermediates as possible alternative electron acceptors in ruminal fermentation in vitro. *S. Afr. J. Anim. Sci.*, 29, 106-107.
- Mikkelsen, M.H., Gyldenkerne, S., Poulsen, H.D., Olesen, J.E. & Sommer, S.G., 2004. Opfølgelse og beregningsmetode for landbrugets emissioner af ammoniak og drivhusgasser i perioden 1985-2002. DMU Rapport (i trykken).
- Moss, A.R., Jouany, J.P. & Newbold, J., 2000. Methane production by ruminants: Its contribution to global warming. *Ann. Zootech.* 49, 231-253.
- van Nevel, C.J. & Demeyer, D.I., 1992. Influence of antibiotics and a deaminase inhibitor on volatile fatty acids and methane production from detergent washed hay and soluble starch by rumen microbes in vitro. *Anim. Feed Sci. Technol.* 37, 21-31.
- Van Soest, P.J., 1994. Nutritional ecology of the ruminant. Cornell University Press. 476 s.
- Weisbjerg, M.R. & Hvelplund, T., 1993. The effect of Avoparcin on rumen metabolism and intestinal absorption of amino acids in lactating cows. Intern Rapport nr. 2, Statens Husdyrbrugsforsøg. 38 s.
- Wright, A.D.G., Kennedy, P., O'Neil, C.J., Toovey, A.F., Popovski, S., Rea, S.M., Pimm, C.L. & Klein, L. 2004. Reducing methane emissions in sheep by immunization against rumen methanogens. *Vaccine*, 22, 3976-3985.
- Yates, C.M., Mills, J., France, J., Cammell, S.B. & Beever, D.E., 2001. Development of strategies to provide cost effective means of reducing methane emissions from dairy cows. In: Chwalibog, A. & Jakobsen, K. (red.) *Energy metabolism in animals. Proceedings of the*

15th symposium on energy metabolism in animals, Snekkersten, Denmark, 2000. Wageningen Press. s. 201-204.

7. Nedsættelse af CO₂ emission fra væksthuse gennem forbedret isolering

Niels Erik Andersson

Danmarks Jordbrugsforskning, Afd. for Havebrugsproduktion

Det er velkendt, at energiforbruget til opvarmning kan reduceres gennem forbedret isolering, hvilket også gælder for væksthuse. Væksthuse adskiller sig fra faste bygning ved at være bygget af transparent materiale og materialet er typisk enkeltlagsglas. Ved at udskifte enkeltlagsglas helt eller delvist med dobbelte akryl- eller polykarbonatplader kan der ske en betydelig reduktion i energiforbruget. Desuden kan brug af andre materialer i konstruktionen reducere energiforbruget. Det kan ske ved at isolere den nederste del af soklen med ikke-transparente materialer (sandwich-materialer). Udgiften til energi i væksthushusproduktion udgør mellem 8 og 10% af produktionsomkostningerne, merinvesteringen i isolerende dækkematerialer, hvis pris er 3 til 4 gange så høj som prisen på glas, skal tilbagebetales gennem et mindre energiforbrug.

7.1 Beskrivelse af teknologien

Væksthuse bygges af glas og isoleres ved hjælp af et mobilt isoleringsgardin. Væksthuset er kun isoleret om natten, når der intet naturligt lys er. Det samlede danske væksthushusareal er på ca. 5 millioner kvadratmeter, og det anslås, at ca. 1,5 millioner kvadratmeter er uden isoleringsgardiner, fordi de bruges til dyrkning af væksthushusgrønsager. Årsagen hertil er, at den økonomiske gevinst ved brug af isoleringsgardiner ikke er favorabel. Produktionsnedgang på grund af lystab opvejes ikke af energibesparelsen inden for overskuelig tid ved den nuværende produktionsform.

Som erstatning for glas kan dobbelte akryl- eller polykarbonatplader anvendes; materialet kaldes også for kanalplader. Betegnelsen er meget sigende, fordi de to plane plader holdes adskilt af langsgående vægge, som danner kanaler i pladen. U-værdien for kanalplader er 2,8 og for glas $6,0 \text{ W m}^{-2} \text{ K}^{-1}$, hvilket på årsbasis sænker energiforbruget med ca. 35%.

Den tekniske udvikling og forbedring af akryl- og polykarbonatplader har betydet højere lystransmission og større langtidsstabilitet. En ulempe ved plastplader som byggemateriale er, at der er højere relativ luftfugtighed i væksthushusene. I et glasvæksthushus er glasset koldt og vanddampen kondenserer på glasset. En kanalplade har en indvendig overfladetemperatur, som ligger tæt på luftens, og der sker ingen kondensation af vanddamp på dækkematerialet. En anden ulempe er, at pladerne er brændbare, hvilket forøger udgiften til brandforsikring af gartneriet.

7.1.1 Zig-zag plader

Hidtil har kanalplader været plane plader og lystransmission er forbedret gennem forbedring af materialet og ved at producere plader med bredere kanaler. Desuden er der i Holland udvik-

let en dobbelt polykarbonatplade, som har zig-zag form, hvilket forbedrer transmissionen af diffust lys. Ved coating kan lystransmission blive ligesom for 4 mm glas. Zig-zag pladen har en U-værdi på $3,4 \text{ W m}^{-2} \text{ K}^{-1}$, men på grund af udformningen bliver overfladearealet større, hvilket betyder, at energiforbruget på årsbasis reduceres med ca. 20% (Adriaansen et al., 2002).

Hvis zig-zag plader skal bruges ved bygning af væksthuse, vil det kræve ændringer i væksthushonstruktionen, hvor det største problem opstår omkring design af luftvinduerne i toppen af væksthuset (Sonneveld et al., 2002). Zig-zag plader vil give høj luftfugtighed i væksthuset af samme årsag, som angivet for almindelige kanalplader, og aktiv sænkning af luftfugtigheden i væksthuset vil med den nuværende metode, begrænse energibesparelsen, hvis ikke andre former for luftfugtighedsstyring tages i anvendelse. Den metode, som anvendes i dag, er baseret på at ventilere og tilføre varme til væksthuset samtidig, hvilket er en meget energikrævende metode til sænkning af luftfugtigheden.

7.1.2 Isolering af sokkel og andre dele af konstruktionen

Ud over at bruge et andet dækkemateriale kan der ske en nedsættelse af energiforbruget ved at isolere sokler, skotrender og overflader, hvor lystransmission er af mindre betydning. I pottetplantegartnerier dyrkes planter på borde, og det er ikke nødvendigt, at glasset går helt ned til jorden. Ved at isolere den del af væggen, som er under dyrkningsbordene, spares energi, uden at det går ud over lysforholdene for planterne (Pucar, 2002).

Det er muligt at isolere hele nordvæggen i et væksthuse uden forringet plantevækst (Andersson & Nielsen, 2000).

Skotrender giver ofte problemer med kondensdryp, dette kan undgås ved at isolere skotrenderne. Den kuldebro, en skotrende udgør, fjernes samtidig med, at den isoleres.

7.2 Reduktion af drivhusgasser

Gartnerierhvervets energiforbrug var i 2001 på 9400 TJ (8116 TJ eksklusiv el). En realistisk vurdering på energiforbruget ved at udskifte glas med kanalplader som dækkemateriale er en reduktion på 20%.

Der bruges mange forskellige energikilder til opvarmning af væksthuse (fuelolie, naturgas og stenkul), og en 20% reduktion svarer til ca. 1600 TJ. Ved fordeling af energiforbruget ligeligt på de anvendte energikilder giver det en reduktion på ca. 75.000 tons CO_2 pr. år. Dette forudsætter, at alle glasvæksthuse erstattes med kanalplader, og potentialet er derfor meget mindre, og kan anslås til 10-15.000 tons CO_2 pr. år.

7.3 Sideeffekter

Nedbringelse af væksthuses energiforbrug vil muliggøre udnyttelse af vedvarende energikilder. En forbedret isolering nedsætter behovet for høj fremløbstemperatur, hvilket åbner mulighed for anvendelse af lav energiværdi varme. Det kan f.eks. være energi fra varmeakkumuleringsstank, hvor opladningen sker vha. solenergi. Herved kan reduktionen af udledningen af drivhusgasser blive betydeligt større.

7.4 Udbredelse af teknologien på landsplan

Kanalplader har en meget lille udbredelse, og væksthusearealet kan betragtes som bestående af glasvæksthuse. Det skal dog bemærkes, at gavle i nye fritliggende væksthuse ofte bygges af kanalplader, men det er et meget lille areal af det samlede overfladeareal for væksthuset. Nye typer af dækkematerialer vil ikke umiddelbart kunne erstatte glas i eksisterende væksthuse, da akryl- eller polykarbonatplader ikke passer i glassprosser. Introduktionen af nye dækkematerialer sker ved nybygning, hvor andre energieffektiviserende metoder og teknikker samtidigt finder anvendelse. De muligheder som yderligere findes, er forbedret isolering af sokkel og reduktion af kuldebroer ved skotrender.

7.5 Historisk udvikling

Kanalplader har tidligere været brugt til bygning af væksthuse under og lige efter energikriserne, men bliver i dag kun brugt i gavle og luftvinduer, som udgør et lille areal, set i forhold til hele væksthuses samlede overflade. Kanalplader er et dyrt byggemateriale set i forhold til glas. Klimaforholdene er anderledes i kanalpladevæksthuse (Nobel & Holder, 1989) og kræver aktiv luftfugtighedsstyring, som reducerer den energiøkonomiske gevinst.

7.6 Fremtid

For at få introduceret nye energibesparende dækkematerialer, skal dækkemateriale i kombination med væksthusekonstruktion og indretning give en samlet økonomiske gevinst i forhold til velkendte konstruktionsformer med enkeltlagsglas. Produktionen skal have samme eller bedre kvalitet med uændret produktionstid. Dækkematerialerne skal have en levetid, som er meget lang, dvs. at deres levetid er mindst lige så lang som ved traditionelle dækkematerialer.

Det er meget vanskeligt at forudsige omfanget af nybygning til erstatning for udtjente, umoderne og nedslidte væksthuse. Omkring halvdelen af væksthusearealet består af bygninger, som er mere end 20 år gamle, men udskiftning og tilvækst i arealet sker langsomt.

7.7 Referencer

- Adriaansen, F., Schepers, E., Sonneveld, P.J. & Waaijenberg, D., 2002. New Energy-saving roof with a high light transmittance. Ageng 2002 paper no. 02-IE-004.
- Andersson, N.E. & Nielsen, O.F., 2000. Energy consumption, light distribution and plant growth in greenhouse partly insulated with non-transparent material. *Gartenbauwissenschaft* 65,190-194.
- Nobel, R. & Holder, R., 1989. Pot plant production under various greenhouse cladding materials. *J. Hortic. Sci.* 64, 485-493.
- Pucar, M. Dj., 2002. Enhancement of ground radiation in greenhouses by reflection of direct sunlight. *Renewable Energy* 26, 561-586.
- Sonneveld, P.J., Swinkels, G.L.A.M. & Waaijenberg, D., 2002. Greenhouse Design for the future, which combines high insulation roof material with high light transmittance. Ageng 2002 paper no. 02-SE-013.

8. Nedsættelse af CO₂ emission fra væksthuse gennem ændret klimastyring

Niels Erik Andersson

Danmarks JordbrugsForskning, Afd. for Havebrugsproduktion

Den nuværende klimastyring i væksthuse regulerer klimaet inden for nogle snævre grænser. Ved at udvikle andre former for klimaregulering, som for eksempel er baseret på tilgængelighed af ressourcer eller klimaparametre, kan energiforbruget sænkes. Klimastyringen baseres på planternes plastiske evner, hvor temperatur og indstråling påvirker væksten. Væksthastigheden går ned ved lav lufttemperatur, men den forøges ved høj temperatur og indstråling. Ved at udnytte plasticiteten kan der kompenseres for perioder med lav temperatur ved at hæve temperaturen på et andet tidspunkt, hvor indstrålingen alene hæver temperaturen i væksthuset.

Udgiften til energi i væksthuseproduktion udgør mellem 8 og 10% af produktionsomkostningerne, og investering i klimareguleringsudstyr er omkostningsfuld. For at kunne opnå en nedsættelse af CO₂ emission skal der bruges tid på efteruddannelse, for at gartneren kan udnytte og administrere nye klimastyringstrategier. Tilbagebetaling af investeringen kan ske direkte ved en mindre udgift til energi og indirekte hvis der sker en forbedring af produkternes kvalitet.

Der findes en række muligheder for at kombinere forbedret isolering af væksthuse med ændret klimastyring. En række af disse muligheder forudsætter dog investeringer eller bedre viden om såvel tekniske som biologiske forhold.

8.1 Beskrivelse af teknologien

Væksthusklimaet styres ud fra en række faste sætpunkter for lufttemperatur, luftfugtighed, ventilation, skygning og CO₂-koncentration. Teknisk set anvendes PID-regulering i klimacomputere (og andet elektronisk reguleringsudstyr) for at indregulere til det ønskede væksthuseklima, hvor lufttemperaturen er den højest prioriterede (Gauthier, 1993; Wachmann et al. 1991). I PID-regulering indgår forskellige ramper, som bestemmer, hvor hurtigt ændringer i klimaet må ske. Disse ramper er faste og varieres ikke i forhold til klimaet udendørs. Det er således lufttemperaturen, som konditioneres og egentlig ikke plantens vækstforhold og øjeblikkelige krav, som efterkommes.

Væksthuse er for nuværende bygget af glas, hvilket giver væksthuset en høj strålings- og temperaturfølsomhed. I aprilsvejr kan der inden for relativt korte perioder ske skift frem og tilbage mellem varmetilførsel og ventilation. For at nedsætte energiforbruget ved væksthuseproduktion kan der udvikles nye styringsformer eller anvendes tekniske installationer, som ikke bruges i dag i gartnerierne. Disse styringsformer kan være baseret på forskellige principper, som beskrevet nedenfor.

Energimængdebegrænsning

Der tilføres energi til væksthuset op til et givent niveau. Selvom energiforbruget er større, tilføres ikke yderligere energi. Det medfører et kortere- eller længerevarende temperaturfald i væksthuset (Setiawan et al., 2000). Styringsformen kombineres med gennemsnitstemperatur- og temperatursumstyring.

Gennemsnitstemperatur- og temperatursumstyring

Lufttemperaturen i væksthuset stiger, når solen skinner, og det kan udnyttes, fordi planters vækst og udvikling kan relateres til en gennemsnitstemperatur (Amsen & Nielsen, 1991). Det vil sige, at hvis lufttemperaturen er høj om dagen, kan lufttemperaturen sænkes om natten. Ligeledes kan en periode med lav temperatur opvejes ved senere at bruge en højere temperatur (Sigrimis et al. 2000). For at kunne overholde produktionsplanen er det nødvendigt at have nogle biologiske milepæle og reguleringsmuligheder (Mortensen & Moe, 1987; Vogelesang et al., 1998).

Styring i relation til udetemperatur/-klima

Energitabet i væksthuset kan relateres til forskellen mellem den lufttemperatur, som holdes i væksthuset, og lufttemperaturen udendørs. Det skulle være muligt at opnå en energibesparelse ved at lade væksthusets lufttemperatur følge temperaturen udendørs. Styringsformen kan kombineres med variabel rampefunktion.

Variabel rampefunktion

En rampe er en gradvis ændring over tid, hvormed en given tilpasning af et sætpunkt sker. I klimaregulering i væksthuse bruges ramperne, når der ønskes skift i klima, f.eks. fra én temperatur til en anden. Ramper har normalt en fast værdi, men ved at gøre rampens størrelse afhængig af f.eks. indstråling og lufttemperatur udendørs vil f.eks. temperaturændring ske hurtigere eller langsommere alt afhængig af vejrforholdene. Ved tilpasning af rampen vil kun den nødvendige energi blive tilført til varmesystemet.

Energibalancemodel

Der er udviklet styringsprincipper for styring af isoleringsgardiner efter en energibalancemodel, hvor det beregnes, hvornår væksthuset optræder som energiafgiver eller -modtager. Det er muligt at videreudvikle styringsprincippet til også at omfatte fastlæggelse af temperaturniveauet i væksthuset ud fra betragtninger omkring energibalancen.

Nedenfor beskrives en række tekniske installationer, som kan indgå i fremtidige styringsformer:

Varmepumpe til luftfugtighedskontrol

Sænkning af luftfugtighed i væksthuse sker ved ventilation, hvor den fugtige luft bortventileres og erstattes med tør luft (de Halleux & Gauthier, 1998). I stedet kunne en varmepumpe bruges, hvor den kolde side bruges til at kondensere vanddamp, hvorved den latente energi

udtrækkes af luften, samtidig med at luften tørres (Silveston et al., 1980). Den energimængde, som udtrækkes, kan genanvendes andre steder.

Kulturvarme

Varmesystemet i et væksthuse er normalt opdelt i to systemer, et bundvarmesystem og et trem-pel-/topvarmesystem. Af praktiske årsager er topvarmerørene placeret højt over planterne. Ved uhensigtsmæssig høj placering af varmerørene øges varmetabet, og en energibesparelse kan opnås ved en placering af varmeblæserne tættere på toppen af plantemassen.

8.1.1 Kombination af forbedret isolering og klimastyring

Væksthuse bygges af glas, fordi det er et billigt byggemateriale og har gode egenskaber med hensyn til lystransmission, men det har en høj varmetransmissionskoefficient. For at reducere energiforbruget bruges isoleringsgardiner i væksthuse. Isoleringsgardinerne bruges kun om natten, hvor der ikke er naturligt lys. Det er muligt at mindske varmetabet fra væksthuse ved at bruge tolagsmaterialer, også betegnet som kanalplader.

Bygges væksthuse med kanalplader, opstår der lettere problemer med høj luftfugtighed end i glasvæksthuse. Det skyldes, at hos tolagsmaterialer antager den indvendige side af materialet en højere temperatur end glas, og kondensationskapaciteten nedsættes. Luften i væksthuset tilføres vanddamp ved transpiration fra planter, når spalteåbninger (stomata) er åbne, og fordampning fra jordoverfladen (evapotranspiration). I mørke er stomata lukkede, men der sker fordampning fra jordoverfladen. Høj luftfugtighed er kun i sjældne tilfælde skadeligt for planterne, og det er problemer med svampesygdomme, som får gartnerne til at fravælge tolagsmaterialer. Den mest udbredte svampesygdom ved høj luftfugtighed er gråskimmel (*Botrytis cinerea*). Det er en svamp, som både kan leve på levende og dødt plantemateriale, hvilket betyder, at der altid er smitstof til stede i væksthuset. Angreb af gråskimmel opstår typisk, hvis der sker kondensation på blade, og hvor vanddråber eller -film forbliver liggende i en længere periode.

Den traditionelle klimastyring til sænkning af luftfugtigheden er tilførsel af varme til væksthuset, samtidig med at der ventileres. Det er en energikrævende proces, fordi varm og fugtig luft udskiftes med tør og koldere luft. Når hele væksthuset bygges i kanalplader, kan energiforbruget sænkes med ca. 35 % på årsbasis, men med aktiv luftfugtighedsstyring reduceres energibesparelsen til 10-15 % (kapitel 7).

8.1.2 Alternative muligheder til sænkning af luftfugtighed

Der er forsket en del inden for kontrol og sænkning af luftfugtighed i væksthuse. Forskningen har mest været rettet mod det såkaldte *lukkede væksthuse* princip (Bot et al., 2004). Idéen med det lukkede væksthuse er at holde en høj CO₂ koncentration hele tiden, hvilket udelukker naturlig ventilation. Køling af væksthuset sker via en varmeveksler og et koldtvarsreservoir, hvor affugtning sker samtidig. Ulempen ved dette system er, at luften skal flyttes hen til varmeveksleren og blæses ud igen under dyrkningsbordene i væksthuset. Det er energikrævende

at flytte meget store mængder luft, og investeringen i luftfordelingsanlæg og varmeveksler er stor.

8.1.3 Varmepumpe

Det er nærliggende at bruge en varmepumpe, fordi den kolde side af varmepumpen kan bruges som kondensationsflade (Bot og Campen, 2002). Samtidig kan den udvundne varme bruges til opvarmning. Der er endnu ikke udviklet systemer, som er designet til væksthuse. Under antagelse af at vanddamp er jævnt fordelt over hele væksthuset, skulle kondensationsfladen kunne placeres på tilsvarende vis som varmerørene. Vanddampsgradienter i væksthuse er ikke beskrevet, og må først klarlægges, før en optimal placering af en kondensflade kan ske. De krav, som typisk vil blive stillet til en kondensationsflade, er, at skyggeeffekten er lille og at der ikke kommer vanddråber fra den. Ulempen ved anvendelse af varmepumpe er, at der introduceres en kold flade i væksthuset og der vides intet om dens indflydelse på væksthushavet og f.eks. bladtemperaturen (Campen et al., 2003).

8.1.4 Strålevarme / Kulturvarme

Hvis høj luftfugtighed omkring planterne kan reduceres og kondensdannelse kan undgås, minimeres risikoen for svampesygdomme. Luftstrømmen omkring planterne kan fremmes ved at bruge varmerør tæt placeret på plantemassen. Øges lufthastigheden tæt på planterne, vil der ske en opblanding, og vanddamptransporten væk fra planterne kan forøges, hvis der er vanddampsgradienter i væksthuset. Bladtemperaturen kan hæves ved brug af infra-rød strålevarme (Näslund og Schüssler, 2002). Ved at måle bladtemperaturen og sammenholde den med dugpunkttemperaturen kan strålevarme bruges til at hæve bladtemperaturen over dugpunkttemperaturen. Alternativt kan planterne måske tørres ved strålevarme, hvis kondensation kan måles.

8.1.5 Mekanisk ventilation

En del gartnerier har investeret i blæsere, som øger lufthastigheden i væksthuset. Idéen er, at luftstrømmen skal fjerne vanddamp tæt ved plantemassen (Andersson, 1990). Forøgelsen af lufthastigheden i væksthuset bevirker, at et stort luftvolumen bliver eksponeret mod væksthushavets overflade. Er væksthushavets overfladetemperatur lavere end dugpunktet, reduceres luftfugtigheden. Det er vanskeligt at påvise en egentlig effekt, dels fordi planter bremser luftstrømme og fordi transpirationen forøges ved høje vindhastigheder. Det er vanskeligt at frembringe en jævn lufthastighed over plantemassen med blæsere og det medfører ofte lokal udtørring af planterne.

Der bør i stedet ses på muligheden for at bruge afblæste varmeblædere, hvor der også kan ske udnyttelse af lav fremløbstemperatur. Ved afblæsning af varmeblæderen øges den konvektive afkøling af varmeblæderen og det er varm luft, som kan indeholde mere vanddamp, der fordeles rundt i væksthuset.

8.1.6 Periodestyring og prædiktiv kontrol

I det nuværende fugtstyringssystem aktiveres fugtstyringen øjeblikkeligt, når der opstår høj luftfugtighed. Svampeangrebet starter ikke øjeblikkeligt og det kan udnyttes til at udskyde sænkningen af luftfugtigheden, indtil det forventes at starte. Problemet er, at der ikke findes eksakt viden om, hvor lang en periode der haves, før angrebet starter (Lange, 1999).

Metoden medvirker til en reduktion i energiforbruget, fordi den naturlige indstråling kan bringe lufttemperaturen op i væksthuset, så ventilation alligevel bliver en nødvendighed. En udskydelse af sænkningen af luftfugtigheden åbner mulighed for at bruge andre styringsstrategier (Andersson et al. 2003).

Ved udnyttelse af klimacomputeren er det muligt at forudse, hvornår der forventes høj luftfugtighed (prædiktiv kontrol). Det kan gøres ved at måle ændringen i luftfugtigheden over tid og ud fra ændringen fremskrive udviklingen (Arvanitis et al., 2002). En samtidig ændring i styringen til sænkning af luftfugtigheden kan reducere energiforbruget. I den nuværende styring bruges proportional regulering. Med kendskab til udetemperatur og luftfugtighed udenørs er det muligt at beregne, hvor stor en luftmængde der skal udskiftes for at nedbringe luftfugtigheden til et ukritisk niveau. Ud fra ventilationsmodeller kan åbningsvinkel i relation til vindhastighed beregnes for en minimering af åbningstiden.

8.1.7 Varmevæksling (køletårn)

Gennem ændring i selve konstruktionen af væksthuset kan der ske en affugtning af luften. Princippet er at udnytte skorstenseffekten, og idéen er at opbygge en modstrømsvarmeveksler, hvor varm, opadstigende luft opvarmer den kolde luft (Buchholz og Zaragoza, 2004). Samtidig med affugtningen er det muligt at få nedkølet luften i væksthuset, hvilket er en fordel i Middelhavsområdet. I den sammenhæng må det vurderes, hvilke økonomiske omkostninger der bliver ved ændring af væksthuskonstruktionen, set i forhold til investering i varmepumpe.

8.2 Reduktion af drivhusgasemissioner

De ovenfor listede muligheder har et reduktionspotentiale på mellem 5 og 15% af energiforbruget, og ved at kombinere flere styringsstrategier og teknologier er et realistisk bud en reduktion på 25%. Det vil betyde en reduktion på ca. 90.000 tons CO₂ pr. år beregnet ud fra det nuværende (2001) energiforbrug på ca. 8100 TJ og fordelt efter det nuværende forhold mellem de anvendte energikilder (fuelolie, naturgas og stenkul). Dog vil det ikke være muligt at indføre alle nye styringsstrategier for samtlige væksthuskulturer, men ud fra den nuværende sammensætning vil det være muligt for ca. 40% af produktionen, svarende til ca. 36.000 tons CO₂ pr. år.

8.3 Sideeffekter

Et stort udbud af klimastyringsformer betyder, at væksthusegartnerierne kan flytte en del af deres nuværende energiforbrug fra fossile brændsler til vedvarende energikilder. Med den nuvæ-

rende klimastyring skal den nødvendige energi være tilstede. Bruges en klimastyringsstrategi hvor det aktuelle varmekrav ikke opfyldes, kan energiforbruget helt eller delvist flyttes til et tidspunkt, hvor der er vedvarende energikilder til rådighed, f.eks. vindkraft.

8.4 Udbredelse af teknologien på landsplan

Hovedparten af væksthusegartnerierne råder over klimacomputere, som har indbygget så stor en fleksibilitet, at implementering af nogle nye styringsstrategier allerede er mulig i dag. Potentialet for øjeblikkelig reduktion af CO₂ emission fra væksthusegartnerier vil dog være begrænset til nogle få procent, idet softwaren til styringsstrategierne er simpel og ikke fuldt optimeret.

