



Landbrug og Klima

Analyse af landbrugets virkemidler
til reduktion af drivhusgasser
og de økonomiske konsekvenser

Landbrug og Klima

- Analyse af landbrugets virkemidler til reduktion af drivhusgasser og de økonomiske konsekvenser

Landbrug og Klima

– analyse af landbrugets virkemidler til reduktion af drivhusgasser og de økonomiske konsekvenser.

Analysen er udarbejdet for Fødevareministeriet af:
Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Århus Universitet
og Fødevareøkonomisk Institut, Københavns Universitet

Oplag: 300 ex.

ISBN:

978-87-7083-291-5 Tryk

978-87-7083-292-2 Web

Fødevareministeriet december 2008



Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri
Slotsholmsgade 12
1216 København K
www.fvm.dk

MINISTERFORORD

Klimaforandringerne sætter spor overalt i verden, og der er behov for, at vi gør en særlig indsats for at nedbringe udledningen af drivhusgasser, udnytte alternative energiformer og tilpasse vores samfund til de nye tider.

Landbruget, der står for 16 % af Danmarks udledning af drivhusgasser, skal bidrage til reduktionen. For at kunne træffe de rigtige beslutninger, skal vi have et grundigt kendskab til de forskellige handlemuligheder og deres konsekvenser. Derfor har jeg bestilt en analyse hos Fødevareøkonomisk Institut (Københavns Universitet) og Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet (Aarhus Universitet).

Analysen peger på fire virkemidler som særligt interessante, når vi ser på reduktionspotentialet i landbruget set i forhold til omkostningerne:

- Husdyrgødning til biogas
- Dyrkning af pileflis til bioenergi på marginaljorde
- Halm til kraftvarme
- Udtagning af vådområder

Tilsammen har de fire virkemidler et reduktionspotentiale på ca. 2,7 mio. ton CO₂-ækvivalenter pr. år. I analysen ses nærmere på yderligere 11 virkemidler.

Det er mit ønske, at analysen kan være med til, at vi vælger de mest intelligente løsninger på vores fælles udfordringer med at reducere udledningen af drivhusgasser. Jeg vil gøre mit til, at de nødvendige rammer for at udnytte reduktionspotentialet bliver tilvejebragt, og at vi samtidig fremmer det vækstpotentiale, der også ligger i gennemførelsen af kommende tiltag.

Analysen vil spille sammen med Regeringens øvrige analyser og tiltag på klimaområdet.

God læselyst.



Eva Kjer Hansen

INDHOLDSFORTEGNELSE

Ministerforord	3
1 Indledning	11
2 Sammenfatning	12
2.1 Landbrugets udledninger af drivhusgasser	12
2.2 Bioenergiens bidrag	14
2.3 Forskellige reguleringsformer	14
2.4 Virkemidlernes potentiale	16
2.5 Forskelle i virkemidlernes potentiale	16
2.6 Den samlede reduktion	16
2.7 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger	17
2.8 Virkemidlernes reduktionspotentiale og relative omkostningseffektivitet	19
2.9 Politiske implementeringsinstrumenter	22
2.10 Administrationsomkostninger ved drivhusgasregulering i landbruget	25
3 Konklusion	25
3.1 Virkemidlernes klimapolitiske relevans	26
4 Introduktion	32
5 Halm til brændsel i kraftvarmeproduktion	32
6 Husdyrgødning til biogas i kraftvarmeproduktion	33
6.1 Biogas fra svine- eller kvæggylle	34
6.2 Biogas fra gylle tilsat fast separationsproduktion fra svinegylle	35
7 Husdyrgødning til brændsel i kraftvarmeproduktion	36
8 Græs fra ekstensive arealer til biogas i kraftvarmeproduktion	37
9 Pileflis til brændsel i kraftvarmeproduktion	38
10 Helsædsmajs til biogas i kraftvarmeproduktion	39
11 Hvede til produktion af bioethanol (1. generationsteknologi)	40
12 Rapsfrø til produktion af biodiesel	40
13 Forbedret gyllehåndtering	41
13.1 Køling af gylle i svinestalde	41
13.2 Hurtigere udslusning af gylle til gylletanken	41
13.3 Overdækning af gyllebeholdere og faste gødningslagre	42
14 Ændret fodring	42
14.1 Øget fodring med fedt til malkekøer	42
14.2 Øget kvælstofudnyttelse i husdyrproduktionen	43

15	Efterafgrøder.....	45
16	Reduceret jordbearbejdning.....	46
17	Forbedret kvælstofudnyttelse.....	47
	17.1 Placeret gødning til vårafgrøder	47
	17.2 Nedfældning af gylle.....	47
	17.3 Nitrifikationshæmmere.....	47
	17.4 Reduceret N-norm for græsmarker.....	48
18	Reduktion af husdyrbestanden.....	49
19	Udtagning af landbrugsjord/omdriftsarealer.....	50
	19.1 Udtagning af lavbundsarealer.....	50
	19.2 Udtagning af højbundsarealer.....	51
20	Øget anvendelse af bioenergi i primærproduktionen.....	52
21	Opsummering på del I	53
22	Referencer (Del I).....	55
23	Energi- og klimapolitisk baggrund	62
	23.1 Drivhusgasemissioner fra landbruget og øvrige sektorer	62
	23.2 EU's klima- og energipakke	63
	23.2.1 Kvoteomfattede sektorer - kvotedirektivet	63
	23.2.2 De ikke-kvoteomfattede sektorer	63
	23.2.3 Vedvarende energi.....	64
24	Virkemidler og beregningsprincipper	64
	24.1 Virkemidler.....	64
	24.1.1 Biomasse til energiproduktion	65
	24.1.2 Reduktion af drivhusgasudledninger i landbrugssektoren	66
	24.1.3 Sideeffekter/eksternaliteter	67
	24.2 Systemafgrænsning.....	68
	24.2.1 Fuld udnyttelse af landbrugsarealet uanset afgrødeanvendelse	68
	24.3 Livscyklusanalyser – en alternativ systemafgrænsning	69
25	Økonomiske beregningsprincipper.....	69
	25.1 Driftsøkonomiske beregningsprincipper	69
	25.2 Samfundsøkonomiske beregningsprincipper.....	70
	25.2.1 Udvidet cost-effectiveness analyse	70
	25.2.2 Ikke værdisatte eksternaliteter	71
	25.2.3 Samfundsmæssige skyggepriser på drivhusgasreduktioner	71
	25.2.4 Budgetøkonomiske og velfærdsøkonomiske omkostninger	72
	25.2.5 Samfundsøkonomisk beregningspris for biomasse.....	73
	25.3 Aktivitets- og betalingsbalanceeffekter	75
	25.4 Oversigt over centrale beregningsforudsætninger.....	75

26	Implementeringsinstrumenter	76
26.1	Direkte og indirekte regulering af drivhusgasudledninger	76
26.2	Økonomisk efficiens	77
26.2.1	Implementeringsinstrumenters økonomiske efficiens	77
26.3	Implementeringsinstrumenters karakteristika	78
26.3.1	Økonomiske implementeringsinstrumenter	78
26.3.2	Regelstyring	79
26.3.3	Frivillige aftaler, information og uddannelse	79
26.4	Implementeringsinstrumenter knyttet til virkemidler i analysen	80
26.4.1	Halm til brændsel i kraftvarmeproduktion	80
26.4.2	Husdyrgødning til biogas i kraftvarmeproduktion	80
26.4.3	Husdyrgødning til brændsel (fiberdel) i kraftvarmeproduktion	81
26.4.4	Græs fra ekstensive arealer/naturpleje til biogas i kraftvarmeproduktion	81
26.4.5	Pileflis til brændsel i kraftvarmeproduktion	81
26.4.6	Helsædsmajs til biogas i kraftvarmeproduktion	82
26.4.7	Hvede til produktion af bioethanol	82
26.4.8	Rapsfrø til produktion af biodiesel	82
26.4.9	Forbedret gyllehåndtering (gyllekøling, hyppig udslusning, bedre overdækning)	82
26.4.10	Fedt i foder til kvæg	83
26.4.11	Efterafgrøder	84
26.4.12	Reduceret jordbearbejdning	84
26.4.13	Forbedret kvælstofudnyttelse ved anvendelse af nitrifikationshæmmere	84
26.4.14	Reduktion af husdyrproduktionen	84
26.4.15	Udtagning af landbrugsjord	85
27	Økonomiberegninger	85
27.1	Halm til brændsel i kraftvarmeproduktion	85
27.1.1	Efterafgrøder som kompensation for reduceret kulstoflagring	86
27.1.2	Driftsøkonomiske omkostninger ved anvendelse af halm til brændsel	86
27.1.3	Samfundsøkonomiske CO ₂ -reduktionsomkostninger ved anvendelse af halm til brændsel	87
27.1.4	CO ₂ -reduktionspotentiale ved øget halmanvendelse til energi	90
27.2	Husdyrgødning til biogas i kraftvarmeproduktion	90
27.2.1	Analyserede biogasteknologier	90
27.2.2	Driftsøkonomien i produktion af biogas til kraftvarme	91
27.2.3	Samfundsøkonomiske CO ₂ -reduktionsomkostninger ved husdyrgødning til biogas	94
27.3	Husdyrgødning (fiberdel) til brændsel	96
27.3.1	Driftsøkonomiske omkostninger ved anvendelse af husdyrgødning til brændsel	96
27.3.2	Samfundsøkonomiske CO ₂ -reduktionsomkostninger ved anvendelse af husdyrgødning til brændsel	97
27.4	Græs fra ekstensive arealer/naturpleje til biogas i kraftvarmeproduktion	100
27.4.1	Driftsøkonomiske omkostninger ved anvendelse af græsensilage til biogas	100
27.4.2	Samfundsøkonomiske CO ₂ -reduktionsomkostninger ved anvendelse af græs til biogas	101
27.5	Pileflis til brændsel i kraftvarmeproduktion	102
27.5.1	Driftsøkonomiske omkostninger ved dyrkning af pileflis til brændsel i kraftvarmeproduktion	102
27.5.2	Samfundsøkonomiske CO ₂ -reduktionsomkostninger ved anvendelse af pileflis til brændsel i kraftvarmeproduktion	104

27.5.3	Øvrige miljøeffekter.....	106
27.6	Majsensilage til biogasproduktion.....	106
27.6.1	Samfundsøkonomiske CO ₂ -reduktionsomkostninger ved anvendelse af helsædsmajs til biogas i kraftvarmeproduktion	107
27.7	Hvede til produktion af bioethanol (førstegenerationsteknologi)	108
27.7.1	Potentiale.....	109
27.7.2	Driftsøkonomiske beregninger.....	109
27.7.3	Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger	110
27.8	Rapsfrø til produktion af biodiesel (førstegenerationsteknologi).....	112
27.8.1	Samfundsøkonomiske CO ₂ -reduktionsomkostninger	113
27.9	Forbedret gyllehåndtering	114
27.9.1	Gyllekøling.....	114
27.9.2	Hurtigere udslusning af gylle til gylletanken.....	116
27.9.3	Samfundsøkonomisk omkostning ved overdækning af gyllebeholdere	116
27.10	Samfundsøkonomiske omkostninger ved overdækning af faste gødningslagre.....	117
27.11	Ændret fodring	118
27.11.1	Fedt til malkekøer	118
27.11.2	Øget kvælstofudnyttelse i husdyrproduktionen	119
27.12	Efterafgrøder.....	119
27.12.1	Driftsøkonomiske omkostninger ved etablering af efterafgrøder	119
27.12.2	Samfundsøkonomiske omkostninger ved etablering af efterafgrøder	120
27.13	Reduceret jordbearbejdning.....	121
27.14	Forbedret kvælstofudnyttelse	123
27.14.1	Placeret gødning til vårafgrøder.....	123
27.14.2	Nedfældning af gylle	124
27.14.3	Nitrifikationshæmmere	124
27.15	Reduktion af husdyrbestanden	125
27.15.1	Svineproduktion	125
27.15.2	Malkekvægproduktion	127
27.15.3	Samfundsøkonomiske CO ₂ -reduktionsomkostninger ved reduktion af husdyrbestand	127
27.15.4	Følsomhedsberegninger, 5-årigt prisgennemsnit	128
27.16	Udtagning af landbrugsjord på højbund og lavbund	129
27.16.1	Udtagning af landbrugsjord på højbund.....	130
27.16.2	Samfundsøkonomiske omkostninger	131
27.16.3	Udtagning af lavbundsjord i omdrift.....	132
27.17	Omkostninger ved implementering og administration af virkemidler	134
28	Opsummering af omkostningsberegningerne.....	135
29	Referencer (DEL II).....	139
	Bilag A	144
	Bilag B.....	145
	Bilag C	146

1 INDLEDNING

Fødevareministeriet har fået udarbejdet en analyse af landbrugets muligheder for at bidrage til reduktion af drivhusgasudledningen og de drifts- og samfundsøkonomiske konsekvenser forbundet hermed. Formålet med analysen er at opgøre omfanget af landbrugets potentielle bidrag til reduktion af drivhusgasemissionerne samt miljøeffekter og omkostninger derved. Både biomasseleverancer og emissionsreduktioner i landbrugssektoren indgår i analysen. Biomasseleverancer til energiproduktion på kvoteomfattede såvel som ikke-kvoteomfattede værker er medtaget, fordi de spiller en central rolle også for den landbrugsrelaterede klimapolitik. Det skyldes først og fremmest to forhold – metan- og lattergasemissioner samt kulstoflagring i landbrugsjorden.

EU-kommissionen fremlagde i januar 2008 et udspil til en samlet klima- og energipakke for perioden 2012-20. Vedtages klima- og energipakken forpligtes Danmark til i 2020 at have reduceret udledningerne af drivhusgasser med 20 % i forhold til 2005 for de ikke-kvoteomfattede sektorer, populært betegnet "bønder, biler og boliger". Desuden forventes det, at Danmarks forbrug af vedvarende energi skal udgøre 30 % af det samlede energiforbrug i 2020. Udledningen af drivhusgasser fra landbruget udgør 16 % af Danmarks samlede udledninger, og landbruget forventes derfor at skulle bidrage væsentligt til, at Danmark når målet for reduktion af drivhusgasser for 2012 – 2020. Samtidig forventes landbruget at skulle levere betydelige bidrag til opfyldelse af målet for vedvarende energi i form af biomasse.

Landbrugets bidrag til drivhusgasreduktioner kan påvirkes gennem en række tiltag eller virkemidler, som i varierende grad vil påvirke biomasseleverancerne til energiformål og udledningerne af de enkelte drivhusgasser i landbruget. Der er således muligheder for betydelige forøgelse af biomasseudnyttelsen til energi ved yderligere anvendelse af rest- og affaldsprodukter som husdyrgødning og halm. Endvidere kan biomasseleverancerne øges ved produktion af energiafgrøder som pil og energimajs. Drivhusgasudledningerne i landbruget kan reduceres gennem teknologiændringer i form af forbedret gyllehåndtering, ændret fodersammensætning og reduceret jordbearbejdning m.m. Endelig kan emissionerne reduceres gennem udtagning af landbrugsjord og reduceret husdyrproduktion.

Analysen omfatter i alt 15 virkemidler fordelt på hhv. leverancer af biomasse til energiproduktion uden for landbruget og midler til at reducere udledningen af drivhusgasser fra landbruget:

Produktion af biomasse til vedvarende energi:

- 1) Halm til brændsel i kraftvarmeproduktion
- 2) Husdyrgødning til biogas i kraftvarmeproduktion
- 3) Husdyrgødning (fiberdel) til brændsel i kraftvarmeproduktion
- 4) Græs fra ekstensive arealer/naturpleje til biogas i kraftvarmeproduktion
- 5) Pileflis til brændsel i kraftvarmeproduktion
- 6) Helsædsmajs til biogas i kraftvarmeproduktion
- 7) Hvede til produktion af bioethanol (førstegenerationsteknologi)
- 8) Rapsfrø til produktion af biodiesel

Reduktion af CO₂-, metan- og lattergasudledninger i landbruget:

- 9) Forbedret håndtering af husdyrgødning (køling, hurtigere udslusning, bedre overdækning)
- 10) Ændret fodring (fedt i foder til kvæg, reduceret proteinindhold i foder til kvæg og svin)
- 11) Efterafgrøder (CO₂-binding gennem kulstoflagring i landbrugsjord)
- 12) Reduceret jordbearbejdning
- 13) Forbedret kvælstofudnyttelse (placeret gødning til vårafgrøder, nedfældning af gylle, nitrifikationshæmmere og ændret kvælstofnorm til græsmarker)
- 14) Reduktion af husdyrbestande (kvæg og svin)
- 15) Udtagning af landbrugsjord/omdriftsarealer (hhv. organiske jorde og mineraljord).

Virkemidlernes potentialer er fastsat ud fra en forudsætning om, at der ikke sker væsentlige strukturelle ændringer i landbruget eller en væsentlig nedgang i fødevareproduktionen. Det ville i givet fald kræve væsentlig mere omfattende analyser end nærværende undersøgelses ressourcemæssige rammer har givet mulighed for. Undersøgelsen fokuserer derfor primært på udnyttelsen af ressourcer, som ikke konkurrerer væsentligt med fødevareproduktionen og på inddragelse af marginale arealer til biomasseproduktion. Ud over reduktionspotentialer er virkemidlerne vurderet ud fra miljømæssige ønsker om fortsat at øge kvælstofudnyttelsen i landbruget, samtidig med at kulstofmængden i dyrkningsjorden fastholdes eller opbygges.

Rapporten består af to hoveddele.

Del I, der omhandler virkemidlerne og deres reduktionspotentialer, er udarbejdet af Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet ved Aarhus Universitet.

Del II, der indeholder økonomiske beregninger for de 15 virkemidler, er udført af Fødevareøkonomisk Institut ved Københavns Universitet.

Rapporten indeholder desuden en fælles sammenfatning af Del I og Del II samt en fælles konklusion.

2 SAMMENFATNING

Nærværende sammenfatning er en kortfattet gengivelse af rapportens indhold opsummeret i tre afsnit:

- Landbrugsrelaterede virkemidler til reduktion af drivhusgasudledningerne
- Drifts- og samfundsøkonomiske konsekvenser af virkemidlerne
- Rapportens konklusioner mht. valg af virkemidler og implementeringsinstrumenter

2.1 Landbrugets udledninger af drivhusgasser

Landbrugsproduktionen medfører udledning af drivhusgasserne metan (CH_4) og lattergas (N_2O). Drivhus-effekten af metan og lattergas er hhv. 23 og 296 gange kraftigere end effekten af kuldioxid (CO_2).

På verdensplan er de samlede udledninger fra landbrug estimeret til 17-32 %. En meget stor del af denne udledning er knyttet til husdyrproduktionen. Den store usikkerhed er især knyttet til udledninger fra fældning af skov og opdyrkning af jord, især i udviklingslande.

I Danmark udgør landbrugets udledninger ca. 16 % af de nationale udledninger af drivhusgasser. Udledningerne af metan og lattergas fra dansk landbrug er faldet med 26 % i perioden 1990 til 2006. Faldet skyldes især mindre kvæghold samt en bedre udnyttelse af kvælstofudnyttelsen i planteavl som følge af implementering af vandmiljøplanerne.

Landbrugets drivhusgasemissioner kan påvirkes gennem en række tiltag, som i varierende grad vil påvirke udledningerne af de enkelte drivhusgasser (metan, lattergas og kulstof i jorden). Samtidig er det væsentligt fortsat at øge kvælstofudnyttelsen i produktionen, ligesom der er både dyrknings- og miljømæssige grunde

til at fastholde og måske øge kulstofmængden i landbrugsjorden. Der er også brug for at øge biomasseudnyttelsen til energi. Her er det især interessant at finde frem til ressourcer, som ikke konkurrerer væsentligt med fødevareproduktionen eller har negative miljøeffekter. Det er der især muligheder for gennem øget udnyttelse af affalds- og restprodukter samt dyrkning af flerårige energiafgrøder på marginale arealer.

Metan

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. I gyllelagre er der også gode betingelser for metanproduktion, afhængigt af gyllens sammensætning og af temperaturen i lageret. En del af denne metanudledning kan reduceres gennem metanoxidation i gyllens flydelag. Retablering af vådområder kan øge udledningen af metan, fordi den ændrede vandstand forrykker balancen mellem metanproduktion og metanoxidation. Den øgede metanudledning er dog i de fleste tilfælde langt lavere end den positive effekt, der vil være på kulstofophobningen i jorden i forbindelse med retablering af vådområder.

Der er en række muligheder for at reducere udledningerne af metan og lattergas fra husdyrgødningen. Især har behandling af gyllen i biogasfællesanlæg et potentiale for betydelige emissionsreduktioner. Der er også muligheder ved nye teknologiske tiltag, herunder hyppigere udslusning af gylle til lager, forsuring af gyllen, samt etablering af flydelag og fast overdækning på gyllebeholdere. Endelig er der muligheder for reduktioner ved f.eks. afbrænding af fast husdyrgødning eller lufttæt overdækning af fast gødning.

Metan fra husdyrenes fordøjelse kan reduceres ved ændret fodring eller ved anvendelse af metanhæmmende stoffer. Øgning af fedtindholdet i foderet til drøvtyggere kan reducere metanudledningerne. Det vil dog samtidigt øge mælkens fedtindhold. Der findes en lang række metanhæmmende stoffer, men mange af dem er væksthæmmere, medicin eller har andre karakteristika, som gør dem uacceptable til anvendelsen i produktionen.

Lattergas

Lattergas i jord dannes primært som mellemprodukt i det bakterielle kvælstofkredsløb, hvad enten det foregår i jorden eller under lagring af husdyrgødningen. Dannelsen kan ske ved nitrifikation af ammonium til nitrat eller ved denitrifikation af nitrat til frit kvælstof (N_2). Processerne i kvælstofkredsløbet påvirkes af en række forhold, så som tilgængelighed af ilt og organisk stof, jordens pH og vandindhold. Lattergasemissioner forekommer især fra jord og gødningslagre. Desuden kommer der udledning af lattergas i forbindelse med kvælstof, som tabes fra landbrugssystemet ved ammoniakfordampning og nitratudvaskning, da dette kvælstof omsættes i andre økosystemer med udledning af lattergas til følge.

Udledningen af lattergas kan reduceres ved at mindske anvendelsen af kvælstofgødninger og ved at reducere tabet ved ammoniakfordampning og nitratudvaskning. Især vil forøget kvælstofudnyttelse betyde en reduktion af lattergasudledningerne. Andre muligheder for at reducere udledningen af lattergas fra udbragt kvælstofgødning, er ved delt gødskning, ved at undgå nitratholdige gødninger i foråret, ved ikke at udbringe handelsgødning samtidigt med husdyrgødning, ved anvendelse af nitrifikationshæmmere i gødningsen samt ved at biogasbehandle gylle.

Kulstof i jord

En måde at begrænse udledningen af drivhusgasser på er at binde kulstof (C) i jorden. Mængden af kulstof i landbrugssystemer udgøres primært af kulstof i jordens organiske stof. Kulstofindholdet i landbrugsjord kan især øges gennem tilførslen med afgrøderester, for eksempel nedpløjning af efterafgrøder og husdyrgødning.

Jordbearbejdningens intensitet spiller en stor rolle for kulstoflagringen. Direkte såning uden nogen jordbearbejdning vil således føre til kulstofopbygning i modsætning til traditionel pløjning og såning. Stigningen i jordens kulstoflager er særlig stor under græsmarker, og en del af kulstoflagringen sker under pløjelaget. Retablering af vådområder på organiske jorder (lavbundsjord) vil være særligt effektivt til at øge kulstoflagringen, da det vil standse nedbrydningen af organisk stof i disse humusholdige jorde samt under visse forhold øge tilbageførslen af planterester.

2.2 Bioenergiens bidrag

Landbruget bidrager i dag med ca. 24 petajoule (PJ) biomasse til energi svarende til ca. 3 % af Danmarks samlede energiforsyning. Af Fødevareministeriets udgivelse ”Jorden – en knap ressource” fremgår, at der ved øget udnyttelse af restprodukter som gylle og halm kan opnås 2-3 gange så meget bioenergi fra landbruget. Hvis vi yderligere omlægger 15 % af kornarealet til energiafgrøder, kan leverancen af bioenergi fra landbruget næsten femdobles.

Der er knyttet betydelige usikkerheder til beregningen af den samlede effekt af øget bioenergiudnyttelse på drivhusgasudledningen, da der er stor usikkerhed om den præcise kvantificering af, hvordan dette vil påvirke jordens kulstofpulje. Desuden vil det have stor betydning, hvilke typer af energiafgrøder man i givet fald vælger at dyrke, idet dyrkning af enårige afgrøder generelt vil reducere jordens kulstofpulje, mens dyrkning af flerårige afgrøder forventes at opbygge jordens kulstofpulje.

Øget biomasseproduktion vil også kunne øge omfanget af andre miljøproblemer. Det kan f.eks. ske, hvis brakarealer opdyrkes med enårige afgrøder, som bidrager til øget pesticidforbrug og næringsstofftab. Det modsatte kan imidlertid også være tilfældet, f.eks. ved omlægning fra kornproduktion på miljøfølsomme arealer til flerårige energiafgrøder med lave næringsstofftab og lavt pesticidforbrug.

2.3 Forskellige reguleringsformer

De forskellige drivhusgasser er underlagt forskellige former for reguleringer. Landbrugets reduktion af drivhusgasserne metan og lattergas indgår direkte som en reduktionsforpligtelse under Kyoto-protokollen og under de ikke-kvotefattede sektorer¹ i EU-regi. Danmark har tiltrådt artikel 3.4 under Kyoto-protokollen, som indebærer, at ændringer i jordens kulstofindhold medregnes i den danske nationale reduktionsopgørelse. I EU's udspil til klima- og energipakke medtages som udgangspunkt ikke ændringerne i jordens kulstofindhold. Det drøftes p.t. på EU-niveau, om jordens kulstofindhold skal medtages i EU's klima- og energipakke, i tilfælde af at der ikke indgås en ny FN-aftale. For så vidt angår scenariet, hvor der indgås en ny FN-aftale, er det denne aftale, der fastsætter, om jordens kulstofindhold vil kunne inddrages eller ej.

1 Omfatter energiproducerende anlæg under 20 MW, den ikke-kvotebelagte del af industrien, jordbrug, transport, husholdningernes centralvarmeanlæg samt affald og industrigasser. Alle kilder til lattergas- og metanemission hører under det ikke-kvotebelagte område.

Effekten af landbrugets leverancer af biomasse til energiproduktion (fortrængning af fossile brændselskilder) kan indgå i enten de kvoteomfattede sektorer² (f.eks. store kraftvarmeværker) eller den ikke-kvotebelagte sektor (f.eks. transport eller små varmeværker) afhængig af, hvor biomassen udnyttes. Selvom biomasseleverancerne erstatter fossilt brændsel i den kvoteomfattede sektor, vil der i de fleste tilfælde også være betydelige konsekvenser for drivhusgasudledningerne i landbruget – og dermed i den ikke-kvotefattede del af økonomien. Det drejer sig specielt om metan- og lattergasreduktioner samt ændringer i jordens kulstofindhold.

Tabel 2.1. Skønnet potentiale for reduktion af drivhusgasemissioner fra landbruget i perioden frem til 2020, 1000 ton CO₂-ækv. pr. år

Virkemidler	Omfang	CH ₄ + N ₂ O	Jord-C	Bioenergi	I alt
Bioenergi					
Halm til kraftvarme	150.000 ha	21	-98	384	298
Husdyrgødning til biogas	45 %	546	-90	350	807
Afbrænding afgasset gylle	30 %	73	-53	59	79
Afbrænding separeret svinegylle	30 %	52	-43	43	52
Græs fra naturpleje til biogas	75.000 ha	-45	0	148	103
Pileflis	100.000 ha	27	157	1087	1270
Energimajs til biogas	100.000 ha	-232	0	763	531
Forbedret gødningshåndtering					
Køling af svinegylle i stalde	20 %	4	0	0	4
Hyppig udslusning af svinegylle	20 %	-12	13	0	2
Overdækning af gyllebeholdere	40 %	41	0	0	41
Overdækning af fast gødning	80 %	1	0	0	1
Husdyr					
Øget fedt til malkekøer	50 %	248	0	0	248
Forbedret N-udnyttelse					
Reduceret N-norm græsmarker	200.000 ha	93	0	0	93
Nitrifikationshæmmere	100 %	272	0	0	272
Arealanvendelse					
Efterafgrøder	400.000 ha	-14	293	0	280
Reduceret jordbearbejdning	200.000 ha	0	66	-8	58
Udtagning af lavbundsarealer	27.000 ha	20	274	0	295
Udtagning af højbund til græs	100.000 ha	64	183	0	247
Udtagning af højbund til skov	100.000 ha	64	257	0	321
I alt, under hensyn til overlap mellem virkemidler		1281	556	2020	3851

Note: Reduktionspotentialer er opgjort i effekter på metan og lattergasemissionerne (efter nye emissionsfaktorer fra IPCC), kulstoflagring i jord og substitution af fossil energi. Negative værdier angiver at udledningerne øges ved det pågældende virkemiddel.

2 Omfatter energiproducerende anlæg over 20 MW samt energitunge industrier så som raffinaderier, stålværker, cementproducenter, teglværker, papirindustri, mv.

2.4 Virkemidlernes potentiale

En oversigt over det skønnede potentiale for en række af tiltagene er vist i tabel 2.1. Her er effekterne af de enkelte tiltag opdelt på metan og lattergas ($\text{CH}_4 + \text{N}_2\text{O}$), ændringer i jordens kulstofindhold (jord-C) samt bioenergi opgjort som fortrængning af CO_2 fra afbrænding af naturgas. De fleste virkemidler påvirker mere end én af drivhusgasserne, og negative værdier i tabellen betyder, at udledningerne af den pågældende drivhusgas stiger ved implementering af tiltaget. Virkemidlernes potentialer er fastsat ud fra en forudsætning om, at der ikke sker en væsentlig nedgang i fødevareproduktionen.

Emissionerne er beregnet på grundlag af emissionsfaktorer fra IPCC – hidtil under antagelse af, at metan og lattergas er henholdsvis 21 og 310 gange så kraftige drivhusgasser som CO_2 . Der er imidlertid udarbejdet nye emissionsfaktorer af IPCC, som må forventes at blive taget i anvendelse i Danmark senest med udløbet af Kyoto-perioden. Opvarmningseffekten af metan og lattergas over en 100-årig periode angives nu at svare til 23 og 296 gange værdien af CO_2 . I rapportens Del I er der foretaget en beregning med både ”gamle” og ”nye” emissionsfaktorer. I nedenstående tabel benyttes alene de nye emissionsfaktorer.

2.5 Forskelle i virkemidlernes potentiale

Der er stor forskel på virkemidlernes potentiale, både som følge af hvor stor effektivitet tiltaget vil have, og i hvor stort omfang det vil kunne implementeres. Implementeringsomfanget er for mange af virkemidlerne afhængig af tidshorisonten, da investeringer i ny teknik eller infrastruktur oftest kræver en længere tidsperiode. Virkemidlerne vil generelt virke fra det tidspunkt, hvor de iværksættes. Undtagelsen er etablering af skov, hvor kulstofbindingsraten øges over tid.

Det er dog ikke alle virkemidler, der vil kunne gennemføres i et samlet scenarie, da de kan forudsættes at udnytte den samme ressource, f.eks. jord eller husdyrgødning. Nedenfor er givet en vurdering af, i hvor stort omfang de enkelte tiltag vil kunne gennemføres i perioden frem til 2020, samt hvilke virkemidler, der overlapper med hensyn til anvendelse i et samlet reduktionsscenarie.

Ved opgørelse af potentialet for nye virkemidler er der taget udgangspunkt i situationen primo 2008. Hvor det skønnes relevant, er der taget hensyn til, hvordan ændringer i strukturudviklingen inden for landbruget må forventes at kunne påvirke de enkelte virkemidlers potentiale i 2020. Generelle effekter af strukturudviklingen i landbruget og af fortsat effektivisering af produktionen, bl.a. via øget foderudnyttelse, er dog ikke medregnet i tiltagene. Disse vil alle have en tendens til at reducere udledningerne af drivhusgasser, forudsat at landbrugsproduktionen (især husdyrholdet) ikke øges.

2.6 Den samlede reduktion

Ved beregning af det samlede potentiale er der taget hensyn til, at visse af tiltagene konkurrerer med hinanden. I sådanne tilfælde er der valgt kun at medregne tiltaget med den højeste CO_2 -reducerende effekt (f.eks. energipil frem for energimajs eller udtagning af højbundsjord). Som nævnt vil produktionen af bioenergi kunne mangedobles ved omlægning af en større del af kornarealet til energiafgrøder. Analyser af større strukturelle ændringer i landbruget ligger uden for rammerne af denne analyse. Virkemidlernes potentialer er derfor fastsat ud fra en forudsætning om, at der ikke sker en væsentlig nedgang i fødevareproduktionen.

Under disse forudsætninger vil der kunne opnås en samlet reduktion på 3,8 mio. ton CO₂-ækv. pr. år i 2020. Det svarer til ca. 30 % af Danmarks samlede reduktionsforpligtelse på omkring 13 mio. ton iflg. EU's forslag til klima- og energipakke. Heraf stammer godt halvdelen fra substitution af fossil energi (naturgas) ved produktion af bioenergi. En tredjedel kan henføres til reduceret udledning af metan og lattergas, mens resten skyldes ændringer i jordens kulstofpulje.

De tiltag, der lettest teknisk og administrativt lader sig gennemføre, omfatter anvendelse af biogas, afbrænding af separeret husdyrgødning, dyrkning af pil, nitrifikationshæmmere og udtagning af lavbundsarealer. Disse tiltag tilsammen vil give en total emissionsreduktion på 3,0 mio. ton CO₂-ækv. pr. år, hvoraf 0,9 mio. ton CO₂-ækv. pr. år stammer fra reduktion af metan og lattergasudledninger. Den samfundsmæssige relevans af disse virkemidler afhænger dog af omkostningerne ved at realisere dem.

2.7 Samfundøkonomiske reduktionsomkostninger

De drifts- og samfundøkonomiske reduktionsomkostninger er beregnet pr. ton CO₂-ækvivalent for de 15 listede virkemidler i analysen. Hvor det er relevant, er den samfundøkonomiske værdi af reduceret kvælstofforurening medtaget i beregningerne af de samfundøkonomiske reduktionsomkostninger. Da det p.t. er uklart, hvordan kulstoflagring i jord vil indgå i fremtidige klimaaftaler, er reduktionsomkostningerne beregnet uden såvel som med inddragelse af ændringer i jordens kulstofindhold.

For nærværende er det ikke muligt at opstille et veldokumentet mål for størrelsen af den samfundsmæssige værdi af landbrugets bidrag til CO₂-reduktioner gennem biomasseleverancer og reducerede metan- og lattergasemissioner m.m. I de kvoteomfattede sektorer svarer den samfundsmæssige CO₂-skyggepris til kvoteprisen på det europæiske kvotemarked. Energistyrelsen (2008a) forudsætter en konstant CO₂-kvotepris på 175 kr./ton (i 2006-priser) i perioden 2008-12 og herefter 225 kr. (2006-priser) i perioden 2013-20. Dvs. at den relative pris på CO₂-kvoter forventes at stige. Efter multiplikation med den her anvendte nettoafgiftsfaktor på 1,35 giver det velfærdsøkonomiske beregningspriser på henholdsvis 236 og 304 kr./ton. Det specifikke reduktionsmål for de ikke-kvoteomfattede sektorer betyder imidlertid, at man ikke kan regne med, at CO₂-skyggeprisen (de marginale reduktionsomkostninger) vil ligge på samme niveau inden for dette område. Det bindende mål for vedvarende energis bidrag til den samlede energiforsyning betyder, at der også til VE-kravets opfyldelse vil knytte sig en samfundsmæssig skyggepris. Den vil formentlig være forskellig fra såvel kvoteprisen som skyggeprisen på opfyldelse af reduktionsforpligtelsen på det ikke-kvoteomfattede område.

For biomasseleverancer fra landbruget er der større eller mindre komplementaritet mellem CO₂-fortrængning ved substitution af fossilt brændsel (i den kvoteomfattede sektor) og metan- og lattergasreduktioner på det ikke-kvoteomfattede område. Dertil kommer skyggeprisen på bidrag til opfyldelse af VE-kravet. Den forventede kvotepris kan derfor ikke umiddelbart bruges som målestok for, de undersøgte virkemidlers samfundsmæssige omkostningseffektivitet. Derimod kan man formentlig gå ud fra, at den samfundsmæssige skyggepris på CO₂-reduktioner uden for det kvoteomfattede område og VE-skyggeprisen vil betyde, at reduktioner frembragt via de landbrugsrelaterede virkemidler vil have en større samfundsmæssig værdi pr. CO₂-ækvivalent end angivet af kvoteprisen. Den forventede kvotepris kan derfor betragtes som en undergrænse for den samfundsmæssige værdi (pr. CO₂-ækvivalent) af de landbrugsrelaterede virkemidlers bidrag til opfyldelse af Danmarks forpligtelser under EU's foreslåede klima- og energipakke.

Tabel 2.2. Rangering af virkemidler efter omkostningseffektivitet, kr./ton CO₂-ækv.¹

Virkemiddel	Uden kulstoflagring i jorden		Med kulstoflagring i jorden	
	Budget- økonomisk	Velfærds- økonomisk	Budget- økonomisk	Velfærds- økonomisk
Køling af gylle, genbrug af varme	-13.938	-18.816	-13.938	-18.816
Reduceret jordbearbejdning ¹	-2.250	-3.038	-243	-328
Reduktion svineproduktion (2008-priser) ¹	-1.463	-1.976	-1.463	-1.976
Reduktion af svineproduktion (5-årigt gennemsnit) ¹	-444	-600	-444	-600
Efterafgrøder på sandjord	Øger udledn.	Øger udledn.	62	83
Overdækning af faste gødnings- lagre	80	108	80	108
Biogas fra husdyrgødning (gylle suppleret med tørstof)	98	132	108	146
Halm til brændsel	111	150	147	199
Reduktion af kvægproduktion (5-årigt gennemsnit) ¹	182	245	182	245
Udtagning af landbrugsjord på lavbund	214	290	14	19
Raps til biodiesel ¹	226	305	226	305
Pileflis til brændsel (marginaljord)	270	365	237	320
Reduktion af kvægproduktion (2008-priser) ¹	330	445	330	445
Fedt i foderet til malkekøer	332	448	332	448
Pileflis til brændsel (sandjord)	414	559	363	490
Pileflis til brændsel (lerjord)	688	928	603	814
Efterafgrøder på lerjord	Øger udledn.	Øger udledn.	606	818
Husdyrgødning til brændsel (afgas- set gylle)	671	906	1.121	1.513
Overdækning af gyllebeholdere	968	1.307	968	1.307
Græs fra ekstensive arealer til biogas	1.182	1.595	1.182	1.595
Husdyrgødning til brændsel (ube- handlet gylle)	1.238	1.671	2.263	3.055
Helsædsmajs til biogas	1.342	1.812	1.342	1.812
Hvede til bioethanol ¹	1.401	1.891	1.401	1.891
Nitrifikationshæmmere	1.429	1.929	1.429	1.929
Udtagning sandjord, højbund	1.752	2.363	420	567
Placering af gødning	4.286	5.786	4.286	5.786
Udtagning lerjord, højbund	6.830	9.220	1.640	2.213

Note: Emissionerne er beregnet på grundlag af nye emissionsfaktorer fra IPCC.

1. Virkemidlerne kan ikke umiddelbart sammenlignes med øvrige beregninger, jfr. diskussion i teksten.

Tabel 2.2 viser virkemidlerne opdelt efter størrelsen af de beregnede reduktionsomkostninger, således at virkemidlerne med de laveste reduktionsomkostninger står øverst i tabellen. Negative omkostninger betyder, at der ifølge beregningerne vil være en samfundsmæssig gevinst ved at implementere virkemidlerne – også uden, at drivhusgasreduktionen tages i betragtning. Implementerings- og administrationsomkostninger indgår ikke i de beregnede reduktionsomkostninger. For virkemidler med stort reduktionspotentiale har det ikke væsentlig betydning for størrelsen af de beregnede gennemsnitsomkostninger, mens det ikke nødvendigvis er tilfældet for virkemidler med beskedent reduktionspotentiale. Nogle af virkemidlerne optræder i flere varianter både med hensyn til fysiske og økonomiske forudsætninger. F.eks. er virkemidlet pileflis til brændsel i kraftvarmeproduktionen angivet tre gange for tre forskellige jordtyper.

Som det fremgår af tabellen, udviser de beregnede reduktionsomkostninger meget stor spredning. I det følgende refereres til de budgetøkonomiske omkostninger uden kulstoflagring, hvis ikke andet er nævnt. Til de beregnede negative reduktionsomkostninger knytter der sig fortolkningsmæssige problemer. Disse diskuteres nærmere i de følgende afsnit. De positive reduktionsomkostninger varierer fra 88 kr./ton CO₂-ækv. for overdækning af faste gødningslagre til knap 7.000 kr./ton CO₂-ækv. for udtagning af lerjord på højbund. Af virkemidler med et større reduktionspotentiale har biogas fra husdyrgødning og halm til brændsel reduktionsomkostninger, der er lavere end den ovenfor nævnte undergrænse for den samfundsmæssige værdi af reduktioner – dvs. den forventede kvotepris. De enkelte virkemidlers reduktionsomkostninger gennemgås i følgende afsnit.

2.8 Virkemidlernes reduktionspotentiale og relative omkostningseffektivitet

Analysen viser, at fire virkemidler forener et væsentligt reduktionspotentiale med lave til middelhøje reduktionsomkostninger. Det drejer sig om:

- Husdyrgødning til biogas
- Dyrkning af pileflis til bioenergi på marginaljorde
- Halm til kraftvarme
- Udtagning af lavbundslande.

Biogas fra husdyrgødning og halm til brændsel har reduktionsomkostninger på hhv. 98 og 111 kr./ton CO₂-ækv.. Medtages reduceret kulstoflagring i jord stiger reduktionsomkostningerne til 108 kr./ton CO₂-ækv. for biogas og 147 kr./ton CO₂-ækv. for halm. Reduktionsomkostningerne ligger dog stadig under den angivne undergrænse for reduktionernes samfundsmæssige værdi udtrykt ved den forventede CO₂-kvotepris på 175 kr./ton, hhv. 225 kr./ton i perioden 2013-20 (for begges vedkommende i 2006-priser).

Reduktionsomkostningerne for udtagning af lavbundsland og dyrkning af pileflis på marginaljord er hhv. 214 og 270 kr./ton CO₂-ækv.. Det svarer til godt 20 % mere end kvoteprisestimatet (på 175 kr./ton) for lavbundsland og godt 50 % mere for pileflis. Medtages kulstoflagring i jord falder reduktionsomkostningerne til (kun) 14 kr./ton CO₂-ækv. for udtagning af lavbundsland og 237 kr./ton CO₂-ækv. for pileflis. Dertil kommer værdien af ikke-kvantificerede positive eksternaliteter i form af lavere pesticidforbrug og øget biodiversitet ved implementering af de to virkemidler. Med en forventet stigning i den reale kvotepris til 225 kr./ton i perioden 2013-20 kan det antages, at også reduktionsomkostningerne for pileflis vil befinde sig nede omkring den skønnede minimumsværdi af dette virkemidlets CO₂-fortrængningsbidrag.

Tilsammen har de fire virkemidler et skønnet reduktionspotentiale på 2,7 mio. ton CO₂-ækv. pr. år. Det svarer til knap 70 % af reduktionspotentialet for samtlige analyserede virkemidler. Reduktioner uden for

det kvoteomfattede område (i form af komplementære metan- og lattergasreduktioner) udgør en fjerdedel af de fire virkemidlers samlede reduktionspotentialer på 2,7 mio. ton. Medtages kulstoflagring i jord, stiger denne andel til knap en tredjedel. Derudover vil en del af CO₂-fortrængningen gennem substitution af fossile brændstoffer kunne ske uden for den kvoteomfattede del af energisektoren.

Husdyrgødning til biogas

For nærværende udnyttes kun 4 % af husdyrgødningen til biogas. Det vurderes, at det vil være realistisk at yderligere 45 % af den totale husdyrgødningsmængde bliver behandlet i biogasanlæg i perioden frem til 2020. Dette giver en samlet reduktion på 807.000 ton CO₂-ækv./år.

Dyrkning af pileflis til bioenergi

Effekten af dyrkning af bioenergi afgrøder er meget afhængig af valget af afgrøde. Den største reduktion i drivhusgasemissioner opnås ved dyrkning af flerårige biomasseafgrøder som pil til brændsel i kraftvarmeproduktion. Økonomisk er virkemidlet primært relevant på marginaljorde uden alternative landbrugsmæssige anvendelser. Det antages, at det vil være realistisk at overføre 100.000 ha overvejende marginale landbrugsarealer til dyrkning af pil frem til år 2020. Den samlede drivhusgasreduktion vil være på 1.270.000 ton CO₂-ækv./år.

Halm til kraftvarme

For nærværende udnyttes 41 % af kornhalmen og 15 % af rapshalmen til energi. Det antages, at det vil være muligt at øge halmbjærgningsarealet med 150.000 ha frem til 2020. Med et gennemsnitligt halmudbytte på 3,12 ton/ha, giver det en reduktion i drivhusgasudledninger på 298.000 ton CO₂-ækv./år.

Udtagning af lavbundslande

Udtagning af landbrugsjord på lavbund er en interessant mulighed, da udbyttepotentialer på disse jorde er forholdsvis lavt, og der er betydelige miljømæssige sidegevinster i form af reduceret kvælstofudvaskning og muligheder for øget biodiversitet, altså et rigere fugle- og dyreliv. Det samlede dyrkede areal med lavbundslande med højt kulstofindhold ligger på ca. 83.000 ha. Heraf skønnes ca. 55.000 ha at indgå i omdriften. Det antages, at ca. halvdelen af dette areal vil kunne udtages af dyrkning frem til 2020, hvilket giver et reduktionspotentialer på 295.000 ton CO₂-ækv./år. Reduktionspotentialer består overvejende i øget kulstoflagring i jorden. De beregnede samfundsmæssige reduktionsomkostninger er tæt på nul, hvis øget kulstoflagring medregnes. Som nævnt lægger EU's klima- og energipakke ikke op til, at ændringer i jordens kulstofindhold kan indgå i medlemslandenes CO₂-opgørelser, men virkemidlet er økonomisk interessant, hvis en fremtidig international klimaaftale medtager denne drivhusgaskomponent.

Øget fedt i foder til malkekvæg

Et af de få tiltag, der for nærværende er tilgængelige i kvægbruget til at nedsætte metanudslippet fra fordøjelsen, er øget tilsætning af fedt til foderet. Det er her antaget, at dette kunne være relevant for halvdelen af den danske malkekvægbestand, og det resulterer i en samlet reduktion af udledningerne på 248.000 ton CO₂-ækv./år. Ved de gældende prisrelationer er vegetabilsk fedt godt 50 % dyrere end korn pr. foderenhed. Da der ikke kan forventes at være væsentlige produktionsmæssige fordele forbundet med ændringen, eksisterer der ikke driftsøkonomiske incitament til at øge fedtandelen i kvægfoder. De samfundsmæssige reduktionsomkostninger befinder sig på mellemniveau, hvilket gør virkemidlet potentielt interessant i klimapolitisk sammenhæng. En kombination af regel- og afgiftsstyring kunne være et relevant implementeringsinstrument til fremme af ændret fodringspraksis.

Husdyrgødning og afgasset gylle til brændsel

Anvendelse af fiberfraktionen i husdyrgødning og afgasset gylle til brændsel på kraftvarmeværker har påkaldt sig en del interesse i landbruget. Interessen skyldes især mulighederne for at reducere kravet til

forholdet mellem landbrugsareal og produktionsdyr (harmoniarealer). Den mulige reduktion i udledningen af drivhusgasser er moderat og de samfundsmæssige reduktionsomkostninger er forholdsvis høje. Da afbrænding af husdyrgødning – i lighed med bjærgning af halm til energiproduktion – reducerer kulstoflagringen i landbrugsjorden, må virkemidlet betragtes som uinteressant fra en klimapolitisk synsvinkel.

Energimajs til biogas

Energimajs til biogas har et betydeligt reduktionspotentiale, men de samfundsmæssige reduktionsomkostninger er forholdsvis høje. Da der ikke er større positive miljøeffekter forbundet med omlægning af landbrugsarealer til majsdyrkning, forekommer dette virkemiddel ikke umiddelbart interessant.

Græs fra ekstensive arealer/naturpleje til biogas

Vedvarende græsmarker og engarealer udgør et ressourcegrundlag for høst af biomasse til anvendelse i biogasanlæg. Det potentielle areal antages at udgøre 75.000 ha med et samlet drivhusgasreduktionspotentiale på 103.000 ton CO₂-ækv./år. Reduktionsomkostningerne ligger dog i den høje ende, og virkemidlet kan derfor ikke betegnes som umiddelbart relevant.

Nitrifikationshæmmere

Nitrifikationshæmmere er stoffer, der reducerer udledningen af lattergas, når de tilsættes kvælstofholdig gødning. Nitrifikationshæmmere har et ikke ubetydeligt reduktionspotentiale, men meget høje reduktionsomkostninger. I det mindste ved de nuværende priser på nitrifikationshæmmere. Da der heller ikke er større positive miljøeffekter forbundet med brugen, er nitrifikationshæmmerne ikke interessante for øjeblikket.

Efterafgrøder og reduceret jordbearbejdning

Virkemidlerne efterafgrøder og reduceret jordbearbejdning udmærker sig ved at have negative eller meget lave reduktionsomkostninger. Disse virkemidler er dog kun klimapolitisk relevante, hvis kulstoflagring i jord kan medtages i Danmarks CO₂-balance.

Reduceret N-norm til græsmarker og skovrejsning

Det skønnes at det med yderligere forskning og udvikling af nye styringsværktøjer vil være muligt at reducere kvælstoftildelingen i græsmarker med op til 100 kg N/ha med forholdsvis beskedne udbyttetab. Reduceret N-norm til græsmarker antages at have et reduktionspotentiale på 93.000 ton CO₂-ækv./år. Der er ikke for nærværende datagrundlag til gennemførelse af økonomiske effektivitetsberegninger for dette virkemiddel. Heller ikke skovrejsning på landbrugsjord er der gennemført økonomiberegninger for i denne sammenhæng.

Reduktion af husdyrbestanden

Reduktion af husdyrproduktionen fremtræder ifølge beregningerne som et omkostningsmæssigt interessant virkemiddel. For svineproduktionen er de beregnede reduktionsomkostninger således negative. Der knytter sig dog væsentlige problemer til disse beregninger. Den kraftige strukturudvikling i kvæg- og svineproduktionen betyder, at mindre effektive producenter opgiver produktionen i betydeligt omfang, mens de mest effektive udvider. De effektive producenter må således antages at opnå en positiv aflønning af kapital og arbejdskraft. Det er vanskeligt at opfange disse forskelle i økonomiberegninger baseret på regnskabsstatistik. Der knytter sig yderligere det problem til beregning af CO₂-effekten, at frigørelse af arbejdskraft i husdyrproduktionen og de tilknyttede erhverv kan forventes at give øget aktivitet – og dermed øget drivhusgasudledning – i andre sektorer i økonomien, hvor den frigjorte arbejdskraft vil finde beskæftigelse.

Bioethanol og biodiesel

Reduktionsomkostningerne ved anvendelse af biobrændstoffer er stærkt afhængige af prisrelationerne mellem råvarerne (hvede og raps) på den ene side og fossile brændstoffer på den anden. Ved de benyttede prisrelationer (første halvdel af 2008) har bioethanol høje reduktionsomkostninger, mens reduktionsomkostningerne for biodiesel ligger på middelniveau. De stærkt faldende oliepriser i sidste halvdel af 2008 vil alt andet lige øge biobrændstoffernes reduktionsomkostninger væsentligt, mens de ligeledes faldende korn- og rapspriser trækker i modsat retning. Både korn og raps på den ene side og biobrændstoffer på den anden er internationalt handlede varer med ret beskedne prisforskelle inden for de enkelte markedsområder. Det har derfor ikke væsentlig økonomisk betydning, om der anvendes indenlandsk producerede eller importerede biobrændstoffer. På den baggrund er fremme af biobrændstofproduktion her i landet næppe et relevant virkemiddel til Danmarks opfyldelse af kravene i EU's klima- og energipakke.

Øvrige virkemidler

De øvrige virkemidler, der er omfattet af analysen, har enten for små reduktionspotentialer eller for store reduktionsomkostninger til at være klimapolitisk interessante.

2.9 Politiske implementeringsinstrumenter

Politiske implementerings- eller styringsinstrumenter defineres som tiltag, der skal sikre, at de ønskede virkemidler implementeres. De undersøgte implementeringsinstrumenter omfatter regelstyring i form af påbud og forbud samt incitamentsbaserede instrumenter i form af afgifter, omsættelige kvoter og subsidier.

Husdyrgødning til biogas

Anvendelse af husdyrgødning til biogasproduktion skaber betydelige positive eksternaliteter ud over fortrængningen af fossilt brændsel. To tredjedele af den samlede emissionsreduktion ved biogasproduktion stammer således fra reducerede metan- og lattergasemissioner. Tilskuddet til elproduktion på basis af biomasse kan ikke betragtes som et tilstrækkeligt reguleringsinstrument i relation til biogasproduktion. Når der tages hensyn til metan- og lattergasreduktion samt reduceret kvælstofudvaskning, er øget biogasproduktion samfundsøkonomisk et af de mest omkostningseffektive virkemidler i analysen. De driftsøkonomiske analyser viser imidlertid, at biogasproduktion ikke i sig selv er særlig rentabel. Der er således behov for at overveje supplerende styringsinstrumenter til fremme af biogasproduktion. En afgift på husdyrgødning, der ikke anvendes til biogas, kunne være et relevant styringsinstrument til sikring af, at den ønskede mængde husdyrgødning indgår til biogasproduktion. Tilsvarende vil tilskud til biogasproduktion kunne betragtes som et relevant styringsinstrument. I modsætning til en forhøjelse af tilskuddet til biomassebaseret elproduktion ville et direkte tilskud til biogasproduktion kunne målrettes hensynet til reduktion af metan- og lattergasudledning samt lugtreduktion.

Pileflis til kraftvarmeproduktion

De samfundsmæssige reduktionsomkostninger ved anvendelse af pileflis til energiproduktion er forholdsvis lave, når der også tages højde for positive eksternaliteter i form af reduceret kvælstofudvaskning. Dertil kommer lavere pesticidforbrug samt kulstofopbygning i jorden. Piledyrkning kan være driftsøkonomisk interessant på (fugtige) marginaljorde, men næppe for nærværende på landbrugsarealer i almindelighed. Sammenlignet med etårige afgrøder giver piledyrkningens lange arealbindingsperiode på mere end 20 år større økonomisk usikkerhed. De positive eksternaliteter taler for støtte til fremme af piledyrkning ud over de generelle tilskud til grøn energi. Tilskud til etablering af pilebevoksninger sammen med krav om en arealbindingsperiode svarende til omdriftstiden kunne være et relevant reguleringsinstrument. Samtidig er der formentlig behov for regulering af adgangen til at etablere pilebevoksninger ud fra landskabelige hensyn.

Halm til energiproduktion

Halm til energiproduktion støttes gennem en forhøjet pris på el produceret på basis af biomasse i kraftvarmesektoren samt biomasseaftaler med kraftværkerne. En stor del af halmleverancerne anvendes i den kvoteomfattede sektor. Halmanvendelse til brændsel er ikke forbundet med positive eksternaliteter ud over CO₂-reduktionen ved fortrængning af fossilt brændsel. Derfor er der næppe grund til at fremme halm-anvendelser, ud over den generelle støtte til biomassebaseret elproduktion, og den efterspørgsel som kvotemarkedet vil give. Der er en ikke uvæsentlig negativ eksternalitet ved fjernelse af halm i form af reduceret kulstoflagring i jorden og deraf følgende langsigtede reduktion i jordfrugtbarhed. Kulstofreduktionen kan opvejes gennem den kulstofbinding, som efterafgrøder giver. Krav om etablering af efterafgrøder på et areal bestemt af halmbjærgningsarealet vil dog øge omkostningerne væsentligt for halmleverandørerne, og det må forventes, at halmleverancer vil være økonomisk uinteressante for en del leverandører, såfremt der skal kompenseres for kulstoffabet gennem efterafgrøder.

Fedt i kvægfoder

Et af de få tiltag, der for nuværende er tilgængelige i kvægbruget til at nedsætte metanudslippet fra fordøjelsen, er øget tilsætning af fedt til foderet. Det er her antaget, at dette kunne være relevant for halvdelen af den danske malkekvægbestand, og det resulterer i en samlet reduktion af udledningerne på 248.000 ton CO₂-ækv./år. Ved de gældende prisrelationer er vegetabilsk fedt godt 50 % dyrere end korn pr. foderenhed. Da der ikke er produktionsmæssige fordele forbundet med ændringen, eksisterer der ikke driftsøkonomiske incitamentter til at øge fedtandelen i kvægfoder. De samfundsmæssige reduktionsomkostninger befinder sig på mellemniveau, hvilket gør virkemidlet potentielt interessant i klimapolitisk sammenhæng. En kombination af regel- og afgiftsstyring kunne være et relevant implementeringsinstrument til fremme af ændret fodringspraksis.

Husdyrgødning til brændsel

Ved separation af afgasset gylle vil det være muligt at anvende den faste del til brændsel og dermed reducere drivhusgasudledningerne yderligere. Den faste fiberfraktion kan afbrændes uden forudgående afgangning. Der opnås generelt større energiudbytte og større drivhusgasreduktioner ved anvendelse af husdyrgødningen til biogas end ved direkte afbrænding. Afbrænding af den faste del af husdyrgødningen reducerer kulstofindholdet i landbrugsjorden, ligesom anvendelse af halm til brændsel. De samfundsøkonomiske CO₂-reduktionsomkostninger er forholdsvis høje ved afbrænding af den faste del af husdyrgødningen. På den baggrund er det tvivlsomt, om der er væsentlige samfundsmæssige begrundelser for yderligere incitamentter til fremme af afbrænding ud over dem, som højere priser på vedvarende energi måtte give. Ligesom for halm til energiproduktion kan der være grund til at overveje regulering med henblik på bevarelse af jordens kulstofindhold.

Græs fra ekstensive arealer og energimajs til biogas

Også dette virkemiddel har forholdsvis høje samfundsmæssige reduktionsomkostninger og ret begrænsede positive eksternaliteter ud over fortrængningen af fossile brændsler i energiproduktionen. Der er således næppe grund til at fremme anvendelsen ud over den generelle støtte til biomassebaseret elproduktion, og den efterspørgsel som kvotemarkedet vil give.

Gyllehåndtering og forbedret kvælstofudnyttelse

Der findes en række tiltag til reduktion af drivhusgasemissioner fra husdyrgødning, herunder køling af gylle i svinestalde, hyppig udslusning af gylle fra svinestalde, overdækning af gyllebeholdere og overdækning af fast gødning. Af disse er det kun overdækning af gyllebeholdere, som har et mærkbart potentiale. Det mest oplagte implementeringsinstrument er regelstyring i form af krav om overdækning. Men da de samfundsmæssige drivhusgasreduktionsomkostninger ved overdækning af gyllebeholdere er forholdsvis høje, kan dette virkemiddel næppe betragtes som klimapolitisk relevant.

Nitrifikationshæmmere vil principielt kunne anvendes i al tildelt handelsgødning kvælstof. Der er ingen driftsøkonomiske incitamenter til anvendelse af nitrifikationshæmmere, da tilsætning ikke øger kvælstofudnyttelsen nævneværdigt, men alene reducerer eksternaliteten lattergasemission. De samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger er forholdsvis høje, og virkemidlet har derfor begrænset interesse i klimapolitisk sammenhæng. Såfremt virkemidlet skulle blive klimapolitisk interessant, vil en afgift på kvælstofholdig gødning uden nitrifikationshæmmer være reguleringsmæssigt relevant. En anden mulighed er at indføre påbud om anvendelse af nitrifikationshæmmere i ammoniumholdige handelsgødninger i Danmark. En sådan løsning vil dog næppe kunne sikre omkostningsefficiens i reguleringen.

De øvrige tiltag til forbedret kvælstofudnyttelse (placeret gødning til vårafgrøder og nedfældning af gylle) vurderes ikke at have noget væsentlig potentiale til reduktion af drivhusgasser.

Efterafgrøder og reduceret jordbearbejdning

Efterafgrøders reduktionspotentiale består alene i øget kulstoflagring i jorden. Virkemidlets klimapolitiske relevans afhænger således af, om ændringer i jorden kulstofbeholdning medtages i en fremtidig international klimaaf tale. EU's klima- og energipakke lægger ikke op til, at ændringer i jordens kulstofindhold kan indgå i medlemslandenes CO₂-opgørelser. Som nævnt under virkemidlet halm til brændsel kan efterafgrøder dog betragtes som et vigtigt komplementært virkemiddel til halmanvendelse, såfremt jordens kulstofpulje ønskes opretholdt.

Emissionseffekten af reduceret jordbearbejdning består primært i øget kulstofbinding i jorden. De økonomiske analyser indikerer, at reduceret jordbearbejdning er driftsøkonomisk fordelagtigt for landbruget. Besparelsen pr. ha er dog ret beskedet, og metoden er formentlig forbundet med større udbytteusikkerhed. Reduceret jordbearbejdning har en negativ miljøeffekt i form af øget pesticidanvendelse – formentlig 25 % eller mere. Større udbredelse af reduceret jordbearbejdning er således i modstrid med den politiske målsætning om at nedbringe pesticidforbruget. På den baggrund virker det ikke relevant at søge at fremme reduceret jordbearbejdning gennem klimapolitiske tiltag.

Udtagning af omdriftsarealer og nedsættelse af husdyrproduktionen

Det er specielt udtagning af lavbundslande med højt kulstofindhold, der udgør et potentielt interessant klimapolitisk virkemiddel. Reduktionspotentiale består overvejende i øget kulstoflagring i jorden. De beregnede samfundsmæssige omkostninger ved udtagning af lavbundslande er meget lave, hvis øget kulstoflagring i jorden medregnes. EU's klima- og energipakke lægger ikke op til, at ændringer i jordens kulstofindhold kan indgå i medlemslandenes CO₂-opgørelser, men virkemidlet er økonomisk interessant, hvis en fremtidig international klimaaf tale medtager denne drivhusgaskomponent. Tilskud til udtagning af lavbundslande med højt kulstofindhold er formentlig det mest relevante implementeringsinstrument.

Udtagning af højbundsland til vedvarende græs er forbundet med meget høje reduktionsomkostningerne for de bedre jordes vedkommende, mens der på sandjord er tale om middelhøje reduktionsomkostninger. Det gælder dog kun, hvis kulstoflagring i jord medtages i kalkulen. Umiddelbart har virkemidlet ingen større samfundsøkonomisk relevans, når det drejer sig om omdriftsarealer på højbund.

Reduktion af husdyrproduktionen fremtræder i de økonomiske beregninger som et omkostningsmæssigt interessant virkemiddel. For svineproduktionen er de beregnede reduktionsomkostninger således negative. Som tidligere nævnt knytter der sig dog væsentlige problemer til beregningerne af reduktionsomkostningerne ved nedsættelse af husdyrproduktionen. Forskellige forslag til beskatning af hhv. kødforbruget og husdyrproduktionen har været fremme i den offentlige debat. En afgift på oksekød og andre animalske produkter vil reducere forbruget i Danmark, men formentlig ikke have nogen større effekt på produktionen her i landet, da faldende afsætning på hjemmemarkedet vil føre til større eksport. Regulering af husdyr-

produktionens omfang vil formentlig kunne foretages mest hensigtsmæssigt i forbindelse med andre former for miljøregulering, herunder specielt udpegningen af nitratfølsomme områder og andre særlige beskyttelsesområder.

Bioethanol og biodiesel

Både hvede og raps og biobrændstoffer er internationalt handlede varer med ret beskedne prisforskelle inden for de enkelte markedsområder. Derfor findes der næppe implementeringsinstrumenter, som har specifik national relevans, når det drejer sig om *produktion* af biobrændstoffer. *Anvendelse* af biobrændstoffer er reguleret gennem EU's krav til faste iblandingsprocenter for bioethanol og biodiesel i motorbrændstoffer. Regulering af efterspørgslen vil kunne ske gennem afgiftslettelser for biobrændstoffer.

2.10 Administrationsomkostninger ved drivhusgasregulering i landbruget

Som nævnt er det primært følgende virkemidler, der kan betragtes som interessante i klimapolitisk sammenhæng: husdyrgødning til biogas, dyrkning af pileflis til bioenergi, halmleverancer til kraftvarme, øget fedt i foder til malkekvæg og udtagning af lavbundslande. Med undtagelse af fedt i foder vil de nævnte virkemidler kunne indgå i de eksisterende administrative ordninger til kontrol af jordbrugets anvendelse af gødning og plantedække. Anvendelse af husdyrgødning til biogas vil således kunne indgå i den allerede eksisterende administrative kontrol vedrørende afgivelse/modtagelse af husdyrgødning. Kontrol af arealanvendelse til piledyrkning og udtagning af lavbundslande vil repræsentere en udvidelse af den eksisterende markkontrol. Hvad halmleverancer angår, foreslås det, at bestemmelsen af omfanget overlades til de eksisterende energistøtteordninger og den kvoteomfattede energisektor.

Virkemidlet øget fedt i foder til malkekvæg vil stille noget større administrative krav – sandsynligvis i form af et nyt registreringssystem. Der er ikke foretaget beregninger af omkostningerne ved at administrere et sådant system, men det vil formentlig kunne opbygges som en parallel til det eksisterende system til registrering af køb af handelsgødning. Omfangsmæssigt vil der dog være tale om væsentligt færre bedrifter, da kun kvægbesætninger (over en vis størrelse) vil være omfattet.

Hovedparten af de øvrige virkemidler, der er omfattet af analysen, har enten for ringe reduktionspotentiale eller for høje reduktionsomkostninger til at kunne betragtes som klimapolitisk relevante. Efterafgrøder og reduceret jordbearbejdning repræsenterer dog en undtagelse, såfremt kulstoflagring i jord medtages i en kommende international klimaaftale – eller der kræves kompensation for kulstofreduktion ved anvendelse af halm og husdyrgødning til brændsel. Plantedirektoratet vurderer, at implementering af disse virkemidler for et areal på 400.000 ha vil medføre en administrativ merudgift på ca. 5 mio. kr./år (Plantedirektoratet, 2008b). Til sammenligning vil etablering af efterafgrøder på 400.000 ha resultere i samfundsøkonomiske omkostninger i størrelsesordenen 170 mio. kr./år. De administrative omkostninger påvirker således ikke de samlede samfundsmæssige omkostninger i væsentligt omfang. Det udelukker naturligvis ikke, at en sådan udvidelse af kontrolopgaverne ville repræsentere en mærkbar forøgelse af ressourcekravet til den kontrollerende myndighed i forhold til det eksisterende aktivitetsniveau.

3 KONKLUSION

Fødevareministeriet har fået udarbejdet en analyse af landbrugets virkemidler til reduktion af drivhusgasudledningen og de drifts- og samfundsøkonomiske konsekvenser forbundet hermed. Analysen er udført af

Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet ved Aarhus Universitet og Fødevareøkonomiske Institut ved Københavns Universitet.

I analysen er der identificeret 15 forskellige virkemidler og deres reduktionspotentialer og økonomiske konsekvenser er kortlagt. I analysen inddrages endvidere virkemidlernes afledte miljøeffekter. Det er dog udelukkende virkemidlernes påvirkning af kvælstofudvaskningen, som indgår direkte i de samfundsøkonomiske beregninger. Påvirkninger af pesticidforbrug, lugtgener og landskabelige konsekvenser behandles kvalitativt. I analysen indgår både virkemidler, der omfatter biomasseleverancer til energiproduktion, og virkemidler der direkte påvirker landbrugets udledning af drivhusgasserne lattergas og metan samt landbrugsjordens kulstofindhold.

I det følgende redegøres for konklusionerne af de udførte analyser.

3.1 Virkemidlernes klimapolitiske relevans

Udpegningen af politisk relevante virkemidler er baseret på en samlet vurdering af fire forhold: a) reduktionspotentialer, b) samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger, c) miljøeffekter ud over drivhusgasreduktion og d) påvirkningen af fødevarerproduktionen. Det ideelle virkemiddel har stort reduktionspotentialer, lave reduktionsomkostninger, positive miljøeffekter ud over drivhusgasreduktionen og ingen eller ringe negativ effekt på landbrugets rolle som fødevarerproducent. Kun teknologiske ændringer og udnyttelse af marginale ressourcer til energiproduktion giver mulighed for at tilgodese alle fire kriterier.

Følgende virkemidler forener et højt reduktionspotentialer med lave til middelhøje samfundsmæssige reduktionsomkostninger:

- husdyrgødning til biogas
- dyrkning af pileflis
- halm til kraftvarme
- udtagning af lavbundsarealer (vådområder).

Disse virkemidler må betegnes som de mængdemæssigt og samfundsøkonomisk mest relevante. Tilsammen har de et skønnet reduktionspotentialer på 2,7 mio. ton CO₂-ækv. pr. år. Det svarer til knap 70 % af det opgjorte reduktionspotentialer for de analyserede virkemidler. Reduktioner uden for det kvoteomfattede område i form af komplementære metan- og lattergasreduktioner udgør en fjerdedel af det samlede reduktionspotentialer på 2,7 mio. ton. Medtages kulstoflagring i jord, stiger denne andel til knap en tredjedel. Derudover vil en del af CO₂-fortrængningen gennem substitution af fossile brændstoffer kunne ske uden for den kvoteomfattede del af energisektoren.

Især må en realisering af biogaspotentialer og øget dyrkning af pileflis betegnes som interessante muligheder, da begge virkemidler også har positive miljøeffekter ud over drivhusgasreduktionen. For biogas er der tale om reduktion af kvælstofudvaskning og lugtgener, mens pileydrkning reducerer pesticidforbruget og kvælstofudvaskningen på de arealer, der overføres til pileydrkning.

Udtagning af landbrugsjord på lavbund er principielt en interessant mulighed, da udbyttepotentialer på disse jorde er relativt lavt, og der er betydelige miljømæssige sidegevinster i form reduceret kvælstofudvaskning samt muligheder for øget biodiversitet. Reduktionspotentialer er dog ret beskedent, hvis øget kulstoflagring i jord ikke kan medtages i Danmarks CO₂-balance. Det samme gælder for efterafgrøder og reduceret jordbearbejdning, der ligeledes først og fremmest påvirker kulstoflagringen i landbrugsjorden, og derfor ikke har direkte relevans i forhold til EU's oplæg til klima- og energipakke. Dette kan dog æ-

dres i forbindelse med både forhandling af klima- og energipakken samt en kommende FN klimaaftale for perioden efter 2012.

Også øget fedt i foderrationen til malkekøer har et betydeligt reduktionspotentiale. De beregnede reduktionsomkostninger ligger på middelniveau i rangeringen af de undersøgte virkemidlers omkostningseffektivitet. Reguleringsmæssigt er implementeringen af virkemidlet mere kompliceret end for de ovenfor nævnte. Virkemidlet må dog betegnes som potentielt interessant.

Blandt de øvrige virkemidler har energimajs til biogas et betydeligt reduktionspotentiale, men de samfundsmæssige reduktionsomkostninger er forholdsvis høje. Da der ikke er større positive miljøeffekter forbundet med omlægning af landbrugsarealer til majsdyrkning, virker dette virkemiddel ikke umiddelbart interessant. Det samme gælder for bjærgning af græs fra ekstensive arealer til biogasproduktion.

Anvendelse af fiberfraktionen i husdyrgødning og afgasset gylle til brændsel på kraftvarmeværker har påkaldt sig interesse i landbruget. Det skyldes især mulighederne for at reducere kravet til harmoniarealer i husdyrproduktionen. Reduktionspotentialet mht. drivhusgasudledning er moderat og beregningsresultaterne viser, at de samfundsmæssige reduktionsomkostninger er forholdsvis høje. Da afbrænding af husdyrgødning – i lighed med bjærgning af halm til energiproduktion – reducerer kulstoflagringen i landbrugsjord, må virkemidlet betragtes uinteressant fra en klimapolitisk synsvinkel.

Nitrifikationshæmmere tilsat handelsgødningskvælstof har et ikke ubetydeligt reduktionspotentiale, men meget høje reduktionsomkostninger – i det mindste ved de nuværende priser på nitrifikationshæmmere.

Reduktion af husdyrproduktionen fremtræder ifølge beregningerne som et omkostningsmæssigt interessant virkemiddel. For svineproduktionen er de beregnede reduktionsomkostninger således negative. Der knytter sig dog væsentlige problemer til beregningerne af reduktionsomkostningerne ved nedsættelse af husdyrproduktionen. Den kraftige strukturudvikling i kvæg- og svineproduktionen betyder, at mindre effektive producenter opgiver produktionen i betydeligt omfang, mens de mest effektive udvider. De effektive producenter må således antages at opnå en positiv aflønning af kapital og arbejdskraft. Det er vanskeligt at opfange disse forskelle i økonomiberegningerne. Der knytter sig yderligere det problem til beregning af CO₂-effekten, at frigørelse af arbejdskraft i husdyrproduktionen og de tilknyttede erhverv kan forventes at give øget aktivitet og dermed øget drivhusgasudledning i andre sektorer i økonomien (uden for det kvoteomfattede område), hvor den frigjorte arbejdskraft vil finde beskæftigelse.

Det kan tilføjes, at en reduktion af den danske husdyrbestand næppe vil have nævneværdig effekt på fødevarerforbruget globalt set. En nedgang i den danske produktion må antages at blive opvejet af produktionsforøgelser andre steder i verden. Dette forhold har dog ikke betydning for Danmarks opfyldelse af de krav, der stilles under EU's klima- og energipakke.

Forslag til beskatning af kødforbruget har været fremme i den offentlige debat. En afgift på oksekød og andre animalske produkter vil reducere forbruget i Danmark, men formentlig ikke have nogen større effekt på produktionen her i landet, da faldende afsætning på hjemmemarkedet vil føre til større eksport. Det forhold, at to tredjedele af landbrugsproduktionen eksporteres, gør det forholdsvis let at flytte afsætning fra hjemmemarkedet til eksportmarkederne. Forbrugsafgifter kan derfor ikke betragtes som et virksomt reguleringsinstrument i relation til Danmarks opfyldelse af landets reduktionsforpligtelser under EU's foreslåede klima- og energipakke.

Det vurderes, at den relevante drivhusgasregulering i landbruget i vid udstrækning vil kunne baseres på det eksisterende administrative apparat til kontrol af jordbrugets anvendelse af gødning og plantedække.

Som nævnt er det primært følgende virkemidler, der kan betragtes som interessante i klimapolitisk sammenhæng: husdyrgødning til biogas, dyrkning af pileflis til bioenergi, halmleverancer til kraftvarme, udtagning af lavbundslande og evt. øget fedt i foder til malkekvæg. Med undtagelse af fedt i foder vil de nævnte virkemidler formentlig kunne indgå i eksisterende administrative ordninger. Implementering af virkemidlet øget fedt i foder til malkekvæg vil sandsynligvis kræve et nyt registreringssystem i lighed med det eksisterende system til registrering af køb af handelsgødning. De samlede administrative omkostninger er ikke beregnet, men det vurderes, at de vil udgøre en mindre del af de samfundsmæssige omkostninger ved realisering af virkemidlernes reduktionspotentiale.



DEL I

VIRKEMIDLER TIL REDUKTION AF DRIVHUSGASSER I LANDBRUGET

Af Jørgen E. Olesen

4 INTRODUKTION

I denne del gives en gennemgang af effekter af en række virkemidler inden for landbruget på netto emissioner af drivhusgasser fra landbruget. Der er alene medregnet indenlandske effekter på drivhusgasemissioner og disse er opgjort i CO₂-ækvivalenter. Der gives desuden en vurdering af virkemidlernes effekter på kvælstofudvaskning, pesticidforbrug, fosfortab og lugtgener fra landbruget. Kvælstofudvaskningen er i alle tilfælde defineret som udvaskningen fra rodzonen.

I Danmark har emissionerne hidtil været beregnet med udgangspunkt i emissionsfaktorer efter IPCC (1997, 2000) og under antagelse af at metan og lattergas er henholdsvis 21 og 310 gange så kraftige drivhusgasser som CO₂. Der er dog udarbejdet nye emissionsfaktorer (IPCC, 2006), som må forventes taget i anvendelse i Danmark senest med udløbet af Kyoto-perioden. Samtidigt angives opvarmningseffekten af metan og lattergas over en 100-årig periode nu at svare til 23 og 296 gange værdien af CO₂ (IPCC, 2001). Der er derfor i nedenstående om nødvendigt foretaget en beregning med både ”gamle” og ”nye” emissionsfaktorer, hvor der med de nye emissionsfaktorer benyttes værdier fra IPCC (2006) samt de nye værdier for opvarmningspotentiale for metan og lattergas.

De væsentligste ændringer i emissionsfaktorer fra IPCC (1997, 2000) til IPCC (2006) vedrører emissionsfaktorerne for lattergas fra jord. Her er emissionsfaktoren fra tilførsel af handelsgødning, organiske gødninger og planterester ændret fra 0,0125 til 0,010 kg N₂O-N/kg N. Emissionsfaktoren for biologisk N fiksering er ændret fra 0,0125 til 0,000 kg N₂O-N/kg N. Emissionsfaktoren fra udvasket N er ændret fra 0,025 til 0,0075 kg N₂O-N/kg N. For lagre af husdyrgødning var der tidligere en emissionsfaktor på 0,001 kg N₂O-N/kg N for gylle. Dette er i IPCC (2006) ændret til 0,005 kg N₂O-N/kg N for lagre med flydelag og 0,000 kg N₂O-N/kg N for lagre uden flydelag og for biogas-behandling. Lagre af fast husdyrgødning havde tidligere en emissionsfaktor på 0,020 kg N₂O-N/kg N, men dette er med IPCC (2006) ændret til 0,005 kg N₂O-N/kg N.

5 HALM TIL BRÆNDSEL I KRAFTVARMERPRODUKTION

Ved anvendelse af halm til brændsel i kraftvarmeproduktion vil energiproduktionen i halmen kunne erstatte anvendelse af fossile brændsler. Afbrænding af halm bevirker dog en mindre tilførsel af kulstof og kvælstof til landbrugsjorden, som vil påvirke udledningerne af lattergas og lagringen af kulstof i jorden.

Ved opgørelse af energiproduktionen er der her taget udgangspunkt i den nedre brændværdi af halm, som er anført til 14,4 GJ/ton for halm i storballer. Det forudsættes i beregninger af reduktion i CO₂-emissioner fra afbrænding af halm, at energien vil substituere naturgas med samme effektivitet i energiudnyttelsen. Der er her benyttet en emissionsfaktor på 57 kg CO₂/GJ (Energistyrelsen, 2005). Under disse forudsætninger vil 1 ton halm substituere fossil energi svarende til en CO₂ udledning på 821 kg CO₂/ton halm.

Tilførsel af halm antages ikke at have nogen effekt på kvælstofudvaskningen (Jørgensen et al., 2008a). Fjernelse af halm vil derfor alene påvirke lattergasemissionerne gennem en mindsket N-tilførsel i planterester. Dette giver en reduktion i lattergasudledninger på 31 kg CO₂-ækv./ton fjernet halm af korn med de gamle emissionsfaktorer og 25 kg CO₂-ækv./ton med de nye emissionsfaktorer.

Tilførsel af kulstof i halm vil øge jordens kulstofindhold, indtil der opnås en ny ligevægt mellem opbygning og nedbrydning af jordens puljer af labilt og stabiliseret organisk stof. Tidshorisonten for opnåelse af en ny ligevægt er dog temmelig lang (>50 år). Vurderet over en 20-årig periode vil 15% af det tilførte

kulstof blive ophobet i normalt dyrket jord (Christensen, 2004). Dette giver over 20 år en øget kulstoflagring svarende til 210 kg CO₂ pr. ton nedmuldet halm. Hvis halmen fjernes, vil der være en tilsvarende nettoudledning af CO₂.

Tabel 5.1. Effekter af anvendelse af halm til brændsel i kraftvarme på reduktion af drivhusgasemissioner (kg CO₂-ækv./ton halm) beregnet med nye og gamle emissionsfaktorer (EF).

	Gamle EF	Nye EF
Lattergas	31	25
Substitution af fossil energi	821	821
Lagring af kulstof i jord	-210	-210
I alt	642	636
I alt, uden energi substitution	-179	-185
I alt, uden energi og C-lagring	31	25

Halmfjernelse antages ikke umiddelbart at påvirke pesticidforbruget (Jørgensen et al., 2008a). På længere sigt kan fjernelse af halm føre til udpining af jordens kulstofpulje, som vil kunne påvirke jordens vandholdende evne og strukturstabilitet med negative konsekvenser for afgrødeudbytte og evt. stigende pesticidforbrug.

Den manglende kulstoflagring ved fjernelse af halm kan kompenseres ved dyrkning af efterafgrøder. Hansen et al. (2000) angiver, at der for ugødet rajgræs kan produceres en overjordisk tørstofmængde på mellem 0,3 og 2,5 t tørstof/ha samt en rodmasse på mellem 0,4 og 1,8 t tørstof/ha. Det er vurderet, at rodbiomassen udgør 80 % af den samlede rodafsætning (Kuzyakov og Domanski, 2000). Under disse forudsætninger og under antagelse af 45 % C i tørstoffet kan beregnes en årlig tilførsel af kulstof med efterafgrøden på mellem 0,36 og 2,14 t C pr. ha. På husdyrgødede arealer vurderes gennemsnitstilførslen af kulstof i efterafgrøder at ligge på 1,3 t C pr. ha (Olesen et al., 2004). Dette svarer til kulstofmængden i 3,4 ton halm/ha. På ikke-husdyrgødede arealer vil kulstofbindingen i efterafgrøder være noget mindre, formentlig svarende til ca. 2 ton halm/ha.

6 HUSDYRGØDNING TIL BIOGAS I KRAFTVARMERPRODUKTION

Ved behandling af gylle i biogasanlæg forgæres organisk stof til metan, der efterfølgende benyttes som drivmiddel til elproduktion. Ved forgæringen reduceres gødningens indhold af omsætteligt kulstof, og dermed potentialet for metanproduktion under lagring. Det mindre indhold af letomsætteligt organisk stof vil desuden reducere lattergasemissionen i marken (Sommer et al., 2001).

Hvis gyllen overføres fra biogasreaktor til lager ved procestemperatur (45-50 °C), vil der ske en efterafgasning, som kan udgøre 10-20 % af den samlede gasproduktion, idet metanemissionen pr. omsættelig kulstofenhed stiger eksponentielt med temperaturen. Det er derfor vigtigt at reducere gyllens temperatur før den føres til slutlageret, hvilket kan ske ved varmeveksling. Alternativt kan lagertanken overdækkes med mulighed for metanopsamling. Ellers kan den paradoksale situation opstå, at metanemissionen fra afgasset gylle er større end emissionen fra ubehandlet gylle. Der vil desuden med den nuværende teknologi ske nogle mindre udslip af metan i forbindelse med kraftvarmeproduktionen.

6.1 Biogas fra svine- eller kvæggylle

Sommer et al. (2001) beregnede drivhusgasbalancen for biogasbehandling, idet man både indregnede substitution af fossil energi og forudsatte at metantabet ved eftergasning blev undgået. Det antages, at 20 % af energiproduktionen forbruges i procesenergi, især opvarmning af biogasreaktoren. Dette beregningsgrundlag er benyttet her til beregning af effekt af biogasbehandling, idet det antages, at det nuværende teknologi anvendes (tabel 6.1 og 6.2). Der er regnet med en praksisnær gylle med et tørstofindhold på 8,0 og 4,5 % for henholdsvis kvæg- og svinegylle. Ved anvendelse standardværdier for biogaspotentiale fås en metanproduktion på 14,1 og 11,5 Nm³ pr. ton gylle for henholdsvis kvæg- og svinegylle.

Effekten af biogasbehandling af gyllen på kulstoflagring i jorden kendes endnu ikke (Jørgensen et al., 2008a). Her er det antaget, at den kulstofmængde, der afgasses i biogasanlægget, ville have bidraget til kulstoflagring i jorden i samme grad som tilførsel af kulstof i frisk plantemateriale og halm, dvs. at 15 % af kulstoffet er antages lagret efter en 20-års periode (Christensen et al., 2004). Med de nye emissionsfaktorer er der forskel på emission af lattergas med og uden flydelag. Her antages, at halvdelen af svinegyllen og hele kvæggyllen uden biogas lagres med flydelag. Hvorimod der ikke er emission af lattergas efter biogasbehandling, da denne gylle antages at blive lagret i lagre med fast overdækning. Det ses af tabel 6.1, at effekten af biogasbehandling på drivhusgasregnskabet er stort set ens for svinegylle og kvæggylle.

Tabel 6.1. Beregnet reduktion i drivhusgasemission (kg CO₂-ækv./ton gylle) fra anvendelse af husdyrgødning (svinegylle og kvæggylle) til biogas til kraftvarmeproduktion (baseret på Sommer et al., 2001). Emissionerne er beregnet med både gamle og nye emissionsfaktorer (EF).

Kilde	Svinegylle		Kvæggylle	
	Gamle EF	Nye EF	Gamle EF	Nye EF
Metan fra lager	22,1	24,2	24,5	26,9
Lattergas fra lager	0,0	8,0	0,0	9,9
Lattergas fra udbringning	3,3	2,5	4,2	2,9
Metan fra biogas (gasmotor)	-4,4	-4,8	-4,9	-5,4
Substitution af naturgas	18,6	18,6	22,7	22,7
Lattergas fra N-udvaskning	0,8	0,2	1,0	0,3
Kulstoflagring i jorden	-4,8	-4,8	-5,8	-5,8
I alt	35,6	44,0	41,8	51,5
I alt, uden energi substitution	17,0	25,4	19,1	28,8
I alt, uden energi og C-lagring	21,9	30,2	24,9	34,5

Bioforgasning af gylle medfører en større tilgængelighed af kvælstof i gødningen og dermed en højere N-udnyttelse og en mindre N-udvaskning. Effekten på N-udvaskningen er vurderet som en reduktion på 2 % af total-N tilførslen i gyllen. Dette har også en lille effekt på drivhusgasemissionerne (tabel 6.1). Disse effekter forudsætter, at gødskningen tilpasses den øgede udnyttelighed af gyllen efter bioforgasning. Hvis ikke udnyttelsesgraden tilpasses efter bioforgasning, kan nitratudvaskningen øges (Jørgensen og Petersen, 2006).

Bioforgasning øger gyllens pH og dermed risikoen for ammoniakfordampning efter udbringning. Samtidigt øges dog også gyllens viskositet, således at gyllen lettere trænger ned i jorden. Nettoeffekten er derfor oftest neutral i forhold til ammoniakfordampningen (Birkmose og Petersen, 2004).

Biogasanlæg kan spille en rolle for begrænsning af lugtemission ved håndtering af husdyrgødning, idet afgangning reducerer gyllens indhold af ildelugtende organiske komponenter. Indholdet af de lugtende, fede syrer (VFA) i afgasset gylle var ca. 50 % af indholdet i ubehandlet gylle (Sommer og Husted, 1995). Tilsvarende er det vist, at lugtgenerne fra nyligt udbragt, afgasset gylle var ca. 25 % af lugten af ubehandlet gylle (Pain et al., 1990).

6.2 Biogas fra gylle tilsat fast separationsproduktion fra svinegylle

I forbindelse med afgangning af husdyrgødning på biogasfællesanlæg anvendes oftest en blanding af kvæg- og svinegylle. For at skaffe tilstrækkelig driftsøkonomi via gasudbyttet er det oftest nødvendigt at tilsætte yderligere organisk materiale. Mængden af organisk affald vil blive begrænsende ved en yderligere udbygning af biogasanlæg i Danmark. Der ligger en mulighed i at anvende fast separat fra separation af husdyrgødning som energitilskud i biogasfællesanlæg.

Der er her regnet på drivhusgasemissioner for et biogasanlæg, hvor input af biomasse stammer fra kvæggylle (24,3 % af total gylle), svinegylle (16,6 %) og separeret svinegylle (59,0 %). Det antages at der er en separationseffektivitet for den faste del af svinegyllen på 80 % for organisk stof og 35 % for total kvælstof. Det antages også her, at der anvendes gylle med praksisnær tørstofindhold. Der er i øvrigt benyttet samme metode til beregning af emission af drivhusgasser som anført ovenfor for almindelig gylle, idet det antages at reduktioner i effekt af separation på emissioner af metan og lattergas følger separationseffektivitet for henholdsvis organisk stof og kvælstof. Det antages dog at omkostningerne til procesenergi kan reduceres til 15 % af energiproduktionen, da det højere tørstofindhold medfører at en mindre masse skal opvarmes. Resultatet er vist i tabel 6.2 ved anvendelse både gamle og nye emissionsfaktorer. Ved anvendelse standardværdier for biogaspotentiale fås en metanproduktion på 10,5 Nm³ pr. ton gylle

Tabel 6.2. Beregnet reduktion i drivhusgasemission (kg CO₂-ækv./ton gylle) fra anvendelse af blandet kvæg- og svinegylle tilsat fast separat fra separering af svinegylle til biogas til kraftvarmeproduktion (baseret på Sommer et al., 2001). Emissionerne er beregnet med både gamle og nye emissionsfaktorer (EF).

Kilde	Gamle EF	Nye EF
Metan fra lager	19,9	21,8
Lattergas fra lager	0,0	8,3
Lattergas fra udbringning	2,2	1,7
Metan fra biogas (gasmotor)	-4,0	-4,4
Substitution af naturgas	17,1	17,1
Lattergas fra N-udvaskning	0,9	0,3
Kulstoflagring i jorden	-4,3	-4,4
I alt	31,8	40,4
I alt, uden energi substitution	14,7	23,3
I alt, uden energi og C-lagring	19,0	27,7

7 HUSDYRGØDNING TIL BRÆNDELSE I KRAFTVARMEPRODUKTION

Separation af både rå og afgasset gylle giver mulighed for at koncentrere en stor del af fosforen i en den tørstofrige del (fiberdelen). Det er muligt at afbrænde fiberdelen med en nettoenergievinst. Afbrænding af det faste koncentrat fra husdyrgødningsproduktionen fører til ændringer i drivhusgasemissioner fra mange forskellige kilder, herunder metan og lattergas fra det lagrede faste koncentrat, lattergas og kulstoflagring i jord, energi til gødningsproduktion, og energiproduktion fra afbrændingen (Olesen og Sommer, 2005).

Tabel 7.1. Reduktion i udledning af drivhusgasser (kg CO₂-ækv./ton gylle) ved afbrænding af det faste koncentrat efter separering af 1 ton gylle (henholdsvis ubehandlet svinegylle og afgasset svine- og kvæggylle). For en række af posterne er der tale om forskellen i udledningen uden og med afbrænding af husdyrgødningen (genberegnet efter Olesen og Sommer, 2005). Emissionerne er beregnet med både gamle og nye emissionsfaktorer (EF).

	Fast koncentrat fra ubehandlet svinegylle		Fast koncentrat fra afgasset gylle	
	Gamle EF	Nye EF	Gamle EF	Nye EF
Substitution af naturgas	11,6	11,6	8,6	8,6
Metan fra lagring	0,9	1,0	0,3	0,3
Lattergas fra lagring	13,9	3,3	10,8	2,6
Lattergas fra udbringning	9,9	7,6	7,8	6,0
Lattergas fra ammoniakfordampning	1,3	1,3	1,0	1,0
Lattergas fra nitratudvaskning	2,9	0,8	2,3	0,7
Kulstoflagring i landbrugsjorden	-11,6	-11,6	-7,7	-7,7
Energi til handelsgødningsproduktion	-1,8	-1,8	-1,4	-1,4
Lattergas fra handelsgødningsproduktion	-3,1	-2,9	-2,4	-2,3
I alt	24,0	9,2	19,3	7,6
I alt uden handelsgødningsproduktion (HAG)	28,9	14,0	23,1	11,7
I alt uden HAG og kulstoflagring i jorden	40,5	30,8	25,6	19,1
I alt uden HAG og energi	17,2	14,6	2,3	2,8
I alt uden energi, HAG og C-lagring i jorden	28,8	22,3	13,9	10,5

I tabel 7.1 er der med udgangspunkt i beregninger af Olesen og Sommer (2005) vist effekter på drivhusgasregnskabet for afbrænding af fiberdelen af separeret rå svinegylle og afgasset svine- og kvæggylle. Ved afbrænding af den faste fraktion antages, at netto brændværdi afhænger af tørstofindholdet efter følgende formel: $E = -2,6 + 0,8 TS$, hvor E er energiudbyttet i GJ/ton og TS er gødningens tørstofprocent (personlig meddelelse, Henrik Møller, DJF). Det forudsættes i beregningerne af reduktion i CO₂-emissioner fra afbrænding af det faste separationsprodukt, at energien vil substituere naturgas (Energistyrelsen, 2005).

I opgørelsen af effekter på drivhusgasemissioner i tabel 7.1 indgår også emissioner i forbindelse med produktion af handelsgødning til substitution af den kvælstofmængde, der fjernes ved afbrændingen. Denne handelsgødning produceres dog ikke i Danmark, og tabel 7.1 viser derfor de samlede emissioner uden handelsgødningsproduktion. Emissioner for handelsgødningsproduktionen er beregnet med udgangspunkt i emissionsfaktorer angivet af Wood og Cowie (2004). Ved et samlet system med bioforgasning af gyllen og efterfølgende separation og afbrænding af fiberfraktionen skal tallene fra tabel 6.1/6.2 og tabel 7.1 lægges sammen.

For ammoniak opnås et samlet fald i fordampningen på 0,23 og 0,18 kg N pr. ton gylle ved afbrænding af fast koncentrat fra separering af henholdsvis svinegylle og afgasset gylle. Afbrænding af fiberdelen har i disse beregninger medført et fald i N-udvaskningen på 0,24 og 0,19 kg N pr. ton gylle for henholdsvis svinegylle og afgasset gylle. Med den nuværende teknik til afbrænding af biomasse skønnes effekten på NO_x emissioner (uden filter) at være øgede emissioner på op til 0,47 og 0,37 kg NO_x pr. ton gylle ved afbrænding af fast koncentrat fra separering af henholdsvis svinegylle og afgasset gylle (Olesen og Sommer, 2005). Der er dog betydelige usikkerheder omkring emissioner af NO_x og andre luftforurenende stoffer i forbindelse med afbrænding af det faste koncentrat.

Afbrænding af fiberfraktionen vurderes at reducere lugtbidraget ved lagring samt fra udbringning væskefraktionen (Kai, 2005). Der kan dog fremkomme røggas ved afbrændingen, som kan indeholde luftstoffer. Samlet forventes en reduceret lugtudledning.

8 GRÆS FRA EKSTENSIVE AREALER TIL BIOGAS I KRAFTVARMERPRODUKTION

Vedvarende græsmarker og engarealer udgør et ressourcegrundlag for biomasse til anvendelse i biogasanlæg. Denne udnyttelse vil ikke alene kunne bidrage til energiproduktion, men også medvirke til naturpleje på disse arealer (Nielsen og Hald, 2005). Endvidere vil udnyttelse af græs fra vedvarende engarealer i biogasanlæg formentlig på længere sigt kunne fjerne næringsstoffer fra ådalene og dermed bidrage til et renere vandmiljø.

Ekstensive lavbundsarealer kan variere meget i næringsrigdom og dermed også i udbytte. På næringsrige enge er således høstet over 4 tons tørstof pr. ha i en længere periode (Nielsen og Hald, 2005), mens der på gamle slætunge er registreret udbytter på ca. 2,5 tons pr. ha (Jørgensen et al., 2008b). Hvis der kan accepteres en let gødskning af arealerne med særligt begrænsende næringsstoffer, kan udbytterne sandsynligvis holdes i den høje ende, således som det er set efter gødskning med K i vinasse på enge ved Fussingø (Nielsen and Hald, 2005b). Her er regnet med et udbytte på 3,5 tons tørstof pr. ha (Jørgensen et al., 2008b).

Den potentielle metanproduktion er sat til 0,35 m³ metan pr. kg tørstof i enggræs (Jørgensen et al., 2008b). Der regnes med et energiindhold på 35,9 MJ/m³ (Sommer et al., 2002). Der regnes med at 20 % af energiproduktionen anvendes til procesenergi (Sommer et al., 2002), hvilket giver et nettoenergiindhold på 28,7 MJ/m³. Der regnes med at biogasenergien vil substituere naturgas med en emissionsfaktor på 57 kg CO₂/GJ (Energistyrelsen, 2005). Dette giver en substitution af naturgas ved bioforgasning af enggræs svarende til 2,00 ton CO₂/ha.

Der vil være risiko for metanlækage i forbindelse med biogasproduktionen. Denne sættes til 3 % af metanproduktionen (Sommer et al., 2001). Dette svarer til en emission på 0,55 ton CO₂-ækv./ha med de gamle emissionsfaktorer og 0,60 ton CO₂-ækv./ha med de nye emissionsfaktorer.

Der vil desuden være energiomkostninger i form af høst og transport af græsset. Det antages, at denne omkostning udgør 10 L diesel per ha. Dette svarer til 27 kg CO₂/ha.

Ved høst af græs til biogas fra ugødede arealer forventes en mindre opbygning eller evt. en større nedbrydning af kulstof i jorden end i den nuværende situation (Jørgensen et al., 2008a). Det er en kombineret konsekvens af, at mere kulstof fjernes fra systemet, og af at der ikke længere gødes. De samlede konsekvenser

af at høste græs på lavbundslande er vanskelige at kvantificere, og hvis der ved den ekstensive drift sker en omlægning af lavbundslande i omdrift til permanent græs, vil der ske en nettoopbygning. Her regnes dermed med at virkemidlet ikke giver anledning til ændringer i jordens kulstofindhold, da de positive og negative effekter formentlig opvejer hinanden.

Samlet vurderes effekten af høst af enggræs til biogas at være en reduktion i drivhusgasemissionerne på ca. 1,4 ton CO₂-ækv./ha (tabel 8.1). Dette bliver dog til en nettoudledning på ca. 0,6 ton CO₂-ækv./ha, hvis ikke substitutionen af fossil energi medregnes.

Tabel 8.1. Reduktion af drivhusgasemissioner (kg CO₂-ækv./ha) ved udnyttelse af græs fra ekstensive arealer til biogas beregnet med nye og gamle emissionsfaktorer (EF).

	Gamle EF	Nye EF
Metan fra biogasprocessen	-551	-604
Substitution af fossil energi	2004	2004
Diesel forbrug	-27	-27
I alt	1426	1373
I alt, uden energi substitution	-578	-631

Høst af enggræs skønnes ikke umiddelbart at påvirke tabet af kvælstof og fosfor til vandmiljøet. Ved fjernelse af enggræs over en længere periode må det antages at potentiale for tab af kvælstof og fosfor til vandmiljøet vil blive reduceret. Der foreligger dog ingen kvantitative målinger eller beregninger over dette. Ved ekstensivering af eksisterende vedvarende græsarealer og ophør af gødning med kvælstof på disse vurderes udvaskningen at blive reduceret med ca. 10 kg N/ha (Jørgensen et al., 2008a).

Høst af enggræs vil ikke påvirke pesticidforbruget. Derimod vil den øgede biogasmængde give en lille forøgelse i luftproblemer i forbindelse med biogasanlægget og udbringning af gødningen.

9 PILEFLIS TIL BRÆNDSEL I KRAFTVARMERPRODUKTION

Flis af pil kan umiddelbart indgå som brændsel i kraftvarmeproduktion. Pil kan ligesom elefantgræs dyrkes med et meget lavt input af energi og gødning (Olesen et al., 2001; Jørgensen et al., 2008a). Der kan regnes med et udbytte på 10-12 ton tørstof per ha per år i pil (Jørgensen et al., 2008a).

Et skift fra almindelig korndyrkning til dyrkning af flerårige energiafgrøder medfører en lang række effekter på drivhusgasemissionerne. Der vil således være effekter på kvælstofanvendelse og kvælstoftab, som har konsekvenser for lattergasemissioner, samt effekter på brændstofforbruget og på kulstoflagringen i jorden. Olesen et al. (2001) gennemførte en sammenligning af korndyrkning med dyrkning af elefantgræs, der her tages som grundlag for beregning af emissioner af drivhusgasser fra pileyndyrkning, da effekter på ovennævnte emissioner i pil generelt svarer til effekterne ved dyrkning af elefantgræs.

Det antages med udgangspunkt i kvælstofnormerne og Olesen et al. (2001), at pil i sammenligning med korndyrkning vil føre til en reduktion i kvælstofgødning på 21 kg N/ha, en stigning af mængden af N tilbageførte planterester på 6 kg N/ha, en reduktion i ammoniakfordampningen på 4 kg N/ha og et fald i kvælstofudvaskningen på 51 kg N/ha. Dette giver et årligt fald i lattergasemissionerne svarende til 0,73 og 0,27 ton CO₂-ækv./ha for henholdsvis gamle og nye emissionsfaktorer.

Energiforbruget ved almindelig korndyrkning antages at svare til 1,10 ton CO₂/ha/år, og dette kan reduceres til 0,74 ton CO₂/ha/år ved piledyrkning. Dette giver en årlig besparelse på 0,37 ton CO₂/ha.

Dyrkning af elefantgræs med høst i efteråret i forhold til almindelig korndyrkning er beregnet at føre til en stigning i jordens kulstofindhold svarende til en binding på 1,57 ton CO₂/ha/år. Denne værdi bruges også som det bedste estimat for kulstofbindingen ved dyrkning af energipil.

Det antages her at den energiproduktionen ved afbrænding af pileflis vil substituere naturgas med en emissionsfaktor på 57 kg CO₂/GJ (Energistyrelsen, 2005). Dette giver en substitution af naturgas ved afbrænding af pil svarende til 10,50 ton CO₂/ha.

Samlet bliver reduktionen i drivhusgasemissioner ved dyrkning af energipil til brug for flisproduktion i stedet for almindelig korndyrkning på 13,1 og 12,7 ton CO₂-ækv./ha ved brug af henholdsvis gamle og nye emissionsfaktorer (tabel 9.1).

Tabel 9.1. Reduktion af drivhusgasemissioner (kg CO₂-ækv./ha) ved dyrkning af pil beregnet med nye og gamle emissionsfaktorer (EF).

	Gamle EF	Nye EF
Lattergas	732	266
Diesel reduktion	370	370
Substitution af fossil energi	10500	10500
Kulstoflagring i jorden	1565	1565
I alt	13167	12701
I alt, uden energi substitution	2667	2201
I alt, uden energi og C-lagring	1102	636

Der kan være et lille pesticidforbrug til ukrudtsbekæmpelse i forbindelse med piledyrkning. I gennemsnit ligger behandlingsindekset formentlig omkring 0,3-0,7 (Jørgensen et al., 2008a). Dette skal sammenlignes med et behandlingsindeks på 2,5 i vintersæd og 1,84 i vårsæd (Miljøstyrelsen, 2007).

10 HELSÆDSMAJS TIL BIOGAS I KRAFTVARMERPRODUKTION

Dyrkning af majs til helsæd udgør en produktiv metode til at skaffe forholdsvis letomsætteligt biomasse til anvendelse i biogasanlæg. Majs til biogas vil erstatte den almindelige korndyrkning, og der regnes her med, at energiomkostninger til dyrkning af korn og majs er af nogenlunde samme størrelse. Vinterhvede og majs har omtrent samme kvælstofnormer (Plantedirektoratet, 2008). Der hersker nogen usikkerhed omkring størrelsen af kvælstofudvaskning fra majs, især fra majs dyrket i planteproduktionssystemer. Modelberegninger har tilsvarende vist store forskelle mellem forskellige modeller, men i gennemsnit af modellerne har der ikke været forskel i kvælstofudvaskning mellem majs og vinterhvede (Landscentret, 2006).

Der regnes her med et gennemsnitligt nettoudbytte i majs efter ensilering på 12,4 ton tørstof/ha. Der regnes med et nettoenergiudbytte på 3000 kWh/ton tørstof (Henrik B. Møller, personlig meddelelse). Dette svarer til 10,8 GJ/ton tørstof. Der regnes med at biogasen vil substituere naturgas med en emissions-

faktor på 57 kg CO₂/GJ (Energistyrelsen, 2005). Dette giver en substitution af naturgas ved bioforgasning af helsædsmajs svarende til 7,63 ton CO₂/ha.

Der vil være risiko for metanlækage i forbindelse med biogasproduktionen. Denne sættes til 3 % af metanproduktionen (Sommer et al., 2001). Dette svarer til en emission på 2,12 ton CO₂-ækv./ha.

Dyrkning af majs til helsæd antages ikke at føre til væsentlig anden kulstoflagring i jorden sammenlignet med tilsvarende korndyrkning med fjernelse af halm. Der vil ganske vist blive tilbageført en langt større del af biomassen end ved den typiske korndyrkning. Til gengæld vil den del af kulstoffet, som ikke omsættes til biogas, blive tilbageført til landbrugsjorden, og dette antages her at opveje den større fjernelse af kulstof ved helsædsmajs. Ændring i kulstoflagring i jorden medregnes derfor ikke her.

Samlet vurderes effekten af dyrkning af majs til biogas sammenlignet med korn at være en reduktion i drivhusgasemissionerne på 5,3 til 5,5 ton CO₂-ækv./ha afhængig af om emissionsfaktor (tabel 10.1).