8.5 Historisk udvikling

Forskningen i klimaregulering i væksthuse tog en markant drejning med introduktionen af klimacomputeren og der har især været fokuseret på emnet »Optimal control«. I den forbindelse tænkes mest på økonomisk optimering af væksthuseproduktion, og mindre på energi.

8.6 Fremtid

Producenterne af klimareguleringsudstyr til væksthuse har en økonomisk interesse i at implementere nye styringsstrategier og udvide muligheden for tilkobling af perifert udstyr. Tidshorisonten fra resultater af forsøg foreligger til de er tilgængelige i klimacomputerprogrammer er kort og vil typisk ligge på et års tid.

Flaskehalsen i introduktion af nye styringsstrategier er efteruddannelse af gartnerne til at kunne håndtere mere komplekse indstillinger af klimacomputeren. Desuden skal der motivation til for at få gartnerierne til at omlægge produktionsmetoden med de usikkerheder, det indebærer

8.7 Referencer

- Andersson, N.E., 1990. The influence of forced air movements on greenhouse climate and plant growth. Danish J. Plant Soil Sci. 94,323-330.
- Andersson, N.E., Nielsen, O.F. & Nielsen, B., 2003. Isolerende dækkematerialer og luftfugtighedsstyring. Slutrapport. Afdeling for Havebrugsproduktion, 21s.
- Amsen, M.G. & Nielsen, O.F., 1991. Negativ DIF: Mean room temperature control and its effect on environment and energy consumption. Danish J. Plant Soil Sci. 95, 433-439.
- Arvanitis, K.G., Paraskevopoulos, P.N., Vernardos, A.A. & King, R.E., 2002. Multirate adaptive temperature control of greenhouses. Computers Electronics Agric. 26, 303-320.
- Bot, G.P.A. & Campen, J.B., 2002. Dehumidification in greenhouses by condensation on finned pipes. Biosystems Eng. 82, 177-185.

- Bot, G., van de Braak, N., Challa, H., Hemming, S., Rieswijk, Th. van Straten, G. & Verlodt, I., 2004. The solar greenhouse: state of the art in energy saving and sustainable energy supply. Paper Greensys2004, Leuven, Belgium.
- Buchholz, M & Zaragoza, G., 2004. Basic water, heat and food supply from a closed greenhouse - The watergy project. Paper Greensys2004, Leuven, Belgium.
- Campen, J.B., Bot, G.P.A. & de Zwart, H.F., 2003. Dehumidification of greenhouses at northern latitudes. *Biosystems Eng.* 86, 487-493.
- Gauthier, L., 1993. An object-oriented greenhouse simulation software system - Part I: Architecture and functional description. *Can. Agric. Engng.* 35, 215-222.
- de Halleux, D. & Gauthier, L., 1998. Energy consumption due to dehumidification of greenhouses under northern latitudes. *J. agric. Engng. Res.* 69, 35-42.
- Lange, D., 1999. Bestandsklimamodell zur anwendung im integrierten pflanzenschutz am beispiel von *Botrytis cinerae* Pers. *Gartenbautechnische Information*, Heft 47, ISSN 0930-8180, pp.155.
- Mortensen, L.M. & Moe, R., 1987. Effect of fluctuating temperature on growth and flowering of *Chrysanthemum morifolium* Ramat. *Gartenbauwissenschaft* 52, 260-263.
- Näslund, M. & Schüssler, H., 2002. Naturgasbaserad infravärme jämförd med naturgasbaserad vattenburen värme i växthus. Rapport SGC 127 ISSN 1102-7371, pp. 48.
- Setiawan, A., Albright, L.D., Phelan, R.M. & King, R.E., 2000. Application of pseudo-derivative-feedback algorithm in greenhouse air temperature control. *Computers Electronics Agric.* 26, 283-302.
- Sigrimis, N., Anastasiou, A., Rerras, N. & King, R.E., 2000. Energy saving in greenhouses using temperature integration: a simulation survey. *Computers Electronics Agric.* 26, 321-341.
- Silveston, P.L., Costigane, W.D., Tiessen, H. & Hudgins, R.R., 1980. Energy conservation through control of greenhouse humidity. I. Condensation heat losses. *Can. Agric. Engng.* 22, 125-132.
- Vogelezang, J.V.M., de Hoog, J. (Jr), Marissen, N. & Verhoyen, M.N.J., 1998. Effects of diurnal temperature strategies on carbohydrate content and flower quality of greenhouse roses. *Acta Hort.* 515, 111-118.
- Wachmann, C.H., Madsen, H., Nielsen, O.F., Traberg-Borup, S., 1991. Control of energy supply to greenhouses by means of several input variables. *Danish J. Plant Soil Sci.*, Special Edition no. 2156.

9. Kulstof i dyrket jord – vurdering af potentiale for øget lagring

Bent T. Christensen

Danmarks JordbrugsForskning, Afd. Jordbrugsproduktion og Miljø

Kulstof i dyrket jord udgør i gns. 144 t C ha^{-1} (0-100 cm) og er alt overvejende bundet i organisk stof med meget varierende sammensætning og omsættelighed. Op mod 30% af det organiske stof synes at være manipulerbart indenfor en tidshorisont på 20-30 år. Mulighederne for via driftsøkonomisk realistiske tilpasninger at øge bindingen af kulstof i jorden er især knyttet til en øget tilbageførsel af afgrøderester. Hvorvidt reduceret jordbearbejdning vil lede til en betydeligt større kulstoflagring er ikke tilstrækkeligt afklaret. For afgrøderester tilbageholdes typisk 15% af den tilførte mængde kulstof, mens tilbageholdelsen af kulstof tilført med husdyrgødning kan anslås til ca. 30%. Forsøg med årlige tilførsler over perioder op til 30 år viser ikke tegn på en mætning af jordens kulstofbindende potentiale. For arealer med kornrige sædskifter synes det at være vanskeligt at fastholde et kulstofindhold i jorden på over 2,5-3 %. Større indhold af kulstof kan måske realiseres i jord ved driftsformer med stort islæt af længelevende græsmarker. Aktuelle forskningsbehov vedr. potentialet for øget kulstoflagring i dyrket jord er knyttet til effekter af reduceret jordbearbejdning og flere græsintensive sædskifter. Forskning vedr. betydningen af jordtype er knyttet til indhold og oprindelse af biologisk inaktivt kulstof i jord af forskellig geologisk oprindelse. Kortlægning af det nationale kulstoflager bør sammenkoble jordtype, driftsform, og geografisk lokalisering.

9.1 Baggrund

Luftens indhold af CO_2 spiller en central rolle i den samlede drivhuseffekt. Globalt set indeholder landjordens vegetation en kulstofmængde, der svarer til godt 80% af atmosfærens indhold af CO_2 , mens jordens lager af organisk stof indeholder ca. dobbelt så meget kulstof som atmosfæren (Schimel, 1995). Den årlige udveksling af kulstof mellem land og luft svarer til ca. 8% af atmosfærens samlede CO_2 -indhold, og sammenholdt med den aktuelle stigning i CO_2 -indhold er udvekslingen af kulstof mellem luften og jord/plante systemet godt 18 gange større. Denne udveksling drives af planternes fotosyntese, der binder CO_2 i plantebiomassen, og af den mikrobielle respirationen, der frigør CO_2 i forbindelse med omsætning af planterester og nedbrydning af jordens organiske stof.

Med Kyoto-aftalen har Danmark forpligtet sig til at begrænse udledningen af CO_2 og andre drivhusgasser med 21% (basis 1990). Aftalen giver mulighed for at medregne netto-binding af CO_2 -C i jord og vegetation som en CO_2 reducerende foranstaltning. Idet det dyrkede areal udgør godt 2/3 af det samlede danske areal er det relevant at afklare om ændringer i dyrkningspraksis kan øge CO_2 -bindingen i jorden. I den forbindelse er såvel potentialet for øget binding af kulstof som bindingens varighed af afgørende betydning. Selv en temporær binding af CO_2 i jordens lager af organisk stof vil være af betydning, f.eks. med henblik på at

vinde tid til at udvikle og iværksætte tiltag, der mere permanent kan begrænse CO₂-udledningen.

Kulstofpuljen i dyrket jord domineres af kulstof bundet i rester af planter, dyr og mikroorganismer i alle nedbrydningsstadier og i de forskellige omsætningsprodukter fra nedbrydningen, der i varierende grad er stabiliseret i organo-mineralske komplekser (Christensen, 1996). Baseret på udtræk fra forskellige landsdækkende profildatabaser fandt Krogh et al. (2003) et gennemsnitligt indhold i dyrket jord på 144 t C ha⁻¹ i 0-100 cm. Det blev beregnet, at den samlede kulstoflagring i Danmark udgør 579 mio. t C, hvoraf 69% er knyttet til arealer, der benyttes til landbrugsmæssige formål.

9.2 Kulstofpuljer i dyrket jord

Den samlede kulstofpulje i dyrket jord udgøres af organisk stof med meget forskellig natur og omsættelighed. En væsentlig del er meget stabilt med halveringstider, der tælles i århundreder. Andre puljer omsættes med halveringstider, der strækker sig fra måneder til årtier. De mest letomsættelige forbindelser nedbrydes i løbet af dage eller uger. Desuden kan dyrket jord indeholde trækulsagtige forbindelser, dannet ved afbrænding af vegetation, og kulstof aflejret ved jordbundsdannende processer med meget lang tidshorisont (f.eks. podzolering).

Tilførsel af organisk materiale har en umiddelbar virkning på aktiviteten af jordens mikrobielle biomasse og fauna. Den indledende fase af omsætningen påvirkes dels af det tilførte materials kemiske sammensætning og fysiske struktur, dels af jordens fugtighed, temperatur, luftskifte, indhold af tilgængelige næringsstoffer, samt af tidspunkt for og intensitet i jordbearbejdning. Jordbearbejdning kan stimulere den mikrobielle aktivitet gennem et forbedret luftskifte og en reduktion i det organiske materials partikelstørrelse, hvorved en større overflade eksponeres for mikrobiel omsætning. Desuden kan der ske en nedbrydning af jordens aggregater, hvorved aggregat-beskyttet organisk stof bliver tilgængeligt for mikrobiel omsætning. Under danske forhold vil denne indledende fase i omsætningen stort set være tilendebragt inden for det første år efter tilførslen. Tiltag der påvirker forløbet af den indledende fase af omsætningen antages primært at kunne forskyde CO₂ frigørelsen indenfor det enkelte år, hvorimod mængden af kulstof, der tilbageholdes i jordens mere varige kulstoflager ikke forventes at blive mærkbart påvirket.

Den mere langsigtede virkning af tilført organisk materiale er knyttet til den videre omdannelse af de forskellige puljer af mikrobielt afledte nedbrydningsprodukter. En evaluering af potentialet for øget lagring af kulstof i dyrket jord er knyttet til driftsmæssige forholds indflydelse på disse puljer. Den øvre grænse for kulstoflagring på en given lokalitet (den potentielle bindingskapacitet) bestemmes af lokalitetens geologiske udgangsmateriale (tekstur, mineralogi, luftskifte) og klimaet (temperatur og nedbør). Disse overordnede faktorer definerer dels potentialet for stabilisering af organiske stof i organo-mineralske komplekser, dels potentialet for den biologiske aktivitet, som varetager nedbrydning af de organiske puljer.

Den aktuelle kulstoflagring defineres af driftsformen (f.eks. plantebrug med kornrigt sædskifte eller kvægborg med flerårige græsmarker) og af dyrkningspraksis (f.eks. sædskifte, håndtering af afgrøderester, anvendelse af efterafgrøder, tilførsel af husdyrgødning, jordbearbejdning). En ændring i tilførslen af planterester eller andre organiske materialer påvirker opbygningen af jordens kulstoflager, mens en ændring i jordbearbejdningen forventes at ændre hastigheden, hvormed jordens organisk stof omsættes og nedbrydes.

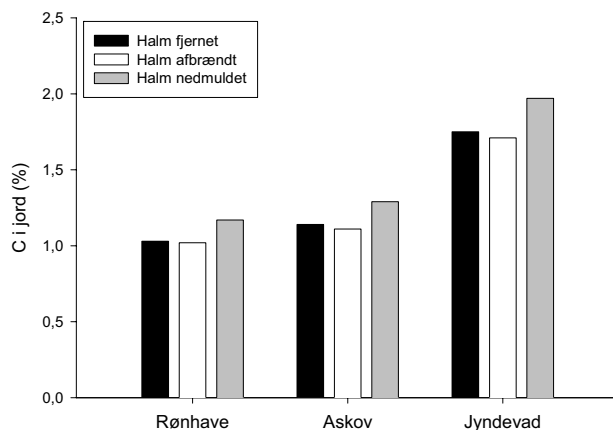
9.3 Dyrkningspraksis og jordens kulstofindhold

Figur 9.1 viser indholdet af kulstof i jord (0-20 cm) fra langvarige markforsøg ved Jyndevad (JB1), Askov (JB5) og Rønhave (JB7) forsøgsstationer, hvor årlig nedmuldning, fjernelse eller markafbrænding af 4-5 t halm gennem 29 – 36 år er blevet sammenlignet ved ensidig dyrkning af vårbyg med handelsgødning (Schjønning, 2004). Forskellen i kulstofindhold ved markafbrænding og ved fjernelse af halm fra marken er ikke signifikant, mens årlig nedmuldning af normale halmmængder har medført en gennemsnitlig stigning på 0,17% C, svarende til en relativ stigning i jordens kulstofindhold på 13%. Det fremgår af forsøget ved Rønhave (figur 9.2), at den ensidige dyrkning af vårbyg har medført et langsigtet fald i jordens kulstofindhold selv ved årlig nedmuldning af halm. Tilsvarende resultater er fundet i forsøg gennemført af de landøkonomiske foreninger (tabel 9.1).

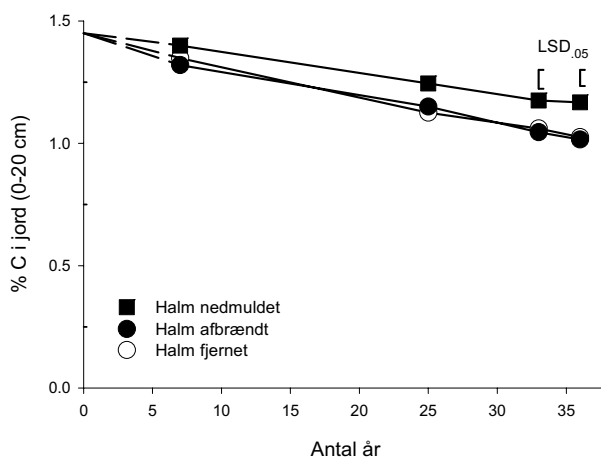
Tabel 9.1. Virkning af halmnedmuldning på pløjelagets kulstofindhold. Ni forsøgssteder med 10 års gentagen halmnedmuldning. Forsøg i de landøkonomiske foreninger med ensidig vårbygdyrkning (Skriver, 1984).

	Ved anlæg 1974	Efter høst 1983	
		Halm fjernet	Halm nedmuldet
% C (0 – 25 cm)	1,98	1,77	1,86
Relativt	100	89	94

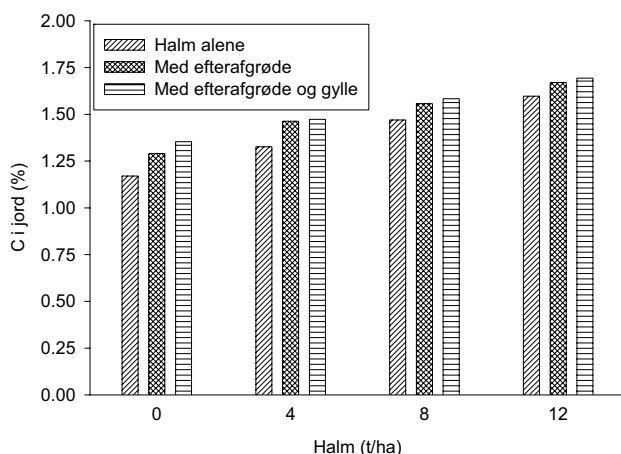
Virkningen af halmnedmuldning på jordens indhold af kulstof afhænger af den nedmuldede halmmængde. Figur 9.3 viser resultater fra et markforsøg (Askov, JB 5) med dyrkning af vårbyg med handelsgødning, hvor der over en periode på 18 år årligt blev nedmuldet 0 (halm fjernet), 4, 8 og 12 t halm ha⁻¹ (Thomsen og Christensen, 2004). Disse behandlinger blev i de sidste 10 år af forsøget kombineret med dyrkning af rajgræs som efterafgrøde med eller uden tilførsel af svinegylle (35 t ha⁻¹ år⁻¹). Virkningen af halm og samtidig dyrkning af efterafgrøde er større end ved nedmuldning af halm alene, hvorimod supplerende tilførsel af svinegylle ikke bidrager mærkbart til jordens indhold af kulstof. I forhold til fjernelse af halm gav årlig nedmuldning af 4, 8 og 12 t halm over en periode på 18 år en relativ stigning i jordens indhold af kulstof på henholdsvis 12, 21 og 30%.



Figur 9.1. Virkning af årlig fjernelse, afbrænding og nedmuldning af halm på kulstofindholdet i jord (0-20 cm) udtaget 2002/2003 ved Rønhave (JB7), Askov (JB5) og Jydevad (JB1) i forsøg med ensidig vårbygdyrkning og tilførsel af handelsgødning. Forsøg anlagt i 1974 (Askov og Jydevad) eller i 1967 (Rønhave) (Schjønning, 2004).

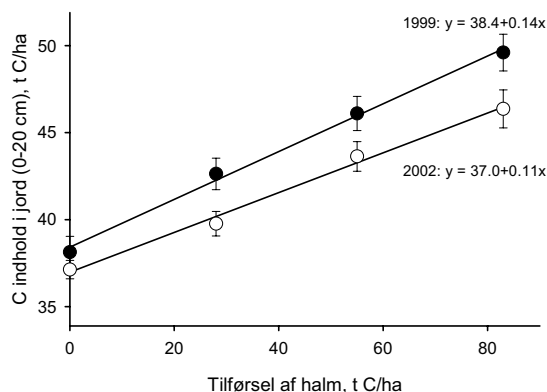


Figur 9.2. Virkning af årlig fjernelse, afbrænding og nedmuldning af halm på jordens kulstofindhold (0-20 cm) i forsøg ved Rønhave (JB7) med ensidig vårbygdyrkning og brug af handelsgødning (Schjønning, 2004).



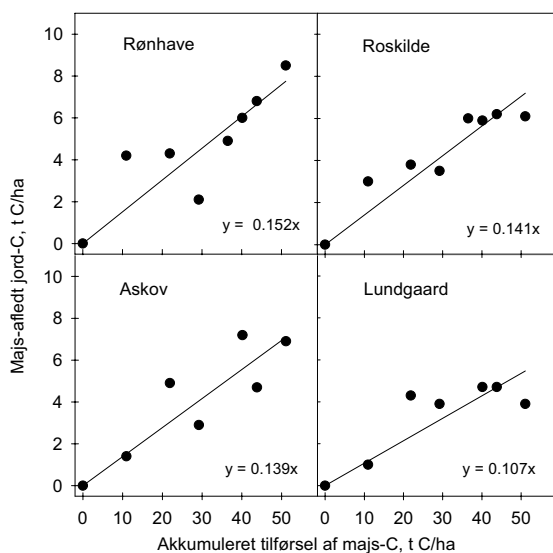
Figur 9.3. Jordens indhold af kulstof (0–20 cm) efter årlig nedmuldning af 0, 4, 8 og 12 t halm ha^{-1} over en periode på 18 år. Forsøget blev gennemført ved Askov (JB 5) med vårbyg tilført handelsgødning. Behandlingerne efterafgrøde (rajræs) og efterafgrøde+gylle ($35 \text{ t ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, svinegylle) indgik de sidste 10 år (Thomsen og Christensen, 2004)

Figur 9.4 viser sammenhængen mellem den mængde kulstof, der blev tilført med halm i løbet af de 18 år (1981 – 1998) og jordens indhold af kulstof 1 år (1999) og 4 år (2002) efter den sidste halmtilførsel. Tilbageholdelsen svarer til henholdsvis 14% og 11% af den med halmen tilførte mængde kulstof og er uafhængig af den årligt nedmuldede halmmængde. Jordens potentiale for kulstofbinding synes således ikke at udgøre en begrænsende faktor på denne lokalitet og med de her anvendte tilførsler af halm.

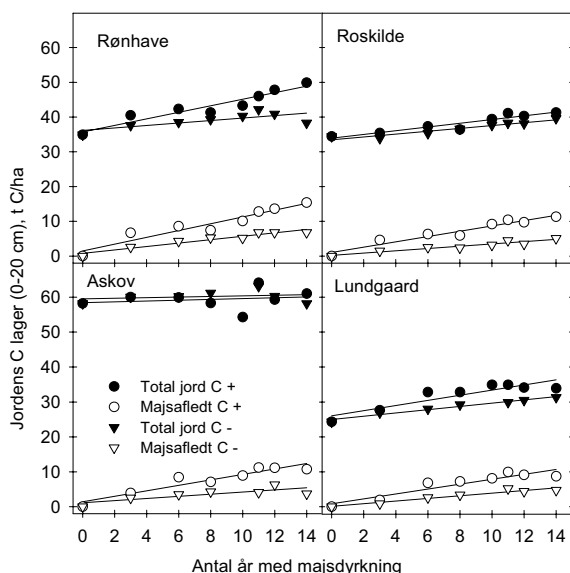


Figur 9.4. Jordens indhold af kulstof (0-20 cm) 1 år (1999) og 4 år (2002) efter den sidste halmtilførsel som funktion af den mængde kulstof, der blev tilført med halmen i forsøgsperioden 1989-1998. Se Figur 9.3 for yderligere forklaring (Thomsen og Christensen, 2004).

Tilbageholdelsen af kulstof tilført med majsbiomasse er undersøgt i et forsøg, hvor ensidig dyrkning af majs til ensilage blev gennemført på fire jordtyper over en periode på 14 år (Kristiansen et al., 2004). Majs blev dyrket med handelsgødning, og forsøget medtog en behandling, hvor der udover stub og rod årligt blev tilført 8 t tørstof ha^{-1} i overjordisk majsbiomasse. Ændringer i den naturlige forekomst af ^{13}C viste, at tilvæksten i jordens indhold af majs-afledt kulstof var direkte relateret til den tilførte mængde af biomasse (figur 9.5). For den grovsandede jord (Lundgaard) var tilbageholdelsen 11% af den med majs tilførte mængde kulstof, mens der på de mere lerrige jordtyper (Askov, Roskilde og Rønhave) i gennemsnit blev tilbageholdt 14%. Tilbageholdelse af kulstof tilført med majs synes således i dette forsøg at være lidt større på de mere lerrige jorde end på den grovsandede jord. Den årlige tilvækst i jordens indhold af majs-afledt kulstof var for Rønhave og Lundgaard jord henholdsvis 0,9 og 0,7 t C ha^{-1} og svarede til den samlede tilvækst i jordens lager af kulstof (figur 9.6). For Askov og Roskilde jord var ændringer i det samlede kulstofindhold mindre end tilvæksten i jordens indhold af majs-afledt kulstof, og for disse to jordtyper gav en ekstra tilførsel af majs-tørstof på 8 t ha^{-1} sig ikke udslag i en betydende tilvækst i jordens lagring af kulstof. For Askov jorden med et relativt højt initielt indhold af kulstof synes det ikke muligt at øge jordens samlede kulstoflager yderligere ved den her anvendte driftspraksis.



Figur 9.5. Tilvækst i jordens pulje (0-20 cm) af majs-afledt kulstof som funktion af tilførsel af overjordisk majsbiomasse. Forsøget er gennemført med fire jordtyper med ensidig dyrkning af majs til ensilage over en periode på 14 år og anvendelse af handelsgødning. Der blev årligt tilført 8 t tørstof ha^{-1} i majsbiomasse (Kristiansen et al., 2004).

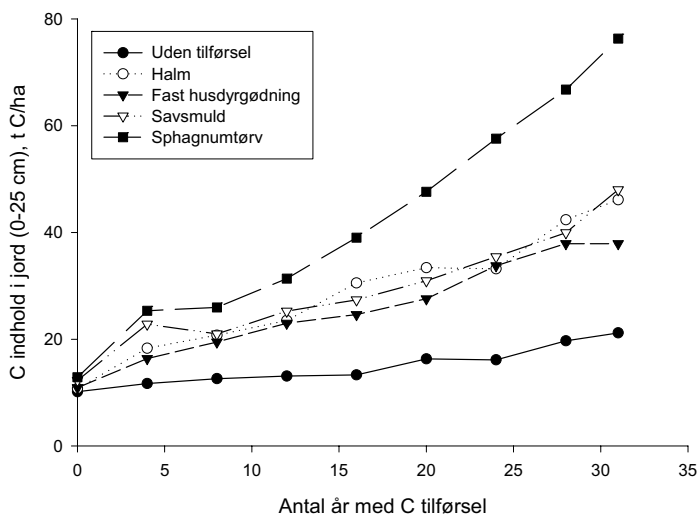


Figur 9.6. Ændring i det samlede indhold af kulstof og majs-aflødt kulstof i fire jordtyper (0-20 cm) ved ensidig dyrkning af majs over en periode på 14 år. Overjordisk majs-biomasse fjernet ved høst (-) eller tilført (8 t tørstof $\text{ha}^{-1} \text{år}^{-1}$) umiddelbart efter høst (+) (Kristiansen et al., 2004).