Tabel 10.1. Reduktion af drivhusgasemissioner (kg CO₂-ækv./ha) ved udnyttelse af helsædsmajs til biogas beregnet med nye og gamle emissionsfaktorer (EF).

	Gamle EF	Nye EF
Metan fra biogasprocessen	-2120	-2322
Substitution af fossil energi	7633	7633
I alt	5513	5311
I alt, uden energi substitution	-2120	-2322

Majs har et mindre pesticidforbrug end korn. Ifølge Miljøstyrelsen (2007) var behandlingshyppigheden for 2006 på 1,22 i majs mod 2,50 i vintersæd og 1,84 i vårsæd.

11 HVEDE TIL PRODUKTION AF BIOETHANOL (1. GENERATIONSTEKNOLOGI)

Ved dyrkning af hvede til produktion af bioethanol vil der ikke ske nogen ændring i dyrkningsformen i forhold til den nuværende. Effekten på landbrugets drivhusgasemissioner vil derfor være neutral.

12 RAPSFRØ TIL PRODUKTION AF BIODIESEL

Ved dyrkning af raps til produktion af biodiesel vil der ikke ske nogen ændring i dyrkningsformen i forhold til den nuværende. Effekten på landbrugets drivhusgasemissioner vil derfor være neutral.

13 FORBEDRET GYLLEHÅNDTERING

13.1 Køling af gylle i svinestalde

Afkøling af gylle i stalden reducerer ammoniakfordampningen. Desuden kan afkøling af gylle også bidrage til en reduktion i metanemissionen. Ifølge modelberegninger af Sommer et al. (2003) kan metanemissionen reduceres med 31% ved at reducere gyllens temperatur fra 15 °C om vinteren og 20 °C om sommeren til 10 °C. Hilhorst et al. (2001) fandt at et temperaturfald fra 20 til 10 °C reducerede metanemissionen med 30-50 %, hvilket understøtter modelberegningerne. Det antages derfor, at afkøling kan reducere emissionen af metan fra gylle lagret i svinestalde med 30 %. Det svarer til 15% af den samlede metanemission fra stald og lager. Det er antaget, at køling af gyllen ikke medfører et øget energiforbrug, da virkemidlet kun anvendes på svinestalde, hvor der antages at være et tilsvarende behov for opvarmning af stalden.

Ved køling af 20% af den totale mængde svinegylle kan drivhusgasemissionerne alt andet lige reduceres med ca. 20.000 ton CO₂-ækv./år (Olesen et al., 2004). Hvis der kompenseres for at en mindre ammoniakfordampning kan resultere i tilsvarende lavere N-normer, bliver reduktionen i drivhusgasemissionerne i stedet 28.000 ton CO₂-ækv./år. Med en samlet produktion af svinegylle på ca. 17 mio. ton (Poulsen et al., 2001) fås en reduktion på 1,6 kg CO₂-ækv. pr. ton gylle. Dette estimat er ikke påvirket af ændringer i de seneste ændringer i IPCC's emissionsfaktorer.

13.2 Hurtigere udslusning af gylle til gylletanken

En hyppigere udslusning af gylle fra stald til en udendørs gyllebeholder vil reducere den temperatur, som gyllen lagres under. Dette gælder især for svinehold, hvor staldtemperaturen er højere end udendørstemperaturen det meste af året. Da hovedparten af gyllen udbringes i foråret vil den lagrede gyllemængde desuden være forholdsvis lav i de varme sommermåneder. En højere temperatur i gyllen vil medføre en større metanudledning på grund af en større mikrobiel aktivitet ved højere temperatur (Olesen et al., 2005).

Olesen et al. (2004) fandt at anvendelse af skrabere i kvægstalde til daglig udslusning af gylle førte til en 50% reduktion i ammoniakfordampningen fra staldene samt en reduktion i metanemissionerne. Disse fordele blev dog mere end opvejet af et større energiforbrug til anvendelse af skrabe anlægget, således at nettoeffekten af anvendelse af skrabere til daglig udslusning af gylle bliver en øget drivhusgasemission på 1,0 kg CO₂-ækv. per ton gylle. Dette estimat er ikke påvirket af ændringer i de seneste ændringer i IPCC's emissionsfaktorer.

Sommer et al. (2008) undersøgte ligeledes effekten af daglig udslusning af gylle til gylletanken på de samlede drivhusgasemissioner i Danmark. Her var nettoeffekten en øget emission på 2,3 kg CO₂-ækv. pr. ton gylle for typiske kvægstalde og et fald i emissionerne på 0,3 kg CO₂-ækv. pr. ton gylle for typiske slagtesvinestalde. I disse tilfælde blev et fald i metanudledningerne opvejet af en stigning i lattergasemissionerne og en mindre kulstoflagring i jorden.

Weiske et al. (2005) fandt en større reduktion ved at indføre daglig udslusning af gylle til gylletanken, men dette var beregnet for kvægbrug i Holland, hvor der i standardsituationen kun udsluses gylle hver tredje måned mod en månedlig udslusning af gylle i de ovennævnte eksempler fra Danmark.

13.3 Overdækning af gyllebeholdere og faste gødningslagre

Det har vist sig, at flydelag på gyllebeholdere under rette klimatiske forhold stimulerer emissionen af lattergas, men også at det indeholder et potentiale for metanoxidation, altså for fjernelse af metan under passagen gennem dette porøse lag. Sommer et al. (2000) fandt, at emissionen af metan fra lagret kvæggylle under sommerlagring blev reduceret med 38% når gyllen var dækket af et naturligt flydelag, og at også overdækning med lecasten eller halm reducerede metanemissionen. Under vinterlagring, hvor flydelaget var vandmættet, havde flydelaget ingen effekt på metanemissionen. Et kvalificeret skøn er derfor, at et naturligt flydelag eller en overdækning med halm eller lecasten vil kunne reducere metanemissionen fra gyllelagre med 20% på årsbasis.

Olesen et al. (2006) benyttede en reduktion i metanemissionen på 10% ved fast overdækning af gyllebeholdere. I praksis ligger effekten formentlig på 10-20%, hvilket svarer til 3-6 kg CO₂-ækv. per ton gylle for både kvæggylle og svinegylle. Dette estimat er ikke påvirket af ændringer i de seneste ændringer i IPCC's emissionsfaktorer.

Lagre af fast husdyrgødning og det faste separationsprodukt efter separering af gylle vil under lagringen udlede metan og lattergas. Der er i husdyrbekendtgørelsen krav om at lagre af fast gødning skal overdækkes for at mindske ammoniakfordampningen. Dette forhindrer dog ikke emissioner af metan og lattergas. Disse udledninger vil kunne reduceres ca. 90% ved lufttæt overdækning af gødningslagrene (Hansen et al., 2007). En lufttæt overdækning vil derfor formentlig kunne reducere emissionerne af drivhusgasser med ca. 50 kg CO₂-ækv. pr. ton gødning i forhold til den nuværende praksis. Dette estimat er ikke påvirket af ændringer i de seneste ændringer i IPCC's emissionsfaktorer.

14 ÆNDRET FODRING

14.1 Øget fodring med fedt til malkekøer

Produktionen og dermed emissionen af metan fra mikrobiel forgæring i vommen hos drøvtyggere kan påvirkes ved sammensætningen af dyrenes foder. Følgende forhold varieres: kraftfoder/grovfoder-forholdet, grovfodertypen, kulhydratkilden, fedttildelingen samt grovfoderets fordøjelighed. Især en øget fedtandel i malkekøernes foderration vil have et potentiale til reduktion af emissionerne. En ændret fodringsstrategi vil dog også påvirke anvendelsen af arealer til produktion af foder til malkekvæg, og dermed udledningerne af lattergasemissioner.

Her fokuseres på ændring af fodersammensætningen fra en standardfoderplan til en foderplan med øget fedtandel i foderet på 400 g pr. dag, som erstatter en tilsvarende energimængde i form af byg i foderrationen (Weisbjerg et al., 2005). Foderrationerne fremgår af tabel 14.1. Den væsentligste virkning af at øget fedtindholdet i foderrationen er en reduktion i metanudledningerne, hvorimod effekterne på kulstof i jord og lattergas er noget mindre. Samlet giver anvendelse af 400 g fedt per dag i rationen en reduktion på ca. 840-900 kg CO₂ pr. dyr pr. år afhængig af hvilke emissionsfaktorer, der benyttes (tabel 14.1). I dansk landbrug er der i de senere år sket en forskydning i fodringen i retning af mere majsensilage i foderet. Dette er dog især sket på bekostning af foderroer. Denne ændring har mindsket metanudledningerne fra køerne (Danfær, 2005), men dette skønnes ikke at påvirke effekten af fodring med fedt.

Tabel 14.1. Drivhusgasemissioner ved forskellig fodring af malkekøer. Fodring er opgjort i mængde per dyr per dag og drivhusgasemissioner i kg CO₂-ækv. pr. dyr pr. år (Weisbjerg et al., 2005). Beregningerne er gennemført med nye og gamle emissionsfaktorer (EF).

	Standard		Fedtniveau			
	50% grovfoder		400 g		800 g	
Rapsskrå	4,2		4,2		4,2	
Vårbyg	5,5		4,5		3,5	
Kløvergræs	9,7		9,7		9,7	
Vegetabilsk fedt			0,4		0,8	
I alt kg tørstof pr. dag	19,4		18,8		18,2	
Foderenheder pr. dag	18,6		18,6		18,6	
Drivhusgasemissioner	Gamle	Nye EF	Gamle	Nye EF	Gamle	Nye EF
Metan	2898	3174	2121	2323	1407	1541
Kulstof i jord	656	656	656	656	656	656
Lattergas	2179	1743	2116	1693	2052	1642
I alt	5733	5573	4893	4672	4115	3839
I alt uden kulstof i jord	5077	4917	4237	4016	3459	3183

En øget anvendelse af fedt i foderet skønnes ikke at påvirke kvælstofudvaskning eller pesticidanvendelse, da effekterne på arealanvendelse vil være små.

14.2 Øget kvælstofudnyttelse i husdyrproduktionen

Siden midt 80'erne er der sket en kraftig nedgang i udskillelsen af kvælstof med gødning og urin hos husdyrene (Poulsen et al., 2003). Sammenlagt betyder det en N-reduktion på knap 40% pr. kg produceret svinekød og omkring 20% pr. kg mælk. Dette er forårsaget af flere faktorer, hvoraf forbedret fodring - herunder fodervurdering - spiller en central rolle, ligesom avl og selektion har haft stor indflydelse på den gunstige udvikling. Der forventes dog fortsat nedgang i udskillelsen af kvælstof pr. produceret enhed. Derfor er der gennem de senere år gennemført forskellige vurderinger af forventningen til udvikling i husdyrenes udskillelse af kvælstof. Disse vurderinger er bl.a. gennemført i forbindelse med forarbejdet til VMP-III (Poulsen et al., 2003) og senere ved ammoniakhandlingsplanen og revurderingen af denne (Anonym, 2006; Anonym, 2008).

Generelt forventes der hos svin en forbedring i produktiviteten, idet foderforbruget pr. kg produceret kød forventes at falde, ligesom antal producerede grise pr. årssø forventes at stige som en følge af avlsmæssig fremgang. Samtidig forventes sammensætningen af foderet at blive tilpasset dyrenes fysiologiske betingede behov som følge af forbedret viden om aminosyrebehov og fodervurdering, således at såvel over- som underforsyning kan undgås. Tilsvarende forventes en forøget mælkeydelse pr. malkeko. Dette forventes at medføre en øget foderoptagelse, således at N-udskillelsen øges pr. ko men falder pr. kg produceret mælk. Kvælstofudnyttelsen hos køer ligger på omkring 25%, men der forskes i muligheder for at øge udnyttelsen gennem fokusering på koens recirkulering af kvælstof i vommen. Ændringer i fodringen hos både svin og malkekøer påvirker naturligvis den totale udskillelse af kvælstof. Dertil kommer, at fodringen og valget af foderstoffer har stor betydning for fordelingen af N-udskillelsen på urin og fast gødning. Dette har betydning for bl.a. emissionen af ammoniak.

Foderforbrug, mælkeydelse, råprotein i foderet, tilvækst mv. er angivet i tabel 14.2 for årene 2000, 2005 og 2007. Desuden er angivet skønnede værdier for 2020 (Poulsen et al., 2001; Anonym, 2008).

Tabel 14.2. Foderforbrug, mælkeydelse, råprotein i foderet, tilvækst mv. for årene 2000, 2005 og 2007 samt skønnede værdier for året 2020 (Poulsen et al., 2001; Anonym, 2008).

	2000	2005	2007	2020
1 årsmalkeko, tung race:				
Mælkeydelse, kg	7659	8745	9093	11.700
Foderforbrug, FE	6065	6593	6596	7630
Råprotein, g/FE	175	173	177	170
1 årsso inkl. grise til fravæning:				
Foderforbrug, FEs	1340	1442	1470	1600
Råprotein, g/FEs	149,8	142,8	139,5	127
Antal grise ved fravæning	23,2	24,6	25,6	29,5
1 smågrise (fravæning-ca. 30 kg)*				
Foderforbrug, FEs/kg tilvækst	2,06	2,03	2,03	1,94
Råprotein, g/FEs	164,3	164,8	159,5	165
Tilvækst, kg	22,8	22,8	23,7	24
1 slagtesvin (ca. 30 kg-slagtning)*				
Foderforbrug, FEs/kg tilvækst	2,88	2,87	2,85	2,75
Råprotein, g/FEs	158,3	157,6	154,8	146
Tilvækst, kg	70	72	74	78

Værdierne i tabel 14.2 er brugt ved beregningen af den aktuelle kvælstofudskillelse fra de fire husdyr-kategorier for årene 2000, 2005 og 2007 samt den forventede kvælstofudskillelse i 2020. Værdierne er vist i tabel 14.3.

Tabel 14.3. Kvælstofudskillelsen pr. malkeko, årsso, slagtesvin og smågrise for årene 2000, 2005 og 2007 samt de forventede værdier for året 2020.

	2000	2005	2007	2020
1 årsmalkeko, tung race	127,3	134,5	137	147
1 årsso inkl. grise til fravæning	26,6	27,2	26,0	25,2
1 smågrise (fravæning-ca. 30 kg)*	0,64	0,63	0,51	0,55
1 slagtesvin (ca. 30 kg-slagtning)*	3,15	3,19	3,03	2,65

* Udskillelsen er ikke korrigeret ift. vægt, selv om slagtevægten er steget markant, og overgangen fra smågris til slagtesvin sker ved en højere vægt.

Det skal nævnes, at der ved beregningen af den forventede udskillelse i 2020 er antaget, at dyrenes fysiologiske behov til maksimal produktion er tilgodeset gennem fodringen, hvilket forudsætter, at der er foder og foderstoffer af god kvalitet til rådighed. Der er aktuelt uro på fodermarkedet, hvor priserne gennem de senere måneder er steget markant. Der er ved beregningerne ikke taget hensyn til udviklingen i fodermarkedet frem til 2020. Hvis kvaliteten af husdyrenes foder reduceres (bl.a. ved brug af mindre fordøjelige foderstoffer med en lavere biologisk værdi af protein), må det forventes, at kvælstofudskillelsen kan stige. Dette vil også være tilfældet, hvis grise f.eks. underforsynes med essentielle aminosyrer, hvorved produktiviteten falder, og forbruget til vedligehold stiger. Den aktuelle N-udskillelse i 2020 vil derfor afhænge af udbuddet af foderstoffer og kvaliteten af foderet, opnået avlsfremgang, viden om næringsstofbehov og optimeret sammensætning af foderet mht. essentielle aminosyrer.

Det fremgår af tabel 14.3, at der fortsat forventes en stigning i kvælstofudskillelsen pr. malkeko, som dog forventes at have en væsentlig højere mælkeydelse i 2020, således at kvælstofudskillelsen pr. kg mælk fortsætter med at falde. Generelt forventes der et fald i svins kvælstofudskillelse, hvor den største reduktion forventes hos slagtesvin.

Disse ændringer i N-udskillelsen vil have effekter på lattergasemissionerne, da en reduceret N-udskillelse vil betyde en mindre N-mængde udbragt. Denne reducerede N-udskillelse vil dog til en vis grad blive erstattet af handelsgødning, og reduktionen vil i praksis kun udgøre forskellen mellem udnyttelsen i husdyrgødningen og handelsgødning. Udnyttelsesprocenten af husdyrgødningen i forhold til handelsgødning er forudsat til 70 % for kvæggylle og 75 % for svinegylle (Plantedirektoratet, 2008). Her regnes med, at 30 % af denne mindre udbragte N-mængde udvaskes. Effekterne varierer noget mellem husdyrtyper (tabel 14.4).

Tabel 14.4. Reduktion af drivhusgasemissioner (kg CO₂-ækv./ha) ved øget kvælstofudnyttelse i husdyrproduktionen fra 2005 til 2020 beregnet med nye og gamle emissionsfaktorer (EF).

	Gamle EF	Nye EF
1 årsmalkeko, tung race	-24,3	-14,9
1 årssø inkl. grise til fravæning	19,5	11,9
1 smågrise (fravæning-ca. 30 kg)*	0,8	0,5
1 slagtesvin (ca. 30 kg-slagtning)*	5,3	3,2

15 EFTERAFGRØDER

Etablering af efterafgrøder i perioden mellem høst og etablering af en forårssået afgrøde næste forår vil reducere kvælstofudvaskningen, da efterafgrøden vil optage en del af det kvælstof, der ellers ville være blevet udvasket i løbet af efteråret og vinteren. Den årlige udvaskningsreduktion skønnes at udgøre ca. 12 kg N/ha på nedbørfattig lerjord og 37 kg N/ha på nedbørrig sandjord (Schou et al., 2007). Effekten skønnes at være 12 kg N/ha større på brug med over 0,8 de/ha.

Det antages, at optagelsen af N i efterafgrøden vil ligge 50 % over reduktionen i N-udvaskningen (Olesen et al., 2004). Besparelsen i handelsgødningsforbruget antages at være halvdelen af reduktionen i N-udvaskningen. Efterafgrøder kan antages at give et nettobidrag til jordens kulstofpulje på 200 kg C/ha/år (Olesen et al., 2004).

Tabel 15.1. Reduktion af drivhusgasemissioner (kg CO₂-ækv./ha) ved dyrkning af efterafgrøder på sandjord og lerjord ved høj og lav dyretæthed beregnet med nye og gamle emissionsfaktorer (EF).

	Lav dyretæthed (<0,8 de/ha)		Høj dyretæthed (>0,8 de/ha)	
	Sand	Ler	Sand	Ler
Gamle EF				
Lattergas	73	225	146	298
Kulstoflagring i jorden	733	733	733	733
I alt	806	959	879	1032
Nye EF				
Lattergas	-14	-43	-28	-57
Kulstoflagring i jorden	733	733	733	733
I alt	719	690	705	676

Samlet betyder dette, at efterafgrøder giver en reduktion i emissionerne på 0,7 til 1,0 ton CO₂/ha afhængig af jordtype, husdyrhold og valg af emissionsfaktorer (tabel 15.1).

Efterafgrøder skønnes ikke generelt at øge forbruget af plantebeskyttelsesmidler.

16 REDUCERET JORDBEARBEJDNING

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 (Olesen et al., 2002). Pløjefri dyrkning reducerer energiforbruget og den tilhørende CO₂-udledning med 33-64 %, afhængigt af metode og teknik. Det svarer til en reduktion på 31-91 kg CO₂/ha ved reduceret jordbearbejdning og 100 kg CO₂/ha ved direkte såning (Olesen et al., 2005). Med den form for reduceret jordbearbejdning, der praktiseres i Danmark må reduktionen i brændstofforbrug skønnes at ligge på ca. 40 kg CO₂ ha⁻¹.

Der har hidtil været stor usikkerhed omkring effekterne af reduceret jordbearbejdning på lagring af kulstof (C) i jorden under danske forhold. Nyere resultaterne sammenholdt med internationale undersøgelser viser dog, at der ved reduceret jordbearbejdning er mulighed for lagring af kulstof i jorden, forudsat at afgrødeproduktionen kan opretholdes på nogenlunde samme niveau som ved traditionel jordbearbejdning med pløjning og harvning. Chatskikh et al. (2008) fandt på grundlag af målinger og modellering, baseret på et dansk forsøg med pløjefri dyrkning at reduceret jordbearbejdning og direkte såning i forhold til traditionel jordbearbejdning øgede kulstoflagringen i jorden med henholdsvis 330 og 1170 kg CO₂/ha. Flere udenlandske undersøgelser har fundet, at direkte såning øger emissionen af lattergas i vækstsæsonen sammenlignet med traditionel jordbearbejdning (Six et al., 2004). Nyere danske undersøgelser tyder dog på at der kun er en meget lille og usikker forskel mellem traditionel jordbearbejdning og reduceret jordbearbejdning, når det gælder emissioner af lattergas (Chatskikh og Olesen, 2007; Chatskikh et al., 2008).

Sammenfattende kan det konkluderes, at reduceret jordbearbejdning under den form, som den praktiseres i Danmark samlet set vil reducere drivhusgasudledningerne med ca. 370 kg CO₂ ha⁻¹. Dette estimat påvirkes ikke af IPCC's ændringer i emissionsfaktorer.

Reduceret jordbearbejdning har kun en meget lille og usikker effekt på nitratudvaskningen (Hansen et al., 2008), og denne effekt kan formentlig ignoreres i denne sammenhæng. Reduceret jordbearbejdning må dog forventes at reducere erosionsrisikoen og dermed risikoen for tab af fosfor til vandmiljøet (Olesen et al., 2002). Omfanget af denne reduktion er dog ukendt.

Reduceret jordbearbejdning vil, under den form hvori den praktiseres i Danmark, øge ukrudtsproblemerne og dermed behovet for ukrudtsbekæmpelse. Det er dog ganske vanskeligt at opgøre effekterne, da de fleste landmænd, som benytter sig af reduceret jordbearbejdning, også tilpasser sædskifterne i mere alsidig retning. Det kan dog skønnes, at reduceret jordbearbejdning vil øge pesticidforbruget med 25-50 % og selv med en tilpasning af sædskifterne vil pesticidforbruget øges med ca. 25% (Ørum et al., 2008).

17 FORBEDRET KVÆLSTOFUDNYTTELSE

17.1 Placeret gødning til vårafgrøder

Ved placering af handelsgødning anbringes gødningen i koncentrerede strenge i jorden i en forudbestemt afstand fra afgrøderækken. Dette kan gøres ved anvendelse af en kombinationssåmaskine til udsåning af udsæd og gødning i én arbejdsgang. Der er i vårsæd fundet et gennemsnitligt merudbytte på 2-3 hkg/ha (Petersen, 2004). Der skønnes ikke at være effekter på ammoniakfordampning, hvorimod der vil være en reduktion i N-udvaskningen på 0-2 kg N/ha. Dette giver en tilsvarende reduktion i drivhusgasemissioner fra lattergas på 0-24 kg CO₂-ækv./ha med de gamle emissionsfaktorer og 0-7 kg CO₂-ækv./ha.

17.2 Nedfældning af gylle

Ved nedfældning af gylle reduceres ammoniakfordampningen. Det er dog fundet i flere undersøgelser, at nedfældning af gylle kan øge udledningen af lattergas (Wulf et al., 2002). Denne effekt er dog ikke medregnet her. Der er desuden et yderligere energiforbrug ved nedfældning af gylle sammenlignet med bredspredning eller slangeudlægning. Dette yderligere forbrug af diesel er angivet til 1.8 L/ha (Hansen et al., 2003), svarende til en yderligere emission på 5,6 kg CO₂/ha. Olesen et al. (2004) antog at der ved hver udbringning tilføres 150 kg total-N pr. ha, og fandt under disse antagelser at der stort set ingen effekt er af nedfældning på drivhusgasemissionerne, hvis der ikke samtidigt sker en skærpelse af N-normerne svarende til faldet i ammoniakfordampningen. Hvis der sker en sådan skærpelse vil nedfældning kunne reducere drivhusgasemissionerne med 0,29 kg CO₂ pr. kg N i gyllen, som ikke påvirkes af ændringerne i IPCC's emissionsfaktorer.

17.3 Nitrifikationshæmmere

Der har i en årrække været forskellige produkter på markedet, som kan hæmme nitrifikation af ammoniumholdige gødninger (f.eks. N-serve, Didin, DMPP). Herved mindskes både risikoen for N-udvaskning og potentialet for denitrifikation og dermed for dannelse af lattergas. Praktiske forsøg har vist varierende, men generelt små positive effekter på planteudnyttelse og udbytte ved udbringning sammen med ammoniumholdige gødninger. I danske forsøg har tilsætning af DMPP med handelsnavnet ENTEC til handelsgødninger ikke givet signifikante merudbytter i græs, kartofler, vårbyg og vinterhvede, selv om der i enkelte

afgrøder (f.eks. kartofler og vinterraps) har været små ikke-signifikante merudbytter (Pedersen, 2004, 2006).

Forsøg med nitrifikationsinhibitorer har vist at tilsætning af nitrifikationsinhibitorer til ammoniumholdige handelsgødninger reducerer lattergasemissionerne med ca. 30-70 % (Smith et al., 1997; Clough et al., 2007). Der er dog stadig en række usikkerheder knyttet til effektiviteten under realistiske markforhold (Saggar et al., 2008). Nitrifikationsinhibitorer 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). Derfor er effekten her alene angivet for handelsgødninger, hvor det anslås at effekten kan være en reduktion i lattergasemissionerne på 30 % (Petersen og Olesen, 2005). Dette giver en reduktion i udledningerne på 1,8 kg CO₂-ækv./kg N med de gamle emissionsfaktorer og 1,4 kg CO₂-ækv./kg N med de nye emissionsfaktorer.

DMPP er et stof med en meget lav nedbrydelighed (0-10%) efter 182 dage, hvilket giver mulighed for negative økotoksikologiske virkninger i jorden.

17.4 Reduceret N-norm for græsmarker

Ved normalt udbyttensniveau er N-normen til kløvergræs under 50 % kløver 246 kg N/ha og for græs uden kløver 346 kg N/ha for vandet JB1-4 i 2007/08. N-responsen er for det meste undersøgt under slætforhold. Både for græs og kløvergræs gælder at udbyttekurven stiger til langt over N-normen. Den lange vækstsæson og mange benyttelser gør, at udbyttekurven ikke klinger af på samme måde som for andre afgrøder. For rent græs vil en nedgang i gødskning kraftigt reducere udbyttet. Spørgsmålet for kløvergræs er til gengæld, om kløverens N-fiksering kan udnyttes på en måde, så nedgangen ved en reduceret gødskning begrænses.

For kløvergræs (alm. rajgræs og hvidkløver) har undersøgelser ved DJF på fire kvægbedrifter vist, at N-responsen i første brugsår under slætforhold var 16 kg tørstof (13 FE)/kg N, varierende fra 12 til 23 kg tørstof/kg N. Udbyttekurven var lineær fra 0 til 225 kg N, som var maksimal tilførsel. Denne N-respons svarer i store træk til resultater fra Landsforsøgene.

N-responsen er imidlertid en meget variabel størrelse i kløvergræs, hvilket skyldes den store kompleksitet i disse marker. I forhold til andre afgrøder er der flere vigtige variable i kløvergræsmarken, som giver virkninger og eftervirkninger. Marken holder i flere år, der er forskellig benyttelse (slæt og afgræsningsskcombinationer) og der er meget forskellige arter. Ved DJF har undersøgelser vist, at N-responsen var noget mindre i 2. brugsår end i 1. brugsår, at N-responsen var mindre under afgræsning end ved slæt, og at der kun var en N-respons i første halvdel af vækstsæsonen under afgræsning. Desuden faldt N-responsen kraftigt med stigende kløverandel i marken og N-responsen faldt med stigende årlig slætantal. Disse resultater er fundet med hvidkløver i marken. Nye undersøgelser med rødkløver under slætforhold ved Foulum har antydnet, at N-responsen er mindre med rødkløver end med hvidkløver. Endelig er gødningsforsøg normalt udført med handelsgødning. Kløverens konkurrenceevne svækkes ikke så meget ved brug af gylle som af handelsgødning, hvilket kunne antyde, at N-responsen måske er forholdsvis større med gylle. En meget stor del af de nævnte effekter kan forklares ud fra påvirkninger af kløverandel og dermed størrelsen af N-fiksering. Ved at tage hensyn til ovenstående i gødningsplanlægningen af den enkelte mark, ville udbyttenedgangen generelt kunne begrænses i kløvergræs ved en nedgang i N-tilførsel.

Normudbyttet ved ovennævnte norm for kløvergræs (vandet JB 1-4, 2007/08, under 50% kløver og normalt udbyttensniveau i omdriften) er 6.900 FE/ha, hvilket er nettoudbyttet dvs. opfodrede foder enheder.

Forsøgsresultater er derimod bruttoudbytte, dvs. uden mark-, lagrings- og staldtab. Derudover måles potentielt udbytte i de fleste forsøg, da det er uden kørespor, som ellers reducerer udbyttet betydeligt i græsmarken, hvor der er meget kørsel gennem sæsonen. Det kan således være vanskeligt, at gå fra potentiel N-respons i forsøg til en netto respons i praksis.

Hvor stor nedgang en reduktion på f.eks. 50 eller 100 kg N i årlig N-tilførsel ville bevirke for det gennemsnitlige nettoudbytte i kløvergræs i omdriften ved normalt udbyttensniveau er vanskeligt at fastslå på grundlag af den nuværende viden, men en differentieret gødsning, som optimerer kløverens N-fiksering, ville begrænse nedgangen betydeligt. En differentieret gødsning nødvendiggør imidlertid en større viden, bl.a. om arternes N-respons, handelsgødning kontra husdyrgødning og klørvækstens afhængighed af jordtype, samt udvikling af planlægningsværktøjer for differentieret gødsning til praktisk brug.

Det skønnes dog at det med yderligere forskning og udvikling af nye styringsværktøjer vil være muligt at reducere kvælstofdeling i græsmarker med op til 100 kg N/ha med forholdsvis beskedne udbyttetab. Ved en reduktion af kvælstofgødskningen må det med god styring af kløvergræsset formodes at dette opvejes af en tilsvarende stor biologisk kvæstoffiksering. En reduktion af kvælstofgødskningen vil derfor ikke reducere kvælstofudvaskningen. Der vil være en lille reduktion af ammoniakfordampningen, men dette er ikke her medregnet i de beregnede udledninger af lattergas.

Med de gamle IPCC-emissionsfaktorer vil en reduktion af kvælstofgødskning til kløvergræsmarker ikke påvirke lattergasudledningerne, da emissionsfaktorerne for kvælstofgødskning og biologisk kvæstoffiksering er identiske. Med den nyeste revision af IPCC guidelines er emissionsfaktoren for biologisk kvæstoffiksering sat til nul. Hvis det antages, at kvælstofgødskningen kan reduceres med 100 kg N/ha gennem en reduktion af kvælstofnormen til kløvergræsmarker fås en reduktion i drivhusgasudledningen på 465 kg CO₂-ækv./ha.

18 REDUKTION AF HUSDYRBESTANDEN

En reduktion af husdyrproduktionen vil påvirke både metan- og lattergasemissionerne fra landbruget. Da metanudledningen er betydeligt større fra køer end fra grise, må der skelnes mellem reduktion af kvægbestanden og reduktion af svineproduktionen.

Olesen et al. (2004) opgjorde virkningerne af et fald i den danske malkekvægbestand på 10% til 295.000 ton CO₂-ækv./år. I 2004 udgjorde kvægbestanden i alt 563.000, og dette fører derfor med de gamle IPCC emissionsfaktorer til en reduktion på 5250 kg CO₂-ækv./år for hver malkeko med tilhørende opdræt, der tages ud af produktion. Med de nye emissionsfaktorer bliver reduktionen 5330 kg CO₂-ækv./år.

En reduktion i svinebestanden på 10% blev tilsvarende opgjort til at reducere udledningerne af drivhusgasser med 162.000 kg CO₂-ækv. år⁻¹. I 2004 udgjorde svinebestanden i alt 13,23 mio., og dette svarer derfor med de gamle emissionsfaktorer til en reduktion på 120 kg CO₂-ækv. for hver svin, som bestanden reduceres med. Med de nye emissionsfaktorer bliver reduktionen 113 kg CO₂-ækv. pr. svin.

19 UDTAGNING AF LANDBRUGSJORD/OMDRIFTSAREALER

Udtagning af arealer indebærer at disse udgår af almindelig landbrugsdrift. Dette vil for alle disse arealers vedkommende indebære et ophør med brug af pesticider. Hvis det antages at bekæmpelsesindsatsen på disse arealer svarer til landsgennemsnittet, vil udtagning reducere behandlingshyppigheden med ca. 2,3 pr. ha.

19.1 Udtagning af lavbundsarealer

Ved udtagning af arealer i ådale og vådområder forudsættes det, at dræn og grøfter sløjfes, at gødskning ophører, og at vandløbene føres tilbage til naturligt leje (Olesen et al., 2004). Dette skønnes at give en reduktion i kvælstofudvaskningen på 100 kg N ha⁻¹. Det antages desuden at der sker en reduktion i handlingsgødningsforbruget på 100 kg N/ha.

Omdriftsarealer i ådale og vådområder har i mange tilfælde et højt indhold af organisk stof, såkaldt organogen jord. Opdyrkningen medfører nedbrydning af organisk materiale og dermed CO₂-udledning, men også frigivelse af organisk bundet kvælstof med risiko for øget N-udvaskning og lattergasemission. Ved ophør af dræning vil disse emissioner ophøre, og der vil normalt også kunne ske en kulstoflagring i jorden som følge af langsommere omsætning af det tilførte organiske stof. Effekten afhænger af jordens indhold af organisk stof inden udtagning af arealet. Her antages skønsmæssigt, at halvdelen af det udtagne areal i ådale/vådområder kan betegnes som organogen jord med over 10 % organisk stof (Olesen et al., 2004). Faldet i kulstofindhold i jorden antages at afhænge af den nuværende anvendelse af arealet, dvs. om det er i omdrift eller ligger som vedvarende græs (IPCC, 2003). For organogene jorde i omdrift kan der antages et årligt fald i kulstofindholdet på 5,0 t C/ha (IPCC, 2003; Gyldenkerne et al., 2005). For organogene jorde i vedvarende græs angiver Gyldenkerne et al. (2003) en emission på 3,0 t C/ha, mens IPCC (2003) angiver en emission på 0,25 t C/ha. Der er altså på dette område meget store usikkerheder, og der antages derfor her en emission på 1,0 t C/ha, hvilket svarer til det tidligere skøn fra IPCC (2000). For begge typer arealanvendelser antages en lattergasemission på 8 kg N₂O-N/ha/år (IPCC, 2000, 2006). Disse emissioner af både CO₂ og metan antages at ophøre på de udtagne arealer.

Hævning af grundvandsstanden vil forringe betingelserne for metanoxidation og forbedre betingelserne for metanproduktion. Metanudledningen stiger betydeligt, hvis vandstanden hæves til 5-10 cm under terræn, hvorimod den næsten kan ignoreres ved vandstand på 20-25 cm under terræn. Her antages forøgelsen af metanemissionen at være omkring 100 kg CH₄/ha/år efter hævnings af vandstanden til ca. 5-10 cm under terræn (Olesen et al., 2004). Det antages her, at der kun på 50% af arealet i ådalene vil være den nævnte effekt på metanudledningen, idet det antages at vandstanden på det øvrige areal vil ligge dybere end ca. 15 cm under terræn.

De udtagne arealer i ådalene antages at blive tilbageført til dyrkning af vedvarende græs eller lignende. I produktive græsmarker kan der antages en kulstofakkumulering på ca. 500 kg C/ha/år (IPCC, 1997). I lavproduktive systemer vil kulstofakkumuleringen være lavere, og der regnes her med en kulstofakkumulering på 300 kg C/ha/år samt at det tidligere fald i kulstofindhold fra opdyrkning af de organogene jorde ophører.

Under disse antagelser medfører udtagning af landbrugsarealer en reduktion i drivhusgasemissionerne på 1008 til 2509 kg CO₂/ha/år (tabel 19.1). Reduktionen er væsentligt lavere med de nye emissionsfaktorer, især som følge af en mindre emissionsfaktor for udvasket N.

Tabel 19.1. Reduktion af drivhusgasemissioner (kg CO₂-ækv./ha) ved udtagning af lavbundsarealer, der pt. er enten i omdrift eller vedvarende græs, beregnet med nye og gamle emissionsfaktorer (EF).

	Gamle EF	Nye EF
Lavbund i omdrift		
Lattergas	3775	2675
Metan	-2100	-2100
Kulstoflagring	10267	10267
I alt	11942	10641
I alt, uden kulstoflagring	1675	1675
Lavbund i vedvarende græs		
Lattergas	3775	2675
Metan	-2100	-2100
Kulstoflagring	2933	2933
I alt	4609	3308
I alt, uden kulstoflagring	1675	375

19.2 Udtagning af højbundsarealer

Ved udtagning af landbrugsjord på højbund overgår arealet til en permanent bevokning med f.eks. græs. Alternativt kan arealet overgå til skovrejsning. I begge tilfælde forventes en reduktion i N-udvaskningen på 50 kg N ha⁻¹ (Olesen et al., 2004). Det antages desuden, at der sker en reduktion i handelsgødningens brug på 100 kg N/ha. Der forventes en reduktion i ammoniakfordampningen på 3 kg N/ha, da der ikke sker ændringer i husdyrgødningens mængde. Alle disse forhold vil reducere lattergasemissionerne.

Ved omlægning af jord i omdrift til vedvarende græs kan der forventes en årlig kulstofakkumulering på 500 kg C/ha (IPCC, 1997). Ved skovrejsning sker der hovedsageligt en binding af kulstof i vedmassen. Der vil desuden akkumuleres kulstof i førnlaget over mineraljorden. Den årlige tilvækst afhænger dog af skovens alder og er mindst umiddelbart efter etableringen. Her regnes med en gennemsnitlig årlig binding på 700 kg C/ha/år i vedmassen (Olesen et al., 2004). Effekten af skovrejsning på kulstoflagringen vil være betydeligt større i senere forpligtelsesperioder, da den årlige tilvækst af kulstof i vedmassen tiltager efter en etableringsperiode.

Samlet giver dette en reduktion i drivhusgasemissionerne på 2473 til 3051 kg CO₂-ækv./ha for græs og 3206 til 3785 CO₂-ækv./ha for skov (tabel 19.2).

Tabel 19.2. Reduktion af drivhusgasemissioner (kg CO₂-ækv./ha) ved udtagning af højbundsarealer til græs eller skov beregnet med nye og gamle emissionsfaktorer (EF).

	Græs		Skov	
	Gamle EF	Nye EF	Gamle EF	Nye EF
Lattergas	1218	640	1218	640
Kulstoflagring	1833	1833	2567	2567
I alt	3051	2473	3785	3206

20 ØGET ANVENDELSE AF BIOENERGI I PRIMÆRPRODUKTIONEN

Energiforbruget i primærproduktionen består primært i et brændstofforbrug (typisk diesel) til markarbejde og transport. Der er desuden et elforbrug til markvanding og i forbindelse med stalde og husdyrhold. Endvidere kan der være et forbrug af varme til opvarmning af stalde, især med svin og kyllinger.

Når det drejer sig om at erstatte brændstof- og elforbruget med bioenergi vil dette indebære de samme fordele og ulemper som hvis bioenergien blev anvendt i det øvrige samfund, da disse energibærere nemt transporteres. Det kan forholde sig anderledes ved anvendelse af restvarme fra biogasproduktion til opvarmning af stalde, da der herved kan opnås en øget energieffektivitet. Denne vil dog ofte være af samme størrelsesorden som hvis varmen blev udnyttet til fjernvarme i et mindre bysamfund.

Det er derfor her ikke muligt at opstille særlige vilkår for reduktion af drivhusgasemissioner ved anvendelse af bioenergi i primærproduktionen som adskiller sig fra de som gælder generelt.

21 OPSUMMERING PÅ DEL I

En væsentlig reduktion af nettoudledningen af drivhusgasser fra landbruget kræver indsatser på mange felter. Der er brug for at reducere udledningerne i primærproduktionen. Her er det overordnede væsentligt fortsat at øge kvælstofudnyttelsen i produktionen, samtidigt med at kulstofmængden i dyrkningsjorden fastholdes eller måske endda opbygges. Der er også brug for at øge biomasseudnyttelsen til energi, men det bør ske uden at det går ud over de øvrige miljøsyn. Her er der især mulighed for øget udnyttelse af affalds- og restprodukter samt dyrkning af flerårige energiafgrøder.

I denne del er der gennemgået en række virkemidler til reduktion af landbrugets udledninger af drivhusgasser. Der er dog stor forskel på virkemidlernes potentiale, både som følge af hvor stor effektivitet virkemidlet vil have, og i hvor stort omfang det vil kunne implementeres. Implementeringsomfanget er for mange af virkemidlerne afhængig af tidshorisonten, da investeringer i ny teknik eller infrastruktur oftest kræver en længere tidsperiode. Virkemidlerne vil generelt virke fra det tidspunkt, hvor de iværksættes. Undtagelsen er etablering af skov, hvor kulstofbindingsraten øges over tid. Det er dog ikke alle virkemidler, der vil kunne gennemføres i et samlet scenarie, da de kan forudsætte at udnytte den samme ressource, f.eks. jord eller husdyrgødning. Nedenfor er givet en vurdering af i hvor stort omfang de enkelte virkemidler vil kunne gennemføres i perioden frem til 2020, samt hvilke tiltag, der overlapper med hensyn til anvendelse i et samlet reduktionsscenarie.

Ved opgørelse af potentialet for nye virkemidler er der taget udgangspunkt i situationen primo 2008, dvs. at der ikke er korrigeret for de effekter på drivhusgasudledningerne som fortsat implementering af VMP III og kommende implementering af Vandrammedirektivet vil have på udledningerne. Endvidere er effekter af strukturudviklingen i landbruget og af fortsat effektivisering af produktionen, bl.a. via øget foderudnyttelse, ikke medregnet i virkemidlerne. Disse vil alle have en tendens til at reducere udledningerne af drivhusgasser, fortsat at landbrugsproduktionen (især husdyrholdet) ikke øges. Hvor det skønnes relevant er der dog taget hensyn til hvordan ændringer i strukturudviklingen inden for landbruget må forventes at kunne påvirke de enkelte virkemidlers potentiale i 2020.

En oversigt over det skønnede potentiale for en række af virkemidlerne er vist i tabel 21.1. Her er effekterne af de enkelte virkemidler opdelt på metan og lattergas ($\text{CH}_4 + \text{N}_2\text{O}$), ændringer i jordens kulstofindhold (jord-C) samt bioenergi opgjort som fortrængning af CO_2 fra afbrænding af naturgas. De fleste virkemidler påvirker mere end én af drivhusgasserne, og negative værdier i tabellen betyder at udledningerne af den pågældende drivhusgas stiger ved implementering af det virkemiddel. Det er væsentligt at være opmærksom på, at de forskellige drivhusgasser kan være underlagt forskellige former for reguleringer. Metan og lattergas indgår direkte som en reduktionsforpligtelsen under Kyoto-protokollen samt under de ikke-kvotebelagte sektorer i EU's klima og energipakke. Danmark har tiltrådt artikel 3.4 under Kyoto-protokollen, som indebærer at ændringer i jordens kulstofindhold medregnes i den danske nationale reduktionsopgørelse. I EU's oplæg til klima- og energipakken medtages ikke ændringerne i jordens kulstofindhold. Effekten af landbrugets bioenergiproduktion kan indgå i enten den kvotebelagte sektor (f.eks. store kraftværker) eller den ikke-kvotebelagte sektor (f.eks. transport eller små varmegærker) afhængig af hvordan biomassen udnyttes.

Emissionerne er beregnet på grundlag af emissionsfaktorer fra IPCC – hidtil under antagelse af, at metan og lattergas er henholdsvis 21 og 310 gange så kraftige drivhusgasser som CO_2 . Der er imidlertid udarbejdet nye emissionsfaktorer af IPCC, som må forventes at blive taget i anvendelse i Danmark senest med udløbet af Kyoto-perioden. Opvarmningseffekten af metan og lattergas over en 100-årig periode angives nu at svare til 23 og 296 gange værdien af CO_2 . I rapportens Del I er der foretaget en beregning med både ”gamle” og ”nye” emissionsfaktorer. I nedenstående tabel benyttes alene de nye emissionsfaktorer.

Tabel 21.1. Skønnet yderligere reduktioner af drivhusgasemissioner i fra landbruget i perioden frem til 2020. Reduktionspotentialet er opgjort i effekter på metan og lattergasemissionerne, kulstoflagring i jord og substitution af fossil energi og anført i 1000 ton CO₂-ækv. pr. år. Negative værdier angiver at udledningerne øges ved det pågældende virkemiddel.

Virkemiddel	Omfang	CH ₄ + N ₂ O	Jord-C	Bioenergi	I alt
Bioenergi					
Halm til kraftvarme	150.000 ha	21	-98	384	298
Husdyrgødning til biogas	45 %	546	-90	350	807
Afbrænding afgasset gylle	30 %	73	-53	59	79
Afbrænding separeret svinegylle	30 %	52	-43	43	52
Græs fra naturpleje til biogas	75.000 ha	-45	0	148	103
Pileflis	100.000 ha	27	157	1087	1270
Energimajs til biogas	100.000 ha	-232	0	763	531
Forbedret gødningshåndtering					
Køling af svinegylle i stalde	20 %	4	0	0	4
Hyppig udslusning af svinegylle	20 %	-12	13	0	2
Overdækning af gyllebeholdere	40 %	41	0	0	41
Overdækning af fast gødning	80 %	1	0	0	1
Husdyr					
Øget fedt til malkekøer	50 %	248	0	0	248
Forbedret N-udnyttelse					
Reduceret N-norm græsmarker	200.000 ha	93	0	0	93
Nitrifikationshæmmere	100 %	272	0	0	272
Arealanvendelse					
Efterafgrøder	400.000 ha	-14	293	0	280
Reduceret jordbearbejdning	200.000 ha	0	66	-8	58
Udtagning af lavbundsarealer	27.000 ha	20	274	0	295
Udtagning af højbund til græs	100.000 ha	64	183	0	247
Udtagning af højbund til skov	100.000 ha	64	257	0	321
I alt, under hensyn til overlap		1281	556	2020	3851

Note: Reduktionspotentialet er opgjort i effekter på metan og lattergasemissionerne (efter nye emissionsfaktorer fra IPCC), kulstoflagring i jord og substitution af fossil energi. Negative værdier angiver at udledningerne øges ved det pågældende virkemiddel.

Ved beregning af det samlede potentiale er der taget hensyn til at visse af tiltagene konkurrerer med hinanden. Der er her i sådanne tilfælde valgt kun at medregne virkemidlet med den højeste CO₂-reducerende effekt (f.eks. energipil frem for energimajs eller udtagning af højbundsjord). Under disse forudsætninger fås en samlet reduktion på 3,85 mio. ton CO₂-ækv. pr. år. Heraf stammer dog over halvdelen fra substitution af fossil energi (naturgas) ved produktion af bioenergi, og det er kun ca. 1,28 mio. ton CO₂-ækv. pr. år, der kan henføres til reduceret udledning af metan og lattergas. De tiltag, der lettest teknisk og administrativt lader sig gennemføre, omfatter anvendelse af biogas, afbrænding af separeret husdyrgødning, dyrkning af pil, nitrifikationshæmmere og udtagning af lavbundsarealer. Disse tiltag tilsammen vil give en total emissionsreduktion på 3,0 mio. ton CO₂-ækv. pr. år, hvoraf 0,9 mio. ton CO₂-ækv. pr. år stammer fra reduktion af metan og lattergasudledninger.

I tabel 21.1 er samlet en oversigt over det skønnede potentiale for de analyserede tiltag.

22 REFERENCER (DEL I)

Anonym (2006). Afrapportering fra Udredningsgruppen vedr. ammoniak, 2006. <http://www.skovognatur.dk/NR/rdonlyres/18061490-0C0F-4EBB-9CEA-C3AF92DA3F9F/21076/Ammoniakudredningrapport.pdf> Ammoniakvejledning, 56 pp

Anonym (2008). Evaluering af det generelle ammoniakkrav. 115 pp.

Birkmose, T. & Petersen, J. (2004). Biogasbehandling. I: Muligheder for forbedret kvælstofudnyttelse i marken og for reduktion af kvælstoftab. DJF Rapport Markbrug 103, 61-66.

Chatskikh, D. & Olesen, J.E. (2007). Soil tillage enhanced CO₂ and N₂O emissions from loamy sand soil under spring barley. Soil & Tillage Research 97, 5-18.

Chatskikh, D., Hansen, E.M., Elsgaard, L. & Olesen, J.E. (2008). Emissions of CO₂ and N₂O from winter oilseed rape followed by winter wheat under reduced tillage. Agriculture, Ecosystems and Environment (accepteret).

Christensen, B.T. (2004). Kulstoflagring ved nedmuldning af halm og efterafgrøder. I: Olesen, J.E., Petersen, S.O., Gyldenkærne, 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.

Clough, T.J., Di, H.J., Cameron, K.C., Sherlock, R.R., Metherell, A.K., Clark, H. & Rys, G. (2007). Accounting for the utilization of a N₂O mitigation tool in the IPCC inventory methodology for agricultural soils. Nutrient Cycling in Agroecosystems 78, 1-14.

Danfær, A. (2005). Methane emissions from dairy cows. I: Olesen, J.E., Jørgensen, H., Danfær, A., Gyldenkærne, S., Mikkelsen, M.H., Asman, W.A.H. & Petersen, S.O. (eds). Evaluering af mulige tiltag til reduktion af landbrugets metanemissioner. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 11 2005. p. 12-24.

Energistyrelsen (2005). Vejledning i samfundsøkonomiske analyser på energiområdet. Energistyrelsen, København.

Gyldenkærne, S., Münier, B., Olesen, J.E., Olesen, S.E., Petersen, B.M. & Christensen, B.T. (2005). Opgørelse af CO₂-emissioner fra arealanvendelse og ændringer i arealanvendelse. LULUCF (Land Use, Land Use Change and Forestry). Metodebeskrivelse samt opgørelse for 1990-2003. Arbejdsrapport fra DMU nr. 213.

Hansen, E.M., Kyllingsbæk, A., Thomsen, I.K., Djurhuus, J., Thorup-Kristensen, K., Jørgensen, V. (2000). Efterafgrøder - dyrkning, kvælstofoptagelse, kvælstofudvaskning og eftervirkning. DJF rapport Markbrug nr. 37.

Hansen, M.N., Sommer, S.G. & Madsen, N.P., 2003. Reduction in ammonia emission by shallow slurry injection: Injection efficiency and additional energy demand. J. Environ. Qual. 32, 1099-1104.

Hansen, M.N., Henriksen, K. & Sommer, S.G., 2007. Observations of production and emission of greenhouse gases and ammonia during storage of solids separated from pig slurry: effects of covering. Atmospheric Environment 40, 4172-4181.

- Hansen, E.M., Munkholm, L. & Olesen, J.E. (2008). N-utilization in non-inversion tillage systems. *Soil Use and Management* (indsendt).
- Hilhorst, M.A., Mele, R.W., Willers, H.C., Groenestein, C.M. & Monteny, G.J. (2001). Effective strategies to reduce methane emissions from livestock. ASAE, Paper no 01-4070, pp 1-8.
- 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.
- IPCC (2001). *Climate change 2001. The scientific basis.* Cambridge University Press, Cambridge.
- IPCC (2003). *Good practice guidance for land use, land-use change and forestry.* Institute for Global Environmental Strategies, Japan.
- IPCC (2006). *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.* Institute for Global Environmental Strategies, Hayama, Japan.
- Kai, P. (2005). Indflydelse på lugtgener. I: Rapport fra arbejdsgruppen om afbrænding af fraktioner af husdyrgødning, s. 89-90.
- Jørgensen, U. & Petersen, B.M., 2006. Interactions between biomass energy technologies and nutrient and carbon balances at the farm level. In Petersen, S.O. (ed.). *Technology for recycling of manure and organic residues in a whole farm perspective.* DIAS Report 122, 49-56.
- Jørgensen, U., Christensen, B.T., Olesen, J.E., Rubæk, G., Petersen, B.M. & Halberg, N. (2008a). Miljø- og naturmæssige konsekvenser af øget biomasseudnyttelse i Danmark. I *Jorden – en knap ressource.* Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, s. 125-149.
- Jørgensen, U., Sørensen, P., Adamsen, A.P. & Kristensen, I.T. (2008b). Energi fra biomasse - Ressourcer og teknologier vurderet i et regionalt perspektiv. *Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, DJF Markbrug* nr. 134.
- Kjellerup, V. (1991). Tørstofudbytte, kvælstofoptagelse og -udvaskning ved anvendelse af gylle iblandet nitrifikationshæmmere. Beretning nr. S2139. Statens Planteavlsvforsøg.
- Kuzyakov, Y. & Domanski, G. (2000). Carbon input by plants into the soil. *Review. J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163, 421-431.
- Landscentret (2006). Modelberegning af nitratudvaskning. Resultater af modelberegninger med forskellige metoder. Landbrugets Rådgivningscenter, Skejby.
- Miljøstyrelsen (2007). Bekæmpelsesmiddelstatistik 2006. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 5. Miljøministeriet.
- Nielsen, L. & Hald, A.B. (2005a). Udvikling af engens vegetation ved forskellige driftsstrategier. www.natlan.dk.

- Nielsen, L. & Hald, A.B. (2005). Næringsstofomsætning på humusjord med højt kvælstofniveau. www.natlan.dk.
- 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., Schjønning, P., Felding, G., Melander, B., Sandal, E., Jørgensen, M.H., Hansen, E.M., Fomsgaard, I., Heckrath, G., Axelsen, J., Jacobsen, O.H., Petersen, S.O., Christensen, B.T., Jørgensen, L.N., Hansen, L.M. & Nielsen, V. (2002). Miljøeffekter af pløjefri dyrkning. DJF-rapport Markbrug nr. 65.
- Olesen, J.E., Petersen, S.O., Gyldenkærne, 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., Hansen, E.M. & Elsgaard, L. (2005). Udledning af drivhusgasser ved pløjefri dyrkningssystemer. I: Olesen, J.E. (red). Drivhusgasser fra jordbruget - reduktionsmuligheder. DJF rapport Markbrug nr. 113, s. 52-66.
- Olesen, J.E., Schelde, K., Weiske, A., Weisbjerg, M.R., Asman, W.A.H. & Djurhuus, J. (2006). Modelling greenhouse gas emissions from European conventional and organic dairy farms. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112, 207-220.
- Olesen, J.E. & Sommer, S.G. (2005). Effekt af afbrænding af separationsprodukter på drivhusgasemissioner og luftforurening. I: Rapport fra arbejdsgruppen om afbrænding af fraktioner af husdyrgødning, s. 84-88.
- Pain, B.F., Misselbrook, T.H., Clarkson, C.R., Rees, Y.J. (1990). Odour and ammonia emissions following the spreading of anaerobically-treated pig slurry on grassland. *Biological Wastes* 34, 259-267.
- Pedersen, C.Å. (2004). Oversigt over Landsforsøgene 2004. Forsøg og undersøgelser i de landøkonomiske foreninger. Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret.
- Pedersen, C.Å. (2006). Oversigt over Landsforsøgene 2006. Forsøg og undersøgelser i de landøkonomiske foreninger. Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret.
- Petersen, J. (2004). Placeret gødning. I: Jørgensen, U. (red.) Muligheder for forbedret gødningsudnyttelse i marken og for reduktion af kvælstoftab. DJF rapport Markbrug nr. 103, s. 32-35.
- Petersen, S.O. & Olesen, J.E. (2005). Betydning af gødningshåndtering for emission af lattergas. I: Olesen, J.E. (red). Drivhusgasser fra jordbruget - reduktionsmuligheder. DJF rapport Markbrug nr. 113, s. 41-51.
- Plantedirektoratet (2008). Vejledning om gødknings- og harmoniregler. Planperioden 1. august 2007 til 31. juli 2008. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.
- Poulsen, H.D., Børsting, C.F., Rom, H.B. & Sommer, S.G. (2001). Kvælstof, fosfor og kalium i husdyrgødning – normtal for 2000. DJF Rapport Husdyrbrug nr. 36.

Poulsen, H.D., Lund, P., Fernandez, J. & Holm, P.B. (2003). Notat vedr. muligheder for at reducere husdyrgødningens indhold af kvælstof via fodringen. http://vmp3.dk/Files/Filer/Rap_fra_t_grupper/18-10-2003-fodring-_kvaelstof.pdf, 39 pp.

Saggar, S., Tate, K.R., Giltrap, D.L. & Singh, J. (2008). Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide and methane in New Zealand terrestrial ecosystems and their mitigation options: a review. *Plant and Soil* 309, 25-32.

Schou, J.S., Kronvang, B., Birr-Pedersen, K., Jensen, P.L., Rubæk, G.H., Jørgensen, U. & Jacobsen, B. (2007): Virkemidler til realisering af målene i EU's Vandrammedirektiv. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU 625: 134 s.

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 Biology* 10, 155-160.

Smith, K.A., McTaggart, I.P. & Tsuruta, H. (1997). Emission of N₂O and NO associated with nitrogen fertilization in intensive agriculture, and the potential for mitigation. *Soil Use and Management* 13, 296-304.

Sommer, S.G. & Husted, S. (1995). Chemical composition of the buffer system in livestock and biogas plant digested slurry. *J. Agric. Sci.* 124, 45-53.

Sommer, S.G., Petersen, S.O. & Søgaard, H.T. 2000. Greenhouse gas emission from stored livestock slurry. *J. Environ. Qual.* 29, 744-751.

Sommer, S.G., Møller, H.B. & Petersen, S.O., 2001. Reduktion af drivhusgasemission fra gylle og organisk affald ved biogasbehandling. DJF rapport - Husdyrbrug, 31, 53 pp.

Sommer, S.G., Petersen, S.O. & Møller, H.B. 2002. A new model for calculating the reduction in greenhouse gas emissions through anaerobic co-digestion of manure and organic waste. DIAS Report, Plant Production no. 81, 54-63.

Sommer S.G., Petersen S.O. & Møller H.B., 2003. Algorithms for calculating greenhouse gas emissions from manure management. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 69, 143-154.

Sommer, S.G., Olesen, J.E., Petersen, S.O., Weisbjerg, M.R., Valli, L., Rohde, L. & Beline, F. (2008). Evaluation of management options and mitigation measures for reducing methane and nitrous oxide emissions from livestock farming systems. *Global Change Biology* (indsendt)

Videncenter for Halm- og Flisfyring (2000). Brændselsdata. Videnblad nr. 155.

Weisbjerg, M.R., Hvelplund, T., Lund, P. & Olesen, J.E. (2005). Metan fra husdyr: Muligheder for reduktion ved ændret fodring. I: Olesen, J.E. (red). *Drivhusgasser fra jordbruget - reduktionsmuligheder*. DJF rapport Markbrug nr. 113, s. 67-83.

Weiske, A., Vabitsch, A., Olesen, J.E., Schelde, K., Michel, J., Friedrich, R. & Kaltschmitt, M. (2006). Mitigation of greenhouse gas emissions in European conventional and organic dairy farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112, 221-232.

Wood, S. & Cowie, A. (2004). A review of greenhouse gas emission factors for fertiliser production. IEA Bioenergy Task 38.

Wulf, S., Maeting, M. & Clemens, J., 2002. Application technique and slurry co-fermentation effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions after spreading. II. Greenhouse gas emissions. *J. Environ. Qual.* 31, 1795-1801.

Ørum, J.E., Jacobsen, B.H. & Andersen, M. (2008). Farm-economic and environmental effects of reduced tillage. Institute of Food and Resource Economics. Report (in press).



DEL II

ØKONOMISKE KONSEKVENSBEREGNINGER FOR LANDBRUGETS VIRKEMIDLER TIL REDUKTION AF DRIVHUSGASSER

Af Alex Dubgaard, Kurt Hjort-Gregersen, Carsten J. Nissen, Hanne L. Jespersen og Morten Gylling

23 ENERGI- OG KLIMAPOLITISK BAGGRUND

EU's klima- og energipakke skelner mellem kvoteomfattede og ikke-kvoteomfattede sektorer. I de kvoteomfattede sektorer indgår større energiproducerende anlæg samt en række energitunge industrier. Den øvrige del af industrien, mindre energiproducerende anlæg, jordbrug, transport, husholdningernes centralvarmeanlæg samt affald og industrigasser indgår i de ikke-kvoteomfattede sektorer.

23.1 Drivhusgasemissioner fra landbruget og øvrige sektorer

De enkelt sektors bidrag til Danmarks drivhusgasemissioner i 2005 ses i tabel 23.1, der også viser den forventede udvikling i sektorernes drivhusgasemissioner i perioden 2008-12 (Miljøstyrelsen, 2007). De største udledere i 2005 var de kvoteomfattede sektorer med 41 % af de samlede emissioner efterfulgt af transportsektoren og jordbruget, der tegnede sig for hhv. 22 og 19 %. Energianlæg og erhvervsvirksomheder uden for kvotesystemet stod for 8 %, husholdninger for 7 % og industrigasser og affald for hhv. 1 og 2 %.

Drivhusgasudledningen fra landbruget var i 2005 fordelt med ca. 9,9 mio. tons CO₂-ækv. i form af metan og lattergas samt 2,2 mio. ton CO₂-ækv. fra anvendelsen af fossilt brændstof. Udledningerne af metan og lattergas fordeler sig med 27 % fra dyrenes fordøjelsessystemer, 16 % fra håndtering af husdyrgødning og 57 % som følge af omsætning af kvælstof i jorden. Disse emissioner svarer til 15,5 % af den samlede danske drivhusgasudledning, mens landbrugets anvendelse af fossilt brændstof bidrager med ca. 3,5 % af de danske drivhusgasemissioner. Landbrugets drivhusgasemissioner er faldet med 26 % i perioden 1990 til 2006. Nedgangen skyldes hovedsageligt en reduktion i lattergasudledningen på ca. 40 % som følge af en forbedret kvælstofudnyttelse i planteavl samt en reduktion på 18 % i metanudledningen, især som følge af faldende kvægbestand.

Fremskrivningen af drivhusgasudledningerne i tabel 23.1 er opdateret i forbindelse med Danmarks nationale allokationsplan for perioden 2008-12 (Miljøstyrelsen, 2007). Der er tale om en "business-as-usual"-fremskrivning, som omfatter initiativer, der allerede er vedtaget. Det ses, at uden yderligere virkemidler forventes Danmarks drivhusgasudledninger at stige fra 64 til 68 mio. CO₂-ækvivalenter i perioden 2008-2012. Det er især det kvoteomfattede område samt grupperingen energi og erhverv uden for kvote, der forventes at bidrage til stigningen. Inden for jordbrugsområdet forventes et mindre fald, således at denne sektor forventes at bidrage med ca. 17 % af Danmarks samlede drivhusgasemissioner i perioden 2008-12.

Tabel 23.1: Danmarks drivhusgasemissioner fordelt på sektorer, mio. tons CO₂-ækv.

	2005-emissioner		Fremskrivning 2008-12	
	mio. ton	%	mio. ton	%
Kvoteomfattet i alt	26,4	41	29,7	44
Ikke-kvoteomfattet:				
Energi og erhverv uden for kvote	5,1	8	6,1	9
Husholdninger	4,2	7	3,8	7
Industrigasser	0,8	1	0,9	1
Transportsektoren	13,8	22	14,2	21
Landbrug (inkl. energiforbrug) og skov	12,2	19	11,8	17
Affald	1,4	2	1,3	2
Uden for kvotesystemet i alt	37,5	59	38,1	56
Total	63,9	100	67,8	100

Kilde: Miljøstyrelsen, 2007.

23.2 EU's klima- og energipakke

EU's klima- og energipakke for perioden 2012-20 består af følgende elementer:

Forslag til ændring af EU's kvotedirektiv, hvor målet for EU er en 21 pct. reduktion af drivhusgasudledningen i forhold til 2005.

Forslag til beslutning om målsætninger for medlemsstaternes reduktion af drivhusgasudledningen uden for de kvotebelagte sektorer, hvor det samlede EU-mål er en 10 pct. reduktion i forhold til 2005. Reduktionsmålet for Danmark er 20 pct. – eller 30 pct. som led i en global aftale.

Forslag til direktiv om fremme af vedvarende energikilder. Hvert land får bindende mål for VE-andelen i 2020 – VE-målet for Danmark er 30 pct., herunder 10 pct. VE i transportsektoren.

Forslag til direktiv om CO₂-opsamling og – lagring i undergrunden (CCS).

CO₂-opsamling og –lagring indgår ikke i denne analyse af EU's klima- og energipakke.

23.2.1 Kvoteomfattede sektorer - kvotedirektivet

EU's kvoteordning omfatter CO₂-udledningen fra energiproducerende anlæg med en indfyret effekt over 20 MW samt en række energitunge industrier, så som raffinaderier, stålværker, cementproducenter, teglværker, papirindustri, mv. (Miljøstyrelsen, 2007). I Danmark er omkring 380 produktionsenheder omfattet. Den største gruppe er el- og varmeproducenter, hvor 244 produktionsenheder er omfattet, heraf 74 decentrale kraftvarmeværker og 150 fjernvarmeværker. De kvotebelagte virksomheder kan opfylde deres emissionsloft enten ved at reducere egne emissioner, ved at købe EU kvoter eller ved at købe kreditter fra Clean Development Mechanism (CDM) og Joint Implementation (JI) projekter. Tilsvarende kan virksomhederne sælge eventuelle overskydende kvoter (op. cit.).

EU lægger op til en gennemgribende ændring af CO₂-kvotedirektivet med virkning fra 2013 – dvs. efter den nuværende Kyoto-aftales udløb. Fremover vil der være ét EU-kvoteloft frem for 27 nationalt fastsatte kvotelofte. Loftet sænkes gradvist fra 2013 til 2020, og reduktionsstien skrives direkte ind i direktivet. Dermed sikres, at EU's samlede klimamål kan overholdes, og at der er reel knaphed på CO₂-kvoter, så kvotemarkedet kommer til at fungere efter hensigten. I dag tildeles mindst 90 pct. af kvoterne gratis, mens resten bortauktioneres. Det foreslås, at tildelingen af gratis kvoter udfases gradvist frem mod 2020, hvor efter alle kvoter auktioneres (EU-kommissionen, 2008). Auktionsprovenuet tilgår EU's medlemsstater efter en fordelingsnøgle.

23.2.2 De ikke-kvotefattede sektorer

Denne gruppering omfatter den ikke-kvotefattede energisektor (dvs. energiproducerende anlæg under 20 MW), den ikke-kvotefattede del af industrien, jordbrug, transport, husholdningernes centralvarmeanlæg samt affald og industrigasser (Miljøstyrelsen, 2007). Da kvotesystemet indtil videre kun omfatter drivhusgassen CO₂, hører alle kilder til lattergas- og metanemission under det ikke-kvotefattede område (op. cit.).

Kommissionens forslag til reduktioner uden for kvotefområdet pålægger Danmark et reduktionsmål på 20 pct. for de ikke-kvotefattede sektorer under ét. Fordelingen er sket efter en BNP-nøgle uden hensyntagen

til reduktionsomkostningerne i de enkelte lande. Der bliver dog adgang til at bruge en vis mængde JI/CDM-kreditter til opfyldelse af målet (3 % årligt). JI/CDM-kreditter omfatter muligheden for nationalt at få godskrevet emissionsreducerende tiltag i lande uden for EU. Biobrændstof skal udgøre 10 % af transportsektorens energiforbrug i 2020.

23.2.3 Vedvarende energi

Hvert medlemsland i EU får et bindende mål for VE-andelen af deres energiforsyning i 2020. Udspillet er for Danmark en VE andel på 30 pct. i 2020, hvilket svarer til omkring 27 pct. af bruttoenergiforbruget. Der foreslås som et nyt element et handelssystem for VE-oprindelsescertifikater i EU. Der hersker dog usikkerhed mht. form og implementering.

24 VIRKEMIDLER OG BEREGNINGSPRINCIPPER

I analysen defineres miljømæssige *virkemidler* som bio-fysiske foranstaltninger, der – såfremt de implementeres – kan reducere miljøbelastningen. *Implementeringsinstrumenter* defineres som politiske tiltag, der skal sikre, at udvalgte miljømæssige virkemidler implementeres. For samtlige virkemidler i analysen identificeres de mest relevante implementeringsinstrumenter.

24.1 Virkemidler

Landbruget vil blive påvirket af EU's klima- og energipakke både som leverandør af vedvarende energi i form af biomasse og udleder af drivhusgasser i form af CO₂ fra fossile brændstoffer samt metan og lattergas fra landbrugsarealer og husdyr. I analysen beregnes de drifts- og samfundsøkonomiske fortrængningsomkostninger pr. ton CO₂-ækvivalent for de nedenfor listede virkemidler. Hvor det er relevant, beregnes de drifts- og samfundsøkonomiske fortrængningsomkostninger med inddragelse af den økonomiske værdi af sideeffekter i form af miljøforbedringer/-forringelser ud over de klimarelaterede. Nettoemissionen ved anvendelse af de udvalgte virkemidler, deres mængdemæssige potentiale samt div. sideeffekter er fastlagt af Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet ved Aarhus Universitet (i Del I af denne rapport).

Produktion af biomasse til vedvarende energi:

- 1) Halm til brændsel i kraftvarmeproduktion.
- 2) Husdyrgødning til biogas i kraftvarmeproduktion.
- 3) Husdyrgødning til brændsel (fiberdel) i kraftvarmeproduktion.
- 4) Græs fra ekstensive arealer/naturpleje til biogas i kraftvarmeproduktion.
- 5) Pileflis til brændsel i kraftvarmeproduktion.
- 6) Helsædsmajs til biogas i kraftvarmeproduktion.
- 7) Hvede til produktion af bioethanol (førstegenerationsteknologi).
- 8) Rapsfrø til produktion af biodiesel.

Reduktion af CO₂-, metan- og lattergasudledninger i landbruget:

- 9) Forbedret gyllehåndtering (køling, hurtigere udslusning, bedre overdækning).
- 10) Ændret fodring (fedt i foder til kvæg, reduceret proteinindhold i foder til kvæg og svin).
- 11) Efterafgrøder (CO₂-binding gennem kulstoflagring i landbrugsjord).
- 12) Reduceret jordbearbejdning.

- 13) Forbedret kvælstofudnyttelse (placeret gødning til vårafgrøder, nedfældning af gylle og nitrifikationshæmmere).
- 14) Reduktion af husdyrbestanden (kvæg og svin).
- 15) Udtagning af landbrugsjord/omdriftsarealer (hhv. organiske jorde og mineraljord).

Sideeffekter:

- 16) Reduktion af kvælstofudvaskning, ammoniakfordampning, fosforfjernelse (ved afbrænding af fiberdel i husdyrgødning).
- 17) Ændringer i pesticidforbrug.
- 18) Omkostninger ved imødegåelse af reduceret kulstofindhold i landbrugsjorden.

24.1.1 Biomasse til energiproduktion

Virkemidlerne 1-8 omfatter produktion af biomasse landbruget til energiproduktion uden for landbrugssektoren. Biomasseleverancer vil indgå i såvel de kvoteomfattede sektorer (energiproducerende anlæg over 20 MW) som de ikke-kvoteomfattede sektorer (kraftvarmeværker under 20 MW) samt for biobrændstoffernes vedkommende i transportsektoren. Ud over CO₂-reduktionsmålsætningen bidrager biomasseleverancer til opfyldelse af direktivforslagets krav om, at Danmark når op på en VE andel på 30 pct. i 2020.

Biomasseleverancer til energiproduktion (på kvoteomfattede såvel som ikke-kvoteomfattede værker) er medtaget i denne analyse, fordi de spiller en central rolle for drivhusgasudledningerne i selve landbrugssektoren. Det skyldes først og fremmest metan- og lattergasemissioner samt kulstoflagring i landbrugsjorden. Metan- og lattergasemissioner hører iflg. EU's forslag til klima- og energipakke under det ikke-kvoteomfattede område, og disse drivhusgaskomponenter udgør en væsentlig del af landbruget samlede emissioner. Anvendelse af husdyrgødning i biogasproduktion giver således anledning en betydelig reduktion af metan- og lattergasudledningerne. Biomasseleverancer til energiproduktion spiller endvidere en central rolle for kulstoflagringen i landbrugsjord. Anvendelse af halm og husdyrgødning til brændsel reducerer således kulstoflagringen i jorden væsentligt. Kulstoflagring i jord indgår ikke i forslaget til klima- og energipakke. Når ændret kulstoflagring alligevel medtages i analysen, skyldes det, at denne emissionsfaktor indgår i Kyoto-aftalen og kan forventes også blive medtaget i en international klimaaftale til afløsning af Kyoto-aftalen. Formulering af en hensigtsmæssig klima- og energipolitik for landbruget kræver derfor inddragelse af effekterne af biomasseleverancer til energiproduktion, uanset om de leveres til den kvoteomfattede eller ikke-kvoteomfattede del af energisektoren.

Hvad biomasseproduktion angår, er det formålstjenligt at skelne mellem følgende kategorier:

- a) Biprodukter der fremkommer i forbindelse med landbrugsproduktion og naturpleje.
- b) Biomasse der dyrkes til energiformål, men ikke umiddelbart har alternative anvendelser.
- c) Internationalt omsatte landbrugsprodukter som korn og raps.

De væsentligste produkter i kategori a er halm, husdyrgødning og græs fra ekstensive arealer bjærgset som led i naturpleje. Anvendelse af denne form for biomasse til energiformål trækker ikke produkter bort fra landbrugsmarkedene. Heller ikke mht. arealefterspørgsel påvirker energianvendelse priserne på landbrugsprodukter, idet halm og husdyrgødning frembringes i forenet produktion med forskellige hovedprodukter i landbruget. Energianvendelse beslaglægger derfor ikke landbrugsareal ud over det, der i forvejen anvendes til landbrugsproduktion. Naturarealer kan alternativt anvendes til græsning for kvæg, men udbyttet på ugødskede naturarealer er forholdsvis lavt og afgræsning har normalt ingen væsentlig økonomisk værdi.

Dyrkning af biomasse i form af afgrøder til energiformål er af ret beskedent omfang i dag. De potentielt mest relevante afgrøder i kategori b er flis fra pileplantager og helsædsmajs. Pga. relativt høje transportomkostninger må det forventes, at disse produkter primært blive anvendt til energiproduktion lokalt og regionalt. I den henseende minder de om halm og husdyrgødning. Derimod er der ikke tale om biprodukter, men afgrøder som beslaglægger landbrugsjord, der alternativt kunne anvendes i fødevarereproduktionen. Pil kan dog dyrkes på marginale (lavbunds)arealer, som kun har beskedent udbyttepotentiale i landbrugsmæssig anvendelse.

For produkterne i både kategori a og b er de økonomisk mest relevante anvendelser – med eksisterende teknologi – biogasproduktion og brændsel i kraftvarmeproduktion. Andengenerations bioethanolteknologi vil evt. kunne gøre helsædsmajs, halm og pileflis konkurrencedygtige som råvarer i bioethanolproduktion på (lidt) længere sigt. For samtlige biomasser i kategori a og b gælder det som sagt, at transportomkostningerne er forholdsvis høje. De udelukker ikke handel mellem regioner og over landegrænser, men lokal anvendelse indebærer en ikke uvæsentlig økonomisk fordel i form af sparede transportomkostninger. Det betyder, at fremme af produktion og anvendelse af denne type biomasse kan betragtes som et nationalt klimapolitisk virkemiddel, idet de grænseoverskridende effekter er forholdsvis små.

Biomasserne i kategori c omfatter korn og oliefrø, der – sammen med sukker – er de vigtigste råvarer i produktionen af flydende biobrændstoffer. Energianvendelse af disse biomasser konkurrerer direkte med alternative anvendelser i landbrugs- og fødevarereproduktionen. Da der er tale om internationalt handlede varer med ret beskedne prisforskelle inden for de enkelte markedsområder, har det ikke afgørende økonomisk betydning, om der anvendes indenlandsk producerede eller importerede råvarer. I modsætning til biomasserne i kategori a og b er transport- og opbevaringsomkostningerne er forholdsvis lave. Det gælder også for slutprodukterne i form af biobrændstofferne, der er internationalt handlede varer. Det er derfor diskutabelt, om fremme af biobrændstofproduktion her i landet kan betragtes som et virkemiddel til Danmarks opfyldelse af kravene i EU's klima- og energipakke.

24.1.2 Reduktion af drivhusgasudledninger i landbrugssektoren

Klima- og energipakken indeholder ét samlet CO₂-reduktionsmål på 20 % for de ikke-kvoteomfattede sektorer. Landbrugets produktion af biomasse til VE-produktion kan ikke medregnes som en del af målopfyldelsen for de ikke-kvoteomfattede sektorer. Øgede leverancer af halm og husdyrgødning til produktion af VE (i den kvote- og den ikke-kvoteomfattede sektorer) vil give anledning til (mindre) forøgelse af landbrugets forbrug af fossil energi til transport og for halmens vedkommende bjærgning og håndtering. Som klima- og energipakken er konstrueret, vil disse leverancer øge den mængde drivhusgas, som de ikke-kvoteomfattede sektorer skal reducere deres udledninger med.

Man kan skelne mellem to former for virkemidler til reduktion af drivhusgasudledningerne i landbrugssektoren – teknologiændringer, der reducerer emissionerne pr. produceret enhed, og produktionsreduktioner. Virkemidlerne 9-13 tilhører første kategori, mens reduceret husdyrproduktion og udtagning af landbrugsjord tilhører den anden kategori. Når det drejer sig om Danmarks opfyldelse af kraven i EU's klima- og energipakke gør ingen forskel, om emissionsnedgangen opnås på den ene eller den anden måde. Ud fra en global synsvinkel er der imidlertid forskel. Drejer det sig fx om en isoleret dansk reduktion af den animalske produktion, må man gå ud fra, at den vil blive helt eller delvis opvejet af produktionsstigninger i andre lande, så længe efterspørgslen efter animalske fødevarer er uændret. Indførelse af mere klimavenlige teknologier i produktionen vil ikke have sådanne afledte effekter.

Overførsel af husdyrgødning til produktion af bioenergi vil – ud over CO₂-reduktion ved fortrængning af fossile brændsler – reducere drivhusgasudslippet fra landbruget gennem nedbringelse af metan- og lattergasudledningerne. Opgjort i CO₂-ækvivalenter kan disse reduktioner indgå i reduktionsforpligtelsen for de ikke-kvoteomfattede sektorer. Derudover kan der opnås reduktioner i metanudledningen gennem forbedret gyllehåndtering i form af nedkøling, hurtigere udslusning og bedre overdækning. I denne sammenhæng skal der tages hensyn til større energiforbrug ved ændret håndteringspraksis. En ikke uvæsentlig sideeffekt er reduceret ammoniakfordampning, der skal medtages i omkostningskalkulerne som et positivt bidrag værdisat til alternativomkostninger ved reduktion af landbrugets ammoniakbelastning af miljøet.

Et andet virkemiddel til reduktion af metanudledningen er ændret sammensætningen af foderet til kvæg og svin. Især øget fedtandel i malkekøernes foderration har potentiale til at reducere emissionerne. Endvidere er der for både kvæg og svin mulighed for at opnå reduktioner i lattergasemissionerne gennem reduceret kvælstofudskillelse. Det relevante virkemiddel er bedre sammensætning af foderet mht. essentielle aminosyrer, hvilket i almindelighed må antages at kræve anvendelse af dyrere fodermidler. Fortsat avlsfremgang kan ligeledes forventes at reducere N-udskillelsen pr. produceret enhed. Avlsfremgang kan dog næppe betragtes som et politisk regulerbart virkemiddel i klimapolitikken. Endelig er der et vist potentiale for at reducere udledning af drivhusgasser gennem forbedret kvælstofudnyttelse ved placering af handelsgødning og nedfældning af gylle.

Der kan opnås energibesparelser i landbruget ved reduceret jordbearbejdning. En negativ sideeffekt i denne sammenhæng er øget pesticidforbrug, som der ikke umiddelbart er mulighed for at inddrage i beregninger i form af monetariserede opgørelser af de negative miljøeffekter.

Reduktioner i husdyrproduktionen og det dyrkede areal vil give anledning til såvel energibesparelse som reducerede udledninger af metan og lattergas. Et særligt interessant forhold i denne sammenhæng er udtagning af lavbundslande med et højt indhold af organisk stof. Ophør med dræning og kultivering vil standse nedbrydning af organisk materiale og reducere N-udvaskningen og lattergasemissioner fra areaerne, ligesom der normalt vil kunne ske en kulstoflagring som følge af langsommere omsætning af det tilførte organiske stof. I disse reduktioner af drivhusgasemissionerne skal der modregnes en forøgelse af metanudledningen ved ophør med dræning og hævning af vandstanden.

24.1.3 Sideeffekter/eksternaliteter

Ud over drivhusgasreduktioner knytter der sig som allerede omtalt en række miljøeffekter til de nævnte virkemidler – primært i form af mindre belastning af vandmiljøet med kvælstof. Også lavere pesticidforbrug og reducerede lugtgener spiller en positiv rolle i denne sammenhæng. Reduceret kvælstofudvaskning indgår i beregningerne til en samfundsmæssig skyggepris på 11 kr. pr. kg N opgjort i forbindelse med vandmiljøplanudredningerne (Finansministeriet, 2007). Det har ikke været muligt at kvantificere de øvrige eksternalitetsændringer i monetære enheder inden for rammerne af denne analyse.

Den væsentligste negative miljøeffekt i forbindelse med biomasseanvendelse er reduktion af landbrugsjordens kulstofindhold. Dette gør sig især gældende på rene planteavlsbedrifter, hvor halmen fjernes fra bedriften. Ved afbrænding af husdyrgødning i forbindelse med biogas- og kraftvarmeproduktion vil det samme kunne gøre sig gældende på husdyrbedrifter. Den CO₂-udledning, som nedgang i landbrugsjordens kulstofindhold giver anledning til, er en eksternalitet. Kyoto-aftalen giver adgang til at indregne ændringer af kulstofindholdet i landbrugsjord (såkaldte sinks) indtil 2012. EU-kommissionens forslag til klima- og energipakke lægger ikke op til en fortsættelse af denne praksis. Ændret kulstofbalance i landbrugsjord skal således ikke medregnes i det nationale CO₂-regnskab i hht. klima- og energipakken. I forbindelse med en

eventuel kommende international klimaaftale kan denne eksternalitet imidlertid igen få samfundsøkonomisk relevans, og den indgår derfor i beregningerne af CO₂-reduktionsomkostningerne for de relevante former for biomasse.

24.2 Systemafgrænsning

Virkemidlerne til reduktion af drivhusgasudledninger og produktion af vedvarende energi i landbruget vurderes i forhold til alternativerne uden de analyserede tiltag. Det kræver en afgrænsning af det produktions- og anvendelsessystem, der undersøges. De her benyttede afgrænsninger er baseret på en antagelse om, at den overordnede politiske målsætning er at opfylde Danmarks forpligtelser i relation til EU's klima- og energipakke til de mindst mulige samfundsøkonomiske omkostninger.

24.2.1 Fuld udnyttelse af landbrugsarealet uanset afgrødeanvendelse

Prisstigninger på landbrugsprodukter og suspensionen af braklægningskravet betyder, at det er økonomisk relevant at dyrke hovedparten af det danske landbrugsareal. Større eller mindre efterspørgsel efter afgrøder til energiformål kan derfor ikke forventes at påvirke størrelsen af det dyrkede areal væsentligt, men alene afgrødesammensætningen. Heller ikke ændringer i den animalske produktion kan forventes at få væsentlig indflydelse på det dyrkede areals størrelse.

For biobrændstof produceret her i landet betyder det, at drivhusgasudledning ved dyrkning af råvarer i form af korn og raps ikke skal indgå i konsekvensberegningerne, da de relevante arealudnyttelsesalternativer vil være dyrkning af samme type afgrøder til anden anvendelse, fx eksport. Danmarks CO₂-regnskab vil derfor være upåvirket af, om korn og raps anvendes til energiformål eller traditionelle formål som fødevarer og foder eller eksport. I denne analyse vurderes omkostningseffektiviteten af indenlandsk produceret biobrændstof som virkemiddel i relation til klima- og energipakken. Det betyder, at drivhusgaseffekten beregnes som den CO₂-udledning, der fortrænges ved at erstatte fossilt brændstofforbrug i Danmark. Herfra trækkes forbruget af procesenergi mv. ved omdannelse af korn og rapsfrø til brændstof.

Ved fremstilling af biobrændstoffer fremkommer der biprodukter, primært i form af proteinfoder. Det forudsættes, at disse biprodukter erstatter importerede foderstoffer eller eksporteres – dvs. at aktivitetsniveauet på danske oliemøller mv. antages at være upåvirket af produktionen af biprodukter ifm. biodiesel og ethanol. Under disse antagelser vil fremkomsten af biprodukter ikke påvirke de samlede drivhusgasemissioner i Danmark. CO₂-udledninger fra procesenergien til omdannelse af korn og rapsfrø til biobrændstof tilskrives derfor udelukkende biobrændstoffet.

For energiafgrøder som pileflis og helsædsmajs bør konsekvenserne for drivhusgasudledningen opgøres i forhold den arealudnyttelse, der ellers ville have fundet sted. Samfundsmæssigt er det således heller ikke relevant at medregne den samlede udledning af drivhusgasser ved dyrkning af disse afgrøder, men alene ændringer i forhold til de afgrøder, der alternativt ville være blevet dyrket. Det vil typisk sige korn og raps. Det samme gælder for sideeffekter ved dyrkningen. Drivhusgaseffekten beregnes som den CO₂-udledning, der fortrænges ved at erstatte fossile brændsler med de respektive energiafgrøder, minus forbruget af procesenergi mv., plus/minus ændringer i drivhusgasudledningen i forhold til de afgrøder, der alternativt ville være blevet dyrket.

Ved reduktion af husdyrbestanden er beregningsprincippet grundlæggende det samme. Hverken reduktioner i kvæg- eller svinebestanden antages at påvirke omdriftsarealets størrelse nævneværdigt. Derimod

må man forvente en (mindre) ændring i afgrødesammensætningen ved reduktion af kvægbestanden, idet grovfoderarealer vil overgå til dyrkning af salgsafgrøder – primært korn og raps. Det betyder, at den samlede drivhusgasudledning ved dyrkning af foder til husdyr ikke skal indgå i konsekvensberegningerne, men alene ændringer som følge af ændret afgrødesammensætning. Heller ikke importerede foderstoffer skal medtages, da ændringer i foderstofimporten hverken indgår i Danmarks CO₂-balance i relation til Kyoto-aftalen eller EU's energi- og klimapakke.

Hvad udtagning af omdriftsarealer angår, forudsættes det, at jorden overgår til ekstensivt udnyttede/plejede naturarealer. Også her antages det, at det relevante alternativ ville være dyrkning af korn og raps på de udtagne arealer. Drivhusgaseffekten beregnes derfor som den udledning af CO₂-ækvivalenter, der spares ved ikke at dyrke korn og raps på de pågældende arealer minus drivhusgasudledning ved arealplejen. Anvendes græsproduktionen til energiformål, vil CO₂-regnskabet ved plejen formentlig være positivt.

24.3 Livscyklusanalyser – en alternativ systemafgrænsning

I Danmark såvel som en række andre lande er der gennemført livscyklusanalyser (LCA) af miljøeffekter knyttet til forbrug af fødevarer, herunder det direkte og indirekte energiindhold og de tilknyttede drivhusgasemissioner. Fælles for LCA-tilgange er, at de producerede varer tilskrives samtlige emissioner, der er forbundet med varenes frembringelse, uanset om emissionerne sker i forbindelse med aktiviteter i udlandet eller herhjemme. Klimapolitisk ville princippet svare til, at det enkelte lands drivhusgasudledninger blev opgjort som de globale emissioner for samtlige forbrugsgoder, tjenesteydelser og investeringsgoder, der anvendes i landet inkl. import. Emission i forbindelse med produktion af eksportvarer skulle derimod ikke medregnes, idet disse udledninger ville blive tilskrevet de importerende lande. Reguleringsmæssigt ville det være særdeles vanskeligt at implementere og kontrollere internationale klimaaftaler på et sådant grundlag.

Det er væsentligt lettere at opgøre drivhusgasudledningerne som de emissioner, der finder sted ifm. anvendelse af energi (og andre drivhusgasfrembringende aktiviteter) inden for det enkelte lands grænser. Såvel Kyoto-protokollen som EU's klima- og energipakke bygger på dette princip – med undtagelse af skibsfart og flytrafik. Livscyklusanalyser i den brede forstand, der omfatter såvel indenlandske som udenlandske drivhusgasemissioner, er således ikke relevante, så længe analyserne alene omfatter Danmarks tilpasning til kravene i EU's klima- og energipakke. Der kan naturligvis være politiske ønsker om globale/overnationale hensyn klimapolitikken, som vil gøre det relevant at anvende livscyklusanalyser. Analysen inddrager ikke sådanne aspekter.

25 ØKONOMISKE BEREGNINGSPRINCIPPER

For de undersøgte virkemidler beregnes de driftsøkonomiske såvel som de samfundsøkonomiske omkostninger pr. CO₂-ækvivalent, der fortrænges ved anvendelse af virkemidlet.

25.1 Driftsøkonomiske beregningsprincipper

For adskillige af de undersøgte virkemidler er der tidligere gennemført driftsøkonomiske analyser. Siden er der imidlertid sket store ændringer i priserne på landbrugsprodukter samt energi og andre hjælpestoffer såsom gødning. Det skaber behov for en opdatering af beregningerne.

De drifts- eller virksomhedsøkonomiske beregninger viser producenterne omkostninger og indtægter ved (en tænkt) implementering af de virkemidler, som indgår i analysen. Beregningerne omfatter alene markedsomsatte goder, der indgår i virksomhedernes drift. Miljøeksternaliteter, som ikke påvirker det privatøkonomiske resultat, medtages således ikke. De benyttede priser er dem, som procenterne betaler for inputs og modtager for diverse salgsprodukter. Nogle af disse priser indeholder direkte eller indirekte tilskud, fx i form af tilskud til grøn energi, der påvirker markedsprisen på biomasse.

Resultaterne af de driftsøkonomiske beregninger viser, hvor store omkostninger producenterne må bære ved krav om implementering af de undersøgte virkemidler, hvis der ikke ydes kompensation, og hvor store tilskud, der (som minimum) kræves, hvis virkemidlerne skal implementeres ad frivillighedens vej gennem økonomiske incitamenter.

25.2 Samfundsøkonomiske beregningsprincipper

Formålet med de samfundsøkonomiske analyser er at beregne de undersøgte virkemidlers samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger pr. CO₂-ækvivalent, hvor CO₂ fra afbrænding af fossile brændstoffer indgår sammen med metan- og lattergasemissioner fra forskellige kilder. De samfundsøkonomiske beregninger inddrager markedsomsatte goder såvel som samfundsrelevante eksternaliteter. For de markedsomsatte goder anvendes priser, der (så vidt muligt) er renset for afgifter og subsidier, mens eksternaliteter opgøres til samfundsmæssige skyggepriser.

25.2.1 Udvidet cost-effectiveness analyse

De samfundsøkonomiske beregninger kan betegnes som en cost-effectiveness analyse (CEA). I en CEA er målsætningen givet – fx i form af et miljøpolitisk krav om en specifik forureningsreduktion opgjort i ton CO₂-ækvivalenter eller en anden type forurening. CEA-metoden benyttes herefter til at undersøge, hvordan målsætningen kan realiseres til de lavest mulige omkostninger for samfundet. En CEA er som udgangspunkt rettet mod én enkelt miljøeffekt – i denne analyse drivhusgasemission. Det gør analysen forholdsvis simpel. På den anden side er det også en begrænsning, idet forskellige virkemidler til miljøforbedring ofte giver mere end én miljøeffekt ud over den primære effekt, som indgår i CEAen.

For at inddrage disse supplerende effekter benyttes en tilgang, der kan betegnes som en udvidet cost-effectiveness analyse. Dvs. at eksternaliteter (ud over drivhusgasemissioner) så vidt muligt inddrages i CEAen.³ Er der tale om positive miljøeffekter kan denne effekt betragtes som en samfundsmæssig indtægt/besparelse i anden sammenhæng. Fx vil reduceret kvælstofudvaskning i forbindelse med implementeringen af et klimapolitisk virkemiddel reducere omkostningerne i relation til vandmiljøpolitikken. Omkostningerne ved implementering af det klimapolitiske virkemiddel bør derfor reduceres med den samfundsøkonomiske værdi af øvrige positive eksternaliteter i CEA-beregningerne. Er der tale om en negativ eksternalitet, skal virkemidlets implementeringsomkostninger øges med den samfundsøkonomiske værdi af eksternaliteten.

Værdien af en eksternalitetsændring kan kun indregnes i en CEA, hvis den opgøres i monetære enheder. Det kræver pris- eller værdisætningsundersøgelser, som generelt er både omkostnings- og tidkrævende. Analysens tids- og budgetmæssige rammer har ikke givet mulighed for sådanne analyser. For kvælstofudvaskning findes der imidlertid en opgørelse af den relevante samfundsmæssige skyggepris på forurenings-

3 En tilsvarende fremgangsmåde benyttes i Schou et al. (2006), der identificerer omkostningseffektive midler til beskyttelse af vandmiljøet.

reduktion (Finansministeriet, 2007). Reduceret kvælstofudvaskning er derfor den eneste miljøeffekt, der indgår kvantitativt i analysen. Andre miljøeffekter behandles kvalitativt.

25.2.2 Ikke værdisatte eksternaliteter

Ud over reduceret kvælstofforurening ville det for visse virkemidler være relevant at inddrage miljøeffekter i form af mindre pesticidforbrug og fosforforurening samt reducerede lugtgener fra gylleopbevaring og -udbringning. I modsætning til kvælstofudvaskning er der ikke beregnet samfundsmæssige skyggepriser på reduceret fosfor- og pesticidforurening samt lugtreduktion.

For lugtreduktion kunne man forestille sig en ret enkel monetarisering ved anvendelse af alternativomkostningsmetoden. Dvs. beregning af omkostningerne ved at opnåelse af en tilsvarende reduktion gennem anvendelse af det billigste alternative virkemiddel – fx nedfældning af gyllen i stedet for placering på jordoverfladen. Alternativomkostningsmetoden er dog kun samfundsøkonomisk relevant, hvis der foreligger en politisk beslutning om, at lugtgenerne fra gylle faktisk skal reduceres ved nedfældning eller tilsvarende foranstaltninger. En sådan beslutning er ikke truffet. Alternativt kunne man værdisætte reducerede lugtgener ved anvendelse af præferencebaserede værdisætningsmetoder, som kan vise folks betalingsvilje for reduceret lugt. Det kunne være husprismetoden eller en interviewbaseret metode (se fx Dubgaard og Ladenburg, 2007). Som allerede nævnt er denne type undersøgelser for tids- og omkostningskrævende til nærværende analyse.

25.2.3 Samfundsmæssige skyggepriser på drivhusgasreduktioner

Principielt burde omfanget af CO₂-reduktionen i økonomiens forskellige sektorer fastsættes ud fra et efficiensprincip om, at de marginale reduktionsomkostninger skal være ens i samtlige sektorer. Opfyldes dette kriterium, kan de samlede samfundsmæssige reduktionsomkostninger ikke nedbringes yderligere gennem omallokering af reduktionsforpligtelserne mellem sektorer. Dvs. at man har opnået den størst mulige omkostningseffektivitet i fordelingen af reduktionsforpligtelserne.

I de kvoteomfattede sektorer svarer den samfundsmæssige CO₂-skyggepris til kvoteprisen på det europæiske kvotemarked. Energistyrelsen (2008a) forudsætter en konstant CO₂-kvotepris på 175 kr./ton (i 2006-priser) i perioden 2008-12 og herefter 225 kr. (2006-priser) i perioden 2013-20. Dvs. at den relative pris på CO₂-kvoter forventes at stige. Efter multiplikation med den her anvendte nettoafgiftsfaktor på 1,35 giver det en velfærdsøkonomisk beregningspris på henholdsvis 236 og 304 kr./ton. Klima- og energipakkens specifikke reduktionsmål for de ikke-kvoteomfattede sektorer betyder imidlertid, at man ikke kan regne med, at CO₂-skyggeprisen (de marginale reduktionsomkostninger) vil ligge på samme niveau inden for dette område. Det er således usandsynligt, at det overordnede efficiensprincip om udligning af de marginale reduktionsomkostninger kan realiseres for de kvoteomfattede og ikke-kvoteomfattede sektorer under ét.

Derimod er der principielt mulighed for at fordele reduktionsforpligtelser efter omkostningseffektivitetskriterier inden for gruppen af ikke-kvoteomfattede sektorer, der skal opfylde reduktionsmålet på 20 % under ét. En omkostningsefficient fordeling kræver viden om de marginale reduktionsomkostninger for samtlige relevante kilder til drivhusgasemissioner inden for det ikke-kvoteomfattede område. En samlet analyse af et ikke-kvoteomfattede områdes reduktionsomkostningerne er endnu ikke til gennemført. Reduktionsomkostningerne for de landbrugsrelaterede virkemidler er beregnet efter kriterier, som vil gøre det muligt at inddrage dem i en sådan scenarieanalyse.

Ud over reduktionsforpligtelsen på 20 % inden for det ikke-kvotefattede område får hvert land et bindende mål for vedvarende energi – for Danmarks vedkommende 30 pct. af det samlede energiforbrug. Man må regne med, at der til VE-kravets opfyldelse vil knytte sig en samfundsmæssig skyggepris, som vil være forskellig fra såvel kvoteprisen som skyggeprisen på opfyldelse af reduktionsforpligtelsen på det ikke-kvotefattede område. Biomasse til produktion af vedvarende energi kan således få en samfundsmæssig værdi, der er højere end skyggeprisen på den drivhusgasreduktion, som substitutionen af fossilt brændsel giver anledning til. Også i dette tilfælde kræver det en samlet beregning for hele VE-området at estimere en sådan værdi.

For biomasseleverancer fra landbruget er der større eller mindre komplementaritet mellem CO₂-fortrængning ved substitution af fossilt brændsel (i den kvotefattede sektor) og metan- og lattergasreduktioner på det ikke-kvotefattede område. Dertil kommer sandsynligvis en særskilt skyggepris på bidrag til opfyldelse af VE-kravet. Den forventede kvotepris kan derfor ikke umiddelbart bruges som målestok for, om de undersøgte virkemidlers reduktionsomkostninger kan betragtes som relativt høje. Derimod kan man formentlig gå ud fra, at den samfundsmæssige skyggepris på CO₂-reduktioner uden for det kvotefattede område og VE-skyggeprisen vil betyde, at reduktioner frembragt via de landbrugsrelaterede virkemidler vil have en større samfundsmæssig værdi pr. CO₂-ækvivalent end angivet af kvoteprisen. Den forventede kvotepris kan derfor betragtes som en undergrænse for den samfundsmæssige værdi (pr. CO₂-ækvivalent) af de landbrugsrelaterede virkemidlers bidrag til opfyldelse af Danmarks forpligtelser under EU's foreslåede klima- og energipakke.

25.2.4 Budgetøkonomiske og velfærdsøkonomiske omkostninger

I de samfundsøkonomiske analyser benyttes såvel budgetøkonomiske som velfærdsøkonomiske⁴ omkostninger. De budgetøkonomiske omkostninger er opgjort i de faktorpriser, som erhvervsvirksomheder køber og sælger til (så vidt muligt rensset for indenlandske skatter, afgifter og subsidier), mens eksternaliteter opgøres til samfundsmæssige skyggepriser.

De velfærdsøkonomiske opgørelser tager hensyn til, at der groft sagt eksisterer to prisniveauer i økonomien: de faktorpriser, som virksomheder betaler for varer og tjenesteydelser og sælger deres produkter til, og de priser som forbrugerne betaler. Forbrugerpriserne er væsentligt højere end erhvervsvirksomhedernes faktorpriser pga. af indirekte skatter og afgifter. For at sikre sammenlignelighed skal varer og tjenester opgøres i samme prisniveau i samfundsøkonomiske analyser. I Danmark og en række andre lande har man valgt at omregne alle priser til forbrugerpriseniveau. Formålet er at nå frem til priser, som afspejler forbrugernes betalingsvillighed for de forbrugsgoder, som er det endelige formål med samfundets produktion (Møller et al., 2000). Man taler i den forbindelse om velfærdsøkonomiske priser. Det skyldes, at det er forbrugerpriser, der ligger til grund for afvejningen mellem diverse forbrugsalternativer, når husholdningerne bestræber sig på at anvende deres indkomst således, at deres nytte eller velfærd maksimeres.

Betragter man fx virkemidler til drivhusgasreduktion, så vil implementering medføre omkostninger i form af anvendelse af produktionsfaktorer, som alternativt kunne have været anvendt til fremstilling af forbrugsgoder. Hovedparten af omkostningerne vil optræde i de faktorpriser, som virksomheder betaler for råvarer, tjenester og arbejdskraft m.v. I samfundsøkonomiske analyser, er der som nævnt behov for

4 Begrebet *velfærdsøkonomisk* relaterer sig ikke til det socialpolitiske begreb velfærdsstaten, men til kriterier for optimal samfundsmæssig ressourceanvendelse. Der er tale om en normativ økonomisk teori, som opstiller kriterier for, hvordan samfundets knappe ressourcer bør anvendes ud fra en økonomisk effektivitetsbetragtning om at anvende knappe ressourcer således, at der skabes størst mulig behovstilfredsstillelse for borgerne i samfundet.

omkostningsmål, der viser, hvordan ressourceforbruget til implementering af et virkemiddel påvirker samfundsborgernes forbrugsmuligheder. Det udtrykkes ved at omregne omkostninger i faktorpriser til velfærdsøkonomiske omkostninger i forbrugerpriser. Omregningen sker ved at forhøje samtlige omkostningskomponenter opgjort i faktorpriser med en nettoafgiftsfaktor (NAF) på 1,35 (Energistyrelsen, 2008b)⁵. Dermed bliver de samfundsøkonomiske beregningspriser væsentligt højere, end de priser virksomhederne betaler for råvarer og tjenesteydelser.

25.2.5 Samfundsøkonomisk beregningspris for biomasse

I en samfundsmæssig cost-effectiveness analyse skal der (så vidt muligt) benyttes beregningspriser, som afspejler den samfundsmæssige værdi af de ressourcer, der anvendes ved implementering af et virkemiddel. Udgangspunktet er de faktorpriser, som virksomhederne omsætter varer, tjenester, arbejdskraft og kapitalgoder til rensat for indenlandske skatter, afgifter og subsidier. Det giver problemer i forbindelse med markedspriserne på biomasseråvarer til energiproduktion. Anvendelse af halm, flis og anden biomasse til el- og varmeproduktion støttes gennem pristillæg til miljøvenlig elproduktion⁶ samt en biomasseaftale, der forpligter kraftværkerne til at aftage en given mængde biomasse.⁷ Støtten må antages at være aflejret i markedspriserne på biomasse, i et omfang der afhænger af udbuds- og efterspørgselsforholdene. Formålet med støtten er at reducere drivhusgasemissionerne, og den bør derfor ikke indgå i beregningerne af de samfundsmæssige CO₂-reduktionsomkostning ved anvendelse af biomasse. Som illustreret i tekstboks 1 vil de beregnede reduktionsomkostninger være påvirket af såvel den støttede pris på el som markedsprisen på biomasse, der i større eller mindre omfang afspejler støtten i form af forhøjet elpris. De to priser påvirker de beregnede reduktionsomkostninger i hver sin retning, og det er ikke på forhånd muligt at sige, hvad nettoeffekten vil være.

Tekstboks 1. Beregning af reduktionsomkostninger ved anvendelse af markedspriser på energi

O_r	= $(P_{ev} - (P_1 + O_f + O_k))/NCO_2$
O_r	= reduktionsomkostninger pr. ton CO ₂ -ækvivalent
P_{ev}	= indtægt fra salg af el og varme inkl. tilskud/forhøjede priser, kr./ton biomasse
P_1	= markedspris på biomasse an værk, kr./ton biomasse
O_b	= omkostninger ved håndtering af biomasse på værk, kr./ton biomasse
O_k	= omkostninger ved kraftvarmeproduktion (kedel- og generatoranlæg)
NCO_2	= nettoreduktion af drivhusgasemissioner, ton CO ₂ -ækvivalenter/ton biomasse

Markedspriserne på biomasse til energiproduktion er således ikke umiddelbart velegnede til beregning af de samfundsmæssige CO₂-reduktionsomkostninger. Man kunne overveje at korrigere for tilskudselementet ved at anvende uregulerede markedspriser på el- og varmeproduktionen fra kraftvarmeverker. Der knytter sig imidlertid betydelig usikkerhed til fastsættelsen af de relevante samfundsmæssige skyggepriser på

5 De anvendte nettoafgiftsfaktorer var tidligere 1,17 for indenlandsk omsatte goder og 1,25 for varer og tjenester, der indgår i udenrigshandelen (Møller et al., 2000). Nettoafgiftsfaktoren på 1,35, der omfatter alle varer og tjenester, er fastsat Energi- styrelsen (efter aftale med Finansministeriet).

6 Energistyrelsen: Pristillæg til miljøvenlig elproduktion, <http://www.energistyrelsen.dk/sw15282.asp?usepf=true>, 22-05-08.