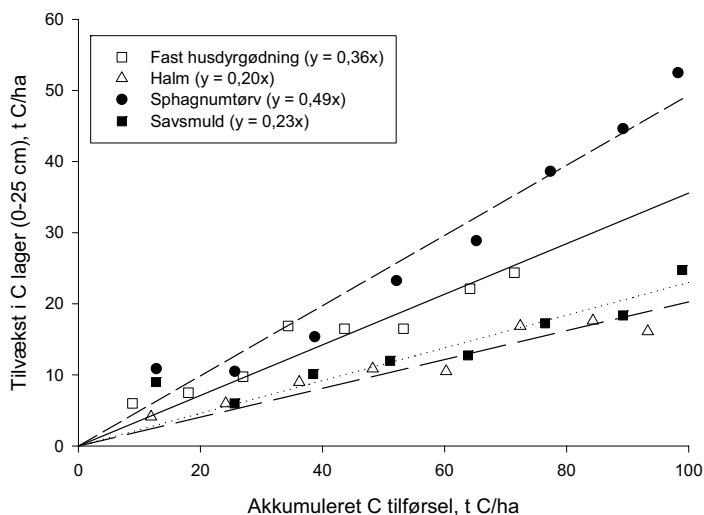
Figur 9.7 viser resultater fra et forsøg, hvor der over en periode på 30 år blev tilført 6,5 t tørstof ha^{-1} årligt i form af halm, fast staldgødning, savsmuld eller sphagnumtørv (Christensen og Johnston, 1997). Forsøget blev gennemført på sandjord, der ved forsøgets start havde et meget lavt kulstofindhold (opgravet underjord fra 50 – 100 cm dybde). Sædskiftet bestod af vårbyg, spindhør, vintersæd (rug eller hvede) og majs til ensilage. Som supplement til de organiske tilførsler blev der til afgrøderne tilført handelsgødning. I forsøgsleddet uden ekstra organisk tilførsel (reference) steg jordens indhold af kulstof som følge af tilførsel af kulstof med stub og rødde. Årlig tilførsel af 6,5 t tørstof ha^{-1} i form af halm, savsmuld eller fast husdyrgødning medførte stort set samme stigning i jordens indhold af kulstof, hvorimod tilførsel af sphagnumtørv gav et højere indhold.

På baggrund af det aktuelle indhold af kulstof i de årlige tilførsler er sammenhængen mellem tilført kulstof og tilvæksten i jordens indhold af kulstof beregnet (figur 9.8). Tilbageholdelse i jorden af kulstof tilført med halm, savsmuld, fast husdyrgødning og sphagnum kan ved lineær regression bestemmes til henholdsvis 20%, 23%, 36% og 49%. I et tilsvarende svensk forsøg med tilførsel af halm, grøngødning, fast staldgødning eller savsmuld hvert andet år over en periode på 35 år var tilbageholdelsen i jorden på henholdsvis 16, 15, 29 og 24% af den i perioden tilførte mængde kulstof (Witter, 1996). Tilbageholdelsen af kulstof tilført med sphagnumtørv og spildevandsslam var markant højere (henholdsvis 53 og 46% af den tilførte

mængde). Denne jord var meget lerrig (37% ler) og havde ved forsøgets anlæg 1,5% C (svarende til 40 t C/ha i 0-30 cm dybde).



Figur 9.7. Indhold af kulstof i sandjord (0-25 cm) i et 30-årigt forsøg med årlig nedmuldning af 6,5 t tørstof ha⁻¹ i halm, fast husdyrgødning, savsmuld og sphagnumtørv. I behandlingen "Uden tilførsel" nedmuldedes alene rod og stubrester (Christensen og Johnston, 1999).



Figur 9.8. Tilvækst i jordens pulje (0-25 cm) af kulstof som funktion af tilførsel af kulstof med halm, savsmuld, fast husdyrgødning og sphagnumtørv. Der blev årligt tilført 6,5 t tørstof ha⁻¹ i en periode på 30 år (Christensen og Johnston, 1997).

Tabel 9.2. Årlig ændring i kulstofindhold (0-25 cm) i et 30-årigt forsøg med forskellige sædskifter og tilførsel af halm og husdyrgødning på en kulstofrig jord (O-ler) og to kulstoffattige jorde (U-sand, U-ler) ved Askov Forsøgsstation. Tal i parentes angiver jordens C indhold ved forsøgets start (Christensen, 1988).

Dyrkningspraksis	Årlig ændring i jordens kulstofindhold (kg C/ha)		
	O-ler (3% C)	U-sand (0,1% C)	U-ler (0,2% C)
Ubevokset, ugødet	-1249	90	
Korn, halm fjernet, HA ²⁾	-851	371	
Korn, halm nedmuldet, HA	-319	765	
Sædskifte ¹⁾ , HA	-574	514	578
Sædskifte med HUG ³⁾	-308	724	960
Rodfrugter, HA	-926	240	
3 år kløvergræs + 1 år roer, HA	-458	596	

¹⁾ vintersæd, roer, vårsæd, kløvergræs, ²⁾ HA = handelsgødning, ³⁾ HUG= fast husdyrgødning

Tabel 9.2 viser virkningen af forskellig dyrkningspraksis på en lerjord med højt kulstofindhold (O-ler), samt en sandjord (U-sand) og en lerjord (U-ler) med meget lavt indhold af kulstof ved forsøgets start. O-ler jorden havde forud for forsøget været i vedvarende græs i en meget lang periode, mens U-ler og U-sand var henholdsvis leret og sandet underjord, opgravet fra 50 – 100 cm dybde. For O-ler med 3% C gav alle behandlinger anledning til et fald i jordens indhold af kulstof. Hvor jorden blev holdt ubevokset i en periode på 30 år (1956 – 1986) reduceredes jordens lager af kulstof med i gennemsnit $1,3 \text{ t C ha}^{-1}$ årligt, svarende til et samlet relativt fald på 34% (Christensen, 1988). Når dyrkningspraksis omfattede nedmuldning af afgrøderester og tilførsel af husdyrgødning blev det årlige tab af kulstof fra O-ler reduceret til godt $0,3 \text{ t C/ha}$. På de to jorde med lavt kulstofindhold (U-sand og U-ler) medførte disse behandlinger at der årligt blev lagret ca. $0,75 \text{ t C ha}^{-1}$. I forhold til en dyrkningspraksis med korn og fjernelse af halm bevirkede sædskiftet en større opbygning af jordens kulstofpulje. Et øget antal år med kløvergræs i sædskiftet havde en positiv virkning på jordens kulstofindhold, mens dyrkning af rodfrugter virkede halvt så godt som sædskiftet med handelsgødning. Supplering med fast husdyrgødning øgede kulstoflagringen i forhold til anvendelse af handelsgødning alene. Dette forsøg illustrerer, at jordens indhold af kulstof i udgangssituationen har betydning for potentialet for kulstoflagring i jord. Er indholdet i forvejen stort ses et fald, mens jord med et lavt udgangsniveau viser en stigning i jordens kulstoflager. Tidshorisonten for dyrkningsbestemte ændringer i jordens lager af kulstof er imidlertid meget lang. Selv efter en forsøgsperiode på 30 år var der endnu ikke opnået ligevægt mellem den aktuelle dyrkningspraksis og jordens indhold af kulstof (Christensen, 1988).

Afgrødevalgets virkning på jordens kulstofpulje er knyttet til rodsystemets beskaffenhed, henfald af overjordisk plantebiomasse i vækstforløbet, vækstperiodens længde, og omfanget af jordbearbejdning, der er knyttet til afgrødens dyrkning. Således vil græs med en lang aktiv vækstperiode, og et rodsystem med stor udbredelse og rodtæthed give en større tilførsel af rodafledt organisk stof end salgsafgrøder med kort vækstperiode og rækkeafgrøder. I sædskifter med stor andel af salgsafgrøder (korn, raps og ærter) og rækkeafgrøder (roer, kartofler og

majs) vil hyppigheden af jordbearbejdning desuden være større end i sædskifter domineret af flerårige græsmarker.

Tabel 9.3. Ændring i jordens kulstofindhold (0-20 cm) i et 30-årigt markforsøg (1956-1986) ved Askov Forsøgsstation med ubevokset brak og tre sædskifter med tilførsel af handelsgødning (Christensen, 1990).

Sædskifte ¹⁾	% C		Årlig ændring ²⁾ , kg C/ha	Relativt fald over 30 år, %
	Ved anlæg	Efter 30 år		
Ubevokset	1,66	1,11	-589 ^c	34
Vi-Ro-Vå-Kl	1,56	1,35	-269 ^a	16
Vi-Ro-Vå-Hø	1,58	1,30	-320 ^{ab}	19
Vi-Ma-Vå-Hø	1,65	1,32	-362 ^b	21

¹⁾ Vi = vinterhvede, Ro = roer, Vå = vårbyg, Kl = kløvergræs, Hø = hør, Ma = majs

²⁾ Værdier efterfulgt af samme bogstav er ikke signifikant forskellige på 95% niveau

Tabel 9.3 viser udvikling i jordens kulstofindhold over en 30-årig periode i et markforsøg ved Askov forsøgsstation (Christensen, 1990). I forsøget blev tre sædskifter sammenlignet med et ubevokset brak. I løbet af perioden faldt kulstofindholdet i pløjelaget (0-20 cm) med 34%, når jorden blev holdt ubevokset. Forskellen mellem roer og majs som rækkeafgrøde i sædskiftet var ikke statistisk sikker, hvorimod græs hvert fjerde år i sædskiftet synes at kunne medføre et lidt højere kulstofniveau. Alle behandlinger gav dog anledning til et fald i jordens kulstofindhold, og selv efter 30 år var der ikke opnået ligevægt mellem opbygning og nedbrydning af jordens samlede kulstofpulje.

Udover valg af hovedafgrøder vil anvendelse af mellemafgrøder (efterafgrøder og grøngødningsafgrøder) i perioder, hvor jorden ellers ville være ubevokset medvirke til et øget kulstofindhold i jorden. Figur 9.3 viser virkningen af rajgræs anvendt som efterafgrøde i ensidig vårbyg. Efterafgrødens effekt på jordens kulstofindhold modsvarede virkningen af årlig nedmuldning af 4 t halm ha⁻¹ (Thomsen og Christensen, 2004). Tilsvarende resultater er fundet i andre forsøg (tabel 9.4 og 9.5). Disse forsøg viser også, at jordbearbejdningssystemet kan have betydning for udviklingen i jordens kulstofindhold. Flytning af pløjetidspunkt fra efterår til forår giver således anledning til et højere kulstofindhold i jorden.

Tabel 9.4. Indhold af kulstof i 0-10 cm og 10-20 cm dybde efter mere end 10 år med ensidig korndyrkning (primært vårbyg) med og uden rajgræs som efterafgrøde (Rasmussen, 1991).

Behandling	% C i jorden			
	Jydevad		Højer	
	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm
Uden efterafgrøde, pløjet	1,86	1,85	1,58	1,55
Med efterafgrøde ¹⁾ , pløjet	2,07	1,92	1,73	1,69
Med efterafgrøde, pløjefri dyrkning	2,15	1,88	2,03	1,75

¹⁾ Rajgræs isæt om foråret, gødet efter kornhøst, og et slæt fjernet primo november

Tabel 9.5. Effekt af efterafgrøde på jordens indhold af kulstof i 0-20 cm dybde efter 23 års forsøg med ensidig dyrkning af vårbyg på grovsandet jord (Hansen et al., 2000).

Behandling	% C i jorden ¹⁾
Efterårsplojet, ingen efterafgrøde	1,52 ^c
Efterårsplojet, alm. rajgræs som efterafgrøde ²	1,67 ^b
Forårsplojet, alm. rajgræs som efterafgrøde ²	1,88 ^a
Forårsplojet, ingen efterafgrøde	1,70 ^b

¹⁾ Værdier mærket med samme bogstav er ikke signifikant forskellige.

²⁾ Efterafgrøde sået som udlæg i vårbyg om foråret.

Tabel 9.6 viser indholdet af kulstof i Askov og Lundgård jord efter årlig tilførsel af 25, 50 og 100 t husdyrgødning over en periode på 12 år. Gødningen var enten kvæggylle med 7% tørstof eller fast kvæggødning med 23% tørstof. I forhold til anvendelse af handelsgødning øgedes jordens kulstofindhold ved brug af husdyrgødning, og fast gødning gav generelt anledning til den største stigning ved tilførsel af ækvivalente mængder friskvægt. Beregnet på basis af den tilførte tørstofmængde har gylle og fast staldgødning i disse forsøg haft stort set samme effekt på jordens kulstofindhold. Lundgård jorden indeholdt ved forsøgets anlæg 1,5% C og bortset fra handelsgødning har alle gødningstilførsler øget kulstofindholdet. Jorden ved Askov indeholdt 2,7% C ved forsøgets begyndelse, og dette høje udgangsniveau bevirkede et fald i kulstofindholdet i alle forsøgsbehandlinger. Kun årlig tilførsel af 100 t staldgødning kunne opretholde kulstofpuljen på dette areal. I lighed med resultater vist i figur 9.3 medførte årlig tilførsel af gylle ikke en betydende stigning i jordens kulstofindhold.

Tabel 9.6. Virkning af kvæggylle (7% tørstof) og fast kvæggødning (23% tørstof) på jordens kulstofindhold (% C i 0-25 cm) efter årlig tilførsel af i gennemsnit 25, 50 og 100 t gødning/ha over en periode på 12 år. Sædskiftet var roer (majs på JB1), byg, rajgræs og byg.

Friskvægt/ha/år	Lundgård (JB1)		Askov (JB5)	
	Gylle	Fast gødning	Gylle	Fast gødning
Handelsgødning ¹⁾	1,45		2,21	
25 t husdyrgødning	1,53	1,55	2,26	2,37
50 t husdyrgødning	1,59	1,69	2,30	2,53
100 t husdyrgødning	1,60	1,98	2,39	2,74

¹⁾ referenceled uden tilførsel af husdyrgødning

I de langvarige gødningsforsøg ved Askov forsøgsstation (anlagt 1894) og i udenlandske forsøg med tilsvarende længde genfindes også et næsten konstant fald i jordens indhold af kulstof (Christensen og Johnston, 1997). Et sådant langsigtet (> 100 år) fald i jordens kulstofpulje antages at kunne tilskrives virkningen af dyrkningspraksis på mineralisering af stabiliseret organiske stof, opbygget i jorden forud for arealernes opdyrkning.

Uanset håndteringen af de overjordiske afgrøderester vil dyrket jord blive tilført betydende mængder kulstof via rodafledt organisk materiale. Det rodafledte kulstof hidrører fra rødder og rodexudater m.v., der produceres og omsættes i selve vækstperioden, og fra den del af rod-systemet, der efterlades og nedbrydes i jorden efter høst af afgrøden. Mængden af rodafledt

kulstof vil derfor afhænge af afgrødetype, vækstperiodens længde og til en vis grad af afgrødens produktionsniveau. Der er dog næppe nogen simpel sammenhæng mellem en afgrødes overjordiske og underjordiske produktion.

Tabel 9.7 viser mængden af rodafledt kulstof i vår- og vinterbyg. Resultaterne er baseret på $^{14}\text{CO}_2$ pulsmærkninger af afgrøderne i marken. For hele vækstperioden blev der fra vårbyg sendt $1,7 \text{ t C ha}^{-1}$ ned i rod og jord. Fem dage efter mærkningen var de 23% frigivet igen som CO_2 ved rod- og mikrobiel respiration, mens 18 og 59% kunne genfindes i henholdsvis makro-rødder og jord. For vinterbyg var den samlede rodafsætning i vækstperioden $2,4 \text{ t C ha}^{-1}$. For denne afgrøde blev imidlertid 40% omdannet til CO_2 indenfor de første 5 dage efter mærkningen.

Tabel 9.7. Overjordisk og underjordisk planteproduktion i vår- og vinterbyg. Resultater baseret på $^{14}\text{CO}_2$ pulsmærkning under markforhold (Jensen og Christensen, 1993).

	1990, Vårbyg		1991, Vinterbyg	
	kg C/ha	%	kg C/ha	%
Overjordisk produktion	4703	100	7433	100
Underjordisk produktion	1652	100	2372	100
Respiration (dag 0-5)	394	23	936	40
Makro-rødder (rodvask)	303	18	472	20
Jord	955	59	964	40

Det ses, at rodafledt kulstof for begge afgrøder svarer til ca. 1/3 af den indhøstede kulstof ved modenhed. Ses der bort fra det rodafledte kulstof, der blev omsat til CO_2 indenfor 5 dage, udgjorde kulstoftilførslen med rodsystemet ca. $1,4 \text{ t C ha}^{-1}$. Mængden af rodafledt kulstof kan være lavere fra rækkeafgrøder som roer og majs, mens græsafrøder må forventes at give anledning til en større mængde rodafledt kulstof.

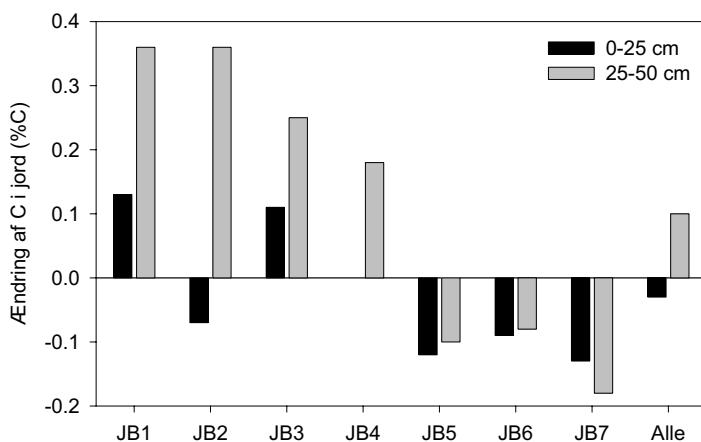
9.4 Driftsformens betydning for kulstoflagring

Driftsformens indflydelse på størrelsen og udviklingen i kulstofindholdet i dyrket jord i Danmark har ikke været genstand for samme forsknings- og forsøgsmæssige opmærksomhed som effekten af dyrkningspraksis. Det forudsættes normalt, at ændringer på landsplan i jordens kulstoflager over tid er ubetydelige. En eventuelt faldende tendens i kulstofindholdet på arealer med udstrakt produktion af korn og andre salgsafgrøder og hvor der alene anvendes handelsgødning antages at blive opvejet af ophobning af kulstof på arealer med grovfoderproduktion (primært græsmarker) og hyppig tilførsel af husdyrgødning.

Heidmann et al. (2001) gennemførte en undersøgelse af mængden og ændringer i dyrket jords kulstoflager over en 10-12 års periode. Undersøgelsen var baseret på 336 udvalgte måleflader i det landsdækkende Kvadratnet for gødningsplanlægning, der administreres af Dansk Landbrug, Landscentret. Kvadratnettet omfatter i alt ca. 830 fastliggende måleflader systematisk fordelt over hele landet med 7 km's afstand. Heraf er de 590 beliggende på landbrugsarealer,

og de udvalgte punkter udgjorde således 57% af alle kvadratnetpunkter på landbrugsarealer. De fleste af de undersøgte måleflader var beliggende på JB1 til JB7. Jordens indhold af kulstof blev bestemt for forskellige dybder på prøver udtaget ved Kvadratnettets etablering i 1986/87 og på tilsvarende prøver udtaget i 1997/98.

Figur 9.9 viser koncentrationen af kulstof i jord fra dybderne 0-25 cm og 25-50 cm fordelt på jordtyper. For sandjordene fandtes en statistisk sikker stigning i kulstofindholdet for JB1 i 0-25 cm og for JB1 til JB4 i 25-50 cm dybde. For begge dybder fandtes et fald i kulstofindholdet for JB7 og for JB6 tillige i dybden 0-25 cm. Resultaterne viser, at der over en 10-12 års periode er tendens til øget kulstofkoncentration i sandede jorde, mens koncentrationen synes faldende på lerede jordtyper. Når alle prøver ses under ét, var der en tendens til fald i kulstof i 0-25 cm og en statistisk sikker stigning i jordens kulstofkoncentration i 25-50 cm.



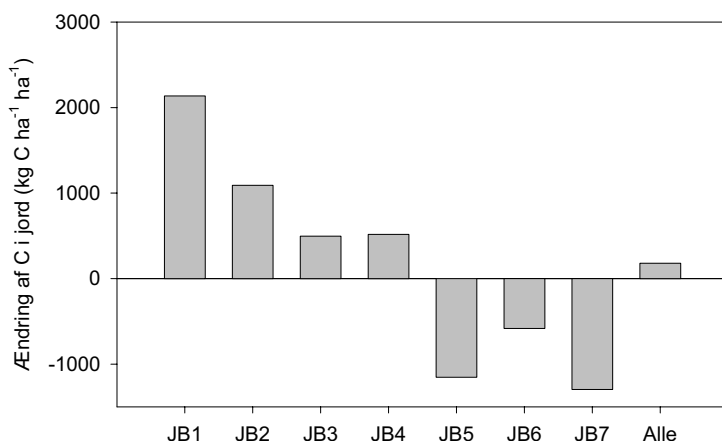
Figur 9.9. Ændringer i koncentrationen af kulstof (% C, tør jord) fra 1986/87 til 1997/98 i Kvadratnets måleflader fordelt på jordtyper. Prøver indsamlet i 0-25 cm og 25-50 cm dybde (Heidmann et al., 2001).

Tabel 9.8. Gennemsnitligt indhold af kulstof i måleflader fra Kvadratnettets (t C ha⁻¹ i 0-50 cm) fordelt på jordtyper (Heidmann et al., 2001).

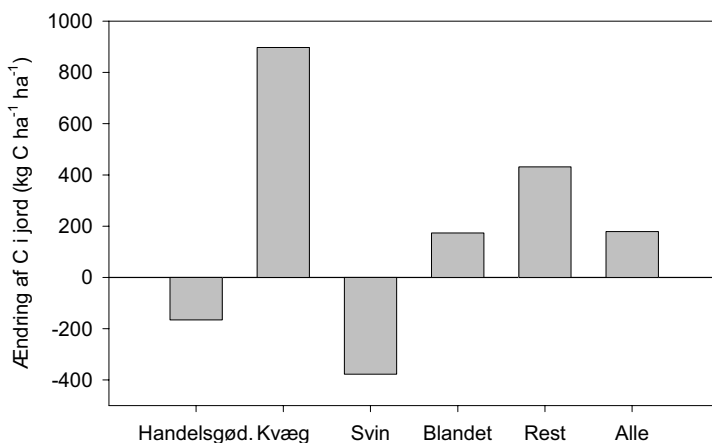
Jordtype, JB nr.	1	2	3	4	5	6	7	Gns.
Antal måleflader	49	28	20	80	13	93	45	328
C-indhold 1987/88	121	93	124	117	105	100	116	110
C-indhold 1998/99	145	105	130	122	92	93	101	112
Ændring i perioden	+24	+12	+6	+5	-13	-7	-15	+2

Det samlede kulstoflager i 0-50 cm dybde er i tabel 9.8 opdelt på jordtyper. Lagerets størrelse varierer fra 92-145 t C ha⁻¹. Som gennemsnit over jordtyper og år fås et kulstofindhold på 111 t C ha⁻¹ i 0-50 cm. Ændringer i løbet af de 10-12 år er i figur 9.10 opgjort på jordtyper. Resultaterne viser en tendens til øget kulstoflagring i 0-50 cm dybde på de sandede jordtyper (JB1

til JB4) og et fald på de lerede jordtyper (JB5 til JB7). Stigningen på JB1 og faldet på JB7 var statistisk sikre. Ses alle måleflader under ét, kunne der ikke påvises en statistisk sikker ændring i kulstoflageret i 0-50 cm dybde.



Figur 9.10. Ændringer i kulstoflagringen (kg C ha⁻¹ år⁻¹) i 0-50 cm dybde i jord fra måleflader i Kvadratnettet fordelt på jordtyper (Heidmann et al., 2001).



Figur 9.11. Ændringer i kulstoflagringen (kg C ha⁻¹ år⁻¹) i 0-50 cm dybde i jord fra måleflader i Kvadratnettet fordelt på gødningstyper (Heidmann et al., 2001).

På baggrund af oplysninger om de aktuelle driftsformer på de enkelte måleflader i 10-12 års perioden, blev disse opdelt efter den dominerende gødskningspraksis, her kaldet gødningstyper (handelsgødning, kvæg, svin, blandet, og rest). Hvis der ikke blev tilført husdyrgødning i perioden, blev målefladen rubriceret som handelsgødning. Hvis den tilførte mængde tørstof i husdyrgødning udgjorde mere end 90% af gødning fra en bestemt kilde (kvæg eller svin) blev

målefladen henført til den pågældende gødningstype. For gødningstypen blandet var $\geq 90\%$ af husdyrgødningen blandet kvæg- og svinegødning. Øvrige måleflader indgik i gødningstypen rest (hovedsagelig fjerkræ/mink). Figur 9.11 viser ændringer i kulstoflageret i 0-50 cm opdelt efter de ovenfor definerede driftsformer (gødningstyper). Forskellene mellem gødningstyper var ikke statistisk sikre, men viste en tendens til stigning for kvæg, blandet og restgruppen samt et fald for gødningstyperne svin og handelsgødning.

En regressionsanalyse af ændringer i kulstofindhold viste faldende indhold med stigende startværdi (kulstofindhold i 1986/87). Antal år med græsmark og antal gange med udbringning af husdyrgødning i 10-12 års perioden havde en positiv effekt på jordens indhold af kulstof. Det samme havde summen af kvælstof udbragt med handelsgødning. De forskellige dyrkningsfaktorer der blev inddraget i regressionsanalysen viste mindre effekt i 25-50 cm dybde end i 0-25 cm dybde (pløjelaget).

Det undersøgte datamateriale havde en overvægt af gødningstypen handelsgødning på lerjorde og en overvægt af kvæg på sandjorde. Virkning af jordtype og driftsform kan således være konfunderet, således at effekten af gødningstype og effekten af jordtype (JB nr.) vanskeligt kan adskilles. Desuden har det ikke været muligt at foretage en kvalitetsanalyse af de brugerbaserede driftsoplysninger. Opdeling af datamaterialet på jordtype (JB nr.) må imidlertid anses for rimelig sikker, og det er da også i forhold til denne parameter at der ses de klareste ændringer i jordens kulstofindhold.

Af undersøgelsen i Kvadratnettets måleflader synes det således at fremgå, at der samlet set alene er fundet en mindre ændring i jordens kulstofindhold over den betragtede 10-12 års periode. Dette resultat dækker imidlertid over betydelige men modsat rettede ændringer på forskellige jordtyper og driftsformer.