7 Biomasseaftalen fra 1993 pålægger kraftværkerne at anvende 1,4 mio. tons halm og træ svarende til knap 20 PJ/år. Den energipolitiske aftale fra 21. februar 2008 vil øge biomasseanvendelsen med op til 700.000 tons i 2011 (Energistyrelsen: Biomasse, <http://www.ens.dk/sw11370.asp>, 16-04-08).

disse ”produkter”, specielt varme. Det skyldes bl.a., at el og varme fremkommer i forenet produktion på kraftvarmeværker, og derfor ikke har nogen direkte identificerbar produktionspris hver for sig.

I denne undersøgelse benyttes i stedet en samfundsmæssig brændselsskyggepris på biomasse (som illustreret i tekstboks 2). Forbruget af el og varme antages at være upåvirket af, om der anvendes fossile brændsler eller biomasse på kraftvarmeværker. Det er derfor som substitut for fossilt brændsel, at biomassen har samfundsøkonomisk værdi. Er det naturgas, der erstattes af biomasse, svarer brændselsskyggeprisen på biomassen til værdien af den mængde naturgas, der fortrænges, minus ekstra håndterings- og fyringsomkostninger ved anvendelse af biomasse. Fx er håndterings- og fyringsomkostningerne (væsentligt) højere for halm end for naturgas. For at finde frem til brændselsskyggeprisen på halm, er det derfor nødvendigt at trække de ekstra håndterings- og fyringsomkostninger fra værdien af det substituerede fossile brændsel. På et konkurrencepræget marked uden prispåvirkende subsidier/afgifter eller anden form for offentlig intervention ville markedsprisen på biomasse svare til brændselsskyggeprisen – i det omfang, der ville eksistere markeder for biomasse til energiformål uden støtteforanstaltninger.

Tekstboks 2. Beregning af reduktionsomkostninger ved anvendelse brændselsskyggepris

Det antages, at en ”samfundsmæssig virksomhed” i form af et kraftvarmeværk producerer en given mængde el og varme ved anvendelse af biomasse som brændsel, in casu halm. Halmen antages at substituere naturgas. Halmen afhentes frit på arealer, hvor den ingen alternativ anvendelse har, jfr. afs. 6.1. Kraftvarmeværket afholder/dækker alle omkostninger ved bjærgning, opbevaring og transport til værk (O_b). På omkostningssiden indgår der yderligere (variable og faste) omkostninger i form af opbevaring, håndtering og indfyring på værket – dvs. meromkostninger i forhold til anvendelse af naturgas (O_{mf}). Outputtet er el og varme leveret til de respektive distributionsnet. Halm i sig selv anses for et CO_2 -neutralt brændsel. CO_2 -reduktionen ved anvendelse af halm som substitut for naturgas udgøres af CO_2 -udledning ved anvendelse af naturgas som energikilde minus transport og procesenergi (NCO_2).

$$O_r = (O_n - (O_1 + O_m))/NCO_2$$

O_r = reduktionsomkostninger pr. ton CO_2 -ækvivalent

O_n = værdi af substitueret naturgas, kr./ton halm

O_1 = omkostninger ved bjærgning, opbevaring og transport til værk, kr./ton halm

O_m = meromkostninger ved anvendelse af halm i forhold til fyring med naturgas, kr./ton halm

NCO_2 = netto-reduktion af drivhusgasemissioner, ton CO_2 -ækvivalenter/ton halm

Hvis markedsprisen alene dækker ressourceomkostningerne ved frembringelse/leverance af de pågældende produkter, så forsvinder forvridningsproblemet (jfr. boks 2 hvor bjærgnings- og transportomkostninger indgår). Det er givetvis situationen for en del af de biomasser, der anvendes i dag. Det vil dog ikke nødvendigvis gælde fremover, hvis der skal trækkes væsentlig større mængder biomasse ud af landbruget gennem økonomiske incitamer i form af højere priser. Et sådant forløb vil kunne skabe en ressourcerente, som tilfalder ejerne af biomasseressourcer.

25.3 Aktivitets- og betalingsbalanceeffekter

Analysen medtager ikke afledte økonomiske aktivitetseffekter i forbindelse med implementering af virkemidler. Når det drejer sig om implementering af virkemidler, der skaber efterspørgsel – efter varer,

arbejdskraft og investeringsgoder – kan det begrundes med en antagelse om, at der er økonomisk-politiske mekanismer, som styrer det samlede aktivitets- og beskæftigelsesniveau i økonomien (Finansministeriet, 1999). Under den antagelse modsvares en aktivitetsstigning i forbindelse med udbygning af fx biogasproduktionen af en tilsvarende aktivitetsnedgang i andre sektorer. I en situation med fuld beskæftigelse virker antagelsen ikke urimelig. Finansministeriets argumentation lyder derudover, at man må gå ud fra, at det er den overordnede økonomiske politik, der styrer beskæftigelsesudviklingen i samfundet, og ikke diverse projekter (op. cit.).

Der opstår imidlertid problemer, når et virkemiddel ikke medfører en aktivitetsforøgelse, men derimod en frigørelse af produktionsfaktorer. Det er tilfældet for virkemidlerne reduktion af husdyrbestanden og udtagning af landbrugsjord. Her vil ovenstående forudsætning om konstant beskæftigelsesniveau i økonomien betyde, at den frigjorte arbejdskraft finder beskæftigelse i andre sektorer. Disse sektorer vil som følge heraf øge produktionen, energiforbruget og drivhusgasemissionerne. Denne antagelse er realistisk i en konjunktursituation med tilnærmelsesvis fuld beskæftigelse og flaskehalsproblemer i en række erhvervssektorer.

Hvad nettoeffekten for de samlede drivhusgasemissioner i samfundet bliver, afhænger af, om drivhusgasemissionerne pr. beskæftiget stiger eller falder, når arbejdskraft overflyttes fra landbrugsproduktion til fx industriproduktion. Sådanne effekter kan beregnes ved anvendelse af generelle ligevægtsmodeller eller lignende. Der har ikke været mulighed for at gennemføre modelberegninger af den art inden for analysen ressourcemæssige rammer. Afledte aktivitets- og emissionseffekter behandles derfor kun kvalitativt for de relevante virkemidler.

I samfundsøkonomiske analyser har der tidligere været fokus på betalingsbalanceeffekter ud fra den betragtning, at valutaindtjening/-besparelser repræsenterede en samfundsøkonomisk værdi ud over de nominelle værdier af import- og eksportstrømme. Med overskud/ligevægt på betalingsbalancen er der ikke noget samfundsøkonomisk argument for at tillægge valutaindtjening en højere værdi end andre indkomstkompener. Virkemidlers effekt på betalingsbalancen indgår derfor ikke i analysen.

25.4 Oversigt over centrale beregningsforudsætninger

Analysen er gennemført i overensstemmelse med en række fælles beregningsprincipper vedtaget for en større udredning af konsekvenserne af EU's klima- og energipakke med Energistyrelsen som koordinator (Energistyrelsen, 2008b). De beregningsforudsætninger, der er relevante i denne sammenhæng, er listet nedenfor:

Der regnes i 2008-priser.

Nettoafgiftsfaktor (NAF) = 1,35.

Diskonteringsrate = 5 pct.

Som hovedregel beregnes 2008-priser ved fremskrivning af 2007-priser med forbrugerprisindekset i Finansministeriets Økonomisk Administrative Vejledning (www.oav.dk/fastprisberegninger). For særlige varegrupper vurderes det, om der er behov for specifikke prisfremskrivninger, som følge af en markant anderledes prisudvikling end repræsenteret i forbrugerprisindekset. Det gælder især for en række landbrugsenergi produkter, der i de seneste år har været udsat for omfattende prisændringer.

Blandt de benyttede beregningspriser er følgende de mest centrale:

Budget-/velfærdsøkonomisk skyggepris på reduceret kvælstofudvaskning fra rodzonen = 11/15 kr./kg N⁸.

Samfundsmæssig naturgaspris an kraftvarmeværk = 57 kr./GJ svarende til 2,25 kr./Nm³ (Energistyrelsen, 2008a).

Markedspris på biogas ab biogasanlæg = 112 kr./GJ svarende 2,6 kr./Nm³ (~ 4 kr./m³ metan) (eget skøn samt Tafdrup, 2008).

Beregninger i Del II bygger på de nye emissionsfaktorer fra IPCC for metan og lattergas (se Del I). I Del I er der foretaget beregninger af reduktionspotentialer med både gamle og nye emissionsfaktorer.

26 IMPLEMENTERINGSINSTRUMENTER

Som tidligere nævnt defineres miljømæssige virkemidler som bio-fysiske foranstaltninger til nedbringelse af en miljøbelastning. Politiske implementerings- eller styringsinstrumenter defineres som tiltag, der skal sikre, at miljømæssige virkemidler implementeres. I dette kapitel diskuteres, hvilke politiske styringsinstrumenter, der egner sig bedst til implementering af de forskellige virkemidler, der indgår i analysen. De undersøgte implementeringsinstrumenter omfatter regelstyring i form af påbud og forbud, incitamentsbaserede instrumenter i form af afgifter, omsættelige kvoter og subsidier samt tiltag baseret på frivillighed i form af aftaler, rådgivning og oplysning. Analysens tids- og ressourcemæssige rammer har ikke givet mulighed for at gennemføre modelberegninger af efficienstab ved anvendelse af forskellige styringsinstrumenter. De efficienstmæssige aspekter analyseres derimod kvalitativt.

26.1 Direkte og indirekte regulering af drivhusgasudledninger

Udledningen af drivhusgasser er en uniform forurening, der har samme betydning for den globale drivhus-effekt, uanset hvor i verden udslippet finder sted. Det er således alene nødvendigt at overveje, hvordan styringsinstrumenter påvirker udledningen af drivhusgasser, mens kilden placering eller art er uden betydning. Et klimapolitisk styringsinstrument kan rette sig direkte mod udledningen af drivhusgasser, og indirekte gennem regulering af anvendelsen af produkter og processer, der fører til drivhusgasudledning. Hvis der eksisterer en fast sammenhæng mellem anvendelse af et produkt og udledningen af drivhusgasser, vil en regulering af produktanvendelsen være et lige så efficient styringsinstrument, som regulering af selve udledningen. Det gælder fx fossile brændstoffer, hvor der er et fast forhold mellem forbruget og udledningen af drivhusgasser.

Der er imidlertid ikke altid tale om sådanne faste sammenhænge. Fx giver fodring af drøvtyggere med stivelsesholdige fodermidler større metanudledninger end fedt, mens noget tilsvarende ikke gør sig gældende for andre husdyrarter. Derfor vil fx en afgift på stivelsesholdige fodermidler i almindelighed ikke være efficient. Desværre er det heller ikke realistisk at basere reguleringen af metanudledningen fra drøvtyggere på direkte målinger. Vi vil under gennemgangen af de enkelte styringsinstrumenter komme ind på de vanskeligheder, der knytter sig målretning af styringsmidlet.

8 Beregnet på grundlag af scenarium 2 i Finansministeriet (2007), tabel 6.20 side 70. Forudsat retention af N fra rodzonen = 2/3.

26.2 Økonomisk efficiens

Et centralt aspekt ved valget af styringsinstrument er, om implementeringen af virkemidlet sker på den mest hensigtsmæssige måde ud fra en økonomisk effektivitetsbetragtning. I miljøøkonomisk teori skelnes der mellem optimalitet og efficiens i relation til den førte miljøpolitik (se Baumol & Oates, 1988). Et optimalt forureningsomfang er karakteriseret ved, at de marginale reduktionsomkostninger svarer til de marginale samfundsmæssige benefits ved forureningsreduktionen. Dvs. at samfundet netop anvender de ressourcer på forureningsbegrænsning, som det kan betale sig at anvende ud fra en samfundsmæssig synsvinkel. I praksis er der sjældent tilstrækkelig information til bestemmelse af det optimale forureningsomfang.

Det betyder ikke, at økonomiske overvejelser dermed er irrelevante i miljøpolitisk sammenhæng. En mindre informationskrævende målsætning er opnåelse af omkostningsmæssig efficiens i miljøpolitikken. Her tages der udgangspunkt i en politisk fastsat miljømålsætning, fx om nedbringelse af udledningen af et forurenende stof med en bestemt mængde eller til et bestemt niveau. Formålet med den miljøøkonomiske analyse er herefter at anvise, hvordan denne målsætning kan realiseres til de lavest mulige samfundsmæssige omkostninger (op. cit.).

Efficiensbetingelsen er, at de marginale reduktionsomkostninger er ens for alle forurenere. Hvis den betingelse er opfyldt, er det ikke muligt at reducere de samfundsmæssige reduktionsomkostninger yderligere. Er der derimod tale om, at forurenere har forskellige reduktionsomkostninger, vil det være muligt at opnå besparelser ved at overføre reduktionsforpligtelser fra forurenere med høje reduktionsomkostninger til forurenere med lave reduktionsomkostninger.

26.2.1 Implementeringsinstrumenters økonomiske efficiens

Økonomiske styringsinstrumenter – i form af afgifter, omsættelige kvoter og subsidier – forventes at kunne understøtte en efficient implementering af miljøpolitiske målsætninger, uden at den administrerende myndig behøver at have kendskab til de enkelte forurenere marginale reduktionsomkostninger (op. cit.). Det skyldes, at økonomiske styringsmidler virker gennem prissignaler, der giver forurenere incitament til at nedbringe deres forurening. Omkostningsminimerende virksomheder vil reducere deres forureningsniveau, indtil de marginale reduktionsomkostninger svarer til prisen på at forurene, fx forureningsafgiften. Er forureningsafgiften ens for alle, vil de marginale reduktionsomkostninger blive udjævnet for samtlige forurenere. Dvs. at efficiensbetingelsen opfyldes, uden at myndighederne behøver at have kendskab til de enkelt forurenere omkostningsforhold.

Regelstyring betragtes ikke i almindelighed som et instrument, der kan sikre en efficient implementering af miljøpolitiske målsætninger. Det skyldes, at de ansvarlige myndigheder som regel ikke har den information, der kræves for at kunne differentiere fordelingen af reduktionsforpligtelserne, således at de marginale reduktionsomkostninger bliver ens for samtlige forurenere. Derfor stilles der typisk ensartede (procentuelle) reduktionskrav til alle forurenere. Det virker umiddelbart som en retfærdig reguleringsmetode, men den må forventes at resultere i forskellige marginale reduktionsomkostninger for de enkelte forurenere.

Regelstyring kan dog gøres mere efficient, såfremt den regulerende myndighed er i stand til at fremskaffe detaljeret og pålidelig information om de enkelte forurenere reduktionsomkostninger. Et sådant grundlag kan implementeringskravene differentieres, så der i større eller mindre udstrækning tages hensyn til forskelle i de marginale reduktionsomkostninger. Reguleringen af jordbrugets ”anvendelse af gødning og om plantedække” er et eksempel på differentieret regelstyring, der bygger på meget detaljerede informa-

tioner om den enkelte landbrugsbedrifts produktionsforhold (Plantedirektoratet, 2008a). Landbrugsbedrifterne skal foretage gødskningsplanlægning og indsende kvælstofregnskaber, der viser bedriftens specifikke kvælstofbehov beregnet ud fra standardnormer. Den tilladte kvælstofanvendelse er bestemt af bedriftens areal og afgrødesammensætning samt størrelsen og sammensætningen af husdyrproduktionen. Også overførsel af husdyrgødning til og fra bedrifterne registreres. Anvendelse af normtal for kvælstofbehov og indhold af kvælstof i husdyrgødning kan ikke forventes at føre til en fuldt ud efficient fordeling af det tilladte kvælstofforbrug. På den anden side nå den differentierede tildeling betragtes som væsentlig mere efficient, end en udifferentieret nedsættelse af kvælstofanvendelsen i landbruget.

26.3 Implementeringsinstrumenters karakteristika

I det følgende gennemgås de forskellige typer implementeringsinstrumenter inden for hovedkategorierne økonomiske instrumenter, regelstyring, frivillige aftaler, information og uddannelse

26.3.1 Økonomiske implementeringsinstrumenter

De mest udbredte økonomiske styringsinstrumenter omfatter afgifter, omsættelige forureningstilladelser/kvoter og subsidier til reduktion af forurening. Det gælder for samtlige instrumenter, at de sætter en pris på det at forurene og således giver et økonomisk incitament til at reducere forureningen. Også lovbestemmelser om erstatningsansvar kan betragtes som et adfærdsregulerende økonomisk implementeringsinstrument, såfremt der er tale om lokaliserbare forureningskilder (se Hanley et al., 1997). Dette instrument er dog ikke relevant, når det drejer sig om en global eksternalitet som drivhusgasemissioner, hvor det ikke er muligt at drage den enkelte udleder til ansvar for dennes individuelle bidrag til de globale skadesomkostninger.

Afgiftsinstrumentet kan udformes som en afgift på udledning af forurening eller forurenende inputs. Afgifter giver økonomiske incitamenter til at reducere forurening og ressourceforbrug, og kan som beskrevet ovenfor betragte som et efficient implementeringsinstrument. Til forskel fra omsættelige forureningstilladelser er det ved afgiftsregulering muligt at forudsige de marginale reduktionsomkostninger, idet de vil svare til afgiftssatsen. Beregning af miljøvirkningen kan derimod være forbundet med usikkerhed. Afgifter kan forventes at fremme teknologiske ændringer til gavn for klima og miljø. Fordelingsmæssigt sker der en indkomstfordeling fra forurenere/forbrugere til staten. Hvis det ønskes, kan omfordelingen neutraliseres ved tilbageførsel af afgiftsprovenuet gennem faste (lump sum) betalinger, der ikke i sig selv påvirker den økonomiske adfærd.

Omsættelige forureningstilladelser kan udformes som kvoter på emissioner eller på anvendelsen af forurenende input. Omsættelige kvoter virker efficiensmæssigt og fordelingsmæssigt som en afgift hvis kvoterne bortauktioneres. Til forskel fra afgifter er reduktionsomfanget sikkert ved kvoteregulering (svarer til det samlede antal udledningstilladelser), mens beregning af reduktionsomkostningerne kan være forbundet med usikkerhed. Hvis kvoterne uddeles gratis, sker der ingen indkomstfordeling fra forurenere til staten. Ved gratis tildeling af kvoter kan etablerings-/investeringsincitamenter imidlertid blive skævvredet på langt sigt med risiko for efficienstab. Et eksempel på omsættelige forureningstilladelser er EU's CO₂-kvoter til regulering af drivhusgasudledningen fra de kvoteomfattede sektorer.

Tilskud til nedbringelse af forurening kan gives direkte til udledningsreduktioner og indirekte til anvendelse af mindre forurenende teknologier eller produktionsprocesser. Tilskud virker (på kort sigt) som en afgift efficiensmæssigt, men med modsat rettede fordelings effekter. Sammenlignet med afgiftsinstrumentet med-

fører tilskud skævvridning af etablerings-/investeringsincitamentet med risiko for langsigtet inefficiens. Et eksempel på tilskud relateret til udledningsreduktion er de forhøjede afregningspriser på grøn el, der betales af elforbrugerne. Tilskud spiller endvidere en væsentlig rolle som teknologiudviklingsinstrument i *learning-by-doing* industrier. Eksempler er vindmølleindustrien og andre grønne (energi) teknologier. Tilskuddet til økologisk jordbrug kan opfattes som tilskud til miljøvenlige produktionsprocesser.

26.3.2 Regelstyring

Med regelstyring menes der regulering af virksomheders og individers adfærd gennem påbud og forbud. Forbud vil typisk omfatte anvendelse af forurenende stoffer og aktiviteter (fx forbud mod pesticider med nedslivningsrisiko) eller en nedsættelse af udledning af forurening til et fastsat niveau. Påbud kan omfatte krav om anvendelse af bestemte teknologier, bl.a. i form af såkaldte best available technologies (BAT). Eksempler på teknologikrav er filtre på skorstene og katalysatorer på biler – eller krav til processer som fx kravet om kombineret el og varmeproduktion i dele af fjernvarmesektoren. Reguleringen af landbrugets kvælstofanvendelse er et eksempel på differentieret regelstyring på bedriftsniveau.

EU's krav om en fast iblandingsprocent for biobrændstoffer i benzin og dieselolie er en form for regelstyring. Der er tale om et kvantitativt styringsinstrument, som sikrer et bestemt et mængdemæssigt udfald af den gennemførte regulering. Ulempen er, at de samfundsmæssige omkostninger er vanskelige at forudsige. Højere priser på korn og oliefrø betyder alt andet lige større samfundsmæssige omkostninger ved substitution af fossilt brændstof med biobrændstof. Denne omkostningsforøgelse vil blive væltet over på forbrugerne i form af stigende brændstofpriser. Det vil give en vis mængdemæssig effekt gennem reduceret efterspørgsel, men stærkt stigende priser på korn og oliefrø vil kunne øge CO₂-reduktionsomkostningerne langt ud over de marginale reduktionsomkostninger ved andre tiltag.

26.3.3 Frivillige aftaler, information og uddannelse

Ved frivillige aftaler forstås normalt juridisk forpligtende aftaler med producenter om mindre miljøbelastende produktionsformer mod kompensation. Fremgangsmåden minder om tilskudsinstrumentet under økonomiske implementeringsinstrumenter. Der er dog den forskel, at frivillige aftaler typisk er individuelle, mens subsidier gives til alle, der opfylder kriterierne. Et eksempel på frivillige aftaler med kompensation for driftstab er dyrkningsaftaler under MVJ-ordningen.

Betegnelsen frivillige aftaler bruges også om kollektive aftaler mellem regeringen og større eller mindre grupper af producenter. Et eksempel er aftalen med landbrugets organisationer om nedsættelse af pesticidforbruget til en behandlingshyppighed på 1,7. Denne form for aftaler er ikke juridisk bindende for den enkelte producent/forurener, og free-riding-adfærd må forventes at svække effektiviteten. Er der tale om en mindre gruppe af forurenere, kan gruppedisciplinen måske være stærk nok til forhindre free-riding.

Information som implementeringsinstrument omfatter bl.a. oplysningskampagner rettet mod producenter og forbrugere om muligheder for mindre miljøbelastende adfærd. Uddannelse kan omfatte tilbud såvel som obligatoriske krav om gennemførelse af kurser, fx ifm. tildeling af sprøjtebevis (pesticider) til sprøjteførere. Information og uddannelse har formentlig kun større virkning, hvis mere miljøvenlig adfærd ikke er forbundet større omkostninger/besvær for forurenere.

26.4 Implementeringsinstrumenter knyttet til virkemidler i analysen

I det følgende foreslås og diskuteres implementeringsinstrumenter for hvert af de virkemidler, der indgår i analysen.

26.4.1 Halm til brændsel i kraftvarmeproduktion

Halm til energiproduktion støttes gennem en forhøjet pris på el produceret på basis af biomasse i kraftvarmesektoren samt biomasseaftaler med kraftværkerne. En stor del af halmleverancerne anvendes i den kvoteomfattede sektor. Halmanvendelse til brændsel er ikke forbundet med positive eksternaliteter ud over CO₂-reduktion ved fortrængning af fossilt brændsel. Derfor er der næppe umiddelbart grund til at fremme halmanvendelser, ud over den støtte, der allerede findes, og den efterspørgsel som kvotemarkedet vil give fremover.

Der er en ikke uvæsentlig negativ eksternalitet ved fjernelse af halm i form af reduceret kulstoflagring i jorden. I modsætning til Kyoto-aftalen lægger EU's klima- og energipakke ikke op til indregning af ændringer i jordens kulstofindhold i medlemslandenes CO₂-balancer. Det vil en fremtidig international klimaaftale muligvis gøre. Kulstofreduktionen kan opvejes gennem den kulstofbinding, som efterafgrøder giver. Her kan regelstyring relativt let implementeres gennem krav om etablering af efterafgrøder på et areal bestemt af halmbjærgningsarealet. Regelstyring kan administreres billigt ved stikprøvekontrol på linje med kvælstofregnskabet, men regelstyring vil ikke nødvendigvis være omkostningsefficient pga. af stærkt stigende marginalomkostninger ved etablering af efterafgrøder. Det gælder især på bedrifter med en stor andel af vintersæd og halmleverancer fra en stor del af arealet. Uden en væsentlig stigning i halmprisen, vil halmleverancer næppe være økonomisk interessante for leverandørerne i disse tilfælde.

Afgiftsstyring kan etableres som en afgift pr. ha for den del af halmbjærgningsarealet, der ikke matches af efterafgrøder. Sættes afgiften til den samfundsmæssig CO₂-skyggepris på kulstofreduktionen i jorden, vil instrumentet være omkostningsefficient. I tilfælde, hvor halmleverandører vælger at betale afgiften i stedet for at etablere efterafgrøder, vil instrumentet ikke tage højde for manglende bæredygtighed ved en dyrkningspraksis, der fører til langsigtet kulstofreduktion i jorden. Ønskes der fuld kompensation for kulstofreduktion gennem etablering af efterafgrøder, er regelstyring det relevante alternativ.

26.4.2 Husdyrgødning til biogas i kraftvarmeproduktion

Som det gælder for halm, støttes biogasproduktion gennem en forhøjet pris på el produceret på basis af biomasse. Biogasproduktion baseret på husdyrgødning skaber betydelige positive eksternaliteter/reducerer negative eksternaliteter ud over fortrængningen af fossilt brændsel. To tredjedele af den samlede emissionsreduktion ved biogasproduktion stammer således fra reducerede metan- og lattergasemissioner. Dertil kommer lugtreduktion. Tilskuddet til elproduktion på basis af biomasse kan derfor ikke betragtes som et efficient reguleringsinstrument i relation til biogasproduktion, da det er under halvdelen af eksternalitetsreduktionen, der er omfattet af dette instrument.

De driftsøkonomiske analyser viser, at biogasproduktion ikke i sig selv er særlig rentabel, men miljøreguleringen på husdyrområdet skaber incitament til afsætning af husdyrgødning til biogasanlæg. Regelstyring af landbrugets kvælstofanvendelse skaber således indirekte incitament til biogasproduktion. Det er dog uklart, i hvilket omfang denne regulering vil føre til øget anvendelse af husdyrgødning til biogas. Der kan således være behov for at overveje supplerende styringsinstrumenter til fremme af biogasproduktion.

Direkte regelstyring i form af krav om anvendelse af husdyrgødning til biogas må antages at være omkostningsmæssigt inefficiet pga. af varierende omkostninger fra bedrift til bedrift og forskellige muligheder for tilslutning til biogafællesanlæg. Afgiftsregulering gennem afgift på husdyrgødning, der ikke anvendes til biogas, kan derimod implementeres efficiet ved fastsættelse en afgift på metan- og lattergasemissioner svarende til CO₂-skyggprisen. Husdyrgødning, der anvendes til biogas, vil i givet fald skulle fritages for afgift. På tilsvarende måde vil tilskud til biogasproduktion kunne implementeres som et efficiet styringsinstrument. I modsætning til en forhøjelse af tilskuddet til biomassebaseret elproduktion ville et direkte tilskud til biogasproduktion kunne målrettes hensynet til reduktion af metan- og lattergasudledning samt lugtreduktion.

26.4.3 Husdyrgødning til brændsel (fiberdel) i kraftvarmeproduktion

Husdyrproducenter kan have interesse i afbrænding af husdyrgødningens fiberdel, idet bortskaffelse af husdyrgødning give muligheder for reduktion af kravet til harmoniarealer. Som for biogasproduktion giver afbrænding anledning en reduktion i metan- og lattergasemissionerne. Der er dog samtidig tale om en negativ eksternalitet i form af reduceret kulstofindhold i jorden. På den baggrund er det tvivlsomt, om der er væsentlige samfundsmæssige begrundelser for yderligere incitamentet til fremme af afbrænding ud over dem, som højere priser på vedvarende energi måtte give. Derimod kan der være anledning til at overveje regulering med henblik på beskyttelse af jordens kulstofindhold. En (fortsat) affaldsavgift på forbrænding vil imidlertid ikke være efficiet, medmindre afgiften afspejler den samfundsmæssige skyggepris på de negative eksternaliteter ved afbrænding fratrukket den samfundsmæssige værdi af de positive eksternaliteter. Der er ingen grund til at antage, at den nuværende affaldsforbrændingsavgift svarer til den samfundsmæssige skyggepris på eksternaliteterne ved anvendelse af husdyrgødningens fiberdel til brændsel.

26.4.4 Græs fra ekstensive arealer/naturpleje til biogas i kraftvarmeproduktion

Med de nuværende biogaspriser kan anvendelse af græs fra ekstensive arealer have en vis driftsøkonomisk interesse. Det er dog usikkert, hvor store arealer, det vil kunne betale sig at inddrage, men det energimæssige potentiale må betragtes som ret beskedent. Virkemidlet har primært interesse ifm. naturpleje. Det mest relevante reguleringsinstrument i den forbindelse er formentlig krav om pleje af naturarealer.

26.4.5 Pileflis til brændsel i kraftvarmeproduktion

Dyrkning af pileflis har et betydeligt energimæssigt potentiale, og dyrkningen er forbundet med positive eksternaliteter i form reduceret kvælstofudvaskning, lavere pesticidforbrug samt kulstofopbygning i jorden. Driftsøkonomisk er pileydrkning potentielt interessant på (fugtige) marginaljorde, men næppe for nærværende på landbrugsarealer i almindelighed. De driftsøkonomiske beregninger viser dog også, at øgede udbytter (gennem forædling) vil kunne gøre pileydrkning interessant på jorde af bedre bonitet. I modsat retning trækker en væsentligt større usikkerhed ved pileydrkning i form af en lang arealbindingsperiode med en omdriftstid på mere end 20 år. De samfundsmæssige reduktionsomkostninger ved anvendelse af pileflis til energiproduktion er forholdsvis lave. De positive eksternaliteter taler for incitamentet i form af tilskud til fremme af pileydrkning ud over de generelle tilskud til grøn energi. Samtidig er der formentlig behov for regulering af adgangen til at etablere pilebevoksninger ud fra landskabelige hensyn. Da større usikkerhed må antages at begrænse landmænds interesse i at etablere pilekulturer, kunne en form for økonomisk risikodeling være et relevant implementeringsinstrument.

26.4.6 Helsædsmajs til biogas i kraftvarmeproduktion

Dyrkning af majs til biogasproduktion har et betydeligt energimæssigt potentiale, men der ikke for nærværende driftsøkonomiske økonomiske incitamenter til at levere majsensilage til biogasproduktion. Også de samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger er forholdsvis høje. Da der ikke er større eksternalitetsgevinster ved dyrkning af majs, er der ingen oplagte grunde til at anvende instrumenter til fremme af majsdyrkning til biogasproduktion.

26.4.7 Hvede til produktion af bioethanol

Både hvede og bioethanol er internationalt handlede varer med ret beskedne prisforskelle inden for de enkelte markedsområder. Derfor findes der næppe implementeringsinstrumenter, som har specifik national relevans, når det drejer sig om produktion af bioethanol. Anvendelse af bioethanol er reguleret gennem EU's krav til faste iblandingsprocenter for bioethanol og biodiesel i motorbrændstoffer. Faste iblandingskrav er et omkostningsmæssigt inefficiant reguleringsinstrument, da det er ufølsomt over for ændringer i prisrelationerne mellem fossilt brændstof og landbrugsråvarerne. Afgiftsregulering vil kunne udformes som et efficient reguleringsinstrument.

26.4.8 Rapsfrø til produktion af biodiesel

Samme reguleringsmæssige forhold gør sig gældende for biodiesel som for bioethanol.

26.4.9 Forbedret gyllehåndtering (gyllekøling, hyppig udslusning, bedre overdækning)

Gyllekøling har et meget lille reduktionspotentiale, men beregningerne viser, at dette virkemiddel kan være driftsøkonomisk fordelagtigt for husdyrproducenterne. Dette gælder dog ikke for alle bedrifter. Potentialet er givetvis for småt til at retfærdiggøre anvendelse af administrative eller økonomiske implementeringsinstrumenter. Derimod indikerer de driftsøkonomiske beregninger, at rådgivning og oplysning/uddannelse kan være relevante instrumenter, da implementering af virkemidlet kan være foreneligt med producenternes økonomiske egeninteresser på bedrifter, hvor de nødvendige forudsætninger for overskud er til stede.

Hyppig udslusning af svinegylle har en lille og usikker klimaeffekt og derfor næppe nogen relevans som klimapolitisk virkemiddel.

Overdækning af gyllebeholdere har et vist reduktionspotentiale, men de samfundsmæssige reduktionsomkostninger er forholdsvis store. Regulering på dette område kan derfor næppe begrundes ud fra klimapolitiske hensyn. I tilfælde af indgreb er regelstyring i form af overdækningskrav formentlig det mest/eneste relevante implementeringsinstrument.

Overdækning af faste gødningslagre har forholdsvis lave samfundsmæssige reduktionsomkostninger, men reduktionspotentialet er meget lille. Regelstyring i form af overdækningskrav er formentlig det mest/eneste relevante implementeringsinstrument.

26.4.10 Fedt i foder til kvæg

Virkemidlet omfatter ændring af fodersammensætningen i malkekvægholdet, hvor en del af stivelsen i foderrationen erstattes af vegetabilsk fedt (palmeolie). Derved reduceres dyrenes metanudledning. Virkemidlet har et forholdsvis stort reduktionspotentiale. Ved de gældende prisrelationer er vegetabilsk fedt godt 50 % dyrere end korn pr. foderenhed. Da der ikke er produktionsmæssige fordele forbundet med ændringen, eksisterer der ikke noget driftsøkonomisk incitament til at øge fedtandelen i kvægfoder. De samfundsmæssige reduktionsomkostninger befinder sig på mellemniveau, hvilket gør virkemidlet potentielt interessant i klimapolitisk sammenhæng. Regelstyring, afgifter, tilskud og en kombination af regel- og afgiftsstyring er principielt relevante implementeringsinstrumenter.

Regelstyring kan implementeres i form af krav om anvendelse af en bestemt mængde foderfedt pr. malkeko/dyreenhed – dvs. et fast iblandingskrav. Instrumentet er ikke omkostningsefficient pga. af ufølsomhed over for varierende prisrelationer mellem stivelse/korn på den ene side og foderfedt på den anden. (Principielt de samme efficiensproblemer som ved anvendelse af faste iblandingskrav for biobrændstoffer.) Regelstyring er administrerbar på linje med fx kvælstofregnskaber, og næppe mere omkostningskrævende rent administrativt.

Regelstyring kombineret med afgift ville kunne afhjælpe/reducere inefficiensproblemerne. Instrumentet vil kunne udformes som et krav om anvendelse af en bestemt mængde foderfedt pr. dyreenhed/fast iblandingskrav, men med ret til underopfyldelse mod betaling af afgift pr. enhed foderfedt. Afgiften sættes i forhold til den samfundsmæssige CO₂-skyggepris. Ordningen ville være mere omkostningsefficient end ren regelstyring, da marginalomkostningerne maksimalt bliver CO₂-skyggeprisen. Der vil fortsat være inefficiens, såfremt producenterne vælger at overholde normen helt, idet marginalomkostningerne i så fald må antages at være lavere end CO₂-skyggeprisen. Problemet kan reduceres eller helt fjernes ved at skærpe normen (hvis alle landmænd vælger at underopfylde har alle marginalomkostninger lig CO₂-skyggeprisen). Ordning vil være administrerbar på linje med fx kvælstofregnskaber.

Afgiftsinstrumentet vil principielt kunne anvendes i form af en inputafgift på stivelse/korn til drøvtyggere. Et sådan ordning ville være vanskelig at kontrollere pga. økonomiske incitament til overførsel af fodermidler mellem husdyrarter.

Omvendt kunne man forestille sig tilskud til foderfedt til drøvtyggere. Også det ville være vanskeligt at kontrollere pga. økonomiske incitament til overførsel af fodermidler mellem husdyrarter. Ydelse af tilskud til fodermidler ville kræve EU-tilladelse, hvad der næppe er realistisk.

26.4.11 Efterafgrøder

Efterafgrøder har et betydeligt reduktionspotentiale, men alene gennem øget kulstoflagring i jorden. Virkemidlets klimapolitiske relevans afhænger således af, om ændringer i jorden kulstofbeholdning medtages i en fremtidig international klimaaf tale. Som nævnt under virkemidlet halm til brændsel kan efterafgrøder dog betragtes som et vigtigt komplementært virkemiddel til halmanvendelse, såfremt jordens kulstofpulje ønskes opretholdt. Relevante implementeringsinstrumenter diskuteres under virkemidlet halm til brændsel.

26.4.12 Reduceret jordbearbejdning

Reduceret jordbearbejdning er et af de mindre virkemidler, hvad reduktionspotentiale angår. Til gengæld viser beregningerne, at virkemidlet er driftsøkonomisk fordelagtigt i sig selv. Reduceret jordbearbejdning har imidlertid en negativ miljøeffekt i form af øget pesticidanvendelse – formentlig 25 % eller mere. Større udbredelse af reduceret jordbearbejdning er således i modstrid med den politiske målsætning om at nedbringe pesticidforbruget. På den baggrund er det mest relevante reguleringsinstrument formentlig øget forskning i udvikling af reducerede jordbearbejdningsmetoder, som ikke stiller krav til øget pesticidanvendelse.

26.4.13 Forbedret kvælstofudnyttelse ved anvendelse af nitrifikationshæmmere

Ved tilsætning af nitrifikationshæmmere til handelsgødning er det muligt at reducere lattergasemissionerne. Virkemidlet har et betydeligt reduktionspotentiale. Der er ingen privatøkonomiske incitamentter til anvendelse, da tilsætning ikke øger kvælstofudnyttelsen nævneværdigt, men alene reducerer eksterne lattergasemission. Da de samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger hører til i den høje ende, har virkemidlet begrænset interesse.

Regelstyring kunne praktiseres gennem krav om, at ammoniumholdig kvælstofgødning skal indeholde nitrifikationshæmmer i et givet forhold bestemt af kvælstofindholdet – dvs. et fast iblandingskrav. Instrumentet vil være let administrerbart, men ikke omkostningsefficient pga. af stor sandsynlighed for at reduktionsomkostningerne vil overstige skyggeprisen på CO₂-reduktion væsentligt.

Afgiftsregulering kunne implementeres som en inputafgift på kvælstofgødning svarende til CO₂-skyggeprisen på lattergasudledning – differentieret efter forholdet mellem tilsat nitrifikationshæmmer og kvælstofindhold (falder til nul ved opfyldelse af iblandingsnorm). Instrumentet ville være omkostningsefficient og let administrerbart. Det er dog tvivlsomt om en afgift på kvælstofgødning uden nitrifikationshæmmer ville få nogen effekt, så længe afgiften ikke overstiger den samfundsmæssige CO₂-skyggepris. Det skyldes de forholdsvis høje reduktionsomkostninger ved anvendelse af nitrifikationshæmmere. Man kunne dog forestille sig, at prisen ville falde ved en større efterspørgsel efter nitrifikationshæmmere.

26.4.14 Reduktion af husdyrproduktionen

Forskellige former for regelstyring vil kunne anvendes til at begrænse eller reducere husdyrproduktionen. Der er i dag indirekte begrænsninger i form af især harmonikravene i miljølovgivningen. Direkte regelstyring af husdyrproduktionens størrelse vil kunne gennemføres i form af en kvoteordning, der begrænser antallet af husdyr inden for de forskellige husdyrarter. Blev en sådan kvote gjort omsættelig, ville der være tale om et økonomisk styringsinstrument på linje med en afgift på husdyr. Som forklaret nedenfor ville et sådant reguleringsinstrument ikke være særlig efficient som klimapolitiske styringsmiddel.

Forskellige forslag til beskatning af hhv. kødforbruget og husdyrproduktionen har været fremme i den offentlige debat. Når relevansen af afgiftsinstrumentet skal vurderes, er det afgørende at skelne mellem afgifter på forbruget af animalske produkter på den ene side og produktionen af disse på den anden. En afgift på oksekød og andre animalske produkter vil reducere forbruget i Danmark, men formentlig ikke have nogen større effekt på produktionen her i landet, da faldende afsætning på hjemmemarkedet vil føre til større eksport. Det forhold, at to tredjedele af landbrugsproduktionen eksporteres, gør det forholdsvis let at flytte afsætning fra hjemmemarkedet til eksportmarkederne. Forbrugsafgifter kan derfor ikke betragtes

som et virksomt reguleringsinstrument i relation til Danmarks opfyldelse af landets reduktionsforpligtelser under EU's foreslåede klima- og energipakke – eller Kyoto-aftalen for den sags skyld.

En afgift på animalsk produktion eller husdyrbestanden – fx køer og andre drøvtyggere – vil derimod kunne reducere produktionen og udledningen af drivhusgasser i Danmark. Tilskud til nedlæggelse af husdyrproduktion ville ligeledes være en mulighed. En sådan ordning vil dog kun være effektiv, hvis der samtidig tinglyses bestemmelser på de omfattede bedrífers arealer, som forhindrer, at arealerne overgår til andre husdyrbedrífte som harmoniareal. Hverken en afgift på husdyr eller tilskud til udsættelse kan betragtes som efficiente reguleringsinstrumenter, da de ikke giver incitamenter til produktions- og teknologændringer, der kan reducere drivhusgasledningerne pr. produceret enhed – som fx ændret fodersammensætning til drøvtyggere og anvendelse af husdyrgødning til biogas.

26.4.15 Udtagning af landbrugsjord

Reguleringsinstrumenter til udtagning af landbrugsjord er væsentligt lettere at målrette og end instrumenter til regulering af husdyrproduktionen. Det skyldes, at jorden er en ikke reproducerbar produktionsfaktor, som i dag må betragtes som stort fuldt udnyttet i Danmark. Påbud eller aftaler om udtagning af landbrugsarealer til ekstensiv drift eller lignende vil derfor ikke blive opvejet af udvidelser andre steder. Tilskudsinstrumentet anvendes allerede i dag i vid ustrækning som incitament til udtagning af landbrugsjord til forskellige miljørettede formål, herunder ekstensivering, naturgenopretning og skovrejsning. Beregningerne i denne analyse har vist, at der er betydelig synergi mellem miljøinteresser generelt og klimahensyn, når det drejer sig om udtagning af landbrugsjord. Udtagning af lavbundsjord – specielt organogene jorde/tørvejord – har således betydelige positive klimaeffekter i tilgift til øvrige miljøeffekter som reduceret kvælstofudvaskning og øget biodiversitet. Det er dog primært øget kulstoflagring i jorden, der gør dette instrument interessant i relation til drivhuseffekten. Det begrænser virkemidlets relevans i forhold til EU's klima- og energipakke.

27 ØKONOMIBEREGNINGER

I det følgende gennemgås de drifts- og samfundsøkonomiske beregninger af hhv. rentabilitet og reduktionsomkostninger for de enkelte virkemidler i analysen.

27.1 Halm til brændsel i kraftvarmeproduktion

Ved fyring med halm på kraftvarmeværker er det muligt at reducere CO₂-udslippet ved fortrængning af fossile brændsler samt øge andelen af vedvarende energi i det danske energiforbrug. CO₂-reduktionen ved bjærgning af halm til kraftvarmeproduktion beregnes som ændringen i forhold til snitning af halm, der alternativt ville blive nedmuldet. Det antages, at naturgas er det fossile brændsel, der fortrænges.

Substitution af kul på kraftværker er et relevant alternativ, der giver en noget højere CO₂-fortrængning. Naturgas er valgt af hensyn til sammenligneligheden med andre beregninger, da det for de øvrige biomassere forudsættes, at det er naturgas, der fortrænges. Endvidere vil fortrængning af kul ske i den kvoteomfattede del af energisektoren, hvor markedsmekanismen regulerer efterspørgslen. På mindre decentrale kraftvarmeværker vil halm formentlig være et relevant biomassealternativ til naturgas, specielt i områder med stort halmoverskud og relativt lave transportomkostninger til værket. Halmfjernelse indebærer redu-

ceret kulstoflagring i landbrugsjorden. Det må betragtes som en negativ eksternalitet, der kræver politiske overvejelser, uanset om halmen anvendes i den kvoteomfattede eller den ikke-kvoteomfattede del af energisektoren.

27.1.1 Efterafgrøder som kompensation for reduceret kulstoflagring

Fjernelse af halmen reducerer kulstoflagringen i jorden med 210 kg CO₂/ton halm svarende til 0,655 ton CO₂-ækv./ha (Del I). Kulstofabet kan kompenseres ved dyrkning af efterafgrøder, der skaber en øget kulstoflagring i jorden svarende til 0,7 ton CO₂-ækv./ha. Det udligner således godt og vel tabet ved fjernelse af halmen (op. cit.).

I dag udnyttes halmen fra omkring 380.000 ha til energi. Det svarer til 41 % af kornhalmen og 15 % af rapshalmen (Jørgensen et al., 2008). I nærværende analyse antages potentialet for øget halmanvendelse at være 150.000 ha frem til 2020 (Del I). Dvs. en antagelse om halm til energi, der med forøgelsen, svarer til i alt 530.000 ha korn- og rapsarealer frem til 2020. Dette areal skal matches af et tilsvarende areal med efterafgrøder, såfremt effekterne på kulstoflagringen i jorden skal holdes neutral.

Det samlede (teoretiske) potentiale for efterafgrøder i form af ledigt efterårsareal er vurderet til 763.000 ha (Blicher-Mathiesen og Grant, 2003). Det forventes, at der ved fuld implementering vil være 242.000 hektar med lovpligtige VMPIII efterafgrøder fra år 2010 (op. cit.). Af de resterende godt 500.000 ha ledigt efterårsareal forventer Del I, at det i praksis vil være muligt at udnytte 400.000 ha til etablering af efterafgrøder. Arealpotentiale for efterafgrøder vurderes således at være omkring 640.000 ha i alt; dvs. 100.000 ha mere end ovennævnte potentielle halmareal til energiformål på i alt 530.000 ha. Under disse antagelser vil der således være mulighed for at kompensere for kulstofreduktion ved halmfjernelse gennem etablering af efterafgrøder – uden at gribe væsentligt ind i sædskiftemønstret.

27.1.2 Driftsøkonomiske omkostninger ved anvendelse af halm til brændsel

Tal for halmmængder stammer fra Danmarks Statistik, hvor det gennemsnitlige halmudbytte er opgjort 3,12 ton halm/ha. Iflg. Budgetkalkuler 2008 varierer halmudbyttet i vårbyg, vinterbyg og vinterhvede fra 2,5 ton/ha til 4,4 ton/ha. Et gennemsnitligt udbytte på 3,12 ton/ha virker således som et rimeligt estimat. Potentialet for øget halmbjærgning til energiformål antages at være 150.000 ha frem til 2020 (Del I).

Bjærgning af halm er forbundet med en række omkostninger. For halmleverandøren er der tale om omkostninger i form af presning og hjemtransport samt opbevaring. I tabel 27.1 er disse omkostninger opgjort til 369 kr./ton halm. Der løber yderligere omkostninger på, såfremt der skal kompenseres for reduceret kulstoflagring gennem etablering af efterafgrøder.

Alternativet til bjærgning af halmen på de ekstra 150.000 ha, der indgår i virkemidlet, antages at være nedmuldning. Halmen fra dette areal repræsenterer derfor ikke nogen værdi i alternative anvendelser. Nedmuldet halm har dog en beskeden gødningsværdi, der omtrent svarer til besparelsen ved ikke at skulle snitte halmen (Hinge og Maegaard, 2005). De to størrelser indgår derfor ikke i beregningerne. Endvidere har nedmuldet halm en værdi i form af kulstoftilførsel til jorden. Privatøkonomiske konsekvenser af reduceret kulstoflagring indgår ikke i de driftsøkonomiske beregninger, da der ikke skønnes at være grundlag for at kvantificere evt. dyrkningsmæssige virkninger.

De driftsøkonomiske omkostninger ved etablering af efterafgrøder er nærmere beskrevet i afs. 27.11 om virkemidlet efterafgrøder. Omkostningerne til produktion af halmen til brændsel for landmanden (efter fradrag af omkostningsbesparelse på gødning) er beregnet til 369 kr./ton halm. Medregnet omkostningen til etablering af efterafgrøder på gennemsnitligt 500 kr./ha, vil dette give en ekstra omkostning for landmanden på 160 kr./ton halm, hvis der skal etableres efterafgrøder på et areal svarende til halmbjærgningsarealet. Kræves der kompensation for reduceret kulstoflagring i jorden gennem etablering af efterafgrøder, øges de driftsøkonomiske omkostninger således fra 369 til 529 kr. pr. ton halm.

Halm (i storballer) har en nedre brændværdi på 14,5 GJ/ton (Del I). Den gennemsnitlige halmpris ab leverandør er af Energistyrelsen opgjort til 33 øre pr. kg halm (22,9 kr./GJ) (Energistyrelsen, 2008a). Af tabel 27.1 fremgår det, at der er et mindre beregnet underskud for leverandøren ved den afregningspris. Tages der hensyn til den beregningsmæssige usikkerhed, kan man formentligt gå ud fra, at der ved den nuværende markedspris på halm er nogenlunde dækning for gennemsnitsleverandørens omkostninger – uden at der dog er tale om nogen særlig attraktiv forretning.

Beregningerne viser samtidig, at krav om kompensation for reduceret kulstoflagring gennem etablering af efterafgrøder vil medføre et underskud på omkring 200 kr. pr. ton halm ved de nuværende priser. Prisen på halm (og substitutten træflis) til energi skal således stige væsentligt, hvis halmlevering skal være økonomisk interessant for leverandørerne samtidig med opfyldelse af krav om bevarelse af landbrugsjordens kulstofindhold. Sker det ikke, må man gå ud fra, at (importeret) træflis vil udkonkurrere halm som brændsel i kraft- og kraftvarmesektoren.

Tabel 27.1 Driftsøkonomiske omkostninger ved bjærgning af halm, kr./ton halm

	<i>Kr./ton halm</i>	
	Uden eft.afgr.	Med eft.afgr.
Presning		178
Hjemtransport		75
Opbevaring		115
Etablering af efterafgrøder, nettoomk.	-	160
Samlede omkostninger for leverandør	369	529
Halmpris ab leverandør (22,9 kr./GJ)		330
Overskud	-39	-199

Kilder: Egne beregninger på grundlag af Budgetkalkuler (2008) og Energistyrelsen (2008a).

27.1.3 Samfundsøkonomiske CO₂-reduktionsomkostninger ved anvendelse af halm til brændsel

Anvendelse af halmen som brændsel er forbundet med transportomkostninger til kraftvarmeværk samt håndterings- og indfyringsomkostninger på værket. I forhold til naturgasanvendelse kræver halmfyring ekstra investeringer i form af halmopbevaringsfaciliteter og udstyr til intern transport af storballer. Dertil kommer oprivnings- og indfyringsudstyr. De beregnede samfundsøkonomiske omkostninger ved halmfyring på kraftvarmeværker er opgjort i tabel 27.2.

Transportomkostningerne til værk er Energistyrelsen (2008a) opgjort til 8,1 kr./GJ svarende til 117 kr./ton halm. Opgørelsen i tabel 27.2 af de ekstra håndterings- og indfyringsomkostninger for halm på kraftvarmeværket udgør et særligt problem. Det skyldes, at der ikke er offentliggjort standardkalkuler,

som belyser denne problemstilling. De ekstraomkostninger, der er beregnet her, bygger på oplysninger i Kromann og Fleischer (2008), Danish Energy Authority (2005) og EA Energianalyse (2006). I Kromann og Fleischer (2008, tabel 6) er drifts- og kapitalomkostningerne ved naturgasbaseret decentral kraftvarme opgjort til 30,50 kr./GJ – eksklusive brændsel og eksternaliteter. Sammenlignelige beregninger for halmfyring findes ikke i denne publikation, men EA Energianalyse (2006) har beregninger, der viser, at drifts- og kapitalomkostningerne (eksklusive brændsel) ved biomassefyring er dobbelt så store som for naturgasfyrede værker af tilsvarende størrelse. Et økonomiprogram for beregning af minimum elpris fra Foreningen Danske Kraftvarmeværker synes at bekræfte en forskel i denne størrelsesorden. I tabel 27.2 benyttes derfor et skøn på 30 kr./GJ for de ekstra håndterings- og fyringsomkostninger ved anvendelse af halm frem for naturgas på (decentrale) kraftvarmeværker – svarende til 435 kr. pr. ton halm (under forudsætning af at energiindholdet i halm er 14,5 GJ/ton).

Den samfundsmæssige værdi af halmen som brændsel opgøres som værdien af sparet naturgas i kraftvarmeproduktionen. Prisen på naturgas ab leverandør er opgjort til 57,0 kr./GJ (Energistyrelsen, 2008a) – svarende til 827 kr./ton halm, der substituerer naturgas. Beregningerne i tabel 27.2 viser, at de budgetøkonomiske omkostninger ved at anvende halm til brændsel er 94 kr./ton (uden etablering af efterafgrøder).