9.5 Vurdering af potentiale for øget lagring af kulstof

Under danske forhold synes den aktuelle kulstoflagring især at være afhængig af tilførslen af organisk materiale, hvorimod den potentielle bindingskapacitet i jorden næppe er en begrænsende faktor (Thomsen et al., 1999, 2001). Selv ved tilførsel af organisk materiale i mængder, der er betydeligt større end hvad normal dyrkningspraksis vil give anledning til, tilbageholdes samme andel af det tilførte kulstof. For plantebiomasse tilbageholdes i gennemsnit 15% af den tilførte kulstofmængde, mens tilbageholdelsen af kulstof tilført med husdyrgødning er ca. 30%. Forsøg med årlig tilførsel af organisk materiale over perioden op til 30 år viser heller ikke tegn på en mætning af jordens kulstofbindende evne. Nogle forsøg viser imidlertid, at det for jord i omdrift er vanskeligt ved almindelig dyrkningspraksis at fastholde et kulstofniveau på over 2,5-3% C. Det må forventes, at et højere indhold af kulstof alene kan realiseres i jord under vedvarende bevoksning. Der foreligger imidlertid ikke tilstrækkelig dokumentation for, hvilke indhold af kulstof der under danske forhold kan opnås i vedvarende græsmarker. Des-

uden er indflydelsen af en ændret intensitet i jordbearbejdningen for nedbrydningen af de mere stabile kulstofpuljer under danske forhold ikke tilstrækkeligt afklaret for nærværende.

Resultater fra danske undersøgelser viser, at op mod 30% af jordens kulstof kan udskiftes indenfor en periode på 20-30 år (Christensen, 1988, 1990; Bruun et al., 2003; Hansen et al., 2004; Kristiansen et al., 2004), men tidshorisonten for opnåelse af en ny ligevægt i jordens kulstoflager som følge af dyrkningsbetingede ændringer er imidlertid ofte væsentlig længere (> 50-100 år; Christensen og Johnston, 1997). For en række af de langvarige forsøg er der et generelt faldende kulstofindhold i jorden og dermed et netto CO₂ udslip til atmosfæren.

På sandede jordtyper, især de grovsandede JB1 arealer, viser jordens indhold af kulstof en stigende tendens. Disse jordtyper er samtidigt domineret af kvæghold med hyppigt islæt af græsmarker i sædskiftet og betydelig anvendelse af husdyrgødning. For de lerede jordtypers vedkommende, specielt JB7, blev der fundet en faldende tendens i jordens kulstofindhold. De lerede jordtyper er ofte grundlag for svineproduktion med stort islæt af korn og andre salgsafgrøder i sædskiftet, og med anvendelse af handelsgødning og svinegylle. Dette forhold bør give anledning til overvejelser af bæredygtigheden i halmfjernelse på disse jordtyper, samt muligheder for at kompensere med andre driftstiltag, f.eks. efterafgrøder.

I forbindelse med afbrænding af vegetation kan der dannes uomsættelige, trækulsagtige forbindelser, som efterfølgende ophobes i jorden. Ved opdyrkningen af podzolerede jorde kan kemisk stabiliseret kulstof fra al-laget være blevet opblandet i pløjelaget. Dette kulstof formodes også at være biologisk inaktivt, og kan sammen med trækulsagtige forbindelser fra tidligere afbrænding af hedevegetation måske udgøre en betydende del af det relativt høje kulstofindhold, der ofte registreres på grovsandede JB1-jorde. Betydningen af den historiske afbrænding af vegetation og af den før 1990 udbredte afbrænding af halm på marken, samt betydningen af opløjet al-lag er for nærværende uafklaret. Det kan anføres, at det under australske og amerikanske forhold er fundet, at op mod 35% af jordens indhold af kulstof kan bestå af biologisk inaktivt kulstof i form af trækulsagtige forbindelser (Skjemstad et al., 1999, 2002).

9.6 Konklusioner og forskningsbehov

Mulighederne for via driftsøkonomisk realistiske tilpasninger i dyrkningspraksis at øge bindingen af atmosfærisk CO₂ i jordens kulstoflager er især knyttet til en øget tilbageførsel af planterester, f.eks. ved nedmuldning af halm på et større areal og ved en mere udbredt dyrkning af efterafgrøder. Hvorvidt overgang til pløjefri dyrkning under danske forhold giver anledning til en øget lagring af kulstof i jordens mere stabile organiske puljer er ikke tilstrækkeligt belyst.

Generelt viser resultater fra danske undersøgelser, at ca 1/3 af jordens samlede kulstofpulje omsættes inden for en tidshorisont på 20-30 år. Såfremt en væsentlig del af den samlede kul-

stofpulje på nogle jordtyper udgøres af biologisk inaktivt kulstof, vil den mere dynamiske og manipulerbare fraktion få større betydning i relation til en vurdering af bindingspotentialet for kulstof i jord. Selvom mængden og karakteren af biologisk inaktivt kulstof i danske jorde ikke kendes, forventes den nuværende landbrugsmæssige drift dog ikke at medføre en betydende irreversibel binding af kulstof inden for en agronomisk relevant tidshorisont.

Ved overgang til driftsformer med stort islæt af vedvarende græsmarker og tilførsel af strøelsesrig husdyrgødning forventes en øget lagring af kulstof i jord ($\geq 2,5\%$ C). I modsætning til effekten af øget tilbageførsel af halm i kornrige sædskifter er kulstoflagring under længerevarende græsmarker meget lidt undersøgt under danske forhold. Resultater fra undersøgelser i Kvadratnettet antyder dog et betydeligt potentiale for kulstoflagring ved denne driftsform.

De mest påtrængende forskningsbehov i forbindelse med potentiale for kulstoflagring i dyrket jord er således relateret til virkningen af ændringen i jordbearbejdning, af overgang til græsintensive driftsformer, samt til karakteren og betydningen af biologisk inaktivt kulstof i jordtyper med forskellig geologisk oprindelse. Hertil kommer behovet for en kortlægning af det nationale kulstoflager i jord, hvor jordtype, driftsform og geografisk lokalisering kobles.

9.7 Referencer

- 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 Biol. Biochem.* 35, 67-76.
- Christensen, B.T., 1988. Sædskiftets indflydelse på jordens indhold af organisk stof. I: Forsøg i rammeanlæg med halmnedmuldning og anvendelse af husdyrgødning, 1956-1986. *Tidsskr. Planteavl* 92, 295-305.
- Christensen, B.T., 1990. Sædskiftets indflydelse på jordens indhold af organisk stof II. Markforsøg på grov sandblandet lerjord (JB 5), 1956-1985. *Tidsskr. Planteavl* 94, 161-169.
- Christensen, B.T., 1996. Carbon in primary and secondary organomineral complexes. I: Carter, M.R. & Stewart, B.A. (red.) *Advances in Soil Science - Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils*. CRC Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, s. 97-165.
- Christensen, B.T. & Johnston, A.E., 1997. Soil organic matter and soil quality – lessons learned from long-term experiments at Askov and Rothamsted. I: Gregorich, E.G. & Carter, M.R. (red.) *Soil quality for crop production and ecosystem health*. Elsevier, Amsterdam, s. 399-430.
- Hansen, E.M., Christensen, B.T., Jensen, L.S. & Kristensen, K., 2004. Carbon sequestration in soil beneath long-term *Miscanthus* plantations as determined by ^{13}C abundance. *Bio-mass Bioenergy* 26, 97-105.
- Hansen, E.M., Djurhuus, J. & Kristensen, K., 2000. Nitrate leaching as affected by introduction or discontinuation of cover crop use. *J. Environ. Qual.* 29, 1110-1116.

- 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 nr. 54 Markbrug. Danmarks JordbrugsForskning, Tjele.
- Jensen, B. & Christensen, B.T., 1993. Rodafsætning i byg. *Naturens Verden* nr. 9, 352-358.
- Kristiansen, S.M., Hansen, E.M., Jensen, L.S. & Christensen, B.T., 2004. Natural ^{13}C abundance and carbon storage in Danish soils under continuous silage maize. *Eur. J. Agron.* (i trykken).
- Krogh, L., Noergaard, A., Hermansen, M., Greve, M.H., Balstroem, T. & Breuning-Madsen, H., 2003. Preliminary estimates of contemporary soil organic carbon stocks in Denmark using multiple datasets and four scaling-up methods. *Agric. Ecosyst. Environ.* 96, 19-28.
- Rasmussen, K.J., 1991. Reduceret jordbearbejdning og italiensk rajgræs som efterafgrøde II. Jordtæthed, rodudvikling og jordkemi. *Tidsskr. Planteavl* 95, 139-154.
- Schimel, D.S., 1995. Terrestrial ecosystems and the carbon cycle. *Global Change Biol.* 1, 77-91.
- Schjønning, P., 2004. Landtidseffekter af halmnedmuldning. *Grøn Viden Markbrug* nr. 295.
- Skjemstad, J.O., Reicosky, D.C., Wilts, A.R. & McGowan, J.A., 2002. Charcoal carbon in U.S. agricultural soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66, 1249-1255.
- Skjemstad, J.O., Taylor, J.A. & Smernik, R.J., 1999. Estimation of charcoal (char) in soils. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 30, 2283-2298.
- Skriver, K., 1984. Jordbearbejdning. I: Bennetzen, F. (red) *Oversigt over Landsforsøgene 1983*, Landsudvalget for Planteavl, Århus, s. 50-52.
- 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 Manage.* (i trykken).
- Thomsen, I.K., Olesen, J.E., Schjønning, P., Jensen, B. & Christensen, B.T., 2001. Net mineralization of soil N and ^{15}N -ryegrass residues in differently textured soils of similar mineralogical composition. *Soil Biol. Biochem.* 33, 277-285.
- Thomsen, I.K., Schjønning, P., Jensen, B., Kristensen, K. & Christensen, B.T., 1999. Turn-over of organic matter in differently textured soils II. Microbial activity as influenced by soil water regimes. *Geoderma* 89, 199-218.
- Witter, E., 1996. Soil C balance in a long-term field experiment in relation to the size of the microbial biomass. *Biol. Fertil. Soils* 23, 33-37.

10. Forekomst og lagring af ^{13}C -kulstof i danske jorde dyrket med majs

Lars Elsgaard¹, Jesper Luxhøj², Lars Stoumann Jensen² og Bent Tolstrup Christensen¹

¹Danmarks JordbrugsForskning, Afd. f. Jordbrugsproduktion og Miljø

²Den Kongelige Veterinær- og Landbohøjskole, Laboratoriet for Plante og Jordvidenskab

Kulstof (C), der indbygges i jorden, dræner atmosfæren for CO_2 og kan potentielt modvirke stigningen i atmosfærens CO_2 indhold. For at vurdere dette potentiale, er der behov for en øget forståelse af de processer, der bidrager til stabil lagring af kulstof i jord under praktiske dyrkningsforhold. I en indledende undersøgelse har vi estimeret mængden af kulstof, der afsættes fra majs i jordlag ned til 100 cm's dybde under danske forhold. Isotopanalyser ($^{12}\text{C}/^{13}\text{C}$) af jordprøver fra otte marker med fra 5 til 28 års majsdyrkning viste, at mellem 2,7 og 9,2% af jordens kulstof var afledt af majs i det øverste jordlag (0-25 cm). Der var dog ingen signifikant korrelation mellem majsmarkens alder og den beregnede fraktion af indbygget majs-kulstof. I dybere jordlag var fraktionen af majskulstof generelt mindre, ligesom den samlede mængde af majskulstof (0-0,8‰) var mindre end i det øverste jordlag (0,5-1,9‰). Som gennemsnit af de otte lokaliteter viste undersøgelsen, at jordlaget fra 0-25 cm og 0-50 cm indeholdt henholdsvis 65% og 79% af det indbyggede majskulstof, mens 21% fandtes i de dybere jordlag fra 50-100 cm. Metodemæssigt bekræfter undersøgelsen, at der er betydelig usikkerhed forbundet med målinger på majsmarker underkastet praktisk plantedyrkning. Usikkerheden relateres primært til mangelfuldt kendskab til jordens isotopforhold ($^{12}\text{C}/^{13}\text{C}$) før majsdyrkingen blev påbegyndt. Mere præcise estimater af indbygningen af majskulstof i jord kan derfor med fordel inddrage resultater fra kontrollerede forsøg under marklignende forhold.

10.1 Introduktion

Stabil lagring af kulstof i jord kan modvirke stigningen i atmosfærens CO_2 indhold. Dyrket jord med et relativt lavt kulstofindhold forventes at kunne øge indholdet af kulstof ved introduktion af reduceret jordbearbejdning samt ved driftsformer, som medfører øget tilbageførsel af afgrøderester og større anvendelse af efterafgrøder (Burras et al., 2001).

I de fleste studier af ændringer i jordens kulstofindhold indgår alene opgørelser af pløjelaget (0-25 cm). Resultater fra det danske kvadratnet viser dog, at ændringerne i kulstofindhold under pløjelaget (25-50 cm) kan være betydelige (kapitel 9). Og nyere målinger og modelresultater antyder, at transport af kulstof til dybere jordlag kan have betydning for kulstoflagring i jord (kapitel 11). Der er imidlertid kun begrænset kendskab til de processer, der betinger kulstofophobning i jord under pløjelaget – og til disse processers kvantitative betydning.

Kulstoflagring i jord kan kvantificeres ved at måle ændringer i jordens kulstofindhold over tid. Denne mulighed vanskeliggøres dog af den langsomme hastighed, som ændringerne sker

med, ligesom der findes en betydelig rumlig variation i jordens kulstofindhold på mark-skala (Wilhelm et al., 2004). Det er derfor vanskeligt at afdække dynamikken i de processer, der fører til lagring af kulstof i jord. Analyse af isotop-sammensætningen af jordens kulstofpulje er imidlertid et værktøj, der kan benyttes til at følge ændringer i jordens kulstofpulje (Balesdent et al., 1987; Balesdent og Mariotti, 1996). Dette kan gøres eksperimentelt ved at tilføre organisk stof med et kendt $^{12}\text{C}/^{13}\text{C}$ forhold eller ved at bestemme ændringer i naturlig forekomst af ^{13}C i jord.

Hos majs (*Zea mays* L.) foregår fotosyntesen via C_4 -reaktionsvejen i modsætning til de fleste danske afgrøder, der benytter C_3 -reaktionsvejen. En forskellig isotop-diskriminering ved de to reaktionsveje betyder, at majs indbygger relativt mere af luftens ^{13}C end andre afgrøder. Derved får kulstoffet i majsens biomasse en anderledes og karakteristisk isotopsignatur ($^{12}\text{C}/^{13}\text{C}$ ratio). Majsens isotopsignatur smitter af på den del af jordens kulstofpulje, der er afledt af biomasse fra majs (Balesdent og Mariotti, 1996). Derved er det muligt at kvantificere, hvor meget majs-C, der indbygges og lagres i forskellige jordlag, når der dyrkes majs over en længere årrække.

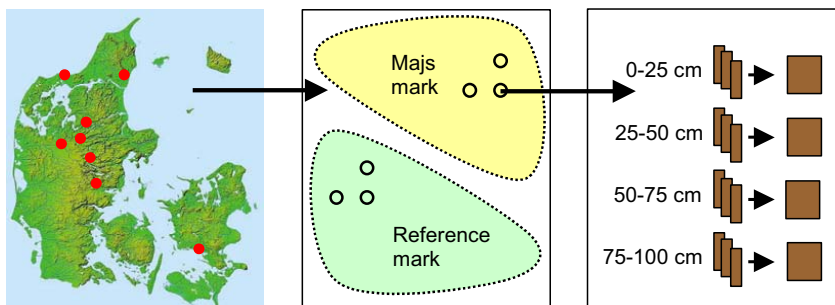
I denne indledende undersøgelse har vi benyttet den naturlige ^{13}C metode til at vurdere, hvor meget majs-C, der indbygges i jordlag ned til 100 cm's dybde under danske forhold. Undersøgelsen søger samtidig at afdække de muligheder, der er for at anvende teknikken i marker, som er underkastet praktisk plantedyrkning.

10.2 Materialer og Metoder

10.2.1 Jord fra majsmarker

Jordprøver blev indsamlet i november-december 2003 fra otte landbrug, der havde dyrket majs til ensilage i 5 til 28 år (figur 10.1). Landbrugene blev udvalgt på baggrund af indmeldinger fra danske planteavlskonsulenter. Blandt kriterierne til landbrugene var, at der samtidig fandtes en reference-mark på ejendommen, hvor der aldrig havde været dyrket majs. Således blev der på hver ejendom udtaget jordprøver fra en majs-mark med kendt alder og en reference-mark uden forudgående majsdyrkning (figur 10.1). Lokalteterne blev nummereret ud fra alderen af majs-marken, det vil sige henholdsvis 5, 7, 10, 12, 15, 20, 22 og 28 år.

På hver mark blev der taget jordprøver tre steder med en indbyrdes afstand på 10 til 14 meter (figur 10.1). Ved hvert sted blev der taget tre prøver til 1 meters dybde med et jordbor med en diameter på 5,5 cm. Jorden fra dybderne 0-25 cm, 25-50 cm, 50-75 cm og 75-100 cm blev puljet for hvert sted (figur 10.1). Med denne prøvetagningsstrategi indgik i alt 192 jordprøver i undersøgelsen.



Figur 10.1. Oversigt over strategien for prøvetagning. På otte udvalgte lokaliteter blev der indsamlet prøver dels fra en majs-mark og dels fra en referencemark uden forhistorie for dyrkning af majs. På hver mark blev der udtaget jordprøver fra tre steder med en indbyrdes afstand på 10 til 14 m (markeret med en cirkel i den midterste figur). Fra hvert af disse tre steder blev der udtaget tre jordsøjler (0-100 cm), så hvert sted blev repræsenteret med én jordprøve fra dybderne 0-25 cm, 25-50 cm, 50-75 cm og 75-100 cm. Det gav 24 jordprøver fra hver af de otte lokaliteter, i alt 192 jordprøver.

10.2.2 Isotopsammensætning ($^{12}\text{C}/^{13}\text{C}$), vandopløseligt C, total C og total N

Friske jordprøver blev ekstraheret med vand og analyseret for vandopløseligt kulstof (water-soluble carbon, WSC). Tørrede jordprøver blev herefter analyseret ved massespektrometri. Fjorten prøver blev analyseret i duplikat og viste en variationskoefficient (CV) på 0-1% for analyse af $\delta^{13}\text{C}$, 0-25% for analyse af total C (middel 6%) og 0-29% for analyse af total N (middel 8%).

10.2.3 Beregninger

Fraktionen (F) af organisk stof i jorden, der er afledt af majs-biomasse, blev beregnet ud fra formelen:

$$F = (\delta^{13}\text{C}_{\text{majs jord}} - \delta^{13}\text{C}_{\text{ref jord}}) / (\delta^{13}\text{C}_{\text{majs biomasse}} - \delta^{13}\text{C}_{\text{ref jord}}),$$

hvor $\delta^{13}\text{C}_{\text{majs jord}}$ er $\delta^{13}\text{C}$ værdien for majs-jorden, $\delta^{13}\text{C}_{\text{ref jord}}$ er $\delta^{13}\text{C}$ værdien for reference-jorden og $\delta^{13}\text{C}_{\text{majs biomasse}}$ er $\delta^{13}\text{C}$ værdien for majs-biomasse, her sat til -10.0% som tidligere anvendt for danske undersøgelser (Balesdent og Mariotti, 1996; Kristiansen et al., 2004). Beregningerne blev udført for hvert af de undersøgte jordlag. Den samlede mængde af majs-afledt kulstof i hvert jordlag blev beregnet ved multiplicering af F og det målte indhold af total C.

10.3 Resultater

10.3.1 Dybdeprofiler af isotop-signatur, C og N

På de undersøgte lokaliteter varierede overjordens $\delta^{13}\text{C}$ fra $-25,5$ til $-27,8\%$ og udviste generelt et fald på 1 til 2 $\delta^{13}\text{C}$ enheder fra det øverste til det nederste jordlag. Dette blev fundet for både majs-marker og referencemarken (figur 10.2).

Indholdet af kulstof i jorden faldt ligeledes med dybden, typisk fra 1-2% i overjorden til 0,1-0,5% i det dybeste jordlag (figur 10.2). Vandopløseligt kulstof (WSC) lå typisk mellem 5 og 20 ppm og udviste kun ringe variation med dybden. På to lokaliteter (20 og 28) fandtes et højere indhold af WSC på op til 70 ppm (figur 10.2).

Indholdet af total kvælstof udgjorde op til 0,25% og faldt med dybden på samme vis som indholdet af kulstof (figur 10.2.).

10.3.2 Indbygning af majs-kulstof

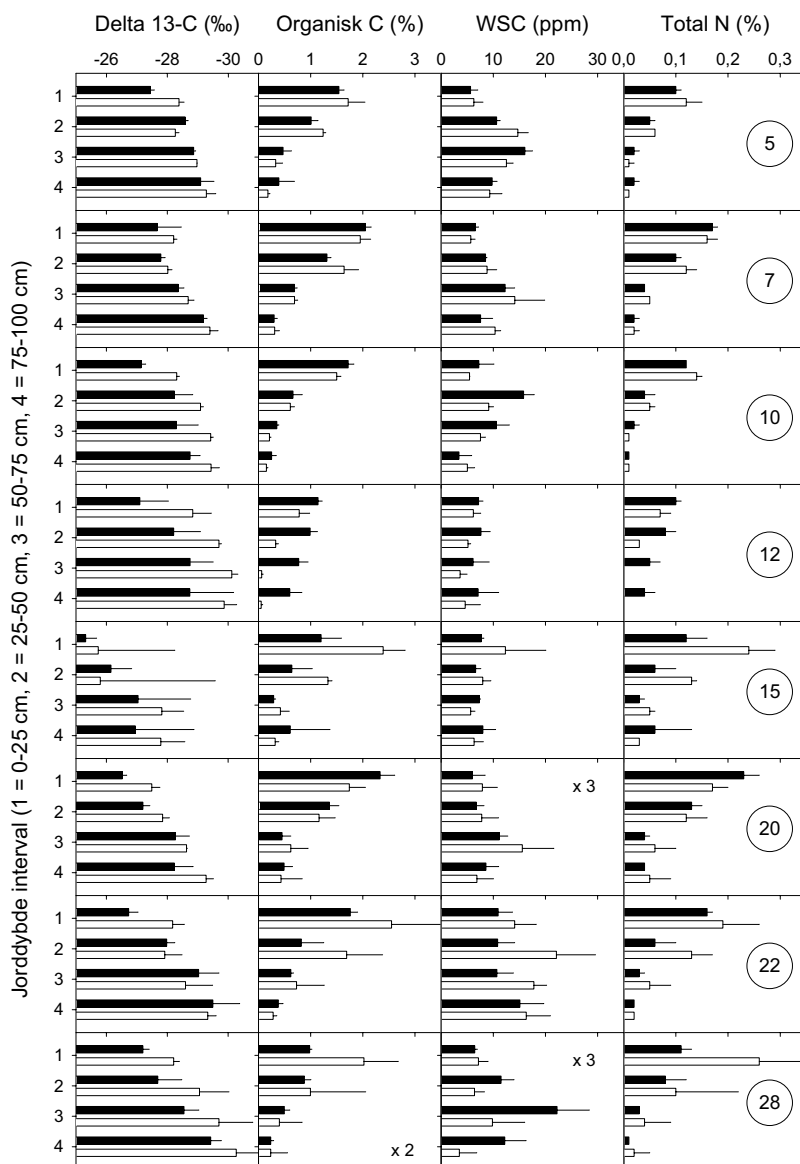
Fraktionen af jordens kulstof, der var afledt af majs, varierede mellem 2,7 og 9,2% i det øverste jordlag (Tabel 10.1). I de tre dybere jordlag var fraktionen generelt mindre, men stadig op til 4-5% i 75-100 cm dybde. Der var ingen signifikant korrelation mellem majs-markens alder og den beregnede fraktion af indbygget majs-kulstof (tabel 10.1).

Den totale mængde kulstof i jorden, der var afledt af majs, varierede mellem 0,5 og 1,9‰ i det øverste jordlag og et tydeligt fald blev registreret med dybden (figur 10.3). En positiv korrelation blev fundet mellem majs-markens alder og den totale mængde af indbygget majs-kulstof (figur 10.3). Dette var mest tydeligt og signifikant i det øverste jordlag ($r = 0.53$, $p = 0.09$), mens den totale indbygning i de dybeste jordlag var beskeden og ikke signifikant korreleret til majsmarkens alder ($0.16 < p < 0.34$).

Tabel 10.1. Procent af jordens kulstof, der er afledt af majs i de fire jorddybder.

Lokalitet	Fraktion af jordens kulstof afledt af majs (%)			
	0-25 cm	25-50 cm	50-75 cm	75-100 cm
5	5,1	-	0,6	1,0
7	3,0	1,3	1,8	1,0
10	6,4	4,5	5,8	3,6
12	9,2	7,6	6,8	5,6
15	2,7	-	4,4	4,6
20	5,6	3,6	2,0	5,5
22	8,0	-	-	-
28	5,5	7,2	5,9	4,2

Symbolet (-) angiver, at den beregnede værdi er negativ.

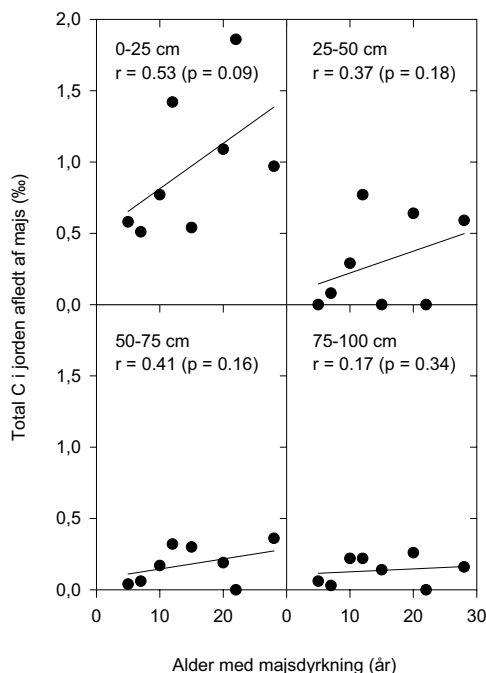


Figur 10.2. Dybdeprofiler af delta 13-C (‰), organisk C (%), vandopløseligt kulstof (WSC, ppm) og total N (%) på de otte lokaliteter. Lokalitetens nummer er angivet i cirkel og svarer til majsmarkernes respektive alder. Sorte bjælker angiver data fra majsmark og hvide bjælker angiver data fra referencemark. Data er gennemsnit og standardafvigelse af tre jordprøver fra samme mark. Dybdeintervaller er angivet som 1 til 4, hvor 1 er 0-25 cm, 2 er 25-50 cm, 3 er 50-75 cm og 4 er 75-100 cm. Bemærk, at tre delfigurer har en afvigende skala for organisk C og WSC, da data er 2-3 gange højere end på de øvrige lokaliteter.