Tabel 27.2 Samfundsøkonomisk omkostning ved anvendelse af halm til brændsel, kr./ton halm

	Kr./ton halm	
	Budgetøkonomisk	Velfærdsøkonomisk
Omkostninger for leverandør (u. efterafgrøder)	369	498
Transportomkostninger til værk	117	157
Ekstra håndterings- og fyringsomkostninger	435	587
Samlede omkostninger ved halmanvendelse	920	1.242
Sparet naturgas ¹	827	1.116
Samfundsøkonomisk omkostning ved anvendelse af halm til brændsel	94	127

1. Et ton halm har en brændværdi på 14,5 GJ/ton. Med en pris på naturgas på 57 kr./GJ spares der naturgas svarende til 827 kr./ton halm.

Kilder: Egne beregninger på grundlag af Energistyrelsen (2008a), Kromann og Fleischer (2008) og EA Energianalyse (2006).

I tabel 27.3 ses de samfundsøkonomiske omkostninger opgjort pr. ton reduceret CO₂-ækv. ved anvendelse af halm til erstatning for naturgas i kraftvarmesektoren. Ved substitution af naturgas reduceres drivhusgasemissionerne med 821 kg CO₂-ækv./ton halm (Del I). Dertil kommer en mindre reduktion i lattergasemissionerne svarende til 25 kg CO₂-ækv./ton halm. Fjernelse af halmen reducerer kulstoflagringen i jorden svarende til 210 kg CO₂-ækv./ton halm (op. cit.), medmindre der kompenseres herfor gennem etablering af efterafgrøder.

Tabel 27.3 viser, at de samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger er stærkt afhængige af, hvordan kulstoflagring i landbrugsjorden indgår i beregningerne. Uden indregning af reduceret kulstoflagring (og uden etablering af efterafgrøder) er de budgetøkonomiske reduktionsomkostninger 111 kr./ton CO₂-ækv.. Medregnes kulstofreduktionen i jorden i virkemidlets CO₂-balance, stiger de budgetøkonomiske reduktionsomkostninger til 147 kr./ton CO₂-ækv.. Som tidligere nævnt giver Kyoto-aftalen adgang til at indregne ændringer af kulstofindholdet i bl.a. landbrugsjord indtil 2012. EU-kommissionens forslag til klima- og energipakke lægger imidlertid ikke op til, at ændret kulstofbalance i landbrugsjord skal medregnes i de na-

tionale CO₂-regnskaber. I hht. klima- og energipakken er det altså de knap 150 kr./ton CO₂-ækv., der er det relevante mål for de samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved anvendelse af virkemidlet halm til energi i kraftvarmesektoren.

Tabel 27.3 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved anvendelse af halm til kraftvarme (uden efterafgrøder)

		Budgetøkonomisk	Velfærdsøkonomisk
Lattergas	ton CO ₂ -ækv./ton halm		0,025
Substitution af fossil energi	-		0,821
I alt uden kulstoflagring i jord	-		0,846
Lagring af kulstof i jord	-		-0,210
I alt med kulstoflagring i jord	-		0,636
Samfundsøkonomisk omkostning	kr./ton halm	94	127
Reduktionsomkostning uden kulstoflagring i jord	kr./ton CO ₂ -ækv.	111	150
Reduktionsomkostning med kulstoflagring i jord	kr./ton CO ₂ -ækv.	147	199

Kilde: Egne beregninger samt Del I.

Spørgsmålet er så, om det er samfundsmæssigt acceptabelt, at kulstoflagringen i landbrugsjorden reduceres ifm. øget anvendelse af halm til energiproduktion. Er det ikke tilfældet, kan etablering af efterafgrøder og halmbjærgning gøres til komplementære virkemidler i form af krav om, at halmleverancer suppleres med etablering af efterafgrøder på et tilsvarende areal. Som omtalt ovenfor vil det føre til væsentlige privatøkonomiske ekstraomkostninger for halmleverandørerne. Samfundsmæssigt er billedet noget anderledes, da efterafgrøder samtidig er et virkemiddel til reduktion af kvælstofudvaskningen – især effektivt på sandjord.

Som det fremgår af beregningerne i afs. 27.11 (Samfundsøkonomiske omkostninger ved etablering af efterafgrøder) er der en mindre nettogevinst for samfundet ved etablering af efterafgrøder på sandjord – alene i kraft af den samfundsmæssige værdi af reduceret kvælstofudvaskning. Her er de overskydende halmmængder imidlertid ret begrænsede, da en stor del af kvægproduktion er lokaliseret i sandjordsområderne. Hovedparten af halmleverancerne til energiproduktion vil derfor komme fra de bedre boniteter. Det er ikke muligt at give en præcis vurdering af bonitetsfordelingen de potentielle halmleverancer, men som et (overkant) skøn benyttes de i afs. 27.11 beregnede samfundsmæssige omkostninger ved etablering af efterafgrøder på lerjord. Her er de budgetøkonomiske nettoomkostninger opgjort til 418 kr. pr. ha, når udvaskningsreduktionen er indregnet til den samfundsmæssige skyggepris.

Etablering af efterafgrøder i kombination med halmfjernelse betragtes som stort set CO₂-netral, da det antages, at kulstofbindingen fra efterafgrøden netop opvejer nedgangen i kulstoflagring ved fjernelse af halmen. Set i forhold til drivhusgasreduktionen ved halmanvendelse svarer de samfundsmæssige nettoomkostninger ved etablering af efterafgrøder til omkring 200 kr./ton CO₂-ækv., der fortrænges ved substitution af naturgas med halm. Kræves der opretholdelse af landbrugsjordens kulstofindhold ved etablering af efterafgrøder, stiger de budgetøkonomiske reduktionsomkostninger ved anvendelse af halm til brændsel til omkring 400 kr./ton CO₂-ækv. – på lerjord. Krav om fastholdelse af jordens kulstoflager øger dermed reduktionsomkostningerne med to tredjedele i forhold til en politik, hvor reduceret kulstoflagring accepteres – når der samtidig tages hensyn til den samfundsmæssige værdi af reduceret kvælstofudvaskning.

27.1.4 CO₂-reduktionspotentiale ved øget halmanvendelse til energi

Potentialet for yderligere halmanvendelse til energi antages at svare til halmudbyttet fra 150.000 ha korn og raps. Med et gennemsnitligt halmudbytte på 3,12 ton/ha giver det en potentiel reduktion i drivhusgasudledninger på ca. 400.000 ton CO₂-ækv./år, såfremt reduceret kulstoflagring i landbrugsjord ikke medregnes – eller der kompenseres for nedgangen ved etablering af efterafgrøder. Indgår reduceret kulstoflagring (uden efterafgrøder), falder reduktionspotentialet til knap 300.000 ton CO₂-ækv./år.

27.2 Husdyrgødning til biogas i kraftvarmeproduktion

Der findes i dag 19 landbrugsbaserede biogasfællesanlæg og ca. 60 gårdbiogasanlæg i Danmark. Det er karakteristisk for disse anlæg at mindst 75 % af den anvendte biomasse, der behandles, og dermed indgår i produktionen, udgøres af husdyrgødning. De resterende indtil 25 % af mængden udgøres af organisk industriaffald, der typisk har et højere tørstofindhold end gylle fra husdyr, og dermed et højere potentiale for produktion af biogas. Denne fordeling af biomassen har i en længere årrække været anvendt i erkendelse af, at tørstofindholdet i gylle under danske forhold som gennemsnit ikke er tilstrækkeligt til, i sig selv at kunne udgøre grundlaget for en økonomisk rentabel biogasproduktion. Med den hidtidige teknologi, har det derfor været nødvendigt at supplere med organisk affald, for at nå et niveau for biogasproduktionen, der gør driften rentabel. I fremtiden vil det nødvendige ekstrabidrag til gasproduktionen sandsynligvis i mindre grad hidrøre fra organisk affald, men i højere grad fra tørstofrige fraktioner af husdyrgødning, evt. suppleret med andre ting.

Desuden er opmærksomheden i de senere år øget på muligheden for at bygge meget store anlæg, hvorved enhedsomkostningerne reduceres markant, så muligheden for at opnå rentabelt drift alene på gylle rykker nærmere. Omstillingen fra den tidligere afhængighed af organisk affald til drift baseret på husdyrgødningstørstof lettes generelt af højere salgsværdi af den producerede energi, i lyset af de forbedrede afregningsvilkår, der følger af generelle energiprisstigninger og Energiaftalen af 21. februar 2008.

27.2.1 Analyserede biogasteknologier

Som nævnt viser erfaringerne, at tørstofindholdet i gylle ikke har været tilstrækkeligt til at sikre en rentabel gasproduktion, og derfor er der hidtil blevet suppleret med organisk affald for at øge gasudbyttet pr. m³ behandlet biomasse. Men da efterspørgslen efter affald er øget som følge af udbygningen biogasproduktionen, må der anvendes andre strategier ved en væsentlig udvidelse af biogasproduktionen. Det største potentiale ligger i at supplere anvendt gylle med fiberfraktionen fra gylle, der separeres på nogle af de bedrifter, der leverer til biogasanlægget.

I det følgende er der foretaget driftsøkonomiske analyser for tre produktionskoncepter baseret på hhv. ren svinegylle og ren kvæggylle og et anlæg, hvor der foruden blandet svine- og kvæggylle tilføres fiberfraktion fra gylle, der er separeret på gårdene. Ved separering af en del af gyllen øges tørstofindholdet i den biomasse, der sendes til forgasning, hvilket igen hæver gasudbyttet pr. m³ biomasse – og dermed forbedrer økonomien i biogasproduktionen. Det forudsætter, at knap 59 % af den krævede gyllemængde separeres på bedrifterne. Den forudsatte separationsteknologi (båndfilterseparator) er velafprøvet (Christensen et al., 2007).

Omkostningerne ved separering på bedrifterne er beregnet til ca. 17 kr. pr. ton separeret gylle (Christensen et al., 2007). For den samlede gyllemængde i scenariet svarer det til ca. 10 kr. pr. ton gylle. Der knytter sig

samtidig en række driftsøkonomiske fordele til separering af gylle på bedrifterne. Det drejer sig primært om mulighed for at dække en væsentlig større del af bedriftens kvælstofbehov med egen husdyrgødning, og det forhold at kravet til størrelsen af harmoniareal pr. dyreenhed (til udbringning af husdyrgødning) reduceres ved ”eksport” af fiberfraktionen i gyllen.

I tabel 27.4 ses de anvendte forudsætninger mht. metanproduktion/gasudbytte i de tre scenarier. Ved anvendelse standardværdier for biogaspotentiale fås en metanproduktion på 14,1 og 11,5 Nm³ pr. ton gylle for henholdsvis kvæg- og svinegylle (se Del I). I scenariet svine- og kvæggylle plus fiberfraktion forudsættes input af biomasse at stamme fra kvæggylle (24,3 % af total gylle), svinegylle (16,6 %) og separeret svinegylle (59,0 %). Ved anvendelse standardværdier for biogaspotentiale fås en metanproduktion på 10,5 Nm³ pr. ton gylle, der indgår scenariet – dvs. både den mængde der sendes direkte til biogasanlægget og de 59 %, der separeres (op. cit.). Det antages, at 20 % af energiproduktionen forbruges til procesenergi, når der er tale om ren gylle, og 15 % for kombinationen ren gylle plus fiberfraktion (op. cit.). Det antages, at biogassen sælges til en markedspris på 4 kr. pr. Nm³ metan – svarende til 2,6 kr./Nm³ biogas eller 110 kr./GJ. Prisestimatet bygger på egne markedsskøn samt Tafdrup (2008).

Tabel 27.4 Anvendte grundforudsætninger for biogasberegninger

	Kvæggylle	Svinegylle	Svine- og kvæggylle + fiberfraktion
Metanproduktion pr. ton gylle i alt, Nm ³ CH ₄ /ton gylle	14,1	11,5	10,5
Metanproduktion pr. ton behandlet i anlægget, Nm ³ CH ₄ /ton gylle	14,1	11,5	21,8
Fradrag for procesenergi	20 %	20 %	15 %
Metan netto til salg, Nm ³ CH ₄ /ton gylle	11,28	9,2	8,93
Salgspris for metan, kr. pr. m ³ metan	4	4	4

Kilde: Del I og egne beregninger

27.2.2 Driftsøkonomien i produktion af biogas til kraftvarme

Analyserne tager udgangspunkt i det i dag fremherskende anlægskoncept, hvor der behandles husdyrgødning og affald. Konceptet blev analyseret i det såkaldte Dagens Anlæg i Nielsen et al. (2002). Fødevarerøkonomisk Institut har siden opdateret skønnene for behandlingsomkostninger og salgsindtægter for tre størrelseskategorier af Dagens Anlæg til behandling af hhv. 300, 550 og 800 tons pr. dag (Fødevarerøkonomisk Institut m.fl., 2008).

Beregningerne i Nielsen et al. (2002) var i 2000-priser. En fremskrivning til 2008 priser er ikke helt ligetil, eftersom de senere års højkonjunktur og byggeboom har medført markant forskellig prisudvikling for forskellige omkostningskomponenter. Fremskrivningen er foretaget ved en relativt grov skønsmæssig fordeling af generelle omkostninger, der er fremskrevet med nettoprisindekset, jord, beton og asfaltarbejder, samt jernkonstruktioner, fremskrevet efter omkostningsindeks for anlæg (Danmarks statistisk). Fra 2000 til 2008 er generelle omkostninger således steget med 20 %, anlægsomkostninger med 28 % i gennemsnit og jernkonstruktioner med 33 %. Efter en skønsmæssig fordeling af disse komponenter fremkommer de ajourførte indtægter og omkostninger, som er anvendt i det følgende.

Tabel 27.5 Driftsøkonomiske omkostninger og indtægter for anlæg der alene behandler *kvæggylle*, kr. pr. ton biomasse behandlet

Behandlingskapacitet, tons pr. dag	300	550	800
Metanudbytte (Nm ³ CH ₄ pr. ton gylle)	14,1	14,1	14,1
Transportomkostninger	19,3	19,8	22,0
Produktion af biogas	65,8	50,7	43,2
Omkostninger i alt	85,1	70,5	65,2
Salg af biogas	45,1	45,1	45,1
Overskud	-40,0	-25,4	-20,1

Kilde: Fødevareøkonomisk Institut m.fl. (2008), Del I og egne beregninger

De driftsøkonomiske resultater af biogasproduktion baseret på hhv. kvæg- og svinegylle ses i tabel 27.5 og 27.6. Med underskud i størrelsesordenen 20-40 kr. pr. ton kvæggylle og 28-48 kr. pr. ton svinegylle viser resultaterne – i overensstemmelse med de hidtidige erfaringer – at det ikke er rentabelt at basere biogasproduktion på ren gylle. Det kan forklares med det ret lave tørstofindhold, der som regel findes i dansk gylle. Det gælder ikke mindst svinegylle, hvilket må tilskrives vandspild og vaskevand i produktionen.

Det er ikke lige til at ændre produktionssystemerne, men erfaringer fra udlandet viser, at tørstofindholdet i svinegylle kan hæves væsentligt. Det kendes især fra Holland, hvor tørstofindholdet er højt nok til, at et stort biogasfællesanlæg ville kunne være rentabelt alene ved anvendelse af svinegylle alene PROBIOGAS (2007). Desuden kan rentabiliteten sandsynligvis forbedres ved etablering af store gårdbiogasanlæg, hvor transportomkostningerne kan elimineres.

Tabel 27.6 Driftsøkonomiske omkostninger og indtægter for anlæg der alene behandler *svinegylle*, kr. pr. ton gylle

Behandlingskapacitet, tons pr. dag	300	550	800
Metanudbytte (Nm ³ CH ₄ pr. ton gylle)	11,5	11,5	11,5
Transportomkostninger	19,3	19,8	22,0
Produktion af biogas	65,8	50,7	43,2
Omkostninger i alt	85,1	70,5	65,2
Salg af biogas	36,8	36,8	36,8
Overskud	-48,3	-33,7	-28,4

Kilde: Fødevareøkonomisk Institut m.fl. (2008), Del I og egne beregninger

En anden måde at øge tørstofindholdet i den tilførte biomasse er, som nævnt indledningsvist, at tilføre en del af biomassen i form af fiberfraktion fra gylle separeret på gårdene og/eller tilførsel af fjerkrægødning og andre faste gødningstyper. Hertil kommer nye muligheder i tilførsel af naturplejegræs, have-parkaffald eller energiafgrøder. Dermed kan gasproduktionen øges til et niveau, der er tilstrækkeligt til opnåelse af rentabel drift.

Nedenstående analyse er baseret på et scenarie hvor der anvendes 16,5 % svinegylle, 24,3 % kvæggylle og 59 % svinegylle, hvor den sidste komponent separeres ude på gårdene og kun fiberfraktionen tilføres biogasanlægget. Meningen hermed er at øge tørstofindholdet i anlægget til et niveau, hvor gasproduktionen er tilstrækkelig til rentabel drift.

I tabel 27.7 er det forudsat, at leverandørerne afholder omkostningerne til separeringen på bedrifterne, der er beregnet til ca. 17 kr. pr. ton separeret gylle (Christensen et al., 2007). For den samlede gyllemængde i scenariet svarer det til ca. 10 kr. pr. ton gylle. Det driftsøkonomiske resultat varierer fra et underskud på 5 kr. til et overskud på 4 kr. pr. ton gylle, der er omfattet af scenariet – dvs. både den gylle, der leveres direkte til anlægget, og den mængde, der separeres på bedrifterne. Resultaterne viser, at biogasproduktion er rentabelt på de to største anlægskategorier i scenariet, når tørstofindholdet i den biomasse, der behandles på anlægget, bringes tilpas højt op (10 % i dette scenarium).

Tabel 27.7 Driftsøkonomiske omkostninger og indtægter for anlæg der behandler *gylle suppleret med husdyrgødningstørstof*, kr. pr. ton total gylle (før separering)

Behandlingskapacitet, tons pr. dag	300	550	800
Metanudbytte (Nm ³ CH ₄ pr. ton gylle)	10,5	10,5	10,5
Transportomkostninger	9,3	9,5	10,6
Produktion af biogas	31,6	24,3	20,7
Omkostninger i alt	40,8	33,8	31,3
Salg af biogas	35,7	35,7	35,7
Overskud	-5,1	1,9	4,4

Kilde: Fødevarerøkonomisk Institut m.fl. (2008) Del I og egne beregninger

Hertil kommer afledte omkostningsbesparelser, der opnås for de deltagende landmænd. Det drejer sig om besparelser på opbevaring, transport og forbedret gødningsudnyttelse. I Nielsen et al. (2002) blev disse fordele estimeret til 5 kr. pr. ton gylle leveret til anlægget i 2000-priser. Langt størstedelen heraf udgøres af forbedret gødningsværdi. Siden 2000 er prisen på handelsgødning fordoblet (Håndbog for Driftsplanlægning). Dermed kan de afledte driftsøkonomiske fordele for landmændene i 2008-priser være i størrelsesordenen 10 kr. pr. ton.

Som nævnt er bedrifternes omkostninger ved separering ca. 17 kr. pr. ton separeret gylle svarende til 10 kr. i gennemsnit pr. ton gylle., der er omfattet af scenariet. Ud over de nævnte fordele for leverandørerne indebærer separering og bortskaffelse af fiberfraktionen yderligere fordele. Det drejer sig primært om mulighed for at dække en væsentlig større del af bedriftens kvælstofbehov med egen husdyrgødning, og det forhold at kravet til størrelsen af harmoniareal pr. dyreenhed (til udbringning af husdyrgødning) reduceres ved bortskaffelse af fiberfraktionen i gyllen. I områder med stor husdyrtæthed vil harmonifordelene have væsentlig økonomisk betydning for en del bedrifter. På den baggrund virker det sandsynligt, at separationsfordelene i mange tilfælde vil være i stand til at dække separationsomkostningerne for de 59 % af den omfattede gyllemængde, der forudsættes separeret. Antagelsen sandsynliggøres af den betydelige interesse, som landmænd for tiden viser for gylleseparering og afsætning af fiberfraktionen.

27.2.3 Samfundsøkonomiske CO₂-reduktionsomkostninger ved husdyrgødning til biogas

De driftsøkonomiske beregninger har vist, at biogasproduktion baseret på ren gylle ikke kan betragtes som en økonomisk relevant teknologi inden for biogasproduktion. Den hidtidige praksis baseret på tilsætning af organisk affald vil kun i meget begrænset omfang kunne anvendes i nye biogasanlæg. Denne teknologi repræsenterer derfor ikke et klimapolitisk virkemiddel med noget væsentligt potentiale. Det største potentiale ligger i at supplere husdyrgødning med fiberfraktionen fra separeret gylle. De samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger for biogas baseret på husdyrgødning beregnes derfor alene for scenariet gylle

suppleret med husdyrgødningstørstof i tabel 27.7 ovenfor. For de to mest relevante anlægskategorier (på 550 og 800 tons behandlingskapacitet pr. dag) er der ret beskeden forskel på enhedsomkostningerne. I det følgende regnes der alene på størrelseskategorien 550 tons pr. dag. Som i de driftsøkonomiske analyser antages det, at separationsfordelene vil være store nok til at dække separationsomkostninger for de knap 60 % af den omfattede gyllemængde, der separeres på bedrifterne.

I lighed med andre former for biomasse støttes anvendelse af biogasproduktion gennem en forhøjet afregningspris på den producerede elektricitet i kraftvarmesektoren. Dette tilskud afspejles i en forhøjet markedspris på biogas, hvis den sælges videre til kraftvarmeværker. Resultatet af de driftsøkonomiske beregninger afspejler denne støtte i form af et væsentligt bedre nettoresultat, end der ville kunne opnås ved salg til markedspris uden tilskud (den observerede markedspris på biogas er næsten dobbelt så høj som den samfundsmæssige biogaspris, jfr. afs. 25.4). De driftsøkonomiske resultater indeholder med andre ord et transfereringselement, som ikke hører hjemme i beregningen af de samfundsmæssige omkostninger ved drivhusgasreduktion gennem anvendelse af husdyrgødning til biogas-/kraftvarmeproduktion. I stedet benyttes en beregnet samfundsmæssig brændselsskyggepris på biogas. Brændselsskyggeprisen defineres i dette scenarium som den samfundsmæssige værdi af den mængde naturgas, der fortrænges pr. Nm³ biogas.

Tabel 27.8 viser de beregnede samfundsøkonomiske CO₂-reduktionsomkostninger ved biogasproduktion på basis af gylle suppleret med husdyrgødningstørstof svarende til scenariet i tabel 27.7 ovenfor. Transport- og forgasningsomkostninger udgør 33,8 kr./ton behandlet gylle. For leverandøren har den afgassede gylle en øget gødningsværdi svarende til 10 kr./ton gylle. Ved anvendelse af afgasset gylle kan der opnås en mindre reduktion i udvaskningen af kvælstof svarende til omkring 2 % af kvælstofindholdet i gyllen (Del 1). Gylle antages at indeholde 5,5 kg N/ton, hvilket giver en udvaskningsreduktion på 0,11 kg N/ton gylle. Til en samfundsmæssig skyggepris på 11 kr./kg N har udvaskningsreduktionen en værdi af 1,2 kr./ton gylle.

Ved bioforgasning af gylle tilsat fast separationsprodukt produceres der 10,5 m³ metan pr. ton gylle (Del 1). Ca. 15 % af dette metan vil ikke realiseres, da den omdannes til procesenergi under forgasningen af gyllen. Det giver en netto metanproduktion på 8,93 m³ pr. ton gylle. Da biogas indeholder 65 % metan (Christensen et al., 2007), vil den reelle biogasproduktion være 13,7 Nm³. Brændværdien af 1 Nm³ biogas svarer til 0,59 Nm³ naturgas. Den substituerede mængde naturgas udgør således 8,1 Nm³ pr. ton gylle. Ved en naturgaspris på 2,25 kr./Nm³ (Energistyrelsen, 2008a) er den substituerede naturgasmængdes budgetøkonomiske værdi 18,2 kr./ton gylle.

Beregningsresultaterne i tabel 27.8 viser, at de budgetøkonomiske omkostninger ved produktion af biogas er 4,4 kr./ton gylle.

Tabel 27.8 Samfundsøkonomiske omkostninger ved biogas fra gylle suppleret med husdyrgødningstørstof. Kr. pr. ton gylle

	kr./ton gylle	
	Budgetøkonomisk	Velfærdsøkonomisk
Transportomkostninger	9,5	12,8
Forgasningsomkostninger	24,3	32,8
Samlede omk. ved produktion af biogas	33,8	45,6
Øget gødningsværdi af biomasse	10,0	13,5
Værdi af reduceret kvælstofudvaskning	1,2	1,6
Sparet naturgas	18,2	24,6
Samfundsøkonomiske omkostninger	4,4	5,9

Kilde: Egne beregninger på grundlag af Del I og ENS, 2007.

Tabel 27.9 viser, at et ton gylle suppleret med husdyrgødningstørstof har et reduktionspotentiale på 44,8 kg CO₂-ækv., uden indregning af kulstoflagring i jorden, hvoraf (kun) 38 % skyldes fortrængning af fossilt brændsel i form af naturgas, mens reducerede metan- og lattergasemissioner fra gyllelager og udbringning tegner sig for resten. Afgasning af gyllen reducerer kulstoflagringen i landbrugsjorden svarende til omkring 10 % af udledningsreduktionen. Medtages denne faktor falder reduktionspotentialet til 40,4 kg CO₂-ækv./ton gylle.

Tabel 27.9 Reduktionsomkostninger ved anvendelse af biogas fra husdyrgødning til kraftvarme

		Budget-	Velfærds-
		økonomisk	økonomisk
Substitution af naturgas	ton CO ₂ -ækv./ton	17,1	
Metan og lattergas	-	27,7	
Udledningsreduktion, uden kulstoflagring i jord	-	44,8	
Kulstofbinding i jord	-	-4,4	
Udledningsreduktion, med kulstoflagring i jord	-	40,4	
Samfundsøk. omkostning	Kr./ton gylle	4,4	5,9
Reduktionsomkostninger uden kulstoflagring i jord	Kr./ton CO ₂ -ækv.	98	132
Reduktionsomkostninger med kulstoflagring i jord	Kr./ton CO ₂ -ækv.	108	146

Kilde: Egne beregninger

De budgetøkonomiske reduktionsomkostninger ved produktion af biogas fra gylle tilsat tørstof fra husdyrgødning er 98 kr./ton CO₂-ækv.. Medregnes den reducerede kulstoflagring i jorden ved forgasning af gyllen, stiger reduktionsomkostningen til 108 kr./ton CO₂-ækv..

Ud over de rent reduktionspotentielle fordele ved forgasning af gylle, kan biogasanlæg også spille en rolle for begrænsning af lugtemission ved håndtering af husdyrgødning, idet afgasning reducerer gyllens indhold af ildelugtende organiske komponenter væsentligt (Del I). Det har dog ikke været muligt at kvantificere de velfærdsøkonomiske effekter af denne eksternalitetsreduktion i monetære enheder.

27.3 Husdyrgødning (fiberdel) til brændsel

27.3.1 Driftsøkonomiske omkostninger ved anvendelse af husdyrgødning til brændsel

I 2005 gennemførte Fødevareministeriet en analyse af forbrænding af fiberfraktion fra hhv. ubehandlet og biogasbehandlet gylle (Hjort-Gregersen, 2005). I nærværende analyse er en række af forudsætningerne herfra opdateret og anvendt. Analysen tager udgangspunkt i et tænkt opland, hvor der findes 200.000 tons gylle på årsbasis, der ønskes separeret, og fiberfraktionen bortskaffet. Fiberfraktionen kan efterfølgende enten anvendes til gødningsformål, såfremt den transporteres til et sted, hvor det er muligt, eller den kan forbrændes, og energiindholdet nyttiggøres. Årsmængden på 200.000 tons er anvendt, så det passer med behandlingskapaciteten på et relativt stort biogasfællesanlæg.

Separeringen kan foregå på den enkelte landbrugsbedrift, eller den kan foretages centralt på et biogasanlæg, hvor rågylle forinden har været anvendt til biogasproduktion. Det forudsættes, at fiberfraktionen forbrændes, både i situationen uden og med forudgående biogasbehandling. Derved opnås både ekstra omkostninger og omkostningsbesparelser, i forhold til hvis fiberen blev anvendt til gødningsformål. De centrale forudsætninger er indskrevet i tabellen. Det er betydeligt dyrere at separere (i hvert fald med de mest effektive metoder) gyllen på gårdene end det vil være centralt på anlægget. Det hænger primært sammen med, at separationen på biogasanlægget kan foregå kontinuert og i stor skala, hvor det kan være svært at opnå en høj kapacitetsudnyttelse på gårdbaserede løsninger. Når der separeres afgasset gylle bliver fiber mængden langt mindre end ved separering af rågylle, selvom der separeres med samme tørstofindhold. Det skyldes, at en stor del af tørstoffet er omdannet til energi i biogasanlægget. Det betyder, at der er en mindre mængde, der skal transporteres til forbrændingsanlægget, og at den potentielle energiproduktion er lavere. På baggrund af Del I er anvendt en forudsat varmeproduktion på 2,2 GJ/ton fiber. Det kan diskuteres, om transportafstanden skal være den samme i begge situationer, men denne forudsætning er gjort her. Det kan ligeledes diskuteres om overskuddet fra biogasproduktionen skal indregnes her, som en del af det samlede system. Derfor er der gennemført beregninger både med og uden dette overskud.

Når fiberfraktionen afbrændes findes en del af næringsstofferne efterfølgende i asken. Det er forudsat, at 50 % af fosforindholdet efterfølgende kan udnyttes som gødning i planteavl. Afbrændingen betyder desuden omkostningsbesparelser til transport, idet fiberfraktionen ikke skal borttransporteres til gødningsformål (200 km) og ej heller lagres, overdækkes og spredes på markerne. Til gengæld er der ekstraomkostninger til separering på gårdene eller på anlægget. Desuden er der omkostninger til etablering og drift af forbrændingsanlægget. Endelig mistes værdien af de næringsstoffer, der findes i fiberfraktionen, der alternativt kunne udnyttes som gødning i planteavl.

Det beregnede driftsøkonomiske resultat er markant ringere end i Fødevareministeriets udredning fra 2005 (Del I). Det skyldes primært, at energipotentialet i fiberfraktionen dengang blev vurderet betydeligt højere (3,8 GJ/ton), under forudsætning af, at forbrændingen blev foretaget i en fluidised bed kedel med kondensering. Denne kedeltype skulle også rumme den fordel, at emissioner af NO_x og andet kunne holdes på det tilladte uden nævneværdig røgrænsning. I modsat fald ville omkostningerne til forbrænding blive højere end anført i beregningerne på grund af røgrænsning og monitoring.

Tabel 27.10 Driftsøkonomiske resultat ved forbrænding af fiber fra ubehandlet hhv. afgasset gylle (forudgående behandling i biogasanlæg forudsættes omkostningsneutral)

1000 kr.	Ubehandlet gylle	Fiber fra Afgasset gylle
Mængde separeret, tons pr. år	200.000	200.000
Mængde fiber, tons pr. år	26.401	16.460
Varmeproduktion, MWh ¹	16.105	10.041
Forudsat varmepris, kr. pr. MWh	300	300
Værdi varmereproduktion	4.832	3.012
Gødningsværdi i aske, (50 % af P værdi)	942	1.070
Sparet borttransport af fiber, (200 km, 98 kr./ton)	2.588	1.614
Sparet overdækning af fiber, (2,2 kr. pr. ton fiber)	57	35
Sparet udkørsel af fiber, (18,8 kr. pr. ton fiber)	497	310
Indtægter i alt	8.915	6.041
Separering, (22,1 hhv. 5,5 kr./ton gylle decentralt hhv. centralt)	4.426	1.107
Transport af fiber til forbrænding, (50 km, 32 kr. pr. ton fiber)	844	526
Omkostninger til forbrænding, (203 kr. pr. ton fiber)	5.357	3.340
Mistet næringsstofværdi, (15,8 kr. pr. ton gylle)	3.155	3.176
Omkostninger i alt	13.783	8.149
Driftsøkonomisk resultat	-4.868	-2.108
Resultat pr. ton gylle	-24,3	-10,5

1. 2,2 GJ/ton = 0,61 MWh/ton (Del 1)

27.3.2 Samfundsøkonomiske CO₂-reduktionsomkostninger ved anvendelse af husdyrgødning til brændsel

Tabel 27.11 viser de samfundsøkonomiske omkostninger ved produktion af varme fra fiberfraktionen i ubehandlet og afgasset gylle. Det antages, at fiberfraktionen erstatter naturgas i fjernvarmesektoren. De samfundsøkonomiske omkostninger svarer til de driftsøkonomiske, hvad angår omkostninger ved separering af gyllen, transport af fiberfraktionen til forbrænding, omkostninger ifm. forbrændingen samt mistet gødningsværdi af den afbrændte gylle. Opgjort budgetøkonomisk udgør disse omkostninger 68,9 kr./ton ubehandlet gylle.

På benefitsiden svarer besparelser ved transport mv. samt gødningsværdi i aske til de driftsøkonomiske poster i tabel 27.11, mens den samfundsmæssige værdi af fiber som brændsel er opgjort som værdien af den substituerede naturgas. Der substitueres naturgas svarende til en energimængde på 0,20 GJ/ton gylle. Prisen på naturgas er 57,0 kr./GJ (Energistyrelsen, 2008a), hvilket betyder, at fiberdelen af ubehandlet gylle vil substituere naturgas til en værdi af 11,6 kr. ton ubehandlet gylle. Den samfundsøkonomiske brændelsværdi af fiberindholdet i ubehandlet gylle tegner sig således (kun) for omkring 40 % af de samlede indtægter på 32 kr./ton ubehandlet gylle i tabel 27.11. De samfundsmæssige nettoomkostninger ved afbrænding af fiberdelen bliver i alt 36,9 kr./ton ubehandlet gylle.

Afbrænding af fiberfraktionen vil medføre et reduceret kvælstoftab på 0,47 kg N/ton ubehandlet gylle⁹. Til en samfundsmæssig skyggepris på 11,11 kr./kg N giver det en budgetøkonomisk nettoværdi på 5,2 kr./ton ubehandlet gylle. Hermed bliver de budgetøkonomiske omkostninger ved anvendelse af fiberdelen som brændsel 31,7 kr./ton ubehandlet gylle.

Som det ses i tabel 27.11 er separerings-, transport- og forbrændingsomkostningerne væsentlig lavere for afgasset gylle. Det gælder også besparelser og brændsværdi, men med 17,0 kr./ton afgasset gylle er de budgetøkonomiske nettoomkostninger ved afbrænding alligevel kun omkring halvt så høje som for ubehandlet gylle. For afgasset gylle kan der opnås en reduktion i kvælstofudvaskningen på 0,37 kg N/ton afgasset gylle. Dette betyder en samfundsøkonomisk gevinst på 4,1 kr./ton afgasset gylle, hvilket giver samlede omkostninger på 12,9 kr./ton afgasset gylle.

Tabel 27.11 Samfundsøkonomiske omkostninger ved afbrænding af fiberdel fra hhv. ubehandlet og afgasset gylle, kr. pr. ton gylle

	Kr./ton biomasse			
	Budgetøkonomisk		Velfærdsøkonomisk	
	Ubehandlet gylle	Afgasset gylle	Ubehandlet gylle	Afgasset gylle
Separering, transport, forbrænding	53,1	24,9	71,7	33,6
Mistet næringsstovværdi	15,8	15,9	21,3	21,4
Samlede omkostninger	68,9	40,7	93,0	55,0
Besparelser ved transport, overdækning og udkørsel	15,7	9,8	21,2	13,2
Gødningsværdi i aske	4,7	5,4	6,4	7,2
Sparet naturgas (Nm ³)	11,6	8,6	15,6	11,6
Besparelser og gødningsværdi	32,0	23,7	43,2	32,1
Samfundsøkonomisk omkostning, ekskl. N-reduktion	36,9	17,0	49,8	23,0
Reduceret kvælstofudvaskning (kg N/ton gylle)	0,47	0,37	0,47	0,37
Samfundsmæssig gevinst	5,2	4,1	7,0	5,5
Samfundsøkonomisk omkostning, inkl. N-reduktion	31,7	12,9	42,8	17,4

Kilde: Egne beregninger på grundlag af Del 1 samt Energistyrelsen 2008a

I tabel 27.12 ses en opgørelse af reduktionen i drivhusgasemissioner ved afbrænding af fiberdelen i hhv. ubehandlet og afgasset gylle. Primært vil reduktionen stamme fra reduktion i udledningen af lattergas fra lagring, udbringning, ammoniakfordampning og nitratudvaskning. Desuden vil der være en lille reduktion i udslippet af metan fra lagring. Dette giver samlet reduktionspotentialer på hhv. 14,0 og 10,6 kg CO₂-ækv./ton gylle. Da biogas substituerer naturgas med en emissionsreduktion på 57 kg CO₂-ækv./GJ (Del 1), vil der opstå yderligere en reduktion ved ubehandlet gylle på 11,6 kg CO₂-ækv./ton ubehandlet gylle. Denne effekt er 8,6 kg CO₂-ækv./ton afgasset gylle. Uden indregning af reduceret kulstofbinding i landbrugsjorden opnås en reduktion på 25,6 kg CO₂-ækv./ton ubehandlet gylle og 19,2 kg CO₂-ækv./ton afgasset gylle. Indregnes den reducerede kulstoflagring i landbrugsjorden falder emissionsreduktionen med 38 % for ubehandlet gylle og 37 % for afgasset gylle.

9 Samlet værdi af reduktion i kvælstofudvaskning og ammoniakfordampning (Del I)

Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved afbrænding af fiberdel af gylle ses i tabel 27.12. Som for virkemidlet halm til energi er reduktionsomkostningerne ret følsomme over behandlingen af reduceret kulstoflagring i landbrugsjorden ved afbrænding af gyllen fiberdel. Uden indregning af reduktion i kulstoflagring er de budgetøkonomiske omkostninger ved anvendelse af fiberdelen som brændsel være 1.238 kr./ton CO₂-ækv. for ubehandlet gylle og 671 kr./ton CO₂-ækv. for afgasset gylle. Ved indregning af kulstofreduktionen i landbrugsjorden stiger reduktionsomkostningerne med omkring 60 % til 2.263 kr./ton CO₂-ækv. for ubehandlet gylle og 1.121 kr./ton CO₂-ækv. for afgasset gylle.

Tabel 27.12 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved afbrænding af fiberdel fra hhv. ubehandlet og afgasset gylle, kr./ton CO₂-ækv.

		Budgetøkonomisk		Velfærdsøkonomisk	
		Ubehandlet gylle	Afgasset gylle	Ubehandlet gylle	Afgasset gylle
Substitution af naturgas		11,6	8,6	11,6	8,6
Metan og lattergas fra lager og udbringning		14,0	10,6	14,0	10,6
Udledningsreduktion uden kulstoflagring	kg CO ₂ -ækv. pr. ton gylle	25,6	19,2	25,6	19,2
Kulstoflagring i jorden		-11,6	-7,7	-11,6	-7,7
Udledningsreduktion med kulstoflagring	kg CO ₂ -ækv. pr. ton gylle	14,0	11,5	14,0	11,5
Samfundsøk. nettoomkost. inkl. N-reduktion	kr./ton gylle	32	13	43	17
Reduktionsomkostninger, uden kulstoflagring	kr./ton CO ₂ -ækv.	1.238	671	1.671	906
Reduktionsomkostninger, med kulstoflagring	kr./ton CO ₂ -ækv.	2.263	1.121	3.055	1.513

Kilde: Egne beregninger på baggrund af Del I

EU's forslag til klima- og energipakke lægger ikke op til indregning af ændringer i jordens kulstoflager. Som for halm til energi rejser der sig imidlertid et spørgsmål om langsigtet bæredygtighed ved afbrænding af fiberfraktionen i gylle og dermed om komplementaritet mellem virkemidler. Dvs. om der bør kræves kompensation reduceret kulstoflagring i jorden ved afbrænding af fiberfraktionen i gylle. Af afsnit 27.1 fremgik det, at der forventes både at være potentiale for øget dyrkning af efterafgrøder til kompensation for halmanvendelse fra yderligere 150.000 ha – samt 100.000 ha efterafgrøder derudover. På det foreliggende datagrundlag har det dog ikke været muligt at undersøge, i hvilket omfang krav til efterafgrøder vil kunne indpasses i sædskiftet på husdyrbedrifter, der ville levere gylle til anvendelse som brændsel. Under alle omstændigheder ville et sådant krav øge omkostningerne væsentligt. Da de samfundsmæssige reduktionsomkostninger i forvejen er relativt høje ved anvendelse af gylle som brændsel, er det vanskeligt at forestille sig, at virkemidlet ville være samfundsøkonomisk relevant, hvis der skal kompenseres for nedgangen i kulstoflagring i landbrugsjorden – eller driftsøkonomisk for den sags skyld.

27.4 Græs fra ekstensive arealer/naturpleje til biogas i kraftvarmeproduktion

Ifølge Møller og Nielsen (2008) findes der godt 100.000 ha ekstensive græsarealer i Danmark, hvor det vil være muligt høste græs til biogasproduktion. Ud over råmateriale til biogasproduktion ville græshøst medføre fjernelse af næringsstoffer, hvorved belastningen af vandsystemerne mindskes. Tilsyneladende kan der ved tilførsel af begrænsende næringsstoffer høstes betragtelige mængder materiale, uden at miljøbelastningen øges, tværtimod. Endvidere vil slæt på arealtype være en form for naturpleje, der også gavner plante- og dyrelivet. Endelig kan der ved anvendelse af græsensilage fra ekstensive arealer muligvis opnås ekstra økonomiske fordele, hvis det afgassede materiale efterfølgende kan anvendes som gødning på økologiske landbrug. Det vil i givet fald skulle foregå i særlige økologiske biogasanlæg eller konventionelle biogASFællesanlæg med en separat økologisk linje. De ekstensive arealer har ikke alternativ økonomisk anvendelse af nævneværdig betydning. Produktionsprisen for græsensilage fra disse arealer udgøres derfor kun af omkostninger til høst, bjærgning, ensilering og transport. Ensilering er central, idet græsset er mest interessant at anvende om vinteren, eftersom det er her, der er brug for varmeproduktionen. Derved kan græsensilage udgøre et middel til at sæsonregulere produktionen af biogas, og måske også på dagsbasis. Derfor er der i nedenstående beregninger forudsat, at græsset ensileres.

Det vil imidlertid ofte være sådan, at omkostningerne til høst og bjærgning af græs fra eksterne arealer vil være større end hvad der normalt forventes ved omkostningseffektiv grovfoderproduktion. Her vil det være et problem, at en del ekstensive arealer er vanskeligere tilgængelige, mindre, uregelmæssige og ofte gennemskåret af grøfter og kanaler samt periodevis oversvømmede. Desuden vil der sandsynligvis ofte skulle anvendes lettere materiel med mindre kapacitet. Alt sammen medvirkende til at fordyre høst og bjærgning. Det er vanskeligt at vurdere, hvor mange arealer det drejer sig om, og hvor meget det betyder for høst og bjærgningsomkostninger i forskellige arealkategorier, da det sandsynligvis kan variere fra ingen betydning til, at det slet ikke er muligt at bjærge høsten.

27.4.1 Driftsøkonomiske omkostninger ved anvendelse af græsensilage til biogas

I nedenstående beregninger er der anvendt et skøn på en gennemsnitlig meromkostning på 50 % (Jacobsen og Nissen, 2008) i forhold til omkostningerne ved traditionel grovfoderproduktion. I beregningerne er der desuden, hvor det er relevant, korrigeret for et lavere udbytte.

På baggrund af Møller og Nielsen (2008) antages det, at der høstes to gange pr. sæson, og det høst og energiudbytte, der er angivet i (Del I) fremkommer derved. Det er forudsat, at græsset skållægges, sammenrives, snittes hjemtransporteres, ilægges stak og dækkes med plastik. Omkostningerne hertil er beregnet til 71 øre pr. FE eller 59 øre pr. kg tørstof. Med 50 % ekstra omkostninger for vanskelig tilgængelighed som nævnt, er omkostningerne beregnet til 107 øre pr. FE eller 89 øre pr. kg. tørstof. Der forudsættes et nettoenergiindhold på 28,7 MJ/m³ ved biogasproduktion baseret på græsensilage (Energistyrelsen, 2005a).

Når det forudsættes, at græsensilagen kan behandles i biogasanlægget til samme omkostninger som gennemsnittet af øvrige biomasser, ser det økonomiske potentiale ud, som det fremgår af tabel 27.13.

Tabel 27.13 Driftsøkonomiske omkostninger ved produktion af biogas fra græsensilage, kr. pr. ton græsensilage

Behandlingskapacitet, ton pr. dag	300	550	800
Gasudbytte: Nm ³ biogas pr. ton græsensilage ¹	150	150	150
Omkostninger til produktion af græsensilage (kr./ton) ²	268	268	268
Omkostninger biogasanlægget	85,1	70,5	65,2
Omkostninger i alt	353,1	338,5	333,2
Netto værdi af biogas	351	351	351
Overskud	-2,1	12,5	17,8

1. 0,599 Nm³ CH₄ pr. FE

2. Der forudsættes 1,20 kr./FE

Kilde: Egne beregninger

Resultaterne viser, indtægterne fra energisælget kan dække omkostninger til produktion af ensilage samt transport og behandling i biogasanlægget med et overskud på 2-18 kr. pr. ton. Hertil kommer værdien af næringsstoffer i græsset, i det omfang de kan udnyttes i landbruget. I praksis må det imidlertid forventes, at der vil etablere sig en markedspris for græsensilage af denne type, hvori indgår en avance til landmanden, hvorved købsprisen vil stige, og overskuddet reduceres. Den forudsatte købspris for græsensilage svarer til en pris pr. m³ biogas på 1,79 kr. eller 2,75 kr. pr m³ metan.

27.4.2 Samfundsøkonomiske CO₂-reduktionsomkostninger ved anvendelse af græs til biogas

De samfundsmæssige omkostninger ved drivhusgasreduktion gennem anvendelse af græs til biogas-/kraftvarmeproduktion beregnes på samme måde som for husdyrgødning til biogas i afs. 27.2. Dvs. at brændselsværdien af den producerede biogas beregnes som værdien den fortrængte mængde naturgas. Tabel 27.14 viser de beregnede samfundsøkonomiske CO₂-reduktionsomkostninger ved biogasproduktion på anlæg af forskellig størrelse.

Tabel 27.14 Samfundsøkonomiske omkostninger anvendelse af græsensilage til biogas, kr./ton græsensilage

	Budgetøkonomisk			Velfærdsøkonomisk		
	300	550	800	300	550	800
Behandlingskapacitet, ton græsensilage pr. dag	300	550	800	300	550	800
Omkostninger til produktion af græsensilage	268	268	268	362	362	362
Forgasningsomkostninger	85	71	65	115	95	88
Samlede omk. ved produktion af biogas	353	339	333	477	457	450
Sparet naturgas ¹		199			269	
Samfundsøkonomisk omkostning ved anvendelse af græsensilage til biogas	154	139	134	207	188	181

1. Der produceres 150 Nm³ biogas fra 1 ton græsensilage svarende til 88,5 Nm³ naturgas. Dette svarer til en besparelse på 199 kr. ved en naturgaspris på 2,25 kr./Nm³

Kilde: Egne beregninger

Samlet set vil der være en budgetøkonomisk omkostning ved at forgasse og anvende græsensilage til biogas på 134-154 kr./ton græsensilage.

Reduktionspotentialet for drivhusgasser ved anvendelse af græsensilage er opgjort til 1.373 kg CO₂-ækv./ha. (Del 1). Her forudsættes et tørstofindhold i græsensilage på 30 % samt et tørstofudbytte på 3,5 ton/ha. Dette giver et høstudbytte på 11,7 ton græsensilage pr. ha, eller et reduktionspotentiale på 118 kg CO₂-ækv./ton græsensilage.

Tabel 27.15 Reduktionspotentiale for drivhusgasser ved anvendelse af græsensilage til biogas, kg CO₂-ækvivalenter

	pr. ha (Del 1)	pr. ton tørstof (v. 3,5 tts/ha)	pr. ton græsensilage (v. 0,30 tts/ton græsens.)
Substitution af naturgas	2004	573	172
Metan	-604	-173	-52
Dieselforbrug	-27	-8	-2
Reduktionspotentiale	1.373	392	118

Kilde: Del 1 samt egne beregninger

De budgetøkonomiske reduktionsomkostninger varierer fra 1.137 til 1.306 kr./ton CO₂-ækv. alt efter anlæggets størrelse. Reduktionsomkostningerne for virkemidlet græsensilage (fra marginaljorde) til biogas er således forholdsvis høje – op til 10 gange så høje som for virkemidlerne halm til kraftvarme og husdyrgødning til biogas.

Tabel 27.16 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved anvendelse af biogas fra græsensilage til kraftvarme, kr./ton CO₂-ækv.

	Budgetøkonomisk			Velfærdsøkonomisk		
	300	550	800	300	550	800
Behandlingskapacitet, ton græsensilage pr. dag	300	550	800	300	550	800
Udledningsreduktion (ton CO ₂ -ækv./ton)		117,7			117,7	
Samfundsøkonomiske omkostninger (kr./ton)	154	139	134	207	188	181
Reduktionsomkostninger, kr./ton CO ₂ -ækv.	1.306	1.182	1.137	1.763	1.595	1.534

Kilde: Del I samt egne beregninger

27.5 Pileflis til brændsel i kraftvarmeproduktion

Energipil dyrkes kun på et mindre areal i Danmark, og primært på marginaljorde. I forbindelse med driftsøkonomiske beregninger anvendes budgetkalkuler fra Graversen og Gylling, 2002: Energiafgrøder til fastbrændselsformål, samt erfaringer fra praksis (Larsen og Madsen, 2008).

27.5.1 Driftsøkonomiske omkostninger ved dyrkning af pileflis til brændsel i kraftvarmeproduktion

I beregningerne forudsættes det, at den etablerede energipil har en omdriftsperiode på 23 år, hvor der løbende foretages pleje og høst (Graversen og Gylling, 2002). De gennemsnitlige årlige dyrkningsomkostninger er beregnet som nutidsværdien af samtlige udbetalinger i omdriftsperioden, der herefter er

omregnet til gennemsnitlige årlige omkostninger ved anvendelse af annuitetsfaktoren. Der er anvendt en kalkulationsrente på 6 % p.a. De gennemsnitlige årlige dyrkningsomkostninger for en flerårig afgrøde som pil kan herved sammenlignes med dyrkningsomkostningerne for enårlige afgrøder som korn. I tabel 27.17 ses de beregnede udgifter til etablering og høst. Samlet set giver det en årlig driftsøkonomisk omkostning ved dyrkning af pil på 6.436 kr./ha – uden indregning af mistet dækningsbidrag ved anden anvendelse af jorden.

Tabel 27.17 Annuiserede driftsøkonomiske omkostninger ved etablering, pleje og høst af pil, kr./ha/år

	kr./ha./år		
Tørstof, ton pr. ha	8	10	14
Etablering, ukrudtsbekæmpelse og gødning		1.411	
Maskin- og arbejdsomkostninger		5.026	
Samlede dyrkningsomkostninger (uden jordleje)		6.436	
Værdi af pileflis (855 kr./tts)	6.664	8.330	11.662
Overskud	228	1.894	5.226

Kilde: Graversen og Gylling, 2002

Larsen og Madsen (2008) vurderer, at et på minimum på 8 tons tørstof/ha/år er realistisk på de fleste jordtyper, mens 14 tons tørstof/ha/år formodentlig kun vil kunne opnås på gode jorde. I nærværende beregninger antages et gennemsnitsudbytte på 10,0 ton tørstof/ha som et realistisk/forsigtigt skøn for samtlige jordtyper (se Del I). Skønnet er muligvis i underkanten for lerjord og i overkanten for sandjord, men dokumentation for dette er ikke til rådighed.

Da markedet for pileflis er tyndt, er det også vanskeligt at afgøre, hvad der kan betragtes som en realistisk markedspris. Larsen og Madsen (2008) nævner en salgspris til avlerne på 40-45 kr./GJ. Energistyrelsen opgiver en pris på 47,4 kr./GJ for energiafgrøder ab leverandør, herunder pileflis. I nærværende beregninger anvendes dette skøn. Med et energiindhold på 18,03 GJ/ton tørstof (Larsen og Madsen, 2008) svarer det til 855 kr./ton tørstof i pileflis. Som det fremgår af tabel 27.17 kan der under disse forudsætninger opnås en netto aflønning af det benyttede areal på knap 1.900 kr./ha/år. Antages det, at tørstofudbyttet er 8 ton/ha falder dækningsbidraget til 200 kr./ha/år, mens et udbytte på 14 ton tørstof pr. ha vil give et dækningsbidrag på godt 5.200 kr./ha/år.

Hvorvidt de beregnede dækningsbidrag kan betragtes som driftsøkonomisk tilfredsstillende, afhænger af størrelsen af det opnåelige dækningsbidrag ved alternativ anvendelse af jorden. I beregningerne indgår jord af forskellig bonitet – marginaljord, sand og ler. Marginaljord defineres som arealer, hvor der ikke kan opnås et positivt dækningsbidrag i alternative anvendelser. I relation til pileydrkning er de relevante marginaljorde primært vandlidende arealer.

På sand- og lerjord er de alternative dækningsbidrag beregnet for typiske planteavlssædskifter (Jacobsen og Nissen, 2008). Resultaterne ses i tabel 27.18. Beregningerne er baseret på forventede 2008-priser i Budgetkalkuler 2008. Som det fremgår af tabellen, er det beregnede afkast til jorden 1.600 kr./ha på sandjord og godt 4.600 kr./ha på lerjord. For tilsvarende beregninger gennemført for et gennemsnit af realiserede priser i perioden 2005-2007 er afkastet til jord en del lavere – for sandjord omkring 900 kr./ha og for lerjord godt 3.000 kr./ha (op. cit.).

Tabel 27.18 Budgetkalkule for standard planteavlssædskifte, 2008-priser, kr./ha

Svine- og planteavlbedrifter	Sand	Ler
Vårbyg (foder)	1.506	3.759
Vinterbyg	2.502	5.244
Vinterraps	-496	1.880
Vinterhvede (1. års)	2.691	6.851
Vinterhvede (2. års efter korn)	1.800	5.507
Dækningsbidrag til jord, gennemsnit	1.601	4.648

Kilde: Jacobsen og Nissen, 2008

Beregningen af driftsøkonomien i piledyrkning i tabel 27.17 viste et afkast til det benyttede areal på godt 1.900 kr./ha/år ved et tørstofudbytte på 10 ton/ha. Når der sammenlignes med tallene for alternative dækningsbidrag i tabel 27.18 fremgår det, at pil ved dette udbyttensniveau fremstår som en konkurrencedygtig afgrøde på sandjord, mens der er langt op til det alternative dækningsbidrag på lerjord. Ved et udbyttensniveau på 8 ton tørstof/ha, som måske er det mest realistiske for pil på (tør) sandjord, falder dækningsbidraget i pil imidlertid til omkring 200 kr./ha/år, hvorefter afgrøden ikke længere fremstår som et driftsøkonomisk relevant alternativ. Ved et udbyttensniveau på 14 ton tørstof/ha, som måske er sandsynligt på lerjord, stiger dækningsbidraget i pil til godt 5.200 kr./ha/år. Ved dette udbyttensniveau fremstår pil som en konkurrencedygtig afgrøde på lerjord.

Som nævnt er antagelserne mht. både udbyttensniveauer og markedspriser på pileflis usikre. Beregningerne viser dog, at et middel til højt udbyttensniveau må betragtes som nødvendigt, for at piledyrkning kan anses for en driftsøkonomisk interessant afgrøde. Det skal samtidig tages i betragtning, at den lange bindingsperiode ved etablering af pileflis indebærer større risici end dyrkning af afgrøder med kort omdriftstid. De fleste potentielle avlere vil formentlig kræve et risikotillæg i form af et (væsentligt) højere forventet dækningsbidrag i piledyrkning, før denne afgrøde vil blive betragtet som økonomisk interessant på jorde med alternative anvendelser. Ved de nuværende prisrelationer må det derfor antages, at piledyrkning primært vil være interessant på marginaljorde – med et udbyttepotentiale på 10 ton tørstof/ha eller derover.

27.5.2 Samfundsøkonomiske CO₂-reduktionsomkostninger ved anvendelse af pileflis til brændsel i kraftvarmeproduktion

Tabel 27.19 viser de samlede omkostninger ved omlægning fra standardsædskifte til dyrkning af pil, når mistet dækningsbidrag indgår som en omkostning. De årlige omkostninger varierer fra 6.436-11.302 kr./ha dyrket med pil. Marginaljord har de laveste omkostninger og lerjord de højeste pga. forskelle i alternativt dækningsbidrag. Ved et udbytte på 10 tons tørstof/ha, ligger de samlede produktionsomkostninger i intervallet 644-1.130 kr./ton tørstof i pileflis.

Tabel 27.19 Produktionsomkostninger for pileflis inkl. alternativt dækningsbidrag til jord, kr./ton tørstof

	Marginal	Sand	Ler
Dyrkningsomkostninger, kr./ha/år	6.436	6.436	6.436
Alternativt dækningsbidrag til jord, kr./ha	-	1.601	4.648
Omkostninger i alt, kr./ha	6.436	8.037	11.084
Enhedsomkostninger, kr./ton tørstof i pileflis	644	804	1.108

Kilde: Egne beregninger.

I tabel 27.20 ses de beregnede samfundsøkonomiske omkostninger ved anvendelse af pileflis i kraftvarmeproduktion. Ud over produktionsomkostningerne i tabel 27.19 indgår transportomkostninger til værk samt ekstra håndterings- samt fyringsomkostninger i forhold til anvendelse af naturgas. Transportomkostningerne er opgjort til 210 kr./ton, mens de ekstra håndterings- og fyringsomkostninger antages at udgøre 541 kr./ton – dvs. svarende til halm – i forhold til naturgas. Beregningsgrundlag for dette estimat er beskrevet i afsnit 26.1.

Med en brændværdi på 18,03 GJ/ton tørstof i pileflis og en naturgaspris på 57,0 kr./GJ (ENS 2008a), er værdien substitueret naturgas 1.028 kr./ton tørstof i pileflis. Hertil kommer en reduktion i udvaskningen af kvælstof på 51 kg N/ha fra rodzonen, som ved en budgetøkonomisk skyggepris på 11 kr./kg repræsenterer en værdi på 561 kr./ha – svarende til 56 kr./ton tørstof. Som det fremgår af tabel 27.20 varierer de samlede budgetøkonomiske omkostninger fra 301-766 kr./ton pil – med det laveste beløb på marginaljord og det højeste på lerjord.

Tabel 27.20 Samfundsøkonomiske omkostninger ved anvendelse af pileflis i kraftvarmeproduktion, kr./ton tørstof

	Budgetøkonomisk			Velfærdsøkonomisk		
	Marginal	Sand	Ler	Marginal	Sand	Ler
Produktionsomkostninger i alt, pil	644	804	1.108	869	1.085	1.496
Transportomkostninger til værk	201	201	201	271	271	271
Ekstra håndterings- og fyringsomkostninger	541	541	541	730	730	730
Sparet naturgas	-1.028	-1.028	-1.028	-1.387	-1.387	-1.387
Samfundsøkonomisk omkostning ekskl. N-reduktion	358	518	822	483	699	1.110
Samfundsøk. værdi af reduceret kvælstofudvaskning	57	57	57	76	76	76
Samfundsøkonomiske omkostninger inkl. N-reduktion	301	461	766	406	622	1.034

Kilde: Egne beregninger på grundlag af Graversen og Gylling, 2002, Larsen og Madsen, 2008 samt Budgetkalkuler 2008

I tabel 27.21 ses de beregnede reduktionsomkostninger pr. ton CO₂-ækv., når øget kulstoflagring i jorden indregnes i kalkulen. Potentialet for reduktion af drivhusgasser ved dyrkning af pil er 12,7 ton CO₂-ækv. pr. ha (Del I). Med et udbytte på 10 ton tørstof/ha betyder det, at reduktionspotentialet er 1,27 ton CO₂-ækv. pr. ton tørstof inklusive øget kulstoflagring i jord.

Tabel 27.21 Reduktionsomkostninger ved anvendelse af pileflis i kraftvarmeproduktion, kr./ton CO₂-ækv.

	Budgetøkonomisk			Velfærdsøkonomisk		
	ton CO ₂ -ækv./tts					
Lattergas emission reduktion	0,027					
Reduceret brændstofforbrug	0,037					
Reduceret emission v. afbrænding	1,050					
I alt uden kulstoflagring i jord	1,114					
Lagring af kulstof i jord	0,157					
I alt med kulstoflagring i jord	1,270					
Jordtype	Marginal	Sand	Ler	Marginal	Sand	Ler
Samfundsøkonomisk omkostning (kr./tts)	301	461	766	406	622	1.034
Reduktionsomkostninger uden kulstoflagring i jord (kr./ton CO ₂ -ækv.)	270	414	688	365	559	928
Reduktionsomkostninger med kulstoflagring i jord (kr./ton CO ₂ -ækv.)	237	414	603	320	490	814

Kilde: Del I samt egne beregninger.

Etablering af pil betyder øget kulstoflagring i jorden. EU's klima- og energipakke lægger ikke op til, at ændringer i jordens kulstofindhold kan medtages i de nationale CO₂-regnskaber. Indregnes den øgede kulstoflagring ikke, er reduktionspotentialet til 1,114 ton CO₂-ækv. pr. ton pil. Tabel 27.21 viser, at de budgetøkonomiske reduktionsomkostninger ligger i intervallet 270-688 kr./ton CO₂-ækv., hvis kulstoflagring i jord ikke medregnes. Medregnes kulstoflagringen i jord, falder de velfærdsøkonomiske med omkring 12 % til 237-603 kr./ton CO₂-ækv.. Beregningerne viser, at pileflis til kraftvarme er et forholdsvis dyrt virkemiddel, hvis dyrkningen finder sted på jord af god bonitet, mens reduktionsomkostningerne ligger i den lavere ende, hvis pileflisen dyrkes på marginaljord.

27.5.3 Øvrige miljøeffekter

Overførsel af landbrugsjord i omdrift til pileydrkning vil – ud over reduceret kvælstofudvaskning – have en positiv miljøeffekt i form af reduceret pesticidforbrug. Pil fylder væsentligt mere i landskabet end andre afgrøder, og man kan forestille sig, at det vil blive opfattet som en negativ effekt i landskabsæstetisk henseende. Fx vil anlæggelse af pileplantager i ådale formentlig blive opfattet som en landskabsforringelse. Der har ikke været mulighed for at kvantificere disse effekter i denne analyse.

27.6 Majsensilage til biogasproduktion

Som nævnt er det den gængse opfattelse, at der skal andet og mere til end gylle for at få økonomi i biogasanlæg. Et alternativ til organisk affald kan være helsædsmajs forarbejdet til majsensilage. Majsensilage anvendes i dag i stort omfang til fodring af malkekøer. Majsensilage produceres i dag i særdeles rationelle produktionssystemer, med maskineri med meget høj kapacitet med henblik på at minimere omkostningerne. Der anvendes i vid udstrækning maskinstation til arbejdet.

Til forskel fra husdyrgødning og affald, er der imidlertid her tale om en pris der skal betales for produktet, nemlig de omkostninger, der er forbundet med produktion af majsensilagen. Hertil kommer, at der må indregnes en alternativ omkostning svarende til dækningsbidraget fra den produktion det benyttede areal

ellers kunne have været anvendt til. Nedenstående beregninger er baseret på Budgetkalkuler 2008. Heri er den interne pris, svarende til prisen ved anvendelse som foder på egen bedrift beregnet til 1,18-1,20 kr. pr. FE hvor der er forudsat et mistet dækningsbidrag som ved dyrkning af vårbyg med udlæg. I beregningerne er der anvendt de samme gennemsnitsomkostninger til behandling i anlægget mv. som ved gylle. Der er således ikke taget hensyn til forskelle i fx transportomkostninger til og fra anlægget.

Tabel 27.22 Driftsøkonomiske omkostninger og indtægter ved produktion af biogas fra majsensilage, kr. pr. ton majsensilage

Behandlingskapacitet, ton/dag	300	550	800
Gasudbytte: Nm ³ biogas pr. ton majsensilage ¹	158	158	158
Omkostninger ved produktion af majsensilage pr. ton ²	370	370	370
Omkostninger biogasanlægget	85,1	70,5	65,2
Omkostninger i alt	455,1	440,5	435,2
Netto værdi af biogas	369,7	369,7	369,7
Overskud	-85,4	-70,8	-65,5

0,5 Nm³ CH₄ pr. FE

Der er forudsat 1,20 FE/ton majsensilage (Budgetkalkuler, 2008)

Kilde: Egne beregninger

Med de anvendte forudsætninger viser beregningerne, at det ikke ud fra en driftsøkonomisk betragtning kan betale sig at anvende majsensilage til biogasproduktion indenfor de her viste anlægskategorier. Heller ikke selvom gasudbyttet pr. ton er 4-5 gange højere, end det der normalt anses for at være tilstrækkeligt til at opnå rentabel drift i biogasanlægget. Forklaringen er de forudsatte omkostninger til fremskaffelse af råvaren. Hvis det i særlige tilfælde er muligt at skaffe majsensilage til lavere priser, fx kasseret eller overskydende ensilage, vil regnestykket se anderledes ud. Der vil fx være dækning for behandlingsomkostningerne ved en pris på 95 øre pr. FE. Det vurderes derfor, at anvendelse af majsensilage til biogasproduktion næppe vil få den helt store udbredelse under danske forhold. De fundne CO₂-reduktionspotentialer ved anvendelse af majsensilage til biogasproduktion vil derfor kun kunne realiseres hvis der indføres særlige subsidier, der sigter på anvendelsen af majsensilage til biogasproduktion.

27.6.1 Samfundsøkonomiske CO₂-reduktionsomkostninger ved anvendelse af helsædsmajs til biogas i kraftvarmeproduktion

Beregningen af de samfundsøkonomiske omkostninger ved omdannelse af helsædsmajs til biogas fremgår af tabel 27.23. Bioforgasning af helsædsmajs giver et energiudbytte på 10,8 GJ/ton tørstof svarende til 3,6 GJ/ton biomasse (Del I). Til en samfundsmæssig naturgaspris på 57,0 kr./GJ udgør værdien den substituerede naturgas 228 kr./ton biomasse. Som det fremgår af tabel 26.22 ovenfor er omkostningerne til majsensilage 370 kr./ton, mens forgasningsomkostningerne ligger på 65-85 kr./ton behandlet biomasse. Dette giver budgetøkonomiske nettoomkostninger på 207-227 kr./biomasse fra helsædsmajs.

Tabel 27.23 Samfundsøkonomiske omkostninger ved produktion af biogas, kr. pr. ton majsensilage

	Budgetøkonomisk			Velfærdsøkonomisk		
	300	550	800	300	550	800
Behandlingskapacitet, ton/dag	300	550	800	300	550	800
Køb af majsensilage	370	370	370	500	500	500
Forgasning af biomasse	85	71	65	115	95	88
Samlede omk. ved produktion af biogas	455	441	435	614	595	588
Sparet naturgas ¹	228	228	228	307	307	307
Samfundsøkonomisk omkostning ved anvendelse af majsensilage til biogas	227	213	207	307	287	280

Da der produceres 4,00 GJ/ton majsensilage og prisen er 57 kr./GJ spares der 228 kr./ton majsensilage

Kilde: Del 1 samt egne beregninger

Når der tages hensyn til såvel substitution af naturgas som metan fra biogasprocessen har biogas af majsensilage et reduktionspotentiale på 5,3 ton CO₂-ækv./ha (Del I). Det svarer til 158 kg CO₂-ækv./ton majsensilage. Som det fremgår af tabel 27.24 varierer de budgetøkonomiske reduktionsomkostninger ved majsensilage til biogas fra omkring 1.300 til godt 1.400 kr./ton CO₂-ækv. Det placerer majs i den dyre ende blandt de undersøgte virkemidler.

Tabel 27.24 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved anvendelse af biogas fra majsensilage til kraftvarme, kr./ton CO₂-ækv.

		Budgetøkonomisk			Velfærdsøkonomisk		
		300	550	800	300	550	800
Behandlingskapacitet, biomasse		300	550	800	300	550	800
Metan fra biogasprocessen	ton CO ₂ -ækv. pr. ton ensilage		-0,069			-0,069	
Substitution af naturgas	-		0,228			0,228	
Reduktionspotentiale i alt	-		0,158			0,158	
Samfundsøkonomiske omk.	kr./ton ensilage	227	213	207	307	287	280
Reduktionsomkostninger	kr./ton CO ₂ -ækv.	1.434	1.342	1.309	1.936	1.812	1.767

Kilde: Del 1 samt ENS 2007

27.7 Hvede til produktion af bioethanol (førstegenerationsteknologi)

Bioethanol er et af de mest udbredte biobrændstoffer i verden til erstatning af fossil energi. Bioethanol produceres af hvede, majs, sukkerrør samt roer. Et restprodukt fra produktionen, DDGS (distillers driered grain solubles) kan anvendes til foder. DDGS kan bl.a. substituere sojaskrå (Folketinget 2008, Cowi 2004 og Maarschalkerweerd 2006).

Der er endnu ingen fuldt etablerede bioethanolanlæg i Danmark, men flere pilotanlæg er i gang. Et af disse pilotanlæg er IBUS (Integreret Biomasse Udnyttelses System), der danner grundlag for beregningerne i nærværende rapport.

27.7.1 Potentiale

EU har vedtaget et direktiv med målsætninger for alle EU-lande om indførelse af biobrændstof i transportsektoren (EU 2003). Brændstofdirektivet har som mål, at 5,75 % af transportsektorens brændstoffer i energiprocent skal bestå af biobrændstoffer i 2010. I Danmark blev der i 2004 brugt ca. 2,8 mia. liter benzin og ca. 2,2 mia. liter diesel til indenrigstransport. En tværministeriel redegørelse om implementering af EU's biobrændstofdirektiv forudsætter en mindre stigning i det samlede forbrug af brændstof i år 2010, og en fordeling på 2,9 mia. liter benzin og 2,3 mia. liter diesel (Økonomi og erhvervsministeriet, 2004).

Det danske lagrings- og distributionsnet for motorbrændstof er ikke for tiden indrettet til distribution af bioethanol. Da ethanol er vandopløseligt, kræves vandfri systemer til lagring og distribution. Oliebranchens Fællesrepræsentation har oplyst, at de danske raffinaderier og lagringsfaciliteter ikke er indrettet til at håndtere ethanol. Der er ikke ledige tanke på lagrene til at opbevare såvel ethanol som benzin separat til senere sammenblanding. Oliebranchens Fællesrepræsentation skønner, at der i givet fald er behov for investeringer i størrelsesordenen 200-300 mio. kr. i nye tanke og blandefaciliteter på importlagre og raffinaderier (Økonomi og erhvervsministeriet, 2004). En ændring af afgifterne, som det f.eks. er set i Tyskland, vil kunne ændre potentialet for ethanol markant.

27.7.2 Driftsøkonomiske beregninger

På grundlag af oplysninger fra DONG Energy og COWI er der foretaget beregninger for et storskala bioethanolanlæg (COWI, 2004). Projektanlægget vil årligt kunne producere 3,6 mio. GJ ethanol. Ethanol har en brændværdi på 26,7 GJ/ton og vil substituere benzin, der har en brændværdi på 43,8 GJ/ton. Dette giver ved fuld produktion en årlig besparelse af motorbenzin på 2,2 mio. GJ. Værdien af ethanol afhænger af benzinprisen. Dvs. at værdien er beregnet som værdien af den tilsvarende energimængde benzin til markedspris uden afgifter. Det antages i beregningerne at brændværdien for benzin er 107,9 kr./GJ (ENS 2008a). Dette vil muligvis overestimere værdien af ethanol en smule da der i forhold til benzin er de beskrevne ekstra lager og distributionsomkostninger.

Omkostninger og indtægter ved produktion af bioethanol på modelanlægget fremgår af tabel 27.25. I forbindelse med produktion af ethanol fremkommer biproduktet DDGS, der sælges til foder. Der kan årligt produceres 175 ton DDGS på projektanlægget. Dette substituerer sojaskrå og værdien heraf indgår i beregningerne. DDGS antages at erstatte protein fra sojaskrå i et forhold svarende til 0,82 (Maarschalkerweerd 2006). Prisen på den substituerede sojaskrå er 1,8 kr./kg (Budgetkalkuler 2008). Under disse antagelser er den driftsøkonomiske værdi af DDGS beregnet til 259 mio. kr. Værdien af biproduktet overstiger således værdien af selve det producerede ethanol.

Baseret på 2008-priser er de årlige omkostninger til produktion af 137 mio. ton bioethanol beregnet til 290 mio. kr. Som det ses i tabellen, er udgiften til hvede afgørende for økonomien i bioethanolproduktion. Den gennemsnitlige hvedepris i 2008 forudsættes at være 135 kr./hkg (Budgetkalkuler 2008). Det giver en samlet omkostning til hvede på 638 mio. kr. Det skal bemærkes, at 2008-prisen på hvede er ca. 30 % højere end gennemsnitsprisen de seneste fem år. En hvedepris svarende til femårs gennemsnittet (105 kr./hkg) vil dog ikke alene kunne sikre overskud i ethanolproduktionen.

Tabel 27.25 Driftsøkonomiske omkostninger ved produktion af bioethanol på hvede, mio.kr./år

	mio.kr.
Anlægsomkostninger	55
Variable omkostninger	
Hvede (1,35 kr./kg)	638
Enzymer	34
Damp	19
Elektricitet m.m.	43
Indtægter	
Ethanol	241
Biprodukt	258
Samlede årlige omkostninger	-290

Kilde: Maarschalkerweerd (2006) COWI (2004) og egne beregninger

27.7.3 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger

De samfundsøkonomiske omkostninger ved fremstilling af bioethanol fremgår af tabel 27.26. Da der ikke er forudsat afgiftslettelser eller anden form for støtte til bioethanol, er den samfundsøkonomiske værdi af ethanol den samme som forudsat i de driftsøkonomiske beregninger. Da der heller ikke indgår eksternalitetsændringer svarer de budgetøkonomisk nettoomkostningerne derfor til de driftsøkonomiske.

Tabel 27.26 Samfundsøkonomiske omkostninger ved produktion af bioethanol på hvede, mio. kr./år

	Budgetøkonomisk	Velfærdsøkonomisk
Anlægsomkostninger	55	74
Variable omkostninger		0
Hvede (1,35 kr./kg)	638	861
Enzymer	34	45
Damp	19	26
Elektricitet m.m.	43	58
Indtægter		0
Ethanol	241	325
Biprodukt	258	348
Samlede årlige omkostninger	290	391

Kilde: Maarschalkerweerd (2006) COWI (2004) og egne beregninger

Tabel 27.27 viser de samfundsmæssige reduktionsomkostninger ved produktion af bioethanol i Danmark. I forbindelse med produktionsprocesserne på ethanolanlægget vil der være en udledning af CO₂-ækvivalenter, der er estimeret til ca. 124 ton/år. Den estimerede udledning stammer fra produktionen af damp, el og enzymer, der indgår i processen (Maarschalkerweerd 2006). Nettofortrængningen af drivhusgas-emissioner på ca. 209 ton CO₂-ækv./år vil opstå i forbindelse med reduktionen i anvendelsen af benzin i Danmark. Under antagelse om, at hele produktionen anvendes i her i landet, vil reduktion være ca. 333 ton CO₂-ækvivalenter/år. De samlede omkostninger til produktion af bioethanol blev i tabel 27.26 beregnet til 290 mio. kr./år. Divideres disse omkostningerne med CO₂-reduktionen i tabel 27.27, resulterer det i

budgetøkonomiske reduktionsomkostninger på ca. 1.400 kr./ton CO₂-ækvivalent. Dette estimat er særdeles følsomt overfor ændringer i olie- og hvedeprisen, samt prisen på DDGS.

Tabel 27.27 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved produktion af bioethanol, kr./ton CO₂-ækv.

		Budget- økonomisk	Velfærds- økonomisk
Produktion af ethanol	ton CO ₂ -ækv./år	-124.343	-124.343
Reduktion ved substitution af motorbenzin	-	333.154	333.154
Reduktion i alt	-	208.811	208.811
Reduktionsomkostning	kr./ton CO ₂ -ækv.	1.401	1.891

Kilde: Maarschalkerweerd (2006), COWI (2004) og egne beregninger

Et fald i hvedeprisen vil alt andet lige reducerer omkostningerne på CO₂-reduktionen markant. For at illustrere hvor følsomme beregningerne er over for en ændring i hvedeprisen er der foretaget beregninger baseret på et femårigt gennemsnit af hvedeprisen. Resultatet af disse beregninger ses i tabel 27.28. Som det fremgår af tabellen reduceres projektanlæggets underskud ved bioethanolproduktion fra 290 mio. kr. til 150 mio. kr. som følge af den lavere hvedepris.

Tabel 27.28 Driftsøkonomiske omkostninger ved produktion af bioethanol på hvede, mio.kr./år (femårs gennemsnit af hvedepris)

	Mio.kr.
Anlægsomkostninger	55
Variable omkostninger	
Hvede (105 kr./hkg)	498
Enzymer	34
Damp	19
Elektricitet m.m.	43
Indtægter	
Ethanol	241
Biprodukt	258
Samlede årlige omkostninger	149

Kilde: Maarschalkerweerd (2006) COWI (2004) og egne beregninger

De samfundsmæssige reduktionsomkostninger falder tilsvarende ved en hvedepris på et femårigt gennemsnitsniveau. Som det fremgår af tabel 27.29 giver det reduktionsomkostninger på godt 700 kr. per ton CO₂-ækv. – mod ca. 1.400 kr. ved hvedepriser på 2008-niveau.

Tabel 27.29 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved produktion af bioethanol baseret på femårigt prisgennemsnit på hvede.

		Budget- økonomisk	Velfærds- økonomisk
Produktion af ethanol	ton CO ₂ -ækv./år	-124.343	-124.343
Reduktion ved substitution af motorbenzin	-	333.154	333.154
Reduktion i alt	-	208.811	208.811
Reduktionsomkostning	kr./ton CO ₂ -ækv.	712	962

Kilde: Maarschalkerweerd (2006) COWI (2004) og egne beregninger

27.8 Rapsfrø til produktion af biodiesel (førstegenerationsteknologi)

Den mest udbredte førstegenerationsteknologi for biodiesel er fremstilling af rapsmetylester (RME) på basis af rapsfrø. Ved produktionen af RME fremkommer der biprodukter, primært rapskager, der anvendes som proteinfoder til kvæg. Der foregår allerede i dag en betydelig produktion af biodiesel ud fra raps i Danmark. Emmelev Mølle på Fyn producerer ca. 80.000 tons (ca. 85.000 m³) biodiesel ud fra raps, som eksporteres til bl.a. Tyskland, Sverige og Norge (IMV, 2006).

Den danske produktionen af raps til biodiesel er tidligere analyseret i forhold til CO₂ reduktionsomkostninger (Energistyrelsen 2003, IMV, 2006). De tidligere analyser viste at CO₂-reduktionsomkostningerne lå mellem 360 og 860 kr./ton CO₂-ækv.. Forklaringen på spændet fra 360 kr. i Energistyrelsens beregninger til 860 kr. i IMVs forklares især ved, at rapsprisen er højere i sidstnævnte beregninger.

Siden de tidligere analyser i 2003 og 2006 af rapsbaseret biodiesel er prisen på rapsfrø steget betydeligt. Ligeledes er prisen på fossilt brændstof steget markant. Det har til nærværende rapport derfor været nødvendig med en genberegning af CO₂-reduktionsomkostningerne ved biodiesel. I beregningerne er der anvendt en råoliepris på 93 \$/td.

Fremstillingen af biodiesel udleder ca. 0,8 kg CO₂/liter fremstillet biodiesel. Diesel fremstillet på basis af olie udleder til sammenligning ca. 2,9 kg CO₂/liter. Den samlede CO₂-reduktion er derfor ca. 2,2 kg CO₂/liter, hvilket fremgår af nedenstående tabel.

Tabel 27.30 Drivhusgasreduktion ved biodieselproduktion

Produktion af biodiesel	kg CO ₂ -ækv./kg biodiesel	0,702
Produktion af biodiesel korrigeret for brændværdi	kg CO ₂ -ækv./liter biodiesel	0,759
CO ₂ -udledning fossil diesel (direkte indhold og fremstilling)	kg CO ₂ -ækv./liter	2,930
Samlet reduktion	kg CO ₂ -ækv./liter	2,171

Kilde: ENS (2003), IMV (2006) og egne beregninger

De beregnede omkostninger til produktion af biodiesel er baseret på en årlig produktion af 100.000 ton biodiesel (RME), hvilket energimæssigt svarer til ca. 3,8 mio. GJ/år (ENS 2003). I tabel 27.31 er de driftsøkonomiske opgjort pr. kg biodiesel. Som det fremgår af tabellen er omkostningerne til rapsfrø langt den største omkostningskomponent ved produktion af biodiesel. De samlede omkostninger ved produktion af et kg biodiesel er beregnet til 5,04 kr. Ved at korrigere for biodiesels vægtfylde samt den relativt lavere brændværdi i forhold til fossilt diesel er omkostningerne til en liter biodiesel beregnet til 4,83 kr.

Tabel 27.31 Driftsøkonomiske omkostninger ved produktion af biodiesel, kr./kg biodiesel

	kr./kg
Anlægsomkostninger	0,20
Driftsomkostninger	
Raps (2,55 kr./kg)	6,56
Energi	0,04
Metanol, kemikalier m.m.	0,78
Indtægter	
Værdi af biprodukter (rapskage, glycerin o.a.)	-2,52
Samlet omkostning, kr./kg biodiesel	5,04
Samlet omkostning korrigeret for vægtfylde og brændværdi (kr./l)	4,83

Kilde: ENS (2003), IMV (2006) og egne beregninger

27.8.1 Samfundsøkonomiske CO₂-reduktionsomkostninger

I tabel 27.32 ses de samfundsøkonomiske omkostninger ved fremstilling af biodiesel. I forhold til tidligere beregninger er olieprisen som nævnt steget markant. Det gælder også rapsprisen, der over de seneste 5 år er steget fra 1,50 kr./kg til 2,55 kr./kg (Budgetkalkuler 2005-08). Rapsprisen er dog ikke steget nær så meget som olieprisen, hvilket i forhold til tidligere analyser gør RME billigere i forhold til fossilt brændstof. Det er dog stadig billigst at fremstille fossil diesel. Med den nuværende dollarkurs og rapspris mv. vil den samfundsøkonomiske break-even pris på olie være 108 \$/tønde.

Den nævnte rapspris på 2,55 kr./kg er den forventede markedspris for 2008 (Budgetkalkuler 2008). EU udbetaler støtte til producenter af energiafgrøde som raps til biodiesel på godt 300 kr./ha (ordningen bortfalder i 2010). Under de benyttede beregningsforudsætninger, svarer det til ca. 10 øre/kg raps. I beregningerne af de samfundsmæssige reduktionsomkostninger betragtes EU-tilskud ikke som en transfere-ring, men som en samfundsøkonomisk indtægt på linje med eksportindtægter i øvrigt. De samfundsmæs-sige alternativomkostninger ved anvendelse raps til biodiesel er derfor ca. 10 øre lavere pr. kg raps, end markedsprisen på raps. Tilskuddet til energiafgrøder er derfor fratrukket omkostningerne til raps i den samfundsøkonomiske analyse i tabel 27.32.

Som det fremgår af tabel 27.32, er de samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger beregnet til 226 og 305 kr./ton CO₂-ækvivalent i hhv. budget- og velfærdsøkonomiske priser. Den beregnede reduktionsom-kostning ligger dermed i den lave ende af omkostningerne for de virkemidler, der indgår i nærværende analyse. Beregninger er meget følsomme overfor prisforholdet mellem olie og raps. Yderligere er bereg-ningerne følsomme overfor værdien af biprodukterne, hvor især prisen på rapskager har indflydelse på beregningerne. Den seneste udvikling på oliemarkedet har bragt olieprisen ned på omkring 2005-niveauet – dvs. ca. 50 \$/tønde (ultimo oktober 2008). En oliepris på dette niveau vil – med uændrede rapspriser – flytte virkemidlet op blandt de dyreste i denne analyse.

Tabel 27.32 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved produktion og anvendelse af biodiesel, kr./ton CO₂-ækv.

	Budget- økonomisk	Velfærds- økonomisk
Anlægsomkostninger	0,20	0,27
Driftsomkostninger (kr./l)		
Raps	6,34	8,56
Energi	0,04	0,05
Metanol, kemikalier m.m.	0,78	0,91
Indtægter (kr./l)		
Værdi af biprodukter (rapskage, glycerin o.a.)	-2,52	-3,40
Samlet omkostning korrigeret for vægtfylde og brændværdi	4,52	6,11
Værdi af substitueret biodiesel	4,03	5,45
Omkostninger i alt	0,49	0,66
Reduktionspotentiale (kg CO ₂ -ækv./l)	2,2	2,2
Reduktionsomkostninger (kr./ton CO ₂ -ækv.)	226	305

Kilde: ENS (2003), IMV (2006) og egne beregninger

27.9 Forbedret gyllehåndtering

27.9.1 Gyllekøling

Køling af gylle har vist sig at kunne reducere emissioner af ammoniak og metan fra gyllekanalerne i svine-stalde, hvorimod der ikke er fundet en sikker reduktion af lugtemissioner. Effekten af køling vil samlet set være størst, såfremt tabet fra gyllen også minimeres ved lagring og udbringning, eksempelvis ved efterfølgende anvendelse til biogasproduktion. I lyset af de stigende energipriser, kan der ved anvendelse af varmepumpe samtidig produceres varme til anvendelse i fare og klimastalde, hvorved nettoomkostningerne til køling helt eller delvist kan opvejes. Udfordringen er således at afstemme behovet for køling med behovet for varmeproduktion, idet det ifølge Pedersen (2005) er en forudsætning for god økonomi at varmen kan udnyttes. Det vil ikke i alle tilfælde være muligt, især hvor produktion af slagtesvin foregår adskilt fra smågriseproduktionen, men selv hvor smågrise og slagtesvineproduktionen foregår samlet, er det spørgsmålet om der kan opnås optimal køling ved den varmemængde der er brug for. Det kan imidlertid ikke udelukkes, at overskudsvarme i fremtiden i særlige tilfælde kan nyttiggøres ved leverance til kollektive forsyningsnet, industri, institutioner eller nabovarme.

Nedenstående beregninger er primært baseret på Pedersen (2005). Hvor det daværende Landsudvalg for Svin foretog en afprøvning med gyllekøling i den ene af to drægtighedsstalde (linespilsanlæg) med 558 stipladser, og hvor kølingen blev bestemt af varmebehovet i de tilhørende farestalde. Med en antagelse om en 22 ugers cyklus, hvor søerne er 16 dage i drægtighedsstalden og 6 dage i farestalden. 558 stipladser svarer således 767 årssøer, der ifølge Håndbog for Driftsplanlægning hver afsætter 3,85 ton gylle i drægtighedsstalden, svarende til i alt 2950 tons gylle samlet i drægtighedsstalden. På baggrund af afprøvningen blev der i Pedersen (2005) beregnet et årligt udtryk for varmeafgivelse, køling, elforbrug og en effektfaktor. Resultaterne er gengivet i tabel 27.33.

Tabel 27.33 Beregnet årlig varmeafgivelse, køling, elforbrug og effektfaktor

	Årligt forbrug kWh	Pr. ton gylle
Varmeafgivelse i farestalde	246.883	83
Køling	163.209	55
Elforbrug	83.673	28
Effektfaktor	2,95	-

Kilde: Pedersen, 2005.

Der blev fundet en reduktion i ammoniakemissionen på 31 %. Den indgik ikke i målingen af metan.

I forbindelse med forberedelserne til Vandmiljøplan III (2003), blev det vurderet, at merinvesteringen til staldanlæg med delvist spaltegulv, køling og skraber beløb sig til 300.000 kr. ved 250 DE, svarende til en årlig meromkostning på 10,2 kr. pr ton gylle. Fremskrevet til 2008 priser med 10 % svarer det til 11,2 kr. pr ton gylle. Når anlægget er etableret og i drift skulle der ikke være nævneværdige driftsudgifter ud over køb af elektricitet. I de følgende økonomiberegninger er det forudsat at hele varmeproduktionen udnyttes (jvf. Del I). Der er forudsat en pris på fyringsolie på 5,75 kr. pr. liter (Statoil priskort, 2008) ekskl. energiafgifter og moms, men inkl. CO₂-afgift. Der er endvidere forudsat en kedelvirkningsgrad på 90 % samt en pris for elektricitet på 69,5 øre pr. kWh. ekskl. energiafgift og moms men inkl. CO₂-afgift (Syd Energi, 2008). Tabel 27.34 viser de beregnede nettoomkostninger/besparelse ved at producere den nødvendige varmemængde vha. varmepumpe til gyllekøling frem for at producere den på fyringsolie.

Tabel 27.34 Driftsøkonomiske resultater ved varmeproduktion i kombination med gyllekøling, kr./ton gylle

	Kr./kWh	Kr. i alt
Varmebehov i farestalde 246.883 kWh		
Varmeproduktion olie (5,75/0,9/10)	0,64	158.005
Varmeproduktion ved el og varmepumpe (0,695/2,95)	0,24	59.252
Besparelse i alt		98.753
Besparelse kr. pr. ton gylle		33,5
Beregnete kapitalomkostninger kr./ton gylle		11,2
Nettobesparelse/resultat, kr./ton gylle		22,3

Kilde: Egne beregninger

Det skal understreges, at en meget vigtig forudsætning for tabellens resultater er, at al varmen kan udnyttes, og at referencebrændslet er fyringsolie. En tilsvarende besparelse ville findes, hvis der var tale om elvarme. Drivhusgasreduktion er altså ikke forbundet med omkostninger i dette tilfælde, men med en økonomisk gevinst. Men hvis brændslet er billigere, fx halmvarme eller varmen ikke kan udnyttes fuldt ud, vil besparelsen være lavere eller negativ.

Ifølge Del I kan der ved gyllekøling og fuld varmeudnyttelse opnås en reduktion i CO₂-emissionen på 1,6 kg CO₂-ækv. pr. ton gylle. Med fuld varmeudnyttelse og olie som referencebrændsel svarer den fundne nettobesparelse til en negativ CO₂-reduktionsomkostning på ca. 14 kr. pr. kg CO₂ eller 14.000 kr. pr. ton CO₂-ækv.. I lyset af ovennævnte forhold skal dette beløb betragtes som et overkant skøn, der kun under optimale betingelser kan realiseres. Hvis varmen eksempelvis slet ikke kan nyttiggøres, vil der med de samme forudsætninger i øvrigt være et underskud svarende til elforbruget på ca. 20,1 kr. pr ton gylle plus kapitalomkostningerne på 11,2 kr. pr. ton. I alt et underskud på 31,3 kr. pr. ton. I så fald vil CO₂-reduktionsomkostningerne blive ca. 20 kr. pr. kg CO₂ svarende til knap 20.000 kr. pr. ton CO₂-ækv.. De reelle CO₂-reduktionsomkostninger skal således findes i det meget brede interval mellem disse to yderpunkter.

Tabel 27.35 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved køling af gylle ved hhv. genbrug af varme fra stald og køb af elektricitet til køling af gylle, kr./ton CO₂-ækv.

		Budget- økonomisk	Velfærds- økonomisk
Reduktionspotentiale	ton CO ₂ -ækv./år	0,0016	
Omkostning, genbrug af varme	kr./ton gylle	-22,3	-30,1
Omkostning, køb af varme	kr./ton gylle	31,3	42,3
Reduktionsomkostning, genbrug af varme	kr./ton CO ₂ -ækv.	-13.938	-18.816
Reduktionsomkostninger, køb af varme	kr./ton CO ₂ -ækv.	19.563	26.409

Kilde: Egne beregninger

27.9.2 Hurtigere udslusning af gylle til gylletanken

Ifølge Del I vil en hurtigere udslusning af gylle til gylletanken for både kvæg og svin ikke have et drivhusgasreduktionspotentiale og i værste fald, kan dette øge drivhusgasudledningerne, idet processen er relativt energikrævende. Med den nuværende teknologi vil dette tiltag altså ikke kunne medvirke til en reduktion af drivhusgasemissionerne. Virkemidlet må derfor betragtes som klimapolitisk irrelevant.

27.9.3 Samfundsøkonomisk omkostning ved overdækning af gyllebeholdere

Under de rette klimatiske forhold har det vist sig, at overdækning af gylletanke og faste gødningslagre vil reducere udledningen af drivhusgasser, samtidig med at det er muligt at opnå et øget gødningseffekt på marken. Uden overdækning er ammoniakfordampningen 9-13 % af N-indholdet af stald (personlig meddelelse, Jørgen E. Olesen).

Overdækning af gylletanke kan kun gøres tilstrækkeligt effektivt ved at benytte teltoverdækning eller overdækning med fast låg. Teltoverdækningen er langt billigst, hvorfor det antages, at denne metode benyttes.

Beregningsmæssigt forudsættes det, at teltoverdækning foretages på en gylletank med en overflade på 500 m², et rumfang på 2.000 m³. Det forudsættes endvidere, at teltoverdækningen har en holdbarhed på 10 år. Dette giver investeringsomkostninger på 426 kr./m² overflade. Da teltoverdækningen betyder, at der ikke opsamles regnvand i gylletanken, vil håndteringsomkostningerne ved omrøring samt udbring blive reduceret med 9 kr./m² overdækning.

De driftsøkonomiske beregningsresultater fremgår af tabel 27.36. Reduktionen i ammoniakfordampningerne fra gyllen betyder, at gyllen vil have en øget gødningsværdi. Tidligere beregninger har vist en reduktion i ammoniakfordampningen på 5 kg N/m² (Jacobsen, 2001). Med en kvælstofudnyttelsesgrad på 60 % og en værdi af handelsgødningskvælstof på 7,7 kr./kg N svarer det til en gevinst på 23 kr./m² overdækning. Det antages at den øgede mængde kvælstof i gyllen opvejes af en reducerede anvendelse af handelsgødning, hvorfor implementering af virkemidlet ikke vil påvirke kvælstofudvaskningen. Da gylle har en densitet på 1,0 (Håndbog for Driftsplanlægning, 2008) og gyllebeholderen antages at rumme 2.000 m³, svarer det til en omkostning på 5,81 kr./ton gylle.

Tabel 27.36 Driftsøkonomiske omkostninger ved overdækning af gylletank med telt, kr./m² overflade

	Driftsøkonomisk kr./m ²
Omkostning til etablering	55
Sparet kvælstof ved øget gødningsværdi	-23
Udbringning og ekstra arbejde	-9
Samlede omkostninger	23

Kilde: Jacobsen, 2001

De samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger fremgår af tabel 27.37. Reduktionspotentialer er 3-6 kg CO₂-ækv./ton gylle, hvilket svarer til reduktionsomkostninger på hhv. 1.936 og 968 kr./ton CO₂-ækv. alt efter anlægsstørrelse. Teltoverdækning af gyllebeholdere hører således til i den dyre ende af de betragtede virkemidler til drivhusgasreduktion.

Tabel 27.37 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved teltoverdækning af gylletanke, kr./ton CO₂-ækv.

		Budgetøkonomisk		Velfærdsøkonomisk	
		Lille	Stort	Lille	Stort
Reduktionspotential pr. ton gylle	CO ₂ -ækv./ton gylle	0,003	0,006	0,003	0,006
Omkostning	kr./ton gylle	5,81		7,84	
Reduktionsomkostninger	kr./ton CO ₂ -ækv.	1.936	968	2.613	1.307

27.10 Samfundsøkonomiske omkostninger ved overdækning af faste gødningslagre

Overdækning af faste gødningslagre vil på samme måde kunne reducere udledningen af drivhusgasser samt øge gødningseffekten ved anvendelse af husdyrgødningen. Lufttæt overdækning af fast gødning kan opnås ved at benytte presenninger. Disse kan bruges i op til 5 år, hvorefter de vil være slidt igennem. De samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved overdækning af fast gødning ses i tabel 27.38. Omkostninger til materialer menes samlet at udgøre 14 kr./ton gødning (Jacobsen, 2001). Der skal fratreges en øget gødningsværdi svarende til 1,3 kg N i handelsgødning pr. ton husdyrgødning. Dette vil give en driftmæssig besparelse på 10 kr./ton husdyrgødning. Samlet set vil en overdækning af faste gødningslagre have en omkostning på 4 kr./ton husdyrgødning (uden arbejdsforbrug). Med et reduktionspotentialer på 50 kg CO₂-ækv./ton husdyrgødning vil dette betyde en samfundsøkonomisk reduktionsomkostning på 80 kr./ton CO₂-ækvivalent. Virkemidlet hører således til blandt de billige.

Tabel 27.38 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved overdækning af faste gødningslagre, kr./ton CO₂-ækv.

		Budgetøkonomisk	Velfærdsøkonomisk
Materialer	kr./ton gødning	14,0	18,9
Øget gødningsværdi	-	10,0	13,5
Samlede omkostninger	-	4,0	5,4
Reduktionspotentiale	kg CO ₂ -ækv./ton		50
Reduktionsomkostninger	kr./ton CO ₂ -ækv.	80	108

Kilde: Jacobsen, 2001 samt egne beregninger.

27.11 Ændret fodring

27.11.1 Fedt til malkekøer

Udslippet af metan fra køer kan reduceres gennem ændret fodersammensætning. Ved at øge fedtandelen i foderrationen som vist i tabel 27.39 kan der opnås et fald i metanemissionerne pr. malkeko fra 5,6 ton CO₂-ækv./dyr/år til 4,7 ton CO₂-ækv./dyr/år. Dette giver et reduktionspotentiale på 0,901 ton CO₂-ækv. pr. ko pr. år. Som det fremgår af tabel 27.39 forudsættes det, at en daglig standardfoderblanding reduceres med 1 kg byg, som erstattes af 0,4 kg vegetabilsk fedt (Olesen, 2005). Ved de gældende prisrelationer øger det fodringsomkostningerne med 300 kr. pr. malkeko pr. år. Da der ikke er ydelsesmæssige fordele ved ændringen, er der ikke noget driftsøkonomisk incitament til at erstatte korn med fedt i kvægfoder.

Tabel 27.39 Omkostninger ved ændringer af foderplan, kr./pr. malkeko

	Ændring	Pris	Omkostning
Vårbyg	-1 kg	1,50 kr./kg	-1,50 kr.
Vegetabilsk fedt (palmeolie)	0,4 kg	5,80 kr./kg	2,32 kr.
I alt, pr. dag			0,82 kr.
I alt, pr. år			299,30 kr.

Kilde: Budgetkalkuler 2008

De samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ses i tabel 27.40. Opgjort budgetøkonomisk er reduktionsomkostningerne 332 kr./ton CO₂-ækv.. Virkemidlet befinder sig dermed på mellemniveau, hvad reduktionsomkostninger angår.

Tabel 27.40 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved ændring af fodersammensætningen til malkekvæg, kr./ton CO₂-ækv.

		Budgetøkonomisk	Velfærdsøkonomisk
Reduktion af CO ₂	ton CO ₂ -ækv.		0,901
Samlede omkostninger	kr./stk. kvæg	299	404
Omkostning ved reduktion	kr./ton CO ₂ -ækv.	332	448

Kilde: Egne beregninger.

27.11.2 Øget kvælstofudnyttelse i husdyrproduktionen

Som det fremgår af Del I ventes der betydelig teknologiske fremskridt inden for husdyrproduktionen, som bl.a. vil forbedre kvælstofudnyttelsen og reducere drivhusgasemissionerne. Det kan således konstateres, at der gennem de sidste 10 år har været en øget tendens til optimering af foderblandinger, avlsmæssig fremgang samt øget produktivitet hvilket samlet set påvirker udnyttelsen af kvælstof i produktionen af både svin og kvæg. Det forventes at denne udvikling fortsætter. Det er dog ikke umiddelbart muligt at identificere et egentligt virkemiddel, som kan styres gennem et implementeringsinstrument. Derfor har det heller ikke været muligt at gennemføre økonomiske analyser af de samfundsmæssige aspekter.

27.12 Efterafgrøder

Efterafgrøder er plantevækst (som regel græs, olieræddike el. lignede), der dækker jorden efter kornhøst i sensommeren og efterårsperioden. Som miljøforanstaltning dyrkes efterafgrøder med det formål at opsamle kvælstof og kulstof. En efterafgrøde kan etableres som udlæg i kornet eller sås efter høst. Schou et al. (2007) vurderer, at de to metoder benyttes i forholdet 6:1. Efterafgrøden nedmuldes i forbindelse med klargøring af jorden til den efterfølgende vårafgrøde. Virkemidlet er således kun relevant i sædskifter med vårafgrøder. Beregningerne omfatter kun etablering af efterafgrøder i sædskifter, hvor det kan ske uden reduktion af vintersædsandelen eller andre omkostningsforøgende ændringer af afgrødesammensætningen.

Det samlede potentiale for efterafgrøder i form af ledigt efterårsareal er vurderet til 763.000 ha (Blicher-Mathiesen og Grant, 2003). Det forventes, at der ved fuld implementering fra år 2010 vil være ca. 242.000 hektar med lovpligtige VMPIII efterafgrøder (op. cit.). Teoretisk er der således et resterende potentiale på ca. 500.000 ha yderligere, hvor efterafgrøder skulle kunne indføres uden behov for sædskifteændringer. Del I vurderer, at etablering af efterafgrøder på 400.000 ha af dette areal vil være muligt uden større indgreb i driften i øvrigt. Potentialet er størst på planteavlsbedrifter, hvor korn er den dominerende afgrøde. Blandt husdyrbrugere har svinebedrifter det største potentiale pga. større andel af korn i sædskiftet end kvægbedrifter.

Efterafgrøder vurderes at give et nettobidrag til jordens kulstofpulje på 200 kg C/ha/år (Del I). Ud over kulstoflagring har efterafgrøder en positiv miljøeffekt i form af reduceret kvælstofudvaskning. På nedbørsrig sandjord vurderes udvaskningsreduktionen til ca. 37 kg N/ha, mens der på nedbørsfattig lerjord er tale om 12 kg N/ha (Schou et al., 2007). Effekten skønnes at være 12 kg N/ha større på bedrifter med over 0,8 dyreenheder/ha. Det antages, at nedgangen i kvælstofudvaskning reducerer kvælstofgødningsbehovet med ca. 50 % af udvaskningsreduktionen (Del I). For bedrifter med lav husdyrtæthed vil der således være tale om gødningsbesparelser i størrelsesordenen 6 og 18,5 kg N/ha for hhv. lerjord og sandjord. Gødningsbesparelsen indgår i de driftsøkonomiske såvel som de samfundsøkonomiske beregninger. Den miljømæssige værdi af udvaskningsreduktionen er derimod en eksternalitet, som kun indgår i de samfundsøkonomiske beregninger.

27.12.1 Driftsøkonomiske omkostninger ved etablering af efterafgrøder

I tabel 27.41 ses de beregnede driftsøkonomiske omkostninger ved etablering af efterafgrøder på bedrifter med under 0,8 dyreenheder/ha. Etableringsomkostningerne er opgjort til 598 kr./ha uanset jordtype, mens gødningsbesparelsen for hhv. lerjord og sandjord er beregnet til 46 og 142 kr./ha. De samlede driftsøkonomiske nettoomkostninger bliver dermed 552 kr./ha på lerjord og 456 kr. pr. ha på sandjord. På bedrifter

med høj husdyrtæthed vil omkostningerne være omkring 50 kr. lavere pr. ha pga. større gødningsbesparelse.

Tabel 27.41 Driftsøkonomiske omkostninger ved etablering af efterafgrøder på bedrifter med under 0,8 dyreenheder/ha, kr./ha.

	Mængde		kr./enhed	Omkostninger	
				Ler	Sand
Udsæd: sildig rajgræs	20	kg/ha	23	460	460
Selvstændig etablering					
Såning	1	behandling	210	210	210
Harvning	1	behandling	125	125	125
Udlæg i korn					
Gødningsspreder	1	behandling	105	105	105
Gennemsnitlig omkostning, forhold 1:6		kr./ha		598	598
Kvælstofbesparelse følgende år, ler/sand	6/18,5	kg N/ha	7,70	46	142
Driftsøkonomiske nettoomkostninger				552	456

Kilde: Egne beregninger på grundlag af Budgetkalkuler 2008 og Del 1.

27.12.2 Samfundsøkonomiske omkostninger ved etablering af efterafgrøder

I de samfundsøkonomiske beregninger indgår den samfundsøkonomiske værdi af eksternaliteter ud over det ressourceforbrug i form af markedsgoder, som de driftsøkonomiske beregninger omfatter. Eksternaliteterne omfatter reduceret kvælstofudvaskning, reduceret lattergasemission og øget kulstoflagring i landbrugsjorden. Som tidligere nævnt lægger EU's klima- og energipakke ikke op til, at ændringer i jordens kulstofpulje medtages i de nationale drivhusgasopgørelser. Derimod medtages ændringer i lattergasemissioner. Reduceret kvælstofudvaskning har en værdi, der svarer til den samfundsmæssige skyggepris på kvælstofudvaskningsreduktioner.

Som det fremgår af afs. 25.2 indregnes supplerende miljøeffekter, ved at virkemidlets implementeringsomkostninger reduceres med den samfundsøkonomiske værdi af positive eksternaliteter. De samfundsøkonomiske omkostninger ved etablering af efterafgrøder skal altså reduceres med den samfundsmæssige værdi af mindre kvælstofudvaskning opgjort til den samfundsmæssige skyggepris.