10.4 Diskussion

Forsøgets resultater indikerer, at majs-kulstof bidrager relativt beskedent (op til 9,2%) til jordens totale indhold af kulstof selv efter lang tids vedvarende majsdyrkning. Indbygningen er størst i pløjelaget og laget lige under (25-50 cm), mens dybere jordlag (50-100 cm) oplagrer mindre majs-kulstof.

I forudgående undersøgelser, under kontrollerede eksperimentelle forhold, er det fundet at 7 til 18% af jordens kulstof-indhold var afledt fra majs efter 14 års dyrkning med uorganisk gødning (Kristiansen et al., 2004). I disse undersøgelser var der en kontinuert stigning i andelen af majs-afledt kulstof i dybden 0-20 cm med stigende dyrkningsalder. Denne tendens kunne ikke spores i undersøgelserne fra geografisk spredte lokaliteter med praktisk majsdyrkning (tabel 10.1). Dog var der en betydelig korrelation ($r = 0.53$; $p = 0.09$) mellem majsmarkens alder og den totale indbygning af majs-kulstof i det øverste jordlag (0-25 cm).



Figur 10.3. Den totale mængde af majs-afledt kulstof i jorden (%) plottet mod majsmarkens alder. Dybdeinterval og korrelationskoefficient (r) er angivet. Data fra alle 8 lokaliteter indgår i de viste korrelationer.

Fraktionen af majs-kulstof i de dybe jordlag kan være relativt høj (4-5% af det totale kulstof), men den samlede indbygning er lav, da det totale kulstofindhold i de dybe jordlag er lavt. Af-sætningen af majs-kulstof i de dybe jordlag kan ske gennem rhizodeposition, rodfragmenter og nedvaskning af kulstof fra de øvre jordlag. Fra litteraturen antages det, at rodbidragene er mere betydende end bidragene fra de overjordiske dele (f.eks. Wilhelm et al., 2004).

Målingerne af ^{13}C og total C ned gennem jordprofilet afspejler den relative forskel mellem indbygningen af kulstof i forskellige jorddybder. Som gennemsnit viser undersøgelsen såle-des, at:

- 65% ($\pm 20\%$) af det indbyggede majs-kulstof findes i det øverste jordlag fra 0-25 cm,
- 79% ($\pm 13\%$) af det indbyggede majs-kulstof findes i det øverste jordlag fra 0-50 cm,
- 21% ($\pm 13\%$) af det indbyggede majs-kulstof findes i de dybere jordlag fra 50-100 cm.

Disse estimater kan sammenlignes med amerikanske undersøgelser fra otte majslokaliteter, dyrket i 8–35 år, hvor det på hektarbasis fandtes, at det indbyggede majs-kulstof fordelte sig med 67% ($\pm 10\%$) i det øverste jordlag fra 0-20 cm, 90% ($\pm 6\%$) i det øverste jordlag fra 0-50 cm, og 10% ($\pm 6\%$) i de dybere jordlag fra 50-100 cm (Collins et al., 1999).

10.4.1 Vurdering af metodens anvendelse

Usikkerheder i den foreliggende undersøgelse stammer hovedsageligt fra brugen af reference-marker til at anslå majs-markens $\delta^{13}\text{C}$ -værdi før påbegyndelse af majs-dyrkning. Denne fejl-kilde kan andrage op til tre $\delta^{13}\text{C}$ enheder (jf. Balesdent og Mariotti, 1996), hvilket er betyde-ligt sammenlignet med det beskedne fald i $\delta^{13}\text{C}$, der blev registreret selv efter mange års majsdyrkning (figur 10.2). Dette vanskeliggør en direkte sammenligning mellem resultater fra kontrollerede eksperimenter, hvor der findes en veldefineret initial $\delta^{13}\text{C}$ værdi, og resultater fra mark-situationen for majsdyrkning under danske forhold. Samtidig giver markundersøgel-serne en usikkerhed i forhold til mængden og isotopsammensætningen af C tilført i form af husdyrgødning, ligesom ukrudt i majsmarkerne kan bidrage til jordens kulstofpulje med en isotopsignatur, der er forskellig fra majsens.

Samlet set begrænser disse metodemæssige problemer muligheden for en præcis kvantifice-ring af den mængde majs-C, der indbygges i jorden under praktiske dyrkningsforhold på al-mindelige bedrifter. Fra sådanne studier kan der muligvis forventes et estimat af korrekt stør-relsesorden, men usikkerheden relateret til referencemarkens ^{13}C profil er betydelig. Mere præcise estimater af indbygningen af majs-kulstof i jord bør ikke alene baseres på studier un-der praktisk dyrkning (uden kendt initiel $\delta^{13}\text{C}$ værdi), men bør inddrage resultater fra velkon-trollerede forsøg under marklignende forhold.

10.5 Referencer

- Balesdent, J. & Mariotti, A., 1996. Measurement of soil organic matter turnover using ^{13}C natural abundance. I: Boutton, T.W. & Yamasaki, S. (red.), *Mass Spectrometry of Soils*. Marcel Dekker, New York, s. 83-111.
- Balesdent, J, Mariotti, A. & Guillet, B., 1987. Natural ^{13}C abundance as a tracer for studies of soil organic matter dynamics. *Soil Biol. Biochem.* 19, 25-30.
- Burras, L., Kimble, J.M., Lal, R., Mausbach, M.J., Uehara, G., Cheng, H.H., Kissel, D.E., Luxmoore, R.J., Rice, C. & Wilding, L.P., 2001. Carbon sequestration: position of the Soil Society of America. Available on <http://www.soils.org/carbseq.html>
- Collins, H.P., Blevins, R.L., Bundy, L.G., Christenson, D.R., Dick, W.A., Huggins, D.R. & Paul, E.A. 1999. Soil carbon dynamics in corn-based agroecosystems: results from carbon-13 natural abundance. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63, 584-591.
- Kristiansen, S.M., Hansen, E.M., Jensen, L.S. & Christensen B.T., 2004. Natural ^{13}C abundance and carbon storage in Danish soils under continuous silage maize. *Eur. J. Agron.* (i trykken).
- Wilhelm, W.W., Johnson, J.M.F., Hatfield J.L., Voorhees, W.B. & Linden, D.R., 2004. Crop and soil productivity response to corn residue removal: a literature review. *Agron. J.* 96, 1-17.

11. Udvaskning af organisk kulstof efter kløvergræs

Finn P. Vinther, Elly M. Hansen og Jørgen Eriksen

Danmarks JordbrugsForskning, Afd. for Jordbrugsproduktion og Miljø

Opløst organisk stof danner grundlaget for mange af de biogeokemiske processer, der foregår i jorden. Der er foretaget talrige undersøgelser af dannelse og tab af organisk stof fra skovjorde, hvorimod der kun er gennemført få i landbrugsjord. Det vides, at græsmarker øger jordens pulje af organisk stof, men kendskabet til det organiske stofs skæbne efter ompløjning af græsmarker er mangelfuldt. Formålet med denne undersøgelse var at bestemme størrelsesordner for udvaskning af opløst organisk kulstof (DOC) og den samlede mængde mobilt organisk kulstof (MOC) i dyrkningssystemer med kløvergræs med særlig fokus på perioden efter ompløjning af græsmarken. Undersøgelserne er gennemført dels i Foulum i et markforsøg anlagt med henblik på at måle kvælstofudvaskning og eftervirkning af kløvergræs af forskellig alder, og dels i Sønderjylland i et markforsøg anlagt for at afprøve forskellige strategier til reduktion af N-udvaskningen. Jordvand fra forskellige dybder blev udtaget med sugeceller og analyseret for C-indhold, hvorefter udvaskningen blev beregnet vha. modelleret afstrømning. Målingerne i Foulum viste, at koncentrationen af DOC aftog med dybden: 21 – 31 mg C l⁻¹ i 30 cm, 7 – 12 mg C l⁻¹ i 60 cm og 6 – 11 mg C l⁻¹ i 90 cm. Værdierne var højere i en eksisterende 9. års kløvergræs end efter ompløjning af 1. års eller 8. års kløvergræs. Med en afstrømning på 218 mm blev den samlede udvaskning til en meters dybde i Foulum i ompløjet 1. års og 8. års samt i en eksisterende 9. års kløvergræs beregnet til henholdsvis 15, 15 og 27 kg DOC ha⁻¹ i 4-måneders perioden fra oktober 2002 til marts 2003. I Sønderjylland varierede koncentrationen af DOC i 70-100 cm mellem 9 og 40 mg C l⁻¹ og koncentrationen af MOC mellem 16 og 63 mg C l⁻¹. Den samlede afstrømning her var 596 - 645 mm, afhængig af forsøgsbehandling, hvilket resulterede i en udvaskning af DOC på 95 – 192 kg C ha⁻¹ år⁻¹ og af MOC på 174 – 310 kg C ha⁻¹ år⁻¹.

11.1 Indledning

Opløst organisk stof (DOM) i jordvæsken har stor betydning for omsætning og transport af næringsstoffer, idet det fungerer som energikilde for mikrobiologiske processer i jorden, f.eks. denitrifikationen (Burford og Bremner, 1975; Bradley et al., 1995). Jordtype og dyrkningsforhold har afgørende indflydelse på mængden af organisk stof i jorden, samt for mængden af det organiske stof, der kan udvaskes i form af opløst organisk kulstof (DOC) og kvælstof (DON). Udvaskning af DOC og DON vil påvirke den mikrobielle omsætning og dermed dannelse af lattergas i dybere jordlag.

I litteraturstudier af Chantigny (2003) og Zsolnay (1996) fremgår det, at der er foretaget talrige undersøgelser af DOC i skovjord og i overfladevand, hvorimod kun få er gennemført vedrørende indhold og udvaskning af DOC i landbrugsjord. På trods af en stor variation mellem de foreliggende undersøgelser, synes de dog at pege i retning af, at skovjord > græsmarksjord

> landbrugsjord i omdrift mht. til indhold af DOC. Således angiver Zsolnay (1996), at indholdet af DOC i skovjorde varierede mellem 5 og 400 mg C l⁻¹, mens indholdet i landbrugsjord varierede mellem 0 og 70 mg C l⁻¹ med de højeste koncentrationer i græsmarksjord.

Dyrkning af græs øger generelt indholdet af organisk stof i jorden (Christensen og Johnston, 1997; Soussana et al., 2004), idet der i løbet af græssets levetid er en minimal forstyrrelse af jorden samtidig med, at der opbygges et tæt rodsystem (Eriksen et al., 2004), hvorfra der udskilles rodexudater (Tisdall og Oades, 1979). Rødder og rhizodeposition udgør således et betydeligt lager af C i græsmarken og spiller derfor en væsentlig rolle som energikilde for den mikrobielle omsætning og jordens C-balance (Helal og Sauerbeck, 1986; Milchunas et al., 1985).

Formålet med denne undersøgelse var at bestemme størrelsesordenen for udvaskning af mobilt organisk stof (MOM) fra kløvergræssædskifter med fokus på udvaskningen efter ompløjning af græsmarken.

11.2 Metoder

11.2.1 Forsøgslokaliteter

Undersøgelserne fandt dels sted i et afgræsningsforsøg i Foulum beliggende på en lerblandet sandjord (JB3-4), dels på et økologisk landbrug på grovsandet jord (JB1-3) i Sønderjylland.

Tabel 11.1. Skematisk oversigt over forsøget i Foulum med angivelse af de afgrøder og gødningsmængder, der blev anvendt forud for måleperioden fra oktober 2002 til april 2003. A og B angiver forsøgsbehandlinger, hvor opsamling af jordvand blev foretaget med henholdsvis keramiske sugeceller installeret i 100 cm og teflonsugeceller installeret i 30, 60 og 90 cm.

2002												2003			
J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A
A.															
1. års kløvergræs			Vårhvede (0, 115 & 230N)					Efterafgrøde (alm. rajgræs)							
2. års kløvergræs			Vårhvede (0, 115 & 230N)					Efterafgrøde (alm. rajgræs)							
8. års kløvergræs			Vårhvede (0, 115 & 230N)					Efterafgrøde (alm. rajgræs)							
B.															
1. års kløvergræs			Vårhvede (0N)					Efterafgrøde (alm. rajgræs)							
2. års kløvergræs			Vårhvede (0N)					Efterafgrøde (alm. rajgræs)							
8. års kløvergræs			9. års kløvergræs					9. års kløvergræs							

Afgræsningsforsøget i Foulum var anlagt med henblik på at måle kvælstofudvaskning og eftervirkning af kløvergræs af forskellig alder (Eriksen and Mogensen, 2001), hvor henholdsvis en 1. års, 2. års og 8. års kløvergræs blev ompløjet i foråret 2002, hvorefter der blev sået vårhvede med udlæg af alm. rajgræs som efterafgrøde. Vårhveden blev dyrket ved gødningsniveauerne 0, 115 og 230 kg total-N i gylle (tabel 11.1A). I afgræsningsforsøget i Foulum blev der i 1996 installeret keramiske sugeceller i 100 cm dybde, og disse blev i oktober 2002 sup-

pleret med teflon-sugeceller i 30, 60 og 90 cm i udvalgte parceller, hvor der havde været ugødet vårhvede efter henholdsvis 1. og 8. års kløvergræs (tabel 11.1B). Desuden blev der installeret teflon-sugeceller i 30, 60 og 90 cm under en eksisterende 9. års kløvergræs (tabel 11.1B). Opsamling af jordvand fra sugecellerne blev foretaget i perioden fra oktober 2002 til april 2003.

Forsøget i Sønderjylland blev anlagt i foråret 2003 efter ompløjning af en 3. års og en 5. års kløvergræsmark, hvor 3. års marken befandt sig ca. 500 m fra gården og indgik i et kornrigt sædskifte, mens 5. års marken befandt sig i umiddelbar nærhed af gården og indgik i et græsrigt sædskifte med meget afgræsning (tabel 11.2). Efter ompløjning blev der i hver mark anlagt forsøg med en række forsøgsbehandlinger i fire gentagelser til afprøvning af to forskellige metoder til reduktion af N-udvaskningen: 1) udlæg af en kraftigt voksende efterafgrøde (ital. rajgræs) og tidlig høst af byg som grønkorn og 2) udlæg af langsomt voksende efterafgrøde (sildig alm. rajgræs) og høst af byg ved modenhed. Disse to forsøgsbehandlinger blev sammenlignet med en forsøgsbehandling, hvor byg blev høstet ved modenhed, og hvor det efterfølgende efterår blev benyttet til mekanisk ukrudtsbekæmpelse ved to gange fræsning den 26/9 og 21/10. Afgrøderne i alle tre forsøgsbehandlinger blev gødet med enten 0, 60 eller 120 kg ammonium-N pr. ha i gylle nedfældet i pløjet jord. Udvasningen blev bestemt fra maj 2003 til maj 2004 vha. sugeceller installeret i fem udvalgte forsøgsbehandlinger (tabel 11.2), hvoraf der i to behandlinger, efterfølgende kaldet henholdsvis "*grønkorn, 0N*" og "*bar jord, 120N*", blev foretaget målinger af C-indhold.

Tabel 11.2. Skematisk oversigt over forsøget i Sønderjylland med angivelse af de afgrøder og gødningsmængder, der blev anvendt forud for måleperioden fra maj 2003 til maj 2004. I de to forsøgsbehandlinger markeret med * blev der målt organisk kulstof.

2003											2004							
D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A		
3. e. 5. års kløvergræs*				Vårbyg (0N)													Efterafgrøde (ital. rajgræs)	
3. el. 5. års kløvergræs				Vårbyg (0N)													Efterafgrøde (alm. rajgræs)	
3. el. 5. års kløvergræs				Vårbyg (0N)													Bar jord (2 x fræsning)	
3. el. 5. års kløvergræs				Vårbyg (120N)													Efterafgrøde (ital. rajgræs)	
3. e. 5. års kløvergræs*				Vårbyg (120N)													Bar jord (2 x fræsning)	

11.2.2 Opsamling af jordvand

Opsamling af jordvand blev foretaget med 8 til 14 dages intervaller igennem måleperioden, som i Foulum var fra oktober 2002 til april 2003, og i Sønderjylland fra maj 2003 til maj 2004. I Sønderjylland blev sugecellerne i foråret 2003 installeret 100 cm dybde. Som følge af høj grundvandsstand, blev de imidlertid den 8/12 2003 hævet til 70 cm, hvor de forblev i resten af måleperioden.

11.2.3 Forbehandling og analyse af jordvand

Opsamlet jordvand blev opbevaret ved -18°C indtil analyser kunne foretages. Jordvand fra Foulum blev filtreret gennem et 0.45 µm filter inden der blev foretaget analyse for total kulstof på en Shimadzu 5050 TOC Analyzer. Prøverne fra Sønderjylland blev dels analyseret

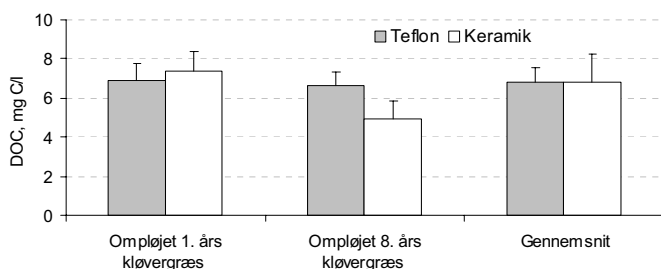
uden forbehandling og dels efter centrifugering i 5 min. ved 5000 omdrejninger pr. minut. Prøver fra Foulum blev analyseret for opløst organisk kulstof (DOC), og prøver fra Sønderjylland blev analyseret for både DOC og en mobil fraktion af organisk kulstof (MOC), dvs. den fraktion der kan passere sugecellernes porer på ca. 1 µm.

11.2.4 Beregning af C-udvaskning

Udvaskning af MOC og DOC blev beregnet ved at multiplicere middelkoncentrationen mellem to udtagnings tidspunkter med afstrømningen for den pågældende periode. Afstrømningen blev beregnet vha. vandbalancemodellen Evacrop (Olesen og Heidmann, 1990), hvor input var daglige meteorologiske målinger (nedbør, temperatur og fordampning), afgrødetype, såtidspunkt og jordfysiske parametre.

11.3 Resultater

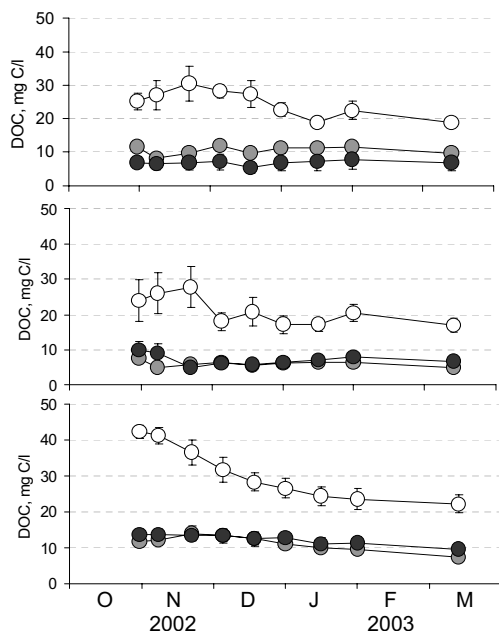
En sammenligning af DOC-koncentrationen i jordvand udtaget med keramiske eller teflonsugeceller i 100 cm dybde viser, at der ikke kunne påvises signifikant forskel mellem de to typer sugeceller (figur 11.1). Dette er i overensstemmelse med tidligere undersøgelser af Guggenberger og Zech (1992), som i en skovjord fandt, at keramiske sugeceller, der var installeret 2-3 år før målinger, var i ligevægt med jordvandet og derfor ikke tilbageholdt kulstof i det keramiske materiale, hvilket ellers kan være tilfældet for nye keramiske sugeceller. De væsentlig dyrere teflon sugeceller er bl.a. kendetegnet ved ikke at tilbageholde kulstof.



Figur 11.1. Middelkoncentration af opløst organisk kulstof (DOC) i jordvand udtaget i perioden 02/12 02 til 18/03 03 med teflon og keramiske sugeceller i ca. 1 meters dybde.

11.3.1 Lerblandet sandjord - Foulum

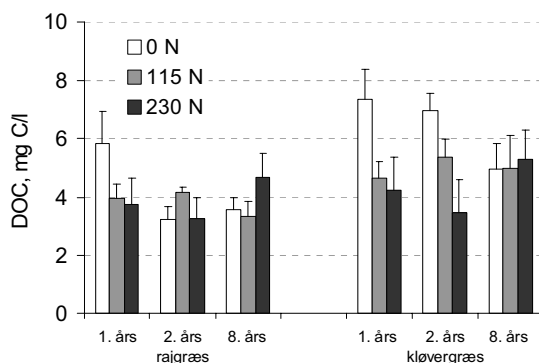
Koncentrationen af DOC i 30 cm dybde i de to ompløjede forsøgsled varerede i starten af perioden mellem 20 og 30 mg C l⁻¹ og faldt i løbet af vinteren til ca. 20 mg C l⁻¹ (figur 11.2AB). I 9. års kløvergræs var koncentrationen i starten ca. 40 mg C l⁻¹. Den faldt ligeledes til omkring 20 mg C l⁻¹ (figur 11.2C). I dybderne 60 og 90 cm sås ikke et tilsvarende fald igennem perioden, men en konstant koncentration på ca. 10 mg C l⁻¹ i 60 cm og 6-10 mg C l⁻¹ i 90 cm. Middelkoncentrationen for hele måleperioden var signifikant højere i 30 cm end i 60 og 90 cm dybde. Det yderligere fald i middelkoncentrationen fra dybden 60 til 90 cm var kun signifikant i 1. års ompløjet kløvergræs. Middelkoncentrationen var i alle tre dybder signifikant højere i 9. års kløvergræs end i de to ompløjede forsøgsled.



Figur 11.2. Koncentrationer af opløst organisk kulstof (DOC) i jordvand udtaget i 30 cm (○), 60 cm (◐) og 90 cm (●) med teflon sugeceller i perioden 29/10 02 til 12/03 03 efter høst af ugødet vårhvede. Vårhveden blev sået efter ompløjning af 1. års (A. øverst) eller 8. års (B. midterst) kløvergræs. Tilsvarende viser C (nederst) koncentrationen af DOC under 9. års kløvergræs.

Resultater af målinger med keramiske sugeceller i 100 cm dybde under rajgræs og kløvergræs af forskellig alder og ved forskellige gødningsniveauer, er vist i figur 11.3. Koncentrationen af DOC som gennemsnit af de tre gødningsniveauer var ikke væsentlig forskellig, men dog signifikant højere under kløvergræs end under rajgræs med værdier på henholdsvis 5,3 og 4,0 mg C l⁻¹. I forsøgsled med 0 og 115 kg N/ha var koncentrationen af DOC signifikant højere efter kløvergræs end efter rajgræs, hvorimod der ikke var nogen forskel mellem de to græsty-

per, hvor vårhveden var gødet med 230 kg N ha⁻¹ (tabel 11.3). Endvidere havde gødningsniveauet en effekt på DOC, idet koncentrationen efter ompløjning af kløvergræs var signifikant højere i ugødet end i gødede forsøgsled (tabel 11.3). Der var imidlertid ikke forskel på om vårhveden var gødet med 115 eller 230 kg N ha⁻¹. Efter ompløjning af rajgræs gjorde de samme tendenser sig gældende, dog uden at være signifikante (tabel 11.3).



Figur 11.3. Middelkoncentration af opløst organisk kulstof (DOC) i jordvand udtaget i 1 m med keramiske sugeceller i perioden 02/12 02 til 18/03 03. Målingerne er foretaget i vinterperioden efter høst af vårhvede gødet med henholdsvis 0, 115 og 230 kg total-N ha⁻¹ i kvæggylle. Vårhveden blev sået efter ompløjning af 1. års, 2. års og 8. års rajgræs eller kløvergræs.

Tabel 11.3. Middelkoncentration af opløst organisk kulstof (DOC, mg C l⁻¹) for perioden 02/12 02 til 18/03 03 ved tre gødningsniveauer. Målingerne er foretaget i vinterperioden efter høst af vårhvede gødet med henholdsvis 0, 115 og 230 kg total-N ha⁻¹ i kvæggylle. Vårhveden blev sået efter ompløjning af kløvergræs eller rajgræs.

Kg tot-N/ha	Kløvergræs	Rajgræs	LSD ₉₅
0	6,4	4,2	1,0
115	5,0	4,0	0,5
230	4,3	3,8	0,9
LSD ₉₅	0,9	0,8	

Den modellerede afstrømning i måleperioden på 4,5 måneder var 218 mm og udvaskningen af DOC blev beregnet til 15 kg C ha⁻¹ efter ompløjning af 1. og 8. års kløvergræs og 27 kg C ha⁻¹ under en 9. års kløvergræs.

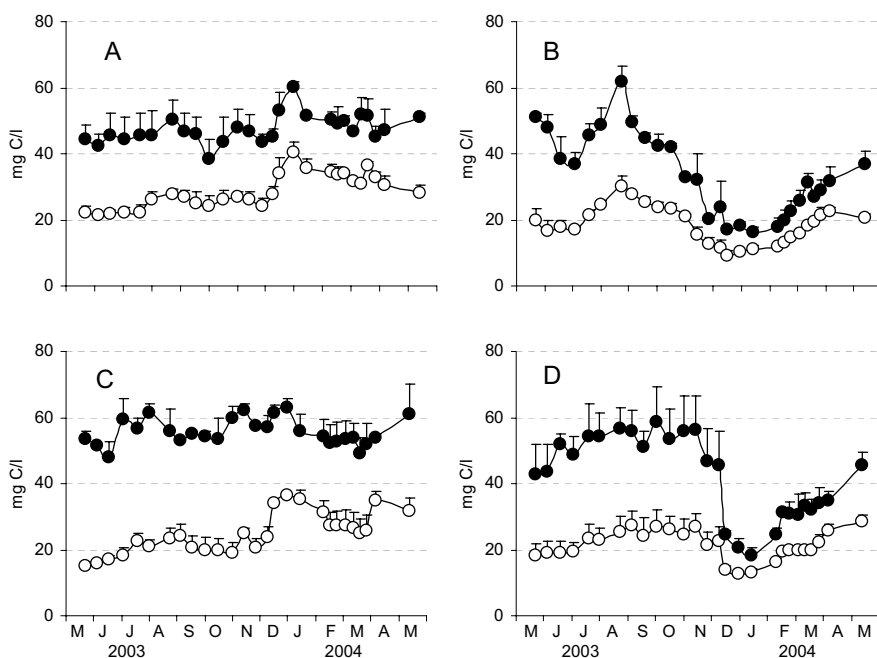
11.3.2 Sandjord - Sønderjylland

De to marker med 3. og 5. års kløvergræs var forskellige mht. tekstur (tabel 11.4). Således var indholdet af humus i 3. års marken næsten det dobbelte af indholdet i 5. års marken, mens leirindholdet var noget højere. Det betyder, at 3. års marken kan karakteriseres som en JB3-jord og 5. års marken som en JB1.

Tabel 11.4. Alder af opløjet kløvergræs, placering i forhold til gården, jordens tekstur (%), humus (%) og total-C (%) i de to marker der indgik i undersøgelsen.

Alder	Placering	Humus	Ler	Silt	Grovsilt	Finsand	Grovsand	Total C
3. års	500 m fra gården	9,9	6,7	5,1	7,6	20,0	50,8	5,8
5. års	Ved gården	5,5	4,6	3,6	3,1	27,4	55,8	3,2

Koncentrationerne af opløst organisk C (DOC) og mobilt C (MOC) igennem måleperioden fra maj 2003 til maj 2004 er vist i figur 11.4. Forskellen mellem DOC og MOC var generelt størst i den første halvdel af måleperioden fra maj til november 2004, hvor koncentrationen af MOC var 2-3 gange større end koncentrationen af DOC, og forskellen var tilsyneladende større efter omløjning af 5. års marken end 3. års marken. I den resterende del af perioden var forskellen mellem DOC og MOC mindre markant med en MOC-koncentration på 1,5-2 gange DOC-koncentrationen.

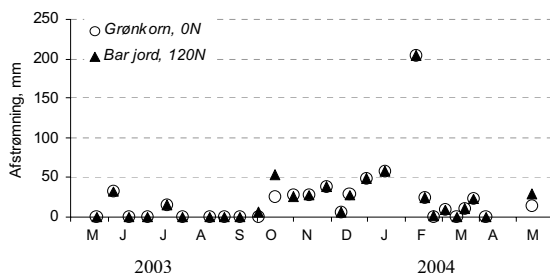


Figur 11.4. Jordvandets indhold af opløst (○) og mobilt (●) organisk kulstof i forsøgsbehandlingerne grøn korn, 0N (A og C) og bar jord, 120N (B og D) efter omløjning af henholdsvis 3. (A og B) og 5. (C og D) års kløvergræs.

Karakteristisk for begge marker var, at koncentrationen af DOC forblev på et forholdsvis konstant eller svagt stigende niveau igennem hele måleperioden i begge forsøgsbehandlinger (figur 11.4), hvorimod der blev observeret et betydeligt fald i koncentrationen af MOC i forsøgsbehandlingerne bar jord, 120N (figur 11.4BD); dog mest markant i 5. års marken (figur 11.4D). Det markante fald i koncentrationen blev observeret umiddelbart efter at sugecellerne

blev flyttet fra 100 til 70 cm dybde, hvilket kan være en del af årsagen, idet sugecellerne muligvis er flyttet op over udvasknings-fronten. Dette understøttes af, at der i en periode på to måneder forud for flytningen af sugecellerne var en forholdsvis stor afstrømning (157 mm) i forsøgsbehandlingen *bar jord, 120N* (figur 11.5). Herved er udvaskningsfronten for MOC "flyttet" længere ned i rodzonen, samtidig med at der i disse parceller uden planter ikke blev produceret rodexudater og dermed ikke organisk C. I perioden efter det markante fald skete der igen en stigning i koncentrationen af både MOC og DOC, hvilket muligvis kan skyldes mineralisering af jordens organiske materiale med efterfølgende frigivelse af organisk C til vandfasen.

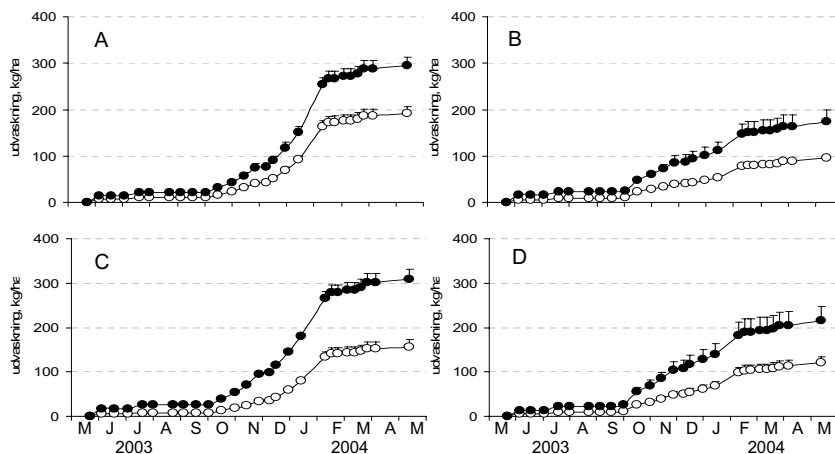
Samtidig med det markante fald i koncentrationen i forsøgsbehandlingerne *bar jord, 120N* var der en mindre stigning i både MOC- og DOC-koncentrationen i behandlingerne *grønkorn, 0N* (figur 11.4AC). Dette kan måske forklares med, at der i denne forsøgsbehandling blev beregnet en lavere afstrømning (125 mm) i perioden før flytningen af sugecellerne, samtidig med at den veludviklede efterafgrøde via rodexudater til stadighed formodes at producere organisk C.



Figur 11.5. Afstrømning i forsøgsbehandlingerne grønkor, 0N og bar jord, 120N.

Den samlede afstrømning igennem måleperioden blev beregnet til henholdsvis 596 og 645 mm i behandlingerne grønkor, 0N og bar jord, 120N. Den akkumulerede udvaskningen af organisk C (figur 11.6) kunne således beregnes til 95 – 192 kg DOC ha⁻¹ år⁻¹ og 174 - 310 kg MOC ha⁻¹ år⁻¹.

Udvaskningen af C var tilsyneladende større fra den plantedækkede jord med 156 – 192 kg DOC ha⁻¹ år⁻¹ og 296 - 310 kg MOC ha⁻¹ år⁻¹ end fra bar jord med 95 – 121 kg DOC ha⁻¹ år⁻¹ og 174 - 217 kg MOC ha⁻¹ år⁻¹. Det kan dog ikke afgøres, om forskellene alene skyldes forskelle i plantedække, eller om flytningen af sugecellerne fra 100 til 70 cm dybde også har påvirket forsøgsbehandlingerne forskelligt. Der var derimod ingen forskel mellem de to marker, selv om man ville forvente en større udvaskning fra en ompløjet 5. års kløvergræs med høj afgræsningsintensitet end fra en 3. års med mindre afgræsning. Denne sandsynlige forskel bliver muligvis udlignet af forskelle i jordens tekstur, hvor 3. års marken havde et væsentlig højere humusindhold end 5. års marken (tabel 11.4).



Figur 11.6. Akkumuleret udvaskning af opløst (○) og mobilt (●) organisk kulstof i forsøgsbehandlingerne *grønkorn, 0N* (A og C) og *bar jord, 120N* (B og D) efter omplojning af henholdsvis 3. (A og B) og 5. års (C og D) kløvergræs.

11.4 Diskussion

Der er i litteraturen divergerende opfattelser af, hvordan opløst organisk stof (DOM) defineres, idet det ikke er helt entydigt, hvor stor en fraktion af det mobile organiske stof (MOM), der medregnes til DOM-fraktionen. MOM anses almindeligvis for at være den del af det organiske stof, der under naturlige forhold i jorden bliver transporteret med porevandet (Zsolnay, 1996). MOM er således den totale mængde organisk stof, der kan registreres i vand fra lysimetre, dræn eller sugeceller. MOM består af partikulært bundet organisk stof (POM) og af kolloidbundet og opløst organisk stof, der i reglen under et betegnes DOM. For at adskille MOM og DOM foretages en centrifugering eller filtrering gennem 0,4-0,6 µm filter. Mængden af MOM eller DOM kvantificeres i reglen ved at måle indholdet af kulstof (C), hvorved man oftest kan sætte lighedstegn mellem MOM og MOC, såvel som mellem DOM og DOC. I denne undersøgelse har vi i forsøget i Foulum målt fraktionen af DOC, der kan passere et 0,45 µm filter, og forsøget i Sønderjylland en fraktion af DOC, der er tilbage efter centrifugering, samt den del af MOC, der blev opsamlet med keramiske sugeceller.

I et litteraturstudie af Zsolnay (1996) er undersøgelser vedrørende organisk stof i jordvand samlet, og det fremgår bl.a. heraf, at 15 af de 20 refererede undersøgelser på daværende tidspunkt omhandlede MOC i skovjorde, én om MOC fra vulkansk aske, én om rismarker, og altså kun tre om decideret landbrugsjord. Derudover var der refereret tre undersøgelser, hvor sammenligninger af indholdet af DOC mellem skov- og landbrugsjord var foretaget. Selv om der er kommet enkelte undersøgelser til siden da, viser statistikken, at den nuværende viden om dannelse og transport af MOM i overvejende grad er hentet fra undersøgelser i skovjorde, og at viden om landbrugsjord i denne henseende er mangelfuld. Der er dog gennemført en del

undersøgelser af, hvordan forskellige dyrkningsfaktorer og arealanvendelser i landbruget påvirker den ekstraherbare pulje af organisk stof i jorden (Chantigny, 2003). Denne pulje af organisk stof ekstraheres ved at ryste jordprøven i vand, hvorved også organisk stof fra mindre porer frigøres, idet jordens struktur forstyrres. Denne ekstraherbare pulje er således oftest større end MOM målt i uforstyrret jord, men den beskriver dog potentialet for, hvad den pågældende jord maksimalt kan frigive til puljen af MOM.

Sammenfattende om den ekstraherbare pulje i landbrugsjord kan det udledes, at når græsmarksjord med en stor biomasse af rødder omlægges til andre afgrøder, så falder indholdet af ekstraherbart organisk stof, og dermed sandsynligvis også indholdet af DOC (Chantigny, 2003). Dette er i overensstemmelse med, at vi fandt et højere indhold af DOC under en eksisterende 9. års kløvergræs end under ompløjet kløvergræs, samt at indholdet af specielt MOC var højere under en veludviklet efterafgrøde end i bar jord.

I denne undersøgelse fandt vi, at indholdet af DOC i pløjelaget varierede mellem 21 og 31 mg C l⁻¹, hvilket er lidt lavere end de 30-70 mg C l⁻¹ målt af Beyer et al. (1993), men i overensstemmelse de 22 mg C l⁻¹ fundet af Monreal og McGill (1989). McTiernan et al. (2001) målte udvaskning af DOC i et ugødet og N-gødet (ca. 300 kg N ha⁻¹) markforsøg med afgræsning af kløvergræs, hvor jordvand blev opsamlet fra drænen i 55 cm dybde. Målingerne blev foretaget over en to måneders periode fra november til januar, hvor der var en samlet afstrømning på 274 mm. McTiernan et al. (2001) fandt, at indholdet af DOC i en lerjord varierede mellem ca. 3 og ca. 50 mg C l⁻¹, hvilket er i god overensstemmelse med vores målinger, specielt i betragtning af at de fandt sted i sandede jorde. Endvidere fandt McTiernan et al. (2001), at indholdet af DOC faldt i løbet af måleperioden, svarende til vores observationer i den eksisterende 9. års kløvergræs.

Det samlede udvaskningstab af organisk stof afhænger selvsagt af afstrømningens størrelse, og der vil derfor være en betydelig variation mellem sted og år. I markforsøget i Foulum blev udvaskning af DOC beregnet til 15-27 kg C ha⁻¹ for en periode på ca. 4 måneder og i Sønderjylland 95-192 kg C ha⁻¹ år⁻¹, hvilket er i sammen størrelsesorden som McTiernan et al. (2001), der beregnede en udvaskning på 42-118 kg C ha⁻¹ i løbet af en kun to måneder. Det skal dog bemærkes, at sidstnævnte undersøgelse blev foretaget på en lerjord, hvor makroporeflow i forbindelse med kraftige nedbørshændelser antages at øge transporten af organisk stof ned gennem profilet (Jørgensen og Fredericia, 1992). I et litteraturstudie fandt Hope et al. (1994), at udvaskningen af DOC fra større afvandingsområder varierede mellem 8 og 90 kg C ha⁻¹ år⁻¹ med de største værdier fra humusrige jorde.

Selv om de målte mængder af MOC og DOC kun repræsenterer en lille del (< 0,5%) af jordens totale kulstofindhold, menes denne mobile fraktion dog at udgøre den vigtigste energikilde for denitrificerende bakterier i dybere jordlag. Jarvis og Hatch (1994) påviste således et betydeligt potentiale for denitrifikation i indtil ca. en meters dybde under græsmarker, ligesom Vinther et al. (1999) påviste en klar sammenhæng mellem ekstraherbart organisk C og

antal denitrificerende bakterier i makroporer i 2-3 meters dybde og dermed et stort potentiale for denitrifikation i dybere jordlag under vandmættede forhold (Jørgensen et al., 2004).

Undersøgelserne her har omfattet målinger af mobilt organisk stof og beregninger af C-udvaskning til ca. 1 meters dybde i dyrkningssystemer med kløvergræs. Der er imidlertid behov for yderligere undersøgelser vedrørende transport og omsætning af organisk stof også fra mere kornrige dyrkningssystemer, samt undersøgelser af, hvilken betydning det organiske stof har for denitrifikationen i dybere jordlag.

11.5 Konklusion

Målinger af jordvandets indhold af MOC og DOC under eksisterende kløvergræs og efter ompløjning viste, at den samlede C-udvaskning over en 4-måneders periode fra en lerblandet sandjord varierede mellem 15 og 27 kg DOC ha⁻¹, og i en grovsandet jord var udvaskningen i løbet af et år efter ompløjning af kløvergræs 95-192 kg DOC ha⁻¹ og 174-310 kg MOC ha⁻¹ med de højeste værdier under en veludviklet efterafgrøde. Der sker således et betydeligt tab af organisk stof ved udvaskning. Dette tab formodes at øge potentialet for denitrifikation i dybere jordlag. I hvor høj grad dette vil medvirke til emission af lattergas er dog uafklaret.

Erkendtlighed

En stor tak til medarbejdere ved Jyndevad forsøgsstation, som i al slags vejr har udtaget prøver i marken, og til Gitte Hastrup og Jørgen M. Nielsen for analysering af prøverne. Ligeledes takkes Forskningscenter for Økologisk Jordbrug (FØJO), som via projekterne ØKOVAND og NITGRASS har finansieret undersøgelsen.

11.6 Referencer

- Beyer, L., Blume, H.P., Henss, B. & Peters, M., 1993. Soluble aluminium-organic and iron-organic complexes and carbon cycle in Hapludalfs and Haplorthods under forest and cultivation. *Sci. Total Environ.* 138, 57-76.
- Bradley, P.M., McMahon, P.B. & Chapelle, F.H., 1995. Effects of carbon and nitrate on denitrification in bottom sediments of an effluent-dominated river. *Water Res.* 31, 1063-1068.
- Burford, J.R. & Bremner, J.M., 1975. Relationships between the denitrification capacities of soils and total water-soluble and readily decomposable soil organic matter. *Soil Biol. Biochem.* 7, 389-394.
- Chantigny, M.H., 2003. Dissolved and water-extractable organic matter in soils: a review on the influence of land use and management practices. *Geoderma* 113, 357-380.
- Christensen, B.T. & Johnston, A.E., 1997. Soil organic matter and soil quality - Lessons learned from long-term experiments at Askov and Rothamsted. *Dev. Soil Sci.* 25, 399-430.
- Eriksen, J. & Mogensen, J., 2001. Forfrugtsværdi og N-udvaskning efter ompløjning af flerårige græsmarker med forskellige forhistorier. DJF rapport Markbrug nr. 46.

- Eriksen, J., Vinther, F.P. & Søegaard, K., 2004. Nitrate leaching and N₂-fixation in grasslands of different composition, age and management. *J. Agric. Sci., Camb.* 142, 141-151.
- Guggenberger, G. & Zech, W., 1992. Sorption of dissolved organic carbon by ceramic P 80 suction cups. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 155, 151-155.
- Helal, H.M. & Sauerbeck, D., 1986. Effects of plant roots on carbon metabolism of soil microbial biomass. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 149, 181-188.
- Hope, D., Billett, M.F. & Cresser, M.S., 1994. A review of the export of carbon in river water fluxes and processes. *Environ. Poll.* 84, 301-324.
- Jarvis, S.C. & Hatch, D.J., 1994. Potential for denitrification at depth below long-term grass swards. *Soil Biol. Biochem.* 26, 1629-1636.
- Jørgensen, P.R. & Fredericia, J., 1992. Mitigation of nutrients, pesticides and heavy metals in fractured clayey till. *Geotechnique* 42, 67-77.
- Jørgensen, P.R., Urup, J., Helstrup, T., Jensen, M.B., Eiland, F. & Vinther, F.P., 2004. Transport and reduction of nitrate in clayey till underneath forest and arable land. *J. Contam. Hydrol.* 73, 207-226.
- McTiernan, K.B., Jarvis, S.C., Scholefield, D. & Hayes, M.H.B., 2001. Dissolved organic carbon losses from grazed grasslands under different management regimes. *Water Res.* 35, 2565-2569.
- Milchunas, D.G., Lauenroth, W.K., Singh, J.S., Cole, C.V. & Hunt, H.W., 1985. Root turnover and production by ¹⁴C dilution: implications of carbon partitioning in plants. *Plant Soil* 88, 353-365.
- Monreal, C.M. & McGill, W.B., 1989. Kinetic analysis of cystine cycling through the solution of Gray Luvisols and an Andept soil. *Soil Biol. Biochem.* 21, 674-679.
- Olesen, J.E. & Heidmann, T., 1990. EVACROP. Et program til beregning af aktuel fordampning og afstrømning fra rodzonen. Version 1.01. Arbejdsnotat nr. 9, Afd. for Jordbrugs-meteorologi, Tjele, Danmark
- Soussana, J.F., Loiseau, P., Vuichard, N., Ceschia, E., Balesdent, J., Chevallier, T. & Arrouays, D., 2004. Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use Manage.* 20, 219-230.
- Tisdall, J.M. & Oades, J.M., 1979. Stabilization of soil aggregates by the root systems of ryegrass. *Aust. J. Soil Res.* 17, 429-441.
- Vinther, F.P., Eiland, F., Lind, A.M. & Elsgaard, L., 1999. Microbial biomass and numbers of denitrifiers related to macropore channels in agricultural and forest soils. *Soil Biol. Biochem.* 31, 603-611.
- Zsolnay, A., 1996. Dissolved humus in soil water. I: Piccolo, A. (red.) *Humic Substances in Terrestrial Ecosystems*. Elsevier Science B. V., s. 171-223.

12. Yderligere binding af CO₂ i eksisterende skov

Signe Anthon, Jette B. Jacobsen, Bo J. Thorsen og Lars Vesterdal
Forskningscenter for Skov og Landskab

Der er foretaget en scenarieanalyse af potentialet for binding af CO₂ i skove, der eksisterede før 1990 (Kyoto Protokollens art. 3.4). Resultaterne har vist, at der er et potentiale for relativ billig lagring af CO₂ i skov, som det kan være samfundsøkonomisk fornuftigt at udnytte. De marginale velfærdsøkonomiske omkostninger ligger fra -244 til 265 kr t⁻¹ CO₂. En betydelig del af tiltagene har en velfærdsøkonomisk omkostning tæt ved eller under 0 kr t⁻¹ CO₂. Det simulerede scenarium på nationalt niveau viser, at opsparingen kan ske betydeligt hurtigere ved denne type tiltag end ved skovrejsning. Indenfor de nærmeste forpligtelsesperioder kan effekten af tiltaget nå et omfang på 0,3-0,6 Mt CO₂ år⁻¹. Effekten er herefter aftagende, efterhånden som det nye højere masseniveau nås. Den CO₂-reducerende effekt ved ophobning i eksisterende skov vil nå et højere niveau hurtigere end skovrejsning, men vil til gengæld klinke hurtigere af. Det skal understreges, at de opgjorte marginale omkostninger strengt taget kun er gældende for mindre tiltag, der ikke påvirker faktor- og outputmarkederne. Den årlige hugst på ca. 2 mio. m³ råtræ svarer til en CO₂-mængde på 2,5 Mt år⁻¹, og det er altså tvivlsomt om det større scenarium på nationalt niveau kan betragtes som marginalt.

12.1 Beskrivelse af tiltaget

Ifølge Marrakesh-aftalen kan der for Danmarks vedkommende medregnes 0,183 Mt CO₂ år⁻¹ i forpligtelsesperioden af den løbende opsparing i de danske skove. Dette tal er meget lavt i forhold til den aktuelle biomasseopsparing. Ifølge den seneste skovtælling (Larsen og Johannsen, 2002) er der i perioden 1990-99 sket et nettooptag på 3,901 Mt CO₂ år⁻¹ i de danske skove. Denne store opsparing skyldes bl.a. det store stormfald i 1981, der gør, at der er mange unge nåletræsbevoksninger med en stor tilvækst og små vedmasseudtag. På kort sigt (første forpligtelsesperiode) vil denne "naturlige" vedmasseopsparing fortsætte. Selv om vedmasse-tilvæksten skulle falde, vil der stadig være langt ned til Marrakesh-aftalens grænse for den danske medregning af CO₂-binding i skove. Aktuelt er der således ikke basis for at få godskrevet CO₂ opsparet i eksisterende skov i første forpligtelsesperiode. Imidlertid kan der tænkes situationer, hvor det er samfundsøkonomisk fornuftigere, og i øvrigt hurtigere, at øge lagringen af CO₂ ved at gennemføre tiltag i eksisterende skov. Det giver det nuværende aftalegrundlag dog kun i mindre omfang mulighed for. En mulighed, der dog kræver en nærmere analyse, kunne være at lave kontrakter med skovejere om et givent biomasseniveau for deres skove eller bevoksninger. Biomasseindsættningen skal være højere end det driftsøkonomisk optimale, og samtidig må det betinges, at en evt. ydet kompensation pr. CO₂-enhed ikke kan være højere end omkostningen ved at reducere CO₂-emissionen i billigst tilgængelige alternativer.

IPCC nævner en række muligheder for skovforvaltningstiltag som kan øge CO₂ bindingen i skovbruget (Watson et al., 2000). Det drejer sig om

- Foryngelse efter renafrift
- Gødkning
- Beskyttelse mod skadedyr
- Sikring mod brand
- Skovnings-mængde og tidspunkt
- Skånsomme hugstteknikker
- Reduceret degradering af skov

Det er ikke alle disse tiltag der aktuelt er relevante for danske forhold. Skadedyr og brand udgør i Danmark kvantitativt kun mindre problemer sammenlignet med f.eks. i Sydeuropa og USA. Skånsomme hugstteknikker relaterer sig mest til hugst i naturskove, hvor effekten på CO₂-lagringen i vidt omfang skyldes mindre hugststudtag. De fleste steder i Danmark er der kvælstofoverskud, og gødkning må derfor formodes kun at have begrænset effekt. Gødkning med andre mineraler kunne være aktuelt, men også vand synes at være en væsentlig begrænsende vækstressource. Foryngelse efter renafrift er i dag sikret via skovloven, og et yderligere CO₂-optag kan derfor ikke opnås her. De mest åbenlyse muligheder for at øge CO₂-optaget i de danske skove kunne være

- Reduceret hugststyrke
- Øget omdriftsalder
- Overgang til naturnær skovdrift
- Ændret træartsvalg
- Forlænget omdriftsalder
- Ændret dræningstilstand

I denne forbindelse har fokus været på svagere hugststyrke og forlængelse af omdriftsalderen.

12.2 Udbredelse på landsplan

Det vil sandsynligvis ikke være realistisk at anvende svagere hugststyrke og forlængelse af omdriftsalderen for alle danske skove, som det ellers er gjort i det præsenterede scenarium. Det er mere realistisk, at tiltaget kan anvendes og administrativt håndteres på f.eks. de statslige eller andre offentligt ejede skovarealer. En bevidst brug af dræn for CO₂ forudsætter, at der arbejdes målrettet mod udviklingen af en troværdig og kontrollerbar aftalestruktur, der kan muliggøre administration i relation til Kyoto-forpligtelsen (Anthon et al., 2003).

12.3 Reduktion af drivhusgasemissioner

Nedenfor vises resultaterne af en analyse vedr. potentialet for CO₂-binding i eksisterende skov baseret på nogle bevoksningsvise scenarier. De tiltag, der kan være tale om for ekstra

lagring i eksisterende skov, er dels en forlængelse af omdriften hvorved de vedmasserige aldersklasser står i flere år og forlænger opsparringstiden, og dels en mindsket hugst hvorved den stående vedmasse øges i forhold til basisscenariet. Basisscenariet er valgt så de så vidt muligt er gode eksempler på hvordan skoven ofte og traditionelt forvaltes, som det kan aflæses af f.eks. tilgængelige takseringsdata.

For at illustrere potentialet er der opstillet en række alternative scenarier for hovedtræarterne, rødgran, bøg og eg, hvor det beregnes, hvor meget ekstra CO₂ der løbende bindes ved de ændrede behandlinger, samt hvor meget det vil koste – budgetøkonomisk såvel som velfærdsøkonomisk - at opnå denne binding. Netto-CO₂-bindingen opgøres således pr. år og af hensyn til sammenlignelighed beregnes nutidsværdien for de ændrede tiltag ud i al fremtid parallelt med den diskonterede mængde bundet CO₂.

For at gøre analysen så uafhængig af afsætningsmulighederne som muligt og samtidig fokusere på de dominerende førsteordens effekter, ses kun på effekten så længe træet er i skoven, dvs. al den bundne CO₂ antages frigivet straks efter fældning i både den traditionelle og alternative behandling. Det vurderes, at den herved evt. underestimerede CO₂-binding er af mindre betydning da der kun vil være tale om en kortvarig tidsmæssig forskydning af den efterfølgende ophobning i produkter. Også CO₂ bundet i jorden og litterlaget er udeladt, da de ændrede driftstiltag ikke formodes at ændre væsentligt på jordens CO₂-indhold. Det samme gør sig gældende for det fossile brændstof, der benyttes i driften af skovene, idet det også antages ens i alle scenarier.

Som udgangspunkt er valgt nogle alternative scenarier, hvor tiltagene er relativt konservative, således at en ændring i driften kun afviger i mindre grad fra den i dag praktiserede. Hvis man f.eks. i udstrakt grad stoppede driften i skovene, ville man naturligvis kunne lagre langt mere, men samtidig vil der opstå en række, måske meget dyre, afledte og komplekse effekter i samfundet, der ikke kan modelleres indenfor dette projekt. Det kunne f.eks. indebære en kraftig reduktion af biobrændselsproduktionen.

Følgende behandlinger blev simuleret:

Rødgran: Udgangspunktet er her en plantet rødgrankultur, som drives i 55-årig omdrift på de gode jorde og 70 år på de ringe. I stedet for en aktuel D-B hugst ekstensiveres denne, således at der ikke hugges efter, at bevoksningen har nået en højde på 14 m (over denne højde er der betydelig stormfaldsrisiko ved tyndingsindgreb). I rødgran undersøges ikke hvilken betydning en forøgelse af omdriftsalderen vil have for lagringen. Det skyldes, at empiriske opgørelser over stående skoves aldersklassefordelinger viser, at omdriftsalderen netop grundet stormfaldsrisikoen er en upålidelig beslutningsvariabel og det er derfor urealistisk at benytte omdriftsalderen konstruktivt til opsparring af CO₂.

Eg: Udgangspunktet er en plantet kultur med en omdriftsalder på 130 år på de gode jorde.

Pga. begrænsninger i brugen af vækstmodellen er de ringe boniteter ikke undersøgt. Effek-

ten af at reducere hugsten til B (85% relativ grundflade) fra den aktuelle D-hugst (50% relativ grundflade) undersøges. Derudover analyseres en omdriftsforlængelse på henholdsvis 10 og 30 år.

Bøg: Udgangspunktet er en selvforyngelsesbevoksning, hvor foryngelseshugst påbegyndes ved alderen 110 år, og afsluttes 20 år senere. Den relative grundflade er 67%. For bøg analyseres effekten af at reducere hugsten til en relativ grundflade på 85%, samt at forlænge overstanderafviklingen med 10 og 30 år eller påbegynde og afslutte den 10 år senere.

Vækstmodellerne er baseret på Johannsen (1999) for eg, Leary et al. (1999) for rødgran og Nord-Larsen (2003) for bøg. Sidstnævnte model for bøg er dog endnu ikke testet, men den synes at give rimelige estimater og er p.t. det bedste estimat for en hugstafhængig vækstmodel. Det antages, at en selvforyngelse er 5 år om at nå samme størrelse som en 2-årig plantet kultur. For hver træart er to boniteter simuleret – en god og en ringe, repræsenterende den bedste og den ringeste tredjedel af Danmarks skove (jf. Larsen og Johannsen, 2002). Dyknings- og sortimentsomkostninger er baseret på skovøkonomiske tabeller (Dansk Skovforening et al., 2000), dog tillagt hegningsomkostninger for selvforyngelse i bøg. Priser er baseret på Skov- og Naturstyrelsens regnskabstal, januar-november 2002 samt Dansk Skovforenings prisstatistik september 2001-august 2002. Tilskud og skat er udeladt. Bøg er i cyklisk drift og som sammenligning er valgt alderen 60 år da bevoksningerne vil være i samme stadie her. Rødgran og eg sammenlignes ved alderen 2 år.

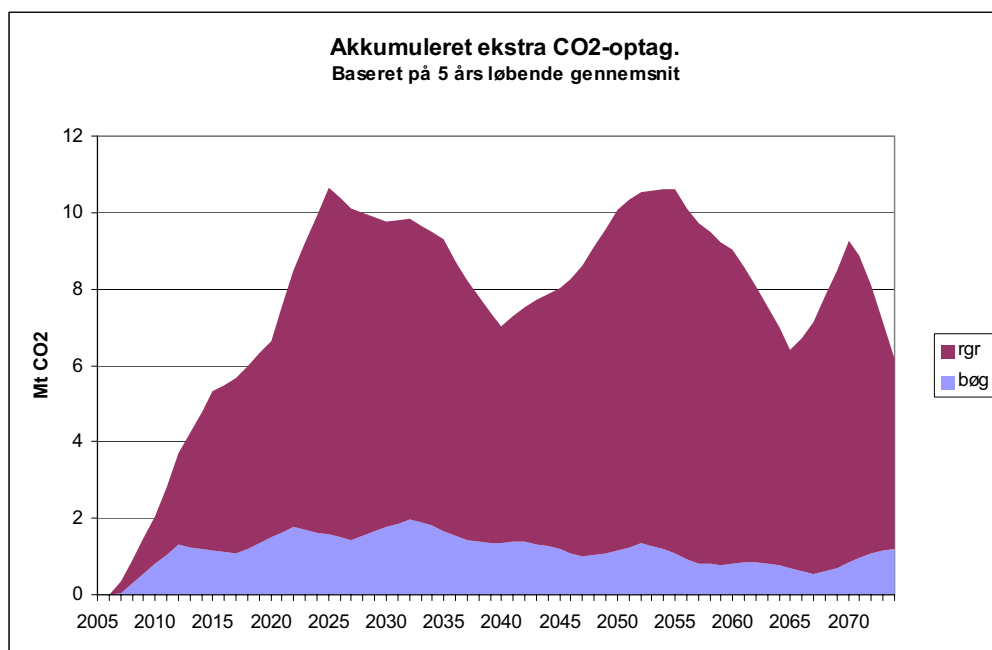
12.3.1 Nationalt scenarium

Nedenstående scenarieeksempel er gennemført for at belyse mulige reduktionseffekter ved tiltag gennemført simultant på i hvert fald dele af det danske skovareal. Dermed kan der opnås fysiske størrelsesordener, der kan sammenholdes med aktuelle hugstmønstre og ovenstående velfærdsøkonomiske omkostninger i en mere nuanceret samlet vurdering af potentialet. Derfor præsenteres her et kombineret scenarium, hvor hele skovbruget omlægges en stor del af rødgranarealerne til svag hugst og en stor del af bøgearealet til en svag hugst og med en forlængelse af omdriften på 10 år. For at illustrere dette benyttes "stock change" princippet, der estimerer forskellen mellem et basisscenarium og et scenarium med ændret praksis. Der gøres følgende antagelser med udgangspunkt i aldersklassefordelingen for de danske skove som angivet i Larsen og Johannsen (2002):

1. Al bøg drives i cyklisk drift 110/130 år. Halvdelen af arealet falder inden for den gode bonitet og halvdelen inden for den ringe. Arealer der i skovtællingen er ældre end 120 år er udeladt af beregningen, da de enten har et andet driftsformål eller en langt ringere bonitet og ændringer vil derfor først blive foretaget i næste omdrift, hvilket ligger længere ude i fremtiden end analysen her. Hvis alderen er under 120 år forlænges omdriften med 10 år (dvs. til 140 år) og fra næste omdrift foretages desuden svag tynding.
2. Også for rødgran antages halvdelen af arealet at være på de gode jorde og halvdelen på de ringe, og endvidere at omdriftsalderen er 55 år på gode jorde og 70 på de ringe. Bevoks-

ninger over 85 år indgår ikke i beregningerne. Det antages at en svagere hugst introduceres på de gode jorde fra alderen 25 år og på de ringe fra 40 år. For bevoksninger over denne alder introduceres den svage hugst først i næste omdrift.

Forskellen i akkumuleret CO₂ optag er illustreret i figur 12.1. nedenfor. Det ses at effekten i rødgran er større end i bøg. For bøg er effekten stor de første årtier hvor der er en stor ekstra opsparring pga. afdriftsudskyldelsen, men denne effekt stagnerer senere, da omdriften jo ikke forlænges uendeligt. Desuden ses et fald i den akkumulerede ekstra bunde mængde CO₂ når effekten af forlængelse af omdriftsalderen træder i kraft. Effekten af en svagere hugst i bøg optræder først meget sent i forløbet, da foryngelsesprocessen er lang. Den største effekt for bøg fås derfor pga. en udskydelse af CO₂-frigivelsen, mens det for rødgran er en mere jævn årlig effekt, dog med store spring hvor store arealer hovedskoves. I første forpligtigelsesperiode (2010) vil nettooptaget som følge af tiltaget være 0,6 Mt CO₂ år⁻¹ og i anden forpligtigelsesperiode (2020) 0,3 Mt år⁻¹. Over en længere årrække (f.eks. 50 år) reduceres dette dog til 0,02 Mt år⁻¹. Ovenstående må dog anses for et groft skøn. F.eks. vil en forlængelse af bøgs omdrift i praksis ikke ske diskret, men ved at man hvert år forlænger omdriften på en stadig voksende del af arealet, til man kan begynde at hugge af de ældre generationer igen. Årsagen er, at et abrupt stop for hugst i gammel bøg vil sende bølgepriserne og dermed omkostningerne hastigt i vejret. Effekten af de ændrede tiltag er meget langsom og vil først være endelig realiseret efter minimum en rotation.



Figur 12.1. Estimat for difference i akkumuleret flow på nationalt plan ved en svag hugst i rødgran (rgr) og svag hugst og forlænget omdrift i bøg.

12.4 Andre muligheder

Der er som nævnt andre muligheder for at øge CO₂-opsparingen i eksisterende skov. En oplagt mulighed er et ændret træartsvalg. Over en omdrift står der således i gennemsnit 216 t CO₂ ha⁻¹ for rødgran og kun 157 hhv. 158 t CO₂ ha⁻¹ for eg og bøg i de ovenfor skitserede basisscenarier på den ringe bonitet. Det vil dog være uoverensstemmende med øvrige politiske tiltag for at øge løvtræandelen i Danmark at øge CO₂-bindingen ved at ændre træartsvalget til rødgran. Samtidig er der ligesom ved skovrejsning tale om en meget langsom opbygning af større masser, specielt da en konvertering må afvente omdriftsalderen på eksisterende bevoksninger. En forceret konvertering vil være alt for omkostningsfuld. En anden mulighed er at ændre driftsform til skove med kontinuert skovdække. Det kan dels have en effekt på CO₂ lagret i jordbunden, og dels kan det medføre en større stående vedmasse pr. ha. Endelig kan man forestille sig lagring i egentlig urørt skov. For alle tiltag gælder fortsat, at der vil ophobes vedmasse indtil en ny ligevægt er opnået.

12.5 Sideeffekter

Ud fra en marginalbetragtning viser ovenstående at det er relativt billigt at opfylde den årlige manko, hvis man kunne indregne CO₂, der løbende oplagres i skov. Imidlertid kan det få yderligere konsekvenser hvis det gøres i større skala, da træmarkedet kan påvirkes. Det kan et større udenlandsk studie illustrere. Alig et al. (1998) har analyseret virkningen af en forlængelse af omdriftsalderen og en reduceret hugst på det amerikanske skovbrugs- og landbrugsmarked i en såkaldt ligevægtsmodel. På kort sigt vil begge tiltag føre til et mindsket udbud og stigende priser, hvilket i denne analyse øger skovrejsningen ganske væsentligt. Den mindske hugst i statsskovbruget har den mindste indvirkning, da hugsten i forvejen er lav. Virkningen af at øge omdriften er derimod væsentlig og resultatet viser sig meget hurtigt, både på priserne og skovrejsningsarealet. Desuden ændrer fordelingen af habitattyper sig, da den forlængede omdrift kun gælder nåletræet, der således bliver mere attraktivt. Derved konverteres en del løvtræ til nåletræ. På længere sigt er der en modsatrettet virkning, hvor en del jord går tilbage til landbruget, efterhånden som priserne falder igen. Den forlængede omdrift giver efter 10 år (den forlænges med 10 år) en forøgelse af udbuddet af træ. Modellen er teoretisk, og afspejler de generelle effekter sådanne tiltag kan tænkes at få.

Det er dog langt fra sikkert at denne udvikling vil forekomme i praksis i Danmark og EU. For det første er konverteringen mellem arealanvendelser ofte træg og selv om skovbrug skulle blive mere profitabelt end det er i dag, vil en konvertering af landbrugsarealer til skov næppe være driftsøkonomisk profitabelt ret mange steder i Danmark. Desuden er arealkonvertering flere steder hæmmet af lovgivning, så en egentlig ændring af skovarealet på denne baggrund alene er næppe sandsynlig. Dertil kommer, at den danske skovsektor er en del af en lille og åben økonomi. Derfor vil en entydig dansk ændring ikke have stor effekt da det danske nåletræsmarked ikke er prissættende på det internationale marked, men derimod påvirkes af udbud og priser i omverdenen, herunder Sverige og Finland, der er langt større nåletræsprodu-

center end Danmark (Thorsen et al., 1999). Et mindsket udbud af nåletræ i Danmark vil derfor sandsynligvis ikke føre til generelt øgede priser på lang sigt. Også løvtræmarkedet er internationalt, hvorved Danmark ikke er prissættende. Et mindsket udbud i Danmark i en periode vil sandsynligvis blot føre til øget hugst andre steder i Europa. Hvis flere europæiske lande besluttede at mindske hugsten samtidig for at leve op til Kyoto-protokollen, da kan det eventuelt påvirke verdensmarkedspriserne og i hvert fald på kort sigt de regionale priser. Naturnær skovdrift vil også lede til mindre hugst i skovene (Nabuurs et al., 2002), hvilket sammen med eventuel CO₂-opsparing kan give markedseffekter, men de to tiltag vil ofte kombineres, og effekten vil ikke være additiv.

12.6 Økonomiske konsekvenser

I tabel 12.1-12.8 er vist budget- og velfærdsøkonomiske omkostninger for de forskellige scenarier. Budgetøkonomiske omkostninger er de konsekvenser, det har for skovejeren, at driftsformen ændres. Det antages, at kun han påvirkes af de pågældende ændringer. De velfærdsøkonomiske omkostninger er de omkostninger, samfundet har som helhed af de ændrede tiltag. For at estimere dette benyttes beregningspriser, som er de oprindelige priser korregeret for en nettoafgiftsfaktor. Det antages, at CO₂ kan handles på et åbent marked (Møller et al., 2000). Ændringer i den rekreative og biologiske værdi er ikke forsøgt estimeret. Det vil dog være forventeligt, at i hvert fald en længere omdriftsalder vil forøge den rekreative såvel som den biologiske værdi. Negative tal i tabellerne er omkostninger ved den øgede binding, mens positive tal er udtryk for en gevinst og antyder, at tiltaget er (tæt ved at være) rentabelt i sig selv – uden kompensation for CO₂-ophobning. Prisen pr. t CO₂ er altså den negative nutidsværdi af omkostningen.

Tabel 12.1 Budgetøkonomiske konsekvenser for driftsændringer i bøg på ringe bonitet ved cyklisk drift vist som nutidsværdi i kr. pr. fremtidig bundet t CO₂ for to forskellige rentesatser (r).

Ændring i omdriftsalder	Ændring i hugst	r = 3%	r = 6%
Forlænget 10 år	ingen	-1	-144
Forlænget 30 år	ingen	-10	-149
Ingen forlængelse	svag	189	19
Forlænget 10 år	svag	94	-12
Forlænget 30 år	svag	53	-31
Ingen forlængelse	svag fra 70 år	81	-27
Forlænget 10 år	svag fra 70 år	33	-62
Forlænget 30 år	svag fra 70 år	8	-81
Skubbet 10 år	ingen	64	-50
Skubbet 10 år	svag	88	-14
Skubbet 10 år	svag fra 70 år	45	-50

Tabel 12.2 Budgetøkonomiske konsekvenser for driftsændringer i bøg på god bonitet ved cyklisk drift vist som nutidsværdi i kr. pr. fremtidig bundet t CO₂ for to forskellige rentesatser (r).

Ændring i omdriftsalder	Ændring i hugst	r = 3%	r = 6%
Forlænget 10 år	ingen	-18	-172
Forlænget 30 år	ingen		
Ingen forlængelse	svag	110	-25
Forlænget 10 år	svag	47	-48
Forlænget 30 år	svag	34	-61
Ingen forlængelse	svag fra 70 år	-40	-101
Forlænget 10 år	svag fra 70 år	-42	-118
Forlænget 30 år	svag fra 70 år	-26	-124
Skubbet 10 år	ingen	-121	-189
Skubbet 10 år	svag	-28	-74
Skubbet 10 år	svag fra 70 år	-104	-142

Tabel 12.1 og 12.2 viser de budgetøkonomiske konsekvenser af en ændring i driften for bøg i cyklisk drift. For sammenlignelighedens skyld er værdien sammenlignet ved 60 år. Der er tale om 1) en ændring til svagere hugst, samt hvis den samme ændring først påbegyndes i en 70-årig bevoksning og dernæst fortsættes ud i al fremtid, 2) en forlængelse af foryngelsesfasen ved at beholde overstanderne i længere tid, 3) en egentlig forlængelse af omdriften hvor det hele skubbes så foryngelsen påbegyndes 10 år senere og afsluttes 10 år senere.

Det ses at en forlængelse af omdriftsalderen i 10 år er billigere på de ringe jorde end på de gode og at en yderligere forlængelse er dyrere (for de ringe jorde). Da vækstmodellen for bøg endnu ikke er afprøvet og en ekstrapolering til en omdriftsalder på 160 år er lang, giver modellen p.t. ikke grundlag for at forlænge omdriftsalderen på de gode jorde så langt. Derfor er en 30-årig forlængelse af omdriftsalderen på god bonitet ikke medtaget i analysen. En svagere hugst giver, ved en lav rentefod et økonomisk overskud, dvs. det er driftsøkonomisk optimalt at lagre mere CO₂ uden økonomisk kompensation. Hvis det kombineres med en forlængelse af omdriftsalderen falder gevinsten naturligvis noget. Det ses også at det er relativt dyrt at begynde en svagere hugst ved alderen 70 år end at have den fra start. Årsagen til dette er, at CO₂ kun ophobes i lille mængde i en kort årrække, og dette er også det tidspunkt hvor der skulle begynde at komme betydende indtægter fra hugsten i skoven. Scenariet ”Påbegyndelse af foryngelsen og afdrift skubbes begge 10 år” ses at være dyr på de gode jorde, men fordelagtig på de ringe jorde ved en lav rentefod.

Tabel 12.3. Velfærdsøkonomiske konsekvenser for driftsændringer i bøg på ringe bonitet ved cyklisk drift vist som nutidsværdi i kr. pr. fremtidig bundet t CO₂ for to forskellige rentesatser (r).

Ændring i omdriftsalder	Ændring i hugst	r = 3%	r = 6%
Forlænget 10 år	ingen	-1	-169
Forlænget 30 år	ingen	-11	-176
Ingen forlængelse	svag	224	24
Forlænget 10 år	svag	112	-13
Forlænget 30 år	svag	63	-36
Ingen forlængelse	svag fra 70 år	99	-29
Forlænget 10 år	svag fra 70 år	40	-71
Forlænget 30 år	svag fra 70 år	10	-94
Skubbet 10 år	ingen	62	-73
Skubbet 10 år	svag	99	-19
Skubbet 10 år	svag fra 70 år	50	-61

Tabel 12.4. Velfærdsøkonomiske konsekvenser for driftsændringer i bøg på god bonitet ved cyklisk drift vist som nutidsværdi i kr. pr. fremtidig bundet t CO₂ for to forskellige drifter og forskellige rentesatser (r).

Ændring i omdriftsalder	Ændring i hugst	r = 3%	r = 6%
Forlænget 10 år	ingen	-21	-202
Forlænget 30 år	ingen		
Ingen forlængelse	svag	133	-27
Forlænget 10 år	svag	57	-55
Forlænget 30 år	svag	41	-71
Ingen forlængelse	svag fra 70 år	-43	-116
Forlænget 10 år	svag fra 70 år	-47	-136
Forlænget 30 år	svag fra 70 år	-29	-144
Skubbet 10 år	ingen	-153	-232
Skubbet 10 år	svag	-35	-88
Skubbet 10 år	svag fra 70 år	-124	-168

I tabel 12.3 og 12.4 er de tilsvarende velfærdsøkonomiske omkostninger vist. Det mønster, der sås for de budgetøkonomiske omkostninger, genfindes her, dog ligger de numerisk set en anelse højere for de fleste scenarier.

Tabel 12.5 viser de budgetøkonomiske omkostninger for skovejeren ved en ændring i driften af rødgran til en svagere hugst. Det ses at være lidt billigere på de ringe end på de gode jorde. De velfærdsøkonomiske værdier er, som for bøg, en anelse højere, men det er ikke en nævneværdig forskel (tabel 12.6).

Tabel 12.5. Budgetøkonomiske konsekvenser for skovejeren for driftsændringer i rødgran vist som nutidsværdi i kr. pr. fremtidig bundet t CO₂ ved to forskellige rentesatser (r).

Bonitet	Ændring i hugst	r = 3%	r = 6%
Ringe	svag	-31	-18
god	svag	-43	-23

Tabel 12.6. Velfærdsøkonomiske konsekvenser for driftsændringer i rødgran vist som nutidsværdi i kr. pr. fremtidig bundet t CO₂ ved to forskellige rentesatser (r).

Bonitet	Ændring i hugst	r = 3%	r = 6%
Ringe	svag	-31	-18
god	svag	-44	-24

For eg på god bonitet ses det af tabel 12.7 og 12.8, at en forlængelse af omdriftsalderen er den billigste måde at spare op på ved en lav rentefod, mens en svagere hugst er den billigste metode ved en høj rentefod. Hvis den svagere hugst kombineres med en længere omdriftsalder bliver det en anelse billigere, hvilket viser at en del af omkostningen ved svagere hugst skyldes mindre opnåede dimensioner. De velfærdsøkonomiske omkostninger ses at være en anelse lavere for en forlængelse af omdriftsalderen og en anelse højere for en svagere hugst. Som for bøgss vedkommende ses det at være relativt dyrere at påbegynde en svagere hugst sent i om-driften.

Tabel 12.7. Budgetøkonomiske konsekvenser for skovejeren for driftsændringer i eg på god bonitet vist som nutidsværdi i kr. pr. fremtidig bundet t CO₂ ved to forskellige rentesatser (r).

Ændring i omdriftsalder	Ændring i hugst	r = 3%	r = 6%
Forlænget 10 år	ingen	-23	-135
Forlænget 30 år	ingen	-58	-160
Ingen forlængelse	svag	-138	-84
Forlænget 10 år	svag	-133	-85
Forlænget 30 år	svag	-131	-86
Ingen forlængelse	svag fra 70 år	-246	-190
Forlænget 10 år	svag fra 70 år	-216	-186
Forlænget 30 år	svag fra 70 år	-198	-185

Tabel 12.8. Velfærdsøkonomiske konsekvenser for skovejeren for driftsændringer i eg på god bonitet vist som nutidsværdi i kr. pr. fremtidig bundet t CO₂ ved to forskellige rentesatser (r).

Ændring i omdriftsalder	Ændring i hugst	r = 3%	r = 6%
Forlænget 10 år	ingen	-18	-149
Forlænget 30 år	ingen	-56	-179
Ingen forlængelse	svag	-147	-86
Forlænget 10 år	svag	-141	-87
Forlænget 30 år	svag	-138	-88
Ingen forlængelse	svag fra 70	-265	-199
Forlænget 10 år	svag fra 70	-231	-195
Forlænget 30 år	svag fra 70	-211	-195

De beregnede omkostninger ligger ganske interessant sammenlignet med CO₂-afgiften, der p.t. er på 3-100 kr t⁻¹ CO₂ (Finansministeriet et al., 2003). Vedrørende følsomheden af ovenstående beregninger overfor prisændringer på råtræ er disse enkle at opgøre grundet den anvendte metode: Hvis man i ovenstående beregninger øger råtræprisen med 25% øges omkostningen til CO₂-binding med ca. 25% eller falder tilsvarende hvis der er tale om en indtægt (afhængig af det enkelte scenarium), da ændringen i opsparingen også er relativ.

Ovenstående beregninger skal opfattes som marginale omkostninger i den forstand, at de er gældende for tiltag, der samlet ikke har en størrelse, der i væsentlig grad ændrer skovdriften, udbudssituationen, priser på faktor- og outputmarkeder med videre. Hvis man forestillede sig f.eks større tiltag omfattende store dele af det danske skovbrug kunne det ændre på råtræudbuddet i Danmark og dermed i hvert fald på kort sigt markedspriserne på visse typer råtræprodukter. En korrekt økonomisk analyse af større samlede tiltag vil kræve opbygningen af et samlet modelapparat der kan håndtere netop den type effekter.

12.7 Referencer

- Alig, R.J., Adams, D.M. & McCarl, B.A., 1998. Ecological and economic impacts of forest policies: interactions across forestry and agriculture. *Ecol. Econ.* 27, 63-78
- Anthon, S., Jacobsen, J.B. & Thorsen, B.J., 2003. Skovenes mulige rolle i klimapolitikken: En scenarioanalyse af CO₂-reduktionspotentiale og marginale økonomiske omkostninger. Arbejdsrapport nr. 50, Skov & Landskab (FSL), Hørsholm.
- Dansk Skovforening, Hedeselskabet, De Danske Skovdyrkerforeninger & Skov- og Naturstyrelsen 2000. Skovøkonomiske tabeller. Dansk Skovforening, Hedeselskabet, De Danske Skovdyrkerforeninger, Skov- og Naturstyrelsen, København.
- Finansministeriet, Miljøministeriet, Skatteministeriet, Udenrigsministeriet & Økonomi- og Erhvervsministeriet, 2003. En omkostningseffektiv klimastrategi. www.fm.dk. 264 s.
- Johannsen, V.K., 1999. A growth model for oak in Denmark. Department of Economics and Natural Resources. KVL, Frederiksberg. 197 s.

- Larsen, P.H. & V. K. Johannsen, 2002. Skove og plantager 2000. Danmarks Statistik, Skov og Landskab og Skov- og Naturstyrelsen.
- Leary, R., Johannsen, V.K., Skovsgaard, J.P. & Foerster, W., 2004. A managed stand model for Norway spruce in Denmark. *Forest Sci.* (i trykken).
- Møller F., Andersen, S.P, Grau, P., Huusom, H., Madsen, T., Nielsen, J. & Standmark, L., 2000: Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter. Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen.
- Nabuurs, G.J., Goede, D.M.D., Michie, B., Schehaas, M.J. & Wesseling, J.G., 2002. Long-term international impacts of nature-oriented forest management on European forests - an assessment with the Efcscen model. *J. World Forest Res. Manage.* 9 101-129.
- Nord-Larsen, T., 2003. Vækstmodel for bøg, foreløbige estimater. Upubliceret. Forskningscentret for Skov og Landskab.
- Thorsen, B.J., Riis, J., Helles, F. & Holten-Andersen, P., 1999. Internationalisation of Roundwood Markets - the Case of Denmark. I: Abildtrup, J., Helles, F., Holten-Andersen, P., Larsen, J.F. & Thorsen, B.J. (red.), *Modern Time Series Analysis in Forest Products Markets Forestry Sciences*. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers, s. 69-81.
- Watson R.T., Noble, I.R., Bolin, B., Ravindranath, N.H., Verardo, D.J. & Dokken, D.J., 2000. Land Use, land-use change and forestry: a special report of the IPCC. Cambridge University Press, UK.

13. Biobrændsel fra skov

Inge Stupak Møller og Morten Ingerslev
Forskningscenter for Skov og Landskab

Biobrændsel er i modsætning til fossile energikilder næsten CO₂-neutralt. Ved brug af biobrændsel kan man mindske afbrændingen af fossile brændstoffer, og derved opnå en substitutionseffekt. Produktionen svarer dog ikke til den energi den erstatter. Der bruges fossil energi til produktionen af biobrændsel, og energiudnyttelsen pr. enhed CO₂ er ikke lige høj for biobrændsel og f.eks. kul (Anthon et al., 2003).

Den samlede potentielle yderligere reduktion i det danske udslip af CO₂ ved anvendelse af træflisressourcen anslås til at ligge mellem 0,4 Mt CO₂ år⁻¹ og 0,7 Mt CO₂ år⁻¹, hvis det reducerer udslippet fra olie, kul og naturgas svarende til den i dag anvendte fordeling. Regeringens målsætning er en reduktion på 25 Mt CO₂ år⁻¹ (Finansministeriet et al., 2003) og dermed rummer biobrændsel fra de danske skove potentiale for en besparelse på op til 2,8% af målsætningen.

Marginalomkostningen ved en forøgelse af træflisforbruget vurderes at være minimal da en række andre sortimenter har priser, der ligger på niveau med flis eller sågar lavere. Ønsker man at øge produktionen af dansk træflis yderligere vil det enten indbefatte nyttilplantning af arealer, eller en stor offeromkostning, da alternativ prisen på langtømmer svarer til over 700 kr t⁻¹ CO₂. Der foregår imidlertid allerede en ikke ubetydelig import af træflis til energi til konkurrencedygtige priser. Dermed er der reelt mulighed for at øge bioenergiforbruget betydeligt uden væsentlige øgede omkostninger for så vidt angår omkostningen til anskaffelsen af biobrændslet. Omkostninger ved omlægning og investering i øget kapacitet er ikke behandlet her.

En sideeffekt ved flisproduktion er øget næringsstoffjernelse fra skoven. Tilbageførsel af flisasken er en oplagt mulighed for at kompensere udtaget. Derfor behandles de miljømæssige sideeffekter af flisproduktion og asketilbageførsel ofte sammen. Disse omfatter udover effekten på CO₂ balancen også positive effekter på kvælstofbalancen, tab af næringsstoffer fra skoven, mindsket udvaskning af f.eks. kvælstof, evt. effekter på vedproduktion, effekter af netto-tilførsel af miljøskadelige stoffer som tungmetaller, PAH og dioxin (asketilbageførsel), effekter på biodiversitet, risiko for insektskader, påvirkning af skovbundsflora og fauna (se f.eks. Egnell et al., 1998, Börjesson, 2000).

13.1 Beskrivelse af tiltaget

Biobrændsel er i modsætning til fossile energikilder CO₂-neutralt, dvs. det, der frigives ved afbrænding ville under alle omstændigheder være frigivet til atmosfæren af naturlig vej – eventuelt med en mindre forsinkelse. Udover at man ved brug af biobrændsel kan mindske

afbrændingen af fossile brændstoffer er der også en lagereffekt svarende til skovrejsningen ved at anlægge f.eks. hurtigvoksende plantager med henblik på akkumulering af CO₂ og bio-brændselsproduktion. De ekstraordinært bundne CO₂-kvoter kan forbruges andre steder i den mellemliggende periode. Her analyseres substitutionseffekten alene, da det er den der kan medregnes i CO₂-regnskabet ifølge Kyoto-protokollens regler. Med andre ord indregnes kun den del der erstatter CO₂-udslip fra andre (fossile) energikilder.

I 1 t produceret biomasse (tørstof) er der ca. 0,5 t kulstof. Det svarer til ca. 1,8 ton CO₂. Men hvis man ser på den CO₂-neutrale produktion af energi, svarer den ikke til den energi den erstatter. Der bruges fossil energi til produktionen af biobrændsel, og energiudnyttelsen pr. enhed CO₂ er ikke lige høj for biobrændsel og f.eks. kul. Derfor svarer den producerede mængde CO₂ ikke til den mængde CO₂, den erstatter. Cannell (2003) estimerede, at et ton tør biomasse erstatter 1,8 t CO₂ udledt fra kul, 1,6 t CO₂ fra olie og 1,0 t CO₂ fra naturgas.

13.2 Udbredelse på landsplan

Produktionen af træflis i Danmark har været stigende igennem det sidste årti. I perioden 1991-2001 steg produktionen godt 250% fra ca. 100.000 m³ år⁻¹ til ca. 260.000 m³ år⁻¹ (Larsen og Johannsen, 2002). Det er hovedsageligt nåletræ, der aflægges til flis. Den stigende produktion af træflis skyldes blandt andet investeringer i biomassefyrede kraftvarmeværker. I 2002 åbnede Herningværket, som alene aftager 200.000 m³ flis årligt. Dette øger afsætningsmulighederne for flis.

13.3 Reduktion af drivhusgasemissioner

Globalt set udgør bioenergi 14% af energiforsyningen (Watson et al., 2000). Den moderne bioenergiteknologi kan give en mere efficient udnyttelse af træbrændselsressourcerne, f.eks. ved brug til både produktion af varme og elektricitet i kombinerede kraftvarmeværker, samt nogle steder til gas og transportbrændstof (Cannell, 2003). Herved bliver den teoretiske potentielle kapacitet for biobrændsel, der ikke udledes fra fossile brændstoffer, globalt set 7340-18350 Mt CO₂ år⁻¹ i 2050-2100, hvilket ud fra et skøn om gennemsnitlig produktivitet svarer til en konvertering af 800 mio. ha til produktion af energiafgrøder (Cannell, 2003). Dette svarer til 55% af det nuværende opdyrkede jord i hele verden. Den realistiske potentielle kapacitet er 3670-7340 Mt CO₂ år⁻¹ i 2050-2100. Tallet formindskes af, at der vil være et øget behov for fødevarerproduktion i fremtiden, efterhånden som verdens befolkning formodes at vokse. Det konservative opnåelige estimat er 734-3670 Mt CO₂ år⁻¹ (Cannell 2003). De tilsvarende tal for Europa vurderer Cannell (2003) til at være henholdsvis 2202-3303 Mt CO₂ år⁻¹, 734-1101 Mt CO₂ år⁻¹ og 367-734 Mt CO₂ år⁻¹.

Globalt set er det vigtigt at overveje, hvilken påvirkning produktion af bioenergi i stor skala vil have på samfundet. Produktion af bioenergi bruger jord, der kunne bruges til andet. Det er ofte jord med en høj produktivitet (over 10 m³ ha⁻¹ år⁻¹), hvor produktion af bioenergi er inte-

ressant (Cannell, 2003). Men disse jorde er samtidig ofte værdifuld landbrugsjord. Alternativet er at udnytte de dårlige jorde, men så kræves større arealer. I u-lande vil plantagebrug måske være mere rentabelt end lokal landbrugsproduktion, hvilket kan skabe mangel på fødevarer og jord og evt. rydning af ny skov (afledte effekter). Andre effekter kan være negative miljøeffekter, f.eks. kan det frygtes at plantageskovbrug har en lavere biodiversitet i forhold til oprindelige skove, uanset at et godt design af plantageskovene måske kan modvirke dette konkrete problem (Watson et al., 2000). Der er især store begrænsninger i u-landenes mulighed for at konvertere til produktion af biobrændsel, men nogle begrænsninger er gældende for alle lande: 1) Der er konkurrence om arealer fra fødevareproduktionen, 2) Energiafgrøder - især stedsegrøn skov - forbruger meget vand, derfor kan det også konkurrere med anden vandanvendelse mange steder, 3) Biobrændsel kan kun udnyttes, hvis der er den teknologiske kapacitet, som typisk i dag findes i nogle få i-lande. Derved indebærer produktion i u-lande ofte transport over store afstande til mere effektive aftagere, 4) Arealer med energiafgrøder (også træflis) kan være miljømæssigt problematiske (Cannell 2003), pga. den ofte intensive produktion.

Derved bliver det årlige realistiske potentiale for bioenergiproduktion i EU15 21-32% af den aktuelle udledning, mens det for binding i skov estimeres til 5-11% (Cannell, 2003). Den afgørende forskel er, at binding i skovens biomasse er tidsbegrænset, da skovene vil nå en ny, højere ligevægt, hvorefter netto-bindingen vil være nul. I modsætning hertil er øget anvendelsen af biobrændsel et flow, der vil medføre en mere permanent sænkning af netto-udslippet af drivhusgasser fra menneskelig aktivitet.

Hvis det antages at træbrændselsressourcen i Danmark vil fordele sig på løv og nål som den har gjort de seneste 10 år vil 48% stamme fra løvtræ og 52% fra nåletræ. Dette indebærer en årlig produktion af 1,1-2,1 Mt CO₂ år⁻¹ afhængig af hvilket af forbrugsscenerierne nævnt i afsnit 13.6, der vil være tale om (omregningsfaktorer er taget fra Larsen og Johannsen, 2002). Som nævnt ovenfor anvendes der ofte fossilt brændsel ved produktion af bioenergi og energiuudnyttelsen er ringere end for andre energikilder. Anvendes Cannell's (2003) omregningsfaktorer for dette forhold erstatter det med andre ord 0,45-0,85 Mt CO₂ år⁻¹ udledt fra kul, 0,40-0,75 Mt CO₂ år⁻¹ udledt fra olie og 0,25-0,48 Mt CO₂ år⁻¹ udledt fra naturgas. Den samlede potentielle yderligere reduktion i CO₂ ved anvendelse af træflisressourcen anslås dermed til at ligge mellem 0,4 Mt år⁻¹ og 0,7 Mt år⁻¹ hvis det reducerer udslippet fra olie, kul og naturgas svarende til den i dag anvendte fordeling. Regeringens målsætning er en reduktion på 25 Mt CO₂ år⁻¹ (Finansministeriet et al., 2003) og dermed rummer biobrændsel fra de danske skove potentiale for en besparelse på op til 2,8% af målsætningen.

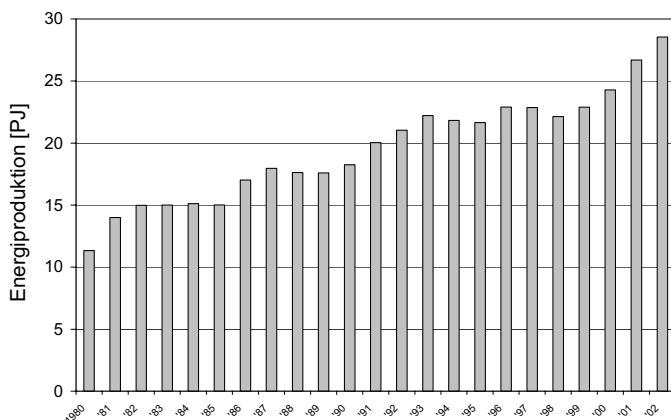
13.4 Sideeffekter

Som nævnt i det ovenstående kan arealer med energiafgrøder (også træflis) kan være miljømæssigt problematiske (Cannell, 2003), pga. den ofte intensive produktion. Der er i dag kun få arealer med deciderede energiafgrøder i Danmark, og der bliver ikke anlagt skove specielt

med henblik på produktion af energitræ. Biobrændsel fra skoven er således et biprodukt fra produktionen af mere konventionelle produkter. Spørgsmål om konkurrence med arealer til fødevarerproduktion og med vandproduktion er derfor knyttet til generelle skovrejsnings- og skovforvaltningsproblematik og ikke specielt til produktion af energitræ. Der er derimod der en række miljømæssige effekter af flisproduktionen. Bl.a. betyder udnyttelse af heltræer, inklusiv grene og evt. nåle, en øget fjernelse af næringsstoffer fra skoven (Egnell et al., 1998). I et bæredygtigt skovbrug bør dette næringsstofudtag kompenseres for at opretholde et stabilt dyrkningsgrundlag. Flisasken indeholder en stor del af de fjernede næringsstoffer og tilbageføres flisasken, bliver dette affaldsprodukt et vigtigt element i det bæredygtige skovbrug. I gødskningsstrategien for Skov- og Naturstyrelsens skovarealer m.m. står der, bl.a. at man så vidt muligt skal anvende gødskningsstyper som fremmer en recirkulering af næringsstoffer. Herunder nævnes aske i forbindelse med kompensationsgødsning. De miljømæssige effekter af flisproduktion og asketilbageførsel behandles derfor ofte sammen, og omfatter udover effekten på CO₂ balancen også positive effekter på kvælstofbalancen, tab af næringsstoffer fra skoven, mindsket udvaskning af f.eks. kvælstof, evt. effekter på vedproduktion, nettotilførsel af miljøskadelige stoffer som tungmetaller, PAH og dioxin (asketilbageførsel), effekter på biodiversitet, risiko for insektskader, påvirkning af skovbundsflora og fauna (Egnell et al., 1998, Börjesson, 2000). I 2001 udgav Skogstyrelsen i Sverige retningslinier for produktion af skovflis og asketilbageførsel (Skogsstyrelsen, 2001), mens de danske retningslinier for flisproduktion stammer fra 1985 (Billeschou og Klitgard, 1985).

13.5 Historisk udvikling

I starten af 1980'erne iværksatte den daværende Skovstyrelse et flisprojekt med det formål, at skabe et marked for flis til bl.a. energiformål for dermed at opnå en bedre økonomi i de første tyndinger i rødgran og sitka samt ved konvertering af fyrreplantager til mere værdifulde arter (Billeschou, 1983). Fra samme tidspunkt kom skovflis til at indgå i den danske energiforsyningspolitik (Energistyrelsen, 1996). Den 14. juni 1993 indgik den daværende regering (S, R, KrF og CD) aftale med KF, V og SF om den fremtidige biomasseudbygning. Ifølge aftalen skulle der fra år 2000 anvendes 1,4 mio. tons biomasse i elforsyningen, heraf 1,2 mio. tons halm og 0,2 mio. tons træflis (Energistyrelsen, 2002). Det svarer til i alt ca. 19,5 PJ/år. Produktionen af træflis i Danmark har været stigende igennem det sidste årti. I perioden 1991-2001 steg produktionen godt 250% fra ca. 100.000 m³ år⁻¹ til ca. 260.000 m³ år⁻¹ (Larsen og Johannsen, 2002). Det er hovedsageligt nåletræ, der aflægges til flis. Den stigende produktion af træflis skyldes blandt andet investeringer i biomassefyrede kraftvarmeværker. Med igangsættelsen af Herningværket i 2002 er biomasseaftalen således blevet implementeret på flisområdet (Skov- og Naturstyrelsen 2002).



Figur 13.1. Udviklingen i den træbaserede energiproduktion i Danmark 1980-2002 (Energistyrelsen, 2003).

13.6 Fremtid

Biobrændsler som træflis handles i stigende grad på et internationalt marked, hvor andre træforbrugende industrier konkurrerer med energisektoren om ressourcen, mens energisektoren holder bioenergiens fordele og pris op mod traditionelle energikilders pris og produktion. Således begrænses den efterspurgte mængde biobrændsel af alternativprisen for anden energi, i Danmark typisk prisen på kul, og udbuddet af træ til biobrændsler bestemmes i høj grad også af alternativprisen for anden anvendelse af træ, typisk prisen på råtræ til træfiberplader og papir. På kort sigt begrænses efterspørgslen desuden af kapaciteten i energisektoren i de forskellige regioner.

Jf. afsnit 13.5 har det med den nuværende stærkt stigende efterspørgsel efter flis været interessant at se på den mulige potentielle flisproduktion i Danmark. Dertil kommer produktion af andre biobrændsler (f.eks. brænde). Nord-Larsen og Heding (2003) har lavet en biobrændselsprognose, der dækker de næste 30 år. Prognosen forholder sig ikke til den økonomiske side, men bygger derimod på eksistensen og produktionen af træressourcer i skovene. Derfor kan prognosen ses som den teoretisk potentielle tilgængelighed af træflis.

Den nuværende driftsform i skovbruget aflægger flis i de tidlige tyndinger i nåletræ samt fra afvikling af bjergfyrrer og i bevoksninger med meget skadede træer (f.eks. pga. råd). Rapporten estimerer at den potentielle tilgængelighed af træflis ved den nuværende driftsform er 0,65-0,80 mill. m³ år⁻¹ inkl. løvtræflis. Denne mængde kunne øges væsentligt, hvis man gik over til at udnytte trætoppe fra senere tyndinger og fra hovedskovning. Fortsættes den nuværende drift, vil den potentielle tilgængelighed være uændret i perioden 2010-2019 og stige til 0,80-0,90 mill. m³ år⁻¹. Med en stigende efterspørgsel efter flis vil det måske blive rentabelt at ud-

nytte hugstaffaldet fra hovedskovninger. Hvis denne ressource udnyttes, vil den potentielt tilgængelige mængde stige til 0,80-0,90 mill. m³ år⁻¹ for den indeværende periode, svarende til 100.000-150.000 m³ ekstra flis. Hvis hugstaffald fra sene tyndinger ydermere udnyttes, vil det få den potentielt tilgængelige mængde til at stige til 1,0-1,1 mill. m³ år⁻¹. Dertil kommer brænde, således at den potentielle tilgængelige produktion af biobrændsel er 0,9-1,3 mio. m³ år⁻¹, hvis trætoppe udnyttes 1,1-1,5 mio. m³ år⁻¹, og hvis der hugges flis i kombinerede tyndinger 1,3-1,7 mio. m³ år⁻¹.

Uanset ændringer i driftsformen i det danske skovbrug findes således en potentiel tilgængelig ressource, der ikke er udnyttet fuldt ud. Indtil nu har markedet været drevet af efterspørgslen efter skovflis fra kraftvarmeværkernes side og ikke udbuddet af flis. Det må forventes at en større international efterspørgsel, evt. sammen med stigende priser, vil øge udbuddet af flis tilsvarende.

Politisk set har de danske energiplaner siden midten af 1970'erne ændret indhold mht. målsætning og indhold, fra et hovedformålet der var at sikre en stabil og tilstrækkelig energiforsyning, til i den seneste energiplan, Energi 21, at have et meget bredere og miljøorienteret fokus. Her inddrages en reduktion af anvendelsen af ikke-fornybare energiressourcer samt et øget forbrug af vedvarende og CO₂-neutrale energikilder (Energistyrelsen, 1996).

13.7 Økonomiske konsekvenser

Hvorvidt det er bedst at bruge skovene og konkrete bevoksninger til bioenergi eller lagring, for så vidt der er tale om et valg, vil antageligt variere med træart, bevoksningsalder, og økonomiske og produktionsmæssige faktorer i øvrigt. Normalt vil det ud fra et CO₂-perspektiv være mest effektivt at udnytte langsomtvoksende skove som CO₂-lager og hurtigtvoksende til produktion af biobrændsel.

Den samfundsøkonomiske omkostning ved at øge flisproduktionen i de danske skove væsentligt, dvs. udover hvad markedet aktuelt finder optimalt, bestemmes ikke her, da det vil kræve en relativt omfattende modellering af sektoren. Man kan dog få et indtryk af de marginale omkostninger: Aktuelt er produktionsomkostningen for 1 t træflis 429 kr, og handelsprisen for 1 t træflis er 491 kr t⁻¹. Øges produktionen ved at udnytte mindre dimensioner, der i dag efterlades i skovene vil den marginale produktionsomkostning stige fra dette niveau. Alternativt kan produktionen øges ved at opkøbe større dimensioneret træ, der i dag afsættes til andre formål. En ide om den marginale omkostning ved at forfølge denne vej kan man få fra de skovbrugsøkonomiske sortimentstabeller og priserne på disse konkurrerende anvendelser. Prisen på cellulosestrø ligger på 149 kr m⁻³ og for emballagetræ 165 kr m⁻³, dvs. hvis det blev udnyttet til træflis ville prisen blive hhv. 426 og 470 kr t⁻¹ plus eventuel en oparbejdningsomkostning. Dette antyder, at marginale forøgelser af flisproduktionen kan fremskaffes for i det mindste meget lave velfærdsøkonomiske omkostninger. Hvis man udnytter større dele af

ressourcen, så man gør indhug i de lidt større råtrædimensioner, her f.eks. tømmer mindre end 20 cm vil prisen aktuelt blive 756 kr t⁻¹ flis – altså ret høj.

Der foregår imidlertid allerede en ikke ubetydelig import af træflis til energi til konkurrencedygtige priser. Dermed er der reelt mulighed for at øge bioenergiforbruget betydeligt uden væsentlige øgede omkostninger for så vidt angår omkostningen til anskaffelsen af biobrændslet. Omkostninger ved omlægning og investering i øget kapacitet i energisektoren er ikke behandlet her.

13.8 Referencer

- Anthon, S., Jacobsen, J.B. & Thorsen, B.J., 2003. Skovenes mulige rolle i klimapolitikken: En scenarioanalyse af CO₂-reduktionspotentiale og marginale økonomiske omkostninger. Arbejdsrapport nr.50, Skov & Landskab (FSL), Hørsholm.
- Billeschou, A.E., 1983. Skovstyrelsen iværksætter stort flisprojekt. Skoven, 8, 198-199.
- Billeschou, A.E. & Klitgaard, O., 1985. Økologisk forsvarlig udnyttelse af marginale træressourcer – Skovstyrelsens retningslinier for statsskovene. Skoven, 12, 374-375.
- Börjesson, P., 2000. Economic evaluation of the environmental impact of logging residue recovery and nutrient compensation. Biomass Bioenergy 19, 137-152.
- Cannell, M.G.R., 2003. Carbon sequestration and biomass energy offset: theoretical, potential and achievable capacities globally, in Europe and the UK. Biomass Bioenergy 24, 97-116.
- Egnell, G., Nohrstedt, H.-Ö., Weslin, J. Westling, O. & Örlander, G., 1998. Miljökonsekvensbeskrivning (MKB) av skogsbränsleuttag, asktillförsel och övrig näringskompensation. Skogstyrelsen, Sweden. 170 s.
- Energistyrelsen, 1996. Energi 21. Regeringens energihandlingsplan 1996. Energistyrelsen, København.
- Energistyrelsen, 2002. <http://ens.dk/sw199.asp>.
- Energistyrelsen, 2003. Energistatistik 2002. Energistyrelsen, København.
- Finansministeriet, Miljøministeriet, Skatteministeriet, Udenrigsministeriet & Økonomi- og Erhvervsministeriet, 2003: En omkostningseffektiv klimastrategi. www.fm.dk. 264 s.
- Larsen, P.H. & Johansen, V.K., 2002. Skove og plantager 2000. Danmarks Statistik, Skov og Landskab og Skov- og Naturstyrelsen.
- Nord-Larsen, T. & Heding, N. 2003. Træbrændselsressourcer fra danske skove, prognose 2002. Dansk Skovbrugs Tidsskrift 87, 1-72.
- Skogsstyrelsen, 2001. Rekommendationer vid uttag av skogsbränsle och kompensationsgödsling. Meddelande 2-2001, Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Skov- og Naturstyrelsen, 2002. Danmarks nationale skovprogram. Skov- og Naturstyrelsen, København.
- Watson R.T., Noble, I.R., Bolin, B., Ravindranath, N.H., Verardo, D.J. & Dokken, D.J., 2000. Land Use, land-use change and forestry: a special report of the IPCC. Cambridge University Press, UK.

DJF Foulum

Postboks 50, 8830 Tjele
Tlf. 8999 1900. Fax 8999 1919
djf@agrsci.dk. www.agrsci.dk

Direktion
Administration

Afdeling for Råvarekvalitet
Afdeling for Husdyravl og Genetik
Afdeling for Husdyrernæring og Fysiologi
Afdeling for Husdyrsundhed og Velfærd
Afdeling for Jordbrugsproduktion og Miljø

Afdeling for Mark- og Stalddrift
Kommunikationsafdelingen
Centerdrift Foulum

DJF Årlev

Kirstinebjergvej 10, 5792 Årlev
Tlf. 6390 4343. Fax 6390 4390

Afdeling for Havebrugsproduktion

DJF Flakkebjerg

Flakkebjerg, 4200 Slagelse
Tlf. 5811 3300. Fax 5811 3301

Afdeling for Plantebiologi
Afdeling for Plantebeskyttelse
Centerdrift Flakkebjerg

DJF Bygholm

Schüttesvej 17, 8700 Horsens
Tlf. 7629 6000. Fax 7629 6100

Afdeling for Jordbrugsteknik
Driftsfunktion

DJF Sorgenfri

Skovbrynet 14, 2800 Kgs. Lyngby
Tlf. 4587 8055 . Fax 4593 1155
Skadedyrlaboratoriet

Enheder på andre lokaliteter

Afdeling for Sortsafprøvning

Teglværksvej 10, Tystofte
4230 Skælskør
Tlf. 5816 0600. Fax 5816 0606

Askov Forsøgsstation

Vejervej 55, 6600 Vejen
Tlf. 7536 0277. Fax 7536 6277

Den økologiske Forsøgsstation Rugballegård

Postboks 536, 8700 Horsens
Tlf. 7629 6000. Fax 7629 6102

Foulumgård

Postboks 50
8830 Tjele
Tlf. 8999 1900. Fax 8999 1919

Jyndeved Forsøgsstation

Flensborgvej 22, 6360 Tinglev
Tlf. 7464 8316. Fax 7464 8489