Udvaskningsreduktionen vurderes som tidligere nævnt til ca. 37 kg N/ha fra rodzonen på sandjord og 12 kg N/ha fra rodzonen på lerjord – med en samfundsmæssig skyggepris på godt 11 kr./kg N. I tabel 27.42 ses de beregnede samfundsmæssige nettoomkostninger ved anvendelse af efterafgrøder til reduktion af kvælstofudvaskningen. Som det fremgår af tabellen, er værdien af den opnåede udvaskningsreduktion ikke i stand til at dække omkostningerne til etablering af efterafgrøder, hvormed vi får en omkostning ved dette tiltag. Her udgør de budgetøkonomiske nettoomkostninger ved etablering af efterafgrøder på lerjord 418 kr./ha. På sandjord, hvor udvaskningsreduktionen er højere, er der en budgetøkonomisk omkostning på 44 kr./ha.

Tabel 27.42 Samfundsøkonomiske nettoomkostninger ved reduktion kvælstofudvaskning gennem etablering af efterafgrøder (lav husdyrtæthed), kr./ha

		Budgetøkonomisk		Velfærdsøkonomisk	
		Ler	Sand	Ler	Sand
Driftsøkonomiske nettoomkostninger til etablering	kr./ha	552	455	745	615
Reduceret kvælstofudvaskning	kg N/ha	12	37	12	37
Værdi af reduceret udvaskning	kr./ha	133	411	180	555
Samfundsøkonomiske nettoomkostninger inkl. N-reduktion	kr./ha	418	44	565	60

Kilde: Egne beregninger

Efterafgrøder øger kulstoflagringen i jorden med 0,733 ton CO₂-ækvivalenter pr. hektar. Samtidig har efterafgrøder en mindre negativ klimateffekt, idet lattergasemissionerne øges med 0,014 ton CO₂-ækvivalenter/ha på sandjord og 0,043 ton CO₂-ækvivalenter/ha på lerjord (Del I). Beregningerne i tabel 27.43 viser, at de budgetøkonomiske reduktionsomkostninger er 606 kr./ton CO₂-ækv. ved etablering af efterafgrøder på lerjord. På sandjord, hvor reduktionen i kvælstofudvaskningen er væsentlig højere, er der derimod en velfærdsøkonomisk omkostning på 62 kr./ton CO₂-ækv..

Tabel 27.43 Samfundsøkonomiske omkostninger ved reduktion af drivhusgasemissioner gennem etablering af efterafgrøder (lav husdyrtæthed), kr./CO₂-ækv.

		Budgetøkonomisk		Velfærdsøkonomisk	
		Lerjord	Sandjord	Lerjord	Sandjord
Lattergasemission	ton CO ₂ -ækv./ha	-0,043	-0,014	-0,043	-0,014
Øget kulstoflagring i jorden	-	0,733	0,733	0,733	0,733
Reduceret drivhusgasemission i alt	-	0,690	0,719	0,690	0,719
Nettoomk. ved etablering af efterafgrøder	kr./ha	418	44	565	60
Samfundsøk. Reduktionsomkostninger inkl. kulstoflagring i jord	kr./ton CO ₂ -ækv.	606	62	818	83

Kilde: Egne beregninger samt Del 1

EU's klima- og energipakke lægger som sagt ikke op til, at ændringer i jordens kulstofpulje kan medtages i de nationale drivhusgasopgørelser. Derimod medtages ændringer i lattergasemissioner, som øges marginalt ved etablering af efterafgrøder. Såfremt kulstofbindingen i jord ikke medregnes, har efterafgrøder derfor ingen direkte klimapolitisk relevans, men alene betydning som virkemiddel til reduktion af kvælstofudvaskningen. Som omtalt i afs. 27.1 kan efterafgrøder kompensere for den reduktion i jordens kulstofpulje, som anvendelse af halm til energiproduktion giver anledning til. Efterafgrøder har altså interesse som komplementært virkemiddel til halmanvendelse, såfremt en reduktion af jordens kvælstofpulje ikke betragtes som samfundsmæssigt acceptabelt.

27.13 Reduceret jordbearbejdning

Reduceret jordbearbejdning omfatter forskellige former for pløjefri dyrkning med reduceret arbejds- og energiindsats. Pløjefri dyrkning reducerer energiforbruget og øger kulstoflagringen i jorden (Del I). Redu-

ceret jordbearbejdning har kun en meget lille og usikker effekt på nitratudvaskningen, og indgår derfor ikke i denne sammenhæng (Del I).

De økonomiske beregninger forudsætter, at reduceret jordbearbejdning ikke påvirker udsædsmængde og gødskning, men kræver en ekstra herbicidbehandling med glyphosat (RoundUp) (Dansk Landbrugsrådgivning, 2008). Som det fremgår af tabel 27.44 viser de driftsøkonomiske beregninger en gevinst på 90 kr. pr. ha ved reduceret jordbehandling. Principielt skulle det således være økonomisk attraktivt at gå over til reduceret jordbearbejdning. Det skønnes imidlertid, at pløjefri dyrkning kun praktiseres på knap 100.000 ha. Den ret beskedne økonomiske gevinst kan sammen med risiko for større udbyttesvingninger være en årsag til den nuværende begrænsede udbredelse.

Tabel 27.44 Driftsøkonomiske omkostninger ved dyrkning af en hektar med reduceret jordbearbejdning, kr. pr. ha

		Driftsøkonomisk				
		Traditionel dyrkning			Reduceret jordbearbejdning	
		Pris	Antal	Omkostning	Antal	Omkostning
Maskin- og arb.omk						
Stubharvning	Beh.	150	0	0	2	300
Pløjning	-	525	1	525	0	0
Sprøjtning	-	125	3	375	4	500
Gødningsspredning	-	105	2	210	2	210
Komb. harvning og såning	-	340	1	340	0	0
Tromling	-	125	1	125	0	0
Såning	-	325	0	0	1	325
Planteværn						
Ukrudt	Kr./ha	260	1	260	1	260
Sygdom	-	250	1	250	1	250
Skadedyr	-	30	1	30	1	30
Glyphosat	-	150	0	0	1	150
Total omkostning						
	-			2.115		2.025
Besparelse						
	-			-		90

Kilde: Budgetkalkuler 2008

Ved reduceret jordbearbejdning øges kulstoflagringen i jorden med 330 kg CO₂-ækv./ha samtidig med at der opnås en besparelse i udslippet fra brændstof på 40 kg CO₂-ækv./ha. Samlet set giver det en reduktion i CO₂-udslippet på 370 kg CO₂-ækv./ha (Del I).

Som det fremgår af tabel 27.45 vil der være en samfundsøkonomisk gevinst ved reduktion af drivhusgas-emissioner gennem reduceret jordbearbejdning på 243 kr./ton CO₂-ækv., når kulstoflagringen i jorden indgår. Ses der kun på brændstofbesparelsen, øges gevinsten pr. ton CO₂-ækv. voldsomt til 2.250 kr. På grund af den temmelig beskedne CO₂-reduktion er dette tal ikke særlig relevant. Ulempen ved reduceret jordbearbejdning fra en samfundsmæssig synsvinkel er, at pesticidforbruget øges med ca. 25-50 % (Del I).

Tabel 27.45 Omkostninger til reduktion af drivhusgasemissioner ved reduceret jordbearbejdning

		Budget- økonomisk	Samfunds- økonomisk
Reduceret brændstofforbrug	ton CO ₂ -ækv./ha		0,040
Lagring af kulstof i jord	-		0,330
I alt med kulstoflagring i jord	-		0,370
Samfundsøkonomisk omkostning		-90	-122
Reduktionsomkostning uden kulstoflagring i jord	kr./ton CO ₂ -ækv.	-2.250	-3.038
Reduktionsomkostning med kulstoflagring i jord	-	-243	-328

Kilde: Egne beregninger på grundlag af Budgetkalkuler 2008.

27.14 Forbedret kvælstofudnyttelse

27.14.1 Placeret gødning til vårafgrøder

Ved at placere gødningen ved siden af udsæden i forbindelse med såning kan der opnås en bedre kvælstofudnyttelse. Dette giver en reduktion i drivhusgasemissioner fra lattergas på 0-7 kg CO₂-ækv./ha (Del I).

Som det fremgår af tabel 27.46 vil placering af gødningen betyde en ekstra omkostning i forhold til almindelig gødningsspredning, som kun delvis dækkes af sparet gødning og øget udbytte. Der er således ikke umiddelbart noget driftsøkonomisk incitament til at foretage placering af gødningen.

Placering af gødning i vårafgrøder vil give en reduktion i kvælstofudvaskningen på 0-2 kg/ha. Den reducerede kvælstofudvaskning har en samfundsøkonomisk værdi på 0-22 kr./ha. Tabel 27.46 viser, at de budgetøkonomiske omkostninger ved placering af gødning er beregnet til 30 kr./ha under de nævnte forudsætninger.

Tabel 27.46 Samfundsøkonomiske omkostninger ved placering af gødning, kr./ha

	kr./ha	
	Budgetøkonomisk	Samfundsøkonomisk
Ekstra omkostninger til såmaskine	200	270
Sparet gødning	110	149
Merudbytte i vårsæd	40	54
Værdi af reduceret kvælstofudvaskning	20	27
Samfundsøkonomisk omkostning	30	40

Kilde: Budgetkalkuler, Høy 2006 samt egne beregninger

Usikkerheden omkring reduktionspotentialen i dette virkemiddel er meget stor, 0-7 kg CO₂-ækv./ha. Af tabel 27.47 ses, at med en potentiel omkostning på 30 kr./ha, giver det reduktionsomkostninger på 4.286 kr./ton CO₂-ækv.. Virkemidlet må således betragtes som meget dyrt. Sammenholdt med den store usikkerhed mht. virkningen kan placering af gødning ikke betragtes som et relevant klimapolitisk virkemiddel.

Tabel 27.47 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved placering af gødning i vårafgrøder, kr./ton CO₂-ækv.

	Budgetøkonomisk	Velfærdsøkonomisk
Reduktionspotentiale (kg CO ₂ -ækv./ha)		7
Samfundsøkonomisk omkostning (kr./ha)	30	40,5
Reduktionsomkostning (kr./ton CO ₂ -ækv.)	4.286	5.786

Kilde: Del I samt egne beregninger

27.14.2 Nedfældning af gylle

Nedfældning af gylle betyder at gyllen placeres i jorden i stedet for at blive udlagt på jordoverfladen. Det har både positive og negative effekter på CO₂-udslippet. Ammoniakfordampningen reduceres samtidig med at udledningen af lattergas øges. Sammen med et øget energiforbrug ved nedfældning af gylle i forhold til udbringning ved slangeudlægning betyder det, at virkemidlet ikke kan forventes at have en positiv effekt på CO₂-udslippet. Der er behov for udvikling af teknologi, som medfører reduceret brændstofforbrug i forbindelse med nedfældning, før dette virkemiddel bliver klimapolitisk relevant.

27.14.3 Nitrifikationshæmmere

Ved tilsætning af nitrifikationshæmmere til handelsgødning er det muligt at reducere lattergasemissionerne. Ifølge Knudsen (2008) er det primært stoffet DMPP, som er relevant. DMPP produceres af BASF og sælges under handelsnavnet ENTEC – i Danmark primært som specialgødninger til grønsager. Den aktuelle merpris på kvælstof med nitrifikationshæmmere er i størrelsesordenen 2 kr. pr. kg N (op. cit.).

Lattergasemission er eksternalitet, som ikke påvirker landbrugets økonomi. Da der iflg. Del I heller ikke er sikre udbytteeffekter, vil der ikke være driftsøkonomiske incitamentter til at anvende nitrifikationshæmmere inden for planteavl i almindelighed.

Den reducerede lattergasemission ved tilsætning af nitrifikationshæmmer kan med nogen usikkerhed opgøres til 1,4 kg CO₂-ækv./kg N i handelsgødning (Del I). De samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger pr. ton CO₂-ækv. ved anvendelse af nitrifikationshæmmere er opgjort i tabel 27.48. Som det fremgår af tabellen er der med budgetøkonomiske reduktionsomkostninger på 1.429 kr./ton CO₂-ækv. tale om et forholdsvis dyrt virkemiddel.

Tabel 27.48 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved anvendelse af nitrifikationshæmmere, kr./ton CO₂-ækv.

		Budgetøkonomisk	Velfærdsøkonomisk
Samfundsøkonomisk omkostning	kr./kg N	2,0	2,7
Reduktionspotentiale	kg CO ₂ -ækv./kg N		1,4
Reduktionsomkostninger	kr./ton CO ₂ -ækv.	1.429	1.929

Kilde: Egne beregninger

27.15 Reduktion af husdyrbestanden

En reduktion af husdyrproduktionen vil påvirke både metan- og lattergasemissionerne fra landbruget. Da metanudledningen er større fra kvæg end fra svin, må der skelnes mellem reduktion af kvægbestanden og reduktion af svineproduktionen. Olesen et al. (2004) opgjorde virkningerne af et fald i den danske malkekuvægbestand på 10 % til 295.000 ton CO₂-ækv./år. I 2004 udgjorde malkekuvægbestanden i alt 563.000 stk., og dette fører derfor med de gamle IPCC emissionsfaktorer til en reduktion på 5.250 kg CO₂-ækv./år for hver malkeko med tilhørende opdræt, der tages ud af produktion. Med de nye emissionsfaktorer bliver reduktionen 5.330 kg CO₂-ækv./år. I 2007 er malkekuvægbestanden i alt 557.000 (Danmarks Statistik)¹⁰. En reduktion i svinebestanden på 10 % blev tilsvarende opgjort til at reducere udledningerne af drivhusgasser med 162.000 kg CO₂-ækv. år⁻¹. I 2004 udgjorde svinebestanden i alt 13,23 mio. I 2008 er slagtesvinebestanden 13,6 mio. Med de nye emissionsfaktorer bliver reduktionen 113 kg CO₂-ækv. pr. svin¹¹.

Det antages at reduktionen i husdyrholdet er en gennemsnitlige reduktion af svine- og malkekuvægsproduktioner. Ligeledes antages det, at afgrødernes gødningsbehov dækkes ved anvendelse af handelsgødning som erstatning for den reducerede husdyrgødningsproduktion.

Kvælstofeffekten af tiltaget vil afhænge af, hvilke husdyr der fjernes, da udnyttelseskravet f.eks. i 2003 til svinegylle er høj, 75 %, mens udnyttelseskravet til dybstrøelse i 2003 kun udgør 45 % af det totale kvælstofindhold. Emissionen af drivhusgasser fra husdyrproduktion stammer især fra metan (CH₄) og lattergas (N₂O). Husdyr vurderes at være den vigtigste antropogene (menneskeskabte) kilde til metan, som udledes direkte fra køer og forgæringsprodukter fra husdyrgødning. Lattergas fra husdyrproduktionen stammer fra gødningen, primært efter at den er bragt ud på marken. De samlede klima- og kvælstofudvaskningseffekter ved reduceret husdyrbestand fremgår af tabel 27.49.

Tabel 27.49 Klima- og kvælstofudvaskningseffekter ved reduceret husdyrhold

Reduceret drivhusgasemission		Svin	Kvæg
I alt reduceret drivhusgasemission	ton CO ₂ -ækv./DE/år	4	5
Reduceret N-udvaskning	kg N/DE	16	16

Kilde: Del I

27.15.1 Svineproduktion

Beregningerne for svin er baseret på en ”lukket produktion” af hele processen fra smågrise til slagtesvin (jfr. bilag A). Det vil sige at beregningerne tager udgangspunkt i en specialiseret smågriseproduktion og en specialiseret slagtesvineproduktion, der er samlet til en bedrift. Det er således muligt at differentiere produktionen af smågrise fra produktionen af slagtesvin i de økonomiske beregninger. Denne differentiering er især relevant, hvis det viser sig at omkostninger til CO₂-reduktion i den ene type produktion afviger væsentlig fra den anden type produktion.

De driftsøkonomiske konsekvenser af en reduktion af husdyrbestanden udregnet per dyreenhed (DE) fremgår detaljeret af bilag A og er summeret i nedenstående tabel 27.50.

10 Beregningerne for en reduktion i kvæg er baseret på malkekuvæg (stor race) pr. dyreenhed (DE) hvor en DE svarer til 0,85 malkeko.

11 Beregningerne for en reduktion i svinebestanden er baseret på søer med smågrise til 30 kg og 35 slagtesvin pr. DE

Tabel 27.50 Dækningsbidrag ved husdyrproduktion

	Driftsøkonomisk
Svineproduktion	
Dækningsbidrag pr. årssø (DBII)	-2.438
Dækningsbidrag pr. DE	-10.096
Dækningsbidrag pr. slagtesvin (DBII)	-107
Dækningsbidrag pr. DE	-3.733
Vægtet gennemsnit af svineproduktion pr. DE	-5.610
Kvægproduktion	
Dækningsbidrag pr. årssø (DBII)	1.966
Dækningsbidrag pr. DE (DBII)	1.671

Kilde: Budgetkalkuler (2008), FOI (2005) samt egne beregninger

Som det fremgår af tabel 27.50 resulterer produktion af smågrise i 2008 i et driftsøkonomisk underskud. Som det fremgår af bilag A er underskuddet ca. 2.400 kr. pr. årssø eller ca. 10.000 kr. per dyreenhed. Beregningerne giver derfor udtryk for at produktion af smågrise i 2008 har været særdeles urentabelt. Resultat bør retfærdigvis betragtes i henhold til det datagrundlag der er anvendt til beregningerne, og i de følgende diskuteres grundlaget for beregningerne af svineproduktion.

Som det fremgår af tabellen i bilag A er værdien af arbejdskraft en væsentlig del af de beregnede kapacitetsomkostninger. Arbejdskraft udgør i kalkulen ca. 65 %. Værdien af arbejdskraft er beregnet ud fra en aflønning af egen arbejdskraft i 2005 på 144 kr./timen, der er omregnet til 163 kr./timen i 2008. En timeløn på over 160 kr. vurderes at være høj især i forhold til den alternative anvendelse af arbejdskraften. Mange landmænd vil ikke have alternativ anvendelse i f.eks. fabriksvirksomheder. Mere sandsynligt er det at de bliver i landbrugssektoren til en lavere aflønning af egen arbejdskraft. En anden relevant betragtning i forhold til dækningsbidragskalkulen er, at såvel udbytter som omkostninger er gennemsnitsbetragtninger, hvor også de mindst rentable bedrifter indgår. En del af de mindst rentable bedrifter vil overtages af mere effektive bedrifter. Dækningsbidraget er således påvirket af bedrifter der er under afvikling, hvilket påvirker gennemsnitsestimatet for smågriseproduktionen i en negativ retning. Det ses bl.a. af strukturudviklingen i det danske landbrug, at der er stor variation på effektiviteten og rentabiliteten i små og store landbrugsbedrifter. Der bliver stadig flere store effektive landbrug og færre små landbrug (Dansk Landbrug, 2007). Overordnet vurderes det derfor at udgifterne i de anvendte budgetkalkuler og landbrugsstatistik er overestimerede i forhold til store effektive bedrifter.

Ligesom for smågriseproduktionen resulterer dækningsbidragsberegninger for produktionen af slagtesvin i et driftsøkonomisk underskud, hvilket fremgår af tabel 27.50 (jfr. bilag B). Det negative dækningsbidrag ved produktion af smågrise er i driftsøkonomiske priser beregnet til hhv. 107 kr./slagtesvin. 35 slagtesvin er defineret til en dyreenhed. Det beregnede underskud svarer derfor til ca. 3.700 kr./DE i driftsøkonomiske priser. Underskuddet i slagtesvineproduktion per DE er langt fra så stort, som det var tilfældet for underskuddet i produktionen af smågrise.

Ligesom i ovenstående beregning for smågriseproduktion vurderes især arbejdsindsatsen at kunne påvirke dækningsbidraget i en negativ retning. Selv om omkostningerne muligvis er overvurderede må 2008 betragtes som et økonomisk dårligt år for svineproducenter. Selv uden inddragelse af arbejdskraft er resultatet negativt og foderudgifterne skal reduceres væsentligt før at svineproduktionen giver overskud.

Det vægtede gennemsnit af en samlet produktion af smågrise og slagtesvineproduktionen er beregnet til -5.610 kr./DE. Det vægtede gennemsnit er et udtryk for økonomien i en samlet produktion fra smågrise til slagtesvin i 2008.

Generelt vurderes 2008 som et økonomisk dårligt år for svineproducenter, hvilket beregningerne bekræfter. Det er flere faktorer der gør, at svineproduktionen i 2008 er forbundet med et driftsøkonomisk underskud på de nævnte ca. 5.600 kr./DE. Især er det høje foderudgifter, der påvirker økonomien i svinebrug. Kornpriserne er således afgørende for hvorvidt de beregnede udgifter overstiger indtægterne ved svinehold. Til dette bemærkes det, at hvedepriisen i 2007 var historisk høj og at den beregnede foderudgift til slagtesvin i 2008 faktisk overstiger det beregnede niveau for de foregående år. Som nævnt er omkostningerne i beregningerne gennemsnitstal, der ikke er gældende for de mest effektive bedrifter. Dog vurderes 2008 som et økonomisk dårligt år for svineproducenter, også de for de mest effektive.

27.15.2 Malkekvægproduktion

Beregningerne for kvæg er baseret på malkekvægproduktion med opdræt (Budgetkalkuler 2008, stor race, fodret med majsensilage og græsprodukter). Der er således antaget en specialiseret bedrift med egen kalve produktion mv. Ligesom for svineproduktion er der foretaget dækningsbidrags kalkuler for kvægproduktionen (jfr. bilag C). De driftsøkonomiske dækningsbidrag fremgår af tabel 27.50. Tabellen viser at malkekvægproduktion beregnet med 2008 priser giver driftsøkonomisk overskud. Det driftsøkonomiske overskud er beregnet til ca. 2000 kr./årsko. En årsko svarer til 0,85 DE og omregnet til dyreenheder er dækningsbidraget ca. 1700 kr./DE. Arbejdsindsats er ligesom i svineproduktion en stor omkostning. Faktisk udgør arbejdskraft ca. 40 % af kapacitetsomkostningerne. Den mulige systematiske overestimering af værdien af egen arbejdskraft kan have stor indflydelse på dækningsbidraget, der belastes af den høje værdi af eget arbejde.

27.15.3 Samfundsøkonomiske CO₂-reduktionsomkostninger ved reduktion af husdyrbestand

Ved at inddrage de samfundsøkonomiske værdier af de eksternaliteter, der er forbundet med virkemidlet udregnes den samfundsmæssige konsekvens af reduceret husdyrbestand i nedenstående afsnit. Som det beskrives indledningsvis er analysen begrænset til nogle få eksternaliteter. Ligesom beskæftigelseseffekten af virkemidlet med videre ikke er medtaget i nærværende analyse.

De samfundsøkonomiske konsekvenser ved reduceret husdyrbestand fremgår af tabel 27.51.

Tabel 27.51 Drivhusgasreduktionsomkostninger ved reduktion af husdyrbestand, kr./ton CO₂-ækv. (2008-priser)

		Svin		Kvæg	
		Budget- økonomisk	Velfærds- økonomisk	Budget- økonomisk	Velfærds- økonomisk
Driftsøkonomisk tab	kr./DE	-5.610	-7.573	1.671	2.255
N-reduktion	kg N/DE	16	16	16	16
Værdi af N-reduktion	kr./DE	178	240	178	240
Reduktionsomkostninger	kr./ton CO ₂ -ækv.	-1.463	-1.976	330	445

Kilde: Budgetkalkuler (2008), FOI (2005) samt egne beregninger

Det negative dækningsbidrag i svineproduktionen bevirker, at omkostningerne til at reducere CO₂-emissionen ved dette tiltag er negative - altså er der ifølge beregningerne en økonomisk gevinst ved at reducere husdyrbestanden. Udover de nævnte grunde til en negativ indtjening ved husdyrhold er der på bedrifterne ikke tale om en isoleret husdyrproduktion. Kravet til harmoniareal medfører at der på bedrifterne også er planteavl og især på kvægbrug dyrkning af grovfoder. De nævnte høje priser på foder kan på bedrifter der har en nettoproduktion af foder medføre et økonomisk overskud.

Potentialet for reducere af husdyrbestanden er principielt, hele Danmarks husdyrbestand. Det sandsynlige potentiale, f.eks. ved indførelse af krav om større harmoniareal vurderes væsentlig under det principielle potentiale. Potentialet ved reduceret husdyrhold afhænger meget af implementeringsinstrumentet. Implementeres virkemidlet ved regelstyring, f.eks. ved ændring i harmonikrav afviger potentialet sandsynligvis fra potentialet ved frivillige aftaler.

Som det fremgår, er reduktionsomkostningerne negative, altså en gevinst, ved en reduktion af svinebestanden. For reduceret svinehold er omkostningerne pr. reduceret ton CO₂ er i budget- og velfærdsøkonomiske priser estimeret til hhv. ca. -1.500 og -2.000 kr./ton CO₂. For reduceret kvæghold er de budgetøkonomiske omkostninger ca. 300 kr./ton CO₂-ækv.. Baseret på ovenstående beregninger vurderes reduktion af husdyrhold som et virkemiddel der omkostningseffektivt ligger i den billige ende. Placeringen i den billige ende skyldes dels de lave (for svin negative) omkostninger der er forbundet med virkemidlet, og dels den relative høje reduktions effekt der er ved virkemidlet.

27.15.4 Følsomhedsberegninger, 5-årigt prisgennemsnit

For at udjævne de årlige udsving på især foder og svinepriser der måtte være, er der i det nedenstående foretaget samme dækningsbidragsberegninger baseret på femårige gennemsnit af i svine- og malkekvæghold. De følgende beregninger i dette afsnit, er baseret på resultaterne af det vægtede femårs gennemsnit af konsekvenserne ved husdyrhold.

De ovenstående estimater er baseret på 2008-priser. Generelt kan det siges at der er et cyklisk forløb i økonomien i husdyrproduktion med ”gode tider” og ”dårlige tider”. Længden af disse cykler kan ikke forudses. Blot kan det konstateres, at svineproduktion er inde i en fase hvor især høje foderudgifter presser rentabiliteten i svineproduktionen. Et øjebliksbillede som ovenstående estimater fanger ikke de variationer, der retfærdigvis må med ved en sammenligning af virkemidlerne. Der er derfor foretaget samme beregninger som ovenstående baseret på et 5-årigt gennemsnit af udbytter, omkostninger mv. i forbindelse med husdyrproduktion.

Igen er der både regnet på driftsøkonomien i en produktion af smågrise og en produktion af slagtesvin. Produktionen af smågrise har givet et driftsøkonomisk overskud på ca. 170 kr./DE set over en femårig periode. Slagtesvineproduktionen har driftsøkonomisk også over en femårig periode givet underskud. Det driftsøkonomiske underskud over en femårig periode er for produktion af slagtesvin beregnet til 2.311 kr./DE. Resultaterne af reduceret svinehold er samlet i tabel 27.52.

Tabel 27.52 Dækningsbidrag ved reduktion af husdyrbestand pr. DE. Femårigt gennemsnit

Produktion	Driftsøkonomisk (kr./DE)
Smågrise	168
Slagtesvin	-2.311
Svin, vægtet gennemsnit	-1.580
Malkekvæg	1.001

Kilde: Budgetkalkuler (2008), FOI (2004 & 2005) samt egne beregninger

Som det fremgår af tabel 27.52 har der over en femårig periode været bedre økonomi i svineproduktion end i 2008. Produktionen af smågrise har været overskudsgivende, med et dækningsbidrag på ca. 168 kr./DE. Beregningerne af slagtesvineproduktionen viser også over en femårig periode et underskud. Underskuddet per DE er beregnet til 2.311 kr. hvilket svarer til 66 kr./slagtesvin. Der er altså tale om en væsentlig bedre økonomi over en femårig periode, end det var tilfældet i de tidligere beregninger baseret på 2008 priser. Der er dog stadig et underskud der dels kan forklares ved de ovenstående betragtninger om værdien af egen arbejde m.m.

For malkekvægproduktionen er der ikke tale om helt så store ændringer i resultaterne ved at regne på femårs gennemsnit i stedet for 2008 priser. Der er dog en forskel på 2008-estimatet og femårs gennemsnittet. I modsætning til svineproduktion er dækningsbidraget lavere over en femårig periode, end tilfældet er med 2008 priser. Resultatet af reduceret kvæghold fremgår også af tabel 27.52.

Det driftsøkonomiske dækningsbidrag er faldet 670 kr./DE fra beregningerne baseret på 2008-priser. Der er således også for malkekvægsproduktionen tale om væsentlige ændringer i det årlige dækningsbidrag.

Tabel 27.53 Drivhusgasreduktionsomkostninger ved nedsættelse af husdyrbestand. Femårigt prisgennemsnit, kr./ton CO₂-ækv.

		Svin		Kvæg	
		Budget- økonomisk	Velfærds- økonomisk	Budget- økonomisk	Velfærds- økonomisk
Driftsøkonomisk tab	kr./DE	-1.580	-2.132	1.001	1.352
N-reduktion	Kg N/DE	16	16	16	16
Værdi af N-reduktion	kr./DE	178	240	178	240
Samfundsøk. reduktionsomkostning	kr./ton CO ₂ -ækv.	-444	-600	182	245

Kilde: Egne beregninger

I tabel 27.53 ses de samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved reduceret husdyrproduktion baseret på femårige gennemsnitsberegninger. Beregningerne viser stadig negative reduktionsomkostninger ved at reducere svineproduktionen, men på et væsentligt lavere niveau end med 2008-priser. For kvæghold er reduktionsomkostningerne faldet til 182 kr./ton CO₂-ækv. i budgetøkonomiske priser.

27.16 Udtagning af landbrugsjord på højbund og lavbund

Som udgangspunkt for økonomiberegningerne antages det, at 100.000 ha højbundsarealer og 27.000 ha (veldrænede) lavbundsarealer tages ud af omdriften og udlægges med vedvarende græs i ekstensiv drift. Det antages endvidere, at arealer i denne størrelsesorden vil kunne udtages af omdriften, uden at reducere

harmoniarealerne i et omfang, så husdyrproduktionen må reduceres. Der regnes derfor alene på omkostningerne ved at trække disse arealer af ud planteproduktionen. Udtagning af arealer indebærer at disse udgår af almindelig landbrugsdrift. Ud over reducerede drivhusgasmissioner og kvælstofudvaskning medfører udtagning ophør med brug af pesticider. Hvis det antages at bekæmpelsesindsatsen på disse arealer svarer til landsgennemsnittet, vil udtagning reducere behandlingshyppigheden med ca. 2,3 pr. ha (Del I).

27.16.1 Udtagning af landbrugsjord på højbund

Ved overførsel af højbundsarealer til vedvarende græs forventes en reduktion i N-udvaskningen på 50 kg N/ha (Del I). Det antages desuden, at der sker en reduktion i handelsgødningforbruget på 100 kg N/ha og en reduktion i ammoniakfordampningen på 3 kg N/ha. Endvidere forventes en årlig kulstofakkumulering på 500 kg C/ha (Del I). Samlet giver dette en reduktion i drivhusgasemissionerne på 2.473 kg CO₂-ækv./ha.

Som nævnt forventes det ikke, at alternativ anvendelse af jorden til vedvarende græs vil kunne give et positivt afkast. Omkostningerne ved udtagning kan derfor opgøres som den mistede jordrente (dvs. nettoafkastet til jorden) ved anvendelse af de betragtede arealer til planteavl. Jordrenten er opgjort som dækningsbidrag II i standardsædskifter. Beregningerne er i 2008-priser som opgjort i Budgetkalkuler 2008.

Tabel 27.54 viser de driftsøkonomiske dækningsbidragskalkuler, der er brugt til beregning af den tabte jordrente ved udtagning af hhv. lerjord og sandjord på højbund. Som det fremgår, er jordrenten for sandjord beregnet til 1.600 kr./ha, mens den beregnede jordrente på lerjord er godt 4.600 kr./ha.

Tabel 27.54 Dækningsbidragskalkuler for salgsafgrøder på sand- og lerjord på højbund, kr. pr. ha

	Pris		Udbytte, normal		DBII kr./ha
	Kerne	Halm	Kerne	Halm	
	kr./hkg	kr./ton	hkg/ha	ton/ha	
Sandjord (< 45 hkg/ha)					
Vårbyg	140	400	39	2,5	1.506
Vinterbyg	140	400	49	3,1	2.502
Vinterraps	255	0	23	2,4	-496
Vinterhvede (1. års)	135	400	54	3,5	2.691
Vinterhvede (efter korn)	135	400	49	3,2	1.800
Gennemsnit for sædskifte					1.601
Lerjord					
Vårbyg	140	400	58	3,0	3.759
Vinterbyg	140	400	72	3,6	5.244
Vinterraps	255	0	36	3,0	1.880
Vinterhvede (1. års)	135	400	90	4,7	6.851
Vinterhvede (efter korn)	135	400	81	4,4	5.507
Gennemsnit for sædskifte					4.648

Kilde: Budgetkalkuler (2008) og egne beregninger

27.16.2 Samfundsøkonomiske omkostninger

Miljø- og klimaeffekterne ved overførsel af højbundsarealer til vedvarende græsproduktion fremgår af tabel 27.55. Ved udtagning af landbrugsjord på højbund forventes en reduktion i N-udvaskningen på 50 kg N/ha/år (Del I). Reducerede lattergasemissioner forventes at svare til 640 kg CO₂-ækv./ha/år, mens kulstofakkumulering er opgjort til godt 1.800 kg CO₂-ækv./ha/år. Samlet giver dette en reduktion i drivhusgasemissionerne på ca. 2,5 ton CO₂-ækv./ha/år.

Tabel 27.55 Reduceret udledning af drivhusgasser og kvælstof ved udtagning af landbrugsjord på højbund

Lattergas	ton CO ₂ -ækv./ha/år	0,6
Drivhusgasreduktion uden kulstoflagring	-	0,6
Øget kulstoflagring i jord	-	1,8
Drivhusgasreduktion med kulstoflagring	-	2,5
Reduceret N-udvaskning	kg N/ha	50

Kilde: Del 1

De samfundsøkonomiske omkostninger ved udtagning af landbrugsjord på højbund inklusive værdien af N-reduktion er beregnet til ca. 1.600 kr. i budgetøkonomiske priser, j. fr. tabel 27.56. De samfundsøkonomiske omkostninger er lavere end de ovenfor viste driftsøkonomiske omkostninger ved udtagning på højbund. Det skyldes N-reduktionen, der, som det fremgår af tabellen, har en budgetøkonomisk værdi på 550 kr./ha.

Tabel 27.55 viser også de samfundsøkonomiske fortrængningsomkostninger ved udtagning af landbrugsjord på højbund. Omkostningerne ved udtagning af landbrugsjord er budgetøkonomisk 1.050 kr./ha på sandjord og knap 5.000 kr./ha på lerjord.

Uden inddragelse af værdien af kulstoflagring er de budgetøkonomiske reduktionsomkostninger beregnet til godt 1.700 kr./ton CO₂-ækv. på lerjord og 6.830 kr./ på lerjord, grundet den højere jordrente. Med inddragelse af kulstoflagring er fortrængningsomkostninger godt 400 kr./ton CO₂-ækvivalent på sandjord og godt 1.600 kr./ton CO₂-ækv. på lerjord. Kulstoflagringen er derfor af afgørende betydning for virkemidlets omkostningseffektivitet. Selv ved indregning af kulstoflagring er reduktionsomkostningerne forholdsvis høje, især på lerjord.

Tabel 27.56 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved udtagning af landbrugsjord på højbund, kr. pr. ton CO₂-ækv.

	Sandjord		Lerjord	
	Budgetøk.	Velfærdsøk.	Budgetøk.	Velfærdsøk.
Jordrentetab ved udtagning, kr./ha	1.601	2.161	4.648	6.275
Samfundsøkonomisk værdi af				
N-reduktion, kr./ha	550	743	550	743
Nettoomkostninger ved udtagning, kr./ha/år	1.051	1.418	4.098	5.532
Drivhusgasreduktion uden kulstoflagring, ton CO ₂ -ækv./ha	0,600	0,600	0,600	0,600
Reduktionsomkostninger uden kulstoflagring, kr./ton CO ₂ -ækv.	1.752	2.363	6.830	9.220
Drivhusgasreduktion med kulstoflagring, ton CO ₂ -ækv./ha	2,5	2,5	2,5	2,5
Reduktionsomkostninger med kulstoflagring, kr./ton CO ₂ -ækv.	420	567	1.640	2.213

Kilde: Egne beregninger

27.16.3 Udtagning af lavbundsjord i omdrift

Det forudsættes, at der udtages drænedede lavbundslande i omdrift. Ved udtagning forudsættes det, at dræn og grøfter sløjfes, og gødskning ophører. Specielt på organogene jorde vil ophør med dræning og dyrkning give anledning til en betydelig nedgang i CO₂-udleningen på grund af reduceret omsætning af tørv. Det antages skønmæssigt, at halvdelen af det udtagne areal i ådale/vådområder kan betegnes som organogen jord med over 10 % organisk stof (Del I).

Udbyttet i ådale er særdeles afhængigt af dræningstilstanden. Arealer, der er delvis våde, vurderes i Frederiksen (1997) at give et 60 % lavere udbytte end veldrænedede arealer. Der findes ikke normtal for organogene jordes udbytteforhold, men også her er dræningstilstanden afgørende. I det følgende lægges udbytteforholde på hhv. sandjord og lerjord til grund for de økonomiske beregninger med en skønnet udbyttereduktion på 20 % i forhold til højbundsarealer.

Dækningsbidragskalkulerne ses i tabel 27.57. Med de forudsatte udbyttereduktioner er jordrenten (DBII) på sandjord 120 kr./ha, mens der for lerjord er beregnet en jordrente på knap 2.400 kr./ha. Under disse forudsætninger er dyrkningsværdien af de dårligste lavbundslande altså tæt på nul, mens der stadig er forholdsvis god økonomi i at dyrke de bedre lavbundslande.

Tabel 27.57 Dækningsbidragskalkuler for salgsafgrøder på sand- og lerjord på lavbund, kr. pr. ha

	Kerne hkg/ha	Halm ton/ha	DBII kr./ha
Sandjord			
Vårbyg	31	2,0	214
Vinterbyg	39	2,5	882
Vinterraps	18	1,9	-1.669
Vinterhvede (1. års)	43	2,8	953
Vinterhvede (efter korn)	39	2,6	221
Gennemsnit for sædskifte			120
Lerjord			
Vårbyg	46	2,4	1.895
Vinterbyg	58	2,9	2.940
Vinterraps	29	2,4	44
Vinterhvede (1. års)	72	3,8	4.045
Vinterhvede (efter korn)	65	3,5	2.968
Gennemsnit for sædskifte			2.378

Kilde: Budgetkalkuler (2008) og egne beregninger

Som nævnt vil ophør med dræning og dyrkning af lavbundsarealer give anledning til nedgang i CO₂-udledningen – primært på grund af reduceret omsætning af jordens kulstofpulje. Det gælder især på organogene jorde. Som det fremgår af tabel 27.58 regnes der med en øget kulstoflagring svarende til godt 10 ton CO₂-ækv./ha/år. Hvad metan- og lattergasudledninger angår, er effekterne modsat rettede, men med en mindre samlet reduktion i emissionerne af CO₂-ækvivalenter på 0,7 ton CO₂-ækv./ha/år. Kvælstofudvaskningen antages at blive reduceret med 100 kg N pr. ha.

Tabel 27.58 Miljø og klimaeffekt af udtagning af lavbundsjord i omdrift

Drivhusgasreduktion uden kulstoflagring (metan og lattergas)	ton CO ₂ -ækv./ha/år	0,6
Kulstoflagring	-	10,3
Drivhusgasreduktion med kulstoflagring	-	10,8
Reduceret N-udvaskning	kg N/ha	100

Kilde: Del I og tabel i sammendrag

Som det fremgår af tabel 27.57 ovenfor viser de driftsøkonomiske beregninger en variation i jordrenten fra 120 kr./ha til knap 2.400 kr./ha. Det eksisterer ikke et datagrundlag, som giver mulighed for en præcis vurdering af, hvor i dette interval lavbundsjerne, der udtages af omdrift, vil befinde sig. I de følgende samfundsøkonomiske beregninger antages det, at udtagne lavbundsjerne vil befinde sig midt i intervallet. Dvs. at jordrente antages at være 1.250 kr./ha/år.

Resultaterne af beregningerne ses i tabel 27.59. Som det fremgår dækker den samfundsøkonomiske værdi af reduceret kvælstofudvaskning næsten den miste jordrente, så de samfundsmæssige nettoomkostninger ved udtagning af lavbundsjord reduceres til en budgetøkonomisk værdi på 150 kr./ha/år. Uden medtagelse af kulstoflagringseffekten bidrager udtagning af lavbundsjord (kun) med en drivhusgasreduktion på omkring 700 kg CO₂-ækv./ha. Det resulterer i beregnede budgetøkonomiske reduktionsomkostninger på godt 200 kr./ton CO₂-ækv.. Indregnes kulstoflagringseffekten på knap 11 ton CO₂-ækv./ha, falder reduktionsom-

kostningerne til 14 kr./ton CO₂-ækv.. Virkemidlets klimapolitiske efficiens er således stærkt afhængig af kulstoflagringens rolle i kommende klimaaftaler.

Tabel 27.59 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved udtagning af landbrugsjord i omdrift, kr./ton CO₂-ækv.

	Budget- økonomisk	Velfærds- økonomisk
Jordrentetab ved udtagning, kr./ha	1.250	1.688
Samfundsøkonomisk værdi af N-reduktion, kr./ha	1.100	1.485
Nettoomkostninger ved udtagning, kr./ha/år	150	203
Drivhusgasreduktion uden kulstoflagring, ton CO ₂ -ækv./ha	0,6	0,6
Reduktionsomkostninger uden kulstoflagring, kr./ton CO ₂ -ækv.	250	338
Drivhusgasreduktion med kulstoflagring, ton CO ₂ -ækv./ha	10,8	10,8
Reduktionsomkostninger med kulstoflagring, kr./ton CO ₂ -ækv.	14	19

Kilde: Egne beregninger og Del I.

27.17 Omkostninger ved implementering og administration af virkemidler

Analyserne viser, at fire virkemidler forener et væsentligt reduktionspotentiale med relativt lave reduktionsomkostninger. Det drejer sig om:

- Husdyrgødning til biogas
- Dyrkning af pileflis til bioenergi på marginaljorde
- Halm til kraftvarme
- Udtagning af lavbundslande.

Alle de nævnte virkemidler vil formentlig kunne indgå i eksisterende administrative ordninger, bl.a. til kontrol af jordbrugets anvendelse af gødning og plantedække. Anvendelse af husdyrgødning til biogas vil således kunne indgå i den allerede eksisterende administrative kontrol vedrørende afgivelse/modtagelse af husdyrgødning. Kontrol af arealanvendelse til piledyrkning og udtagning af lavbundslande vil repræsentere en mindre udvidelse af den eksisterende markkontrol. Hvad halmleverancer angår, foreslås det, at bestemmelsen af omfanget overlades til de eksisterende energistøtteordninger og den kvoteomfattede energisektor.

For virkemidlet øget fedt i foder til malkekvæg ligger de samfundsmæssige reduktionsomkostninger på mellemniveau, hvilket gør virkemidlet potentielt interessant i klimapolitisk sammenhæng. En kombination af regel- og afgiftsstyring kunne være et relevant implementeringsinstrument til fremme af ændret fodringspraksis. Det vil sandsynligvis kræve et registreringsystem for køb af foderfedt svarende til det eksisterende system til registrering af køb af handelsgødning. Omfangsmæssigt vil der dog være tale om væsentligt færre bedrifter, da kun kvægbesætninger (over en vis størrelse) vil være omfattet.

Hovedparten af de øvrige virkemidler i analysen har enten for ringe reduktionspotentiale eller for høje reduktionsomkostninger til at kunne betragtes som klimapolitisk relevante. Efterafgrøder og reduceret jordbearbejdning repræsenterer dog en undtagelse, såfremt kulstoflagring i jord medtages i en kommende international klimaafteale – eller der kræves kompensation for kulstofreduktion ved anvendelse af halm

og husdyrgødning til brændsel. Plantedirektoratet vurderer, at implementering af disse virkemidler for et areal på 400.000 ha vil medføre en administrativ merudgift på ca. 5 mio. kr./år (Plantedirektoratet, 2008b). Til sammenligning vil etablering af efterafgrøder på 400.000 ha resultere i samfundsøkonomiske omkostninger i størrelsesordenen 170 mio. kr./år. De administrative omkostninger påvirker således ikke de samlede samfundsmæssige omkostninger i væsentligt omfang. Det udelukker naturligvis ikke, at en sådan udvidelse af kontrolopgaverne ville repræsentere en mærkbar forøgelse af ressourcekravet til den kontrollerende myndighed i forhold til det eksisterende aktivitetsniveau. Ligesom de præcise omkostninger til administration og kontrol af de forskellige virkemidler samt ved forskellige implementeringsmetoder ikke er gennemregnet, men bør analyseres nærmere.

28 OPSUMMERING AF OMKOSTNINGSBEREGNINGERNE

De drifts- og samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger er beregnet pr. ton CO₂-ækvivalent for de 15 listede virkemidler i analysen. Hvor det er relevant, er den samfundsøkonomiske værdi af reduceret kvælstofforurening medtaget i beregningerne af de samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger. Da det p.t. er uklart, hvordan kulstoflagring i jord vil indgå i fremtidige klimaaftaler, er reduktionsomkostningerne beregnet uden såvel som med inddragelse af ændringer i jordens kulstofindhold.

Tabel 28 viser virkemidlerne opdelt efter omkostningseffektivitet, således at virkemidlerne med de laveste reduktionsomkostninger står øverst i tabellen. Negative omkostninger betyder, at der ifølge beregningerne vil være en samfundsmæssig gevinst ved at implementere virkemidlerne – også uden, at drivhusgasreduktionen tages i betragtning. Implementerings- og administrationsomkostninger indgår ikke i de beregnede reduktionsomkostninger. For virkemidler med stort reduktionspotentiale har det ikke væsentlig betydning for størrelsen af de beregnede gennemsnitsomkostninger, mens det ikke nødvendigvis er tilfældet for virkemidler med beskedent reduktionspotentiale. Nogle af virkemidlerne optræder i flere varianter både med hensyn til fysiske og økonomiske forudsætninger. F.eks. er virkemidlet pileflis til brændsel i kraftvarmeproduktionen angivet tre gange for tre forskellige jordtyper.

For nogle af virkemidlerne knytter der sig væsentlige problemer til opgørelsen af de samfundsmæssige reduktionsomkostninger. Det begrænser i disse tilfælde mulighederne for sammenligning af de beregnede reduktionsomkostninger. Beregningsforudsætninger og –problemer diskuteres i det følgende.

Følgende virkemidler forener et højt reduktionspotentiale med relativt lave samfundsmæssige reduktionsomkostninger:

- husdyrgødning til biogas
- dyrkning af pileflis
- halm til kraftvarme
- udtagning af lavbundsarealer (vådområder).

Biogas fra husdyrgødning og halm til brændsel har reduktionsomkostninger på hhv. 98 og 111 kr./ton CO₂-ækv.. Medtages reduceret kulstoflagring i jord stiger reduktionsomkostningerne til 108 kr./ton CO₂-ækv. for biogas og 147 kr./ton CO₂-ækv. for halm. Reduktionsomkostningerne ligger dog stadig under den forudsatte undergrænse for reduktionernes samfundsmæssige værdi. Dvs. den forventede CO₂-kvotepris på 175 kr./ton, hhv. 225 kr./ton i perioden 2013-20 (for begges vedkommende i 2006-priser).

Reduktionsomkostningerne for udtagning af lavbundsjord og dyrkning af pileflis på marginaljord er hhv. 214 og 270 kr./ton CO₂-ækv.. Det svarer til godt 20 % mere end kvotepriserestimatet (på 175 kr./ton) for lavbundsjord og godt 50 % mere for pileflis. Medtages kulstoflagring i jord falder reduktionsomkostningerne til (kun) 14 kr./ton CO₂-ækv. for udtagning af lavbundsjord og 237 kr./ton CO₂-ækv. for pileflis. Dertil kommer værdien af ikke-kvantificerede positive eksternaliteter i form af lavere pesticidforbrug og øget biodiversitet ved implementering af de to virkemidler. Med en forventet stigning i den reale kvotepris til 225 kr./ton i perioden 2013-20 kan det antages, at også reduktionsomkostningerne for pileflis vil befinde sig nede omkring den skønnede minimumsværdi af dette virkemiddels CO₂-fortrængningsbidrag.

Tilsammen har de fire virkemidler et skønnet reduktionspotentiale på 2,7 mio. ton CO₂-ækv. pr. år. Det svarer til knap 70 % af reduktionspotentialet for samtlige analyserede virkemidler. Reduktioner uden for det kvoteomfattede område (i form af komplementære metan- og lattergasreduktioner) udgør en fjerdedel af de fire virkemidlers samlede reduktionspotentiale på 2,7 mio. ton. Medtages kulstoflagring i jord, stiger denne andel til knap en tredjedel. Derudover vil en del af CO₂-fortrængningen gennem substitution af fosfile brændstoffer kunne ske uden for den kvoteomfattede del af energisektoren.

Også øget fedt i foderrationen til malkekøer har et betydeligt reduktionspotentiale. De beregnede reduktionsomkostninger ligger på middelniveau i rangeringen af de undersøgte virkemidlers omkostningseffektivitet. Reguleringsmæssigt er implementeringen af virkemidlet mere kompliceret end for de ovenfor nævnte. Virkemidlet må dog betegnes som potentielt interessant.

Blandt de øvrige virkemidler har energimajs til biogas et betydeligt reduktionspotentiale, men de samfundsmæssige reduktionsomkostninger er forholdsvis høje. Da der ikke er større positive miljøeffekter forbundet med omlægning af landbrugsarealer til majsdyrkning, virker dette virkemiddel ikke umiddelbart interessant. Det samme gælder for bjærgning af græs fra ekstensive arealer til biogasproduktion.

Anvendelse af fiberfraktionen i husdyrgødning og afgasset gylle til brændsel på kraftvarmeværker har påkaldt sig interesse i landbruget. Det skyldes især mulighederne for at reducere kravet til harmoniarealer i husdyrproduktionen. Reduktionspotentialet mht. drivhusgasudledning er moderat og beregningsresultaterne viser, at de samfundsmæssige reduktionsomkostninger er forholdsvis høje. Da afbrænding af husdyrgødning – i lighed med bjærgning af halm til energiproduktion – reducerer kulstoflagringen i landbrugsjord, må virkemidlet betragtes uinteressant fra en klimapolitisk synsvinkel.

Nitrifikationshæmmere tilsat handelsgødningskvælstof har et ikke ubetydelig reduktionspotentiale, men meget høje reduktionsomkostninger – i det mindste ved de nuværende priser på nitrifikationshæmmere.

Reduktion af husdyrproduktionen fremtræder ifølge beregningerne som et omkostningsmæssigt interessant virkemiddel. For svineproduktionen er de beregnede reduktionsomkostninger således negative. Der knytter sig dog væsentlige problemer til beregningerne af reduktionsomkostningerne ved nedsættelse af husdyrproduktionen. Den kraftige strukturudvikling i kvæg- og svineproduktionen betyder, at mindre effektive producenter opgiver produktionen i betydeligt omfang, mens de mest effektive udvider. De effektive producenter må således antages at opnå en positiv aflønning af kapital og arbejdskraft. Det er vanskeligt at opfange disse forskelle i økonomiberegningerne. Der knytter sig yderligere det problem til beregning af CO₂-effekten, at frigørelse af arbejdskraft i husdyrproduktionen og de tilknyttede erhverv kan forventes at give øget aktivitet og dermed øget drivhusgasudledning i andre sektorer i økonomien (uden for det kvoteomfattede område), hvor den frigjorte arbejdskraft vil finde beskæftigelse.

De øvrige virkemidler i analysen har enten for små reduktionspotentialer eller for store reduktionsomkostninger til at være klimapolitisk interessante.

Det vurderes, at den relevante drivhusgasregulering i landbruget i vid udstrækning vil kunne baseres på det eksisterende administrative apparat til kontrol af jordbrugets anvendelse af gødning og plantedække. Som nævnt er det primært følgende virkemidler, der kan betragtes som interessante i klimapolitisk sammenhæng: husdyrgødning til biogas, dyrkning af pileflis til bioenergi, halmleverancer til kraftvarme, udtagning af lavbundslande og evt. øget fedt i foder til malkekvæg. Med undtagelse af fedt i foder vil de nævnte virkemidler kunne indgå i de eksisterende administrative ordninger til kontrol af jordbrugets anvendelse af gødning og plantedække. Implementering af virkemidlet øget fedt i foder til malkekvæg vil sandsynligvis kræve et nyt registreringssystem i lighed med det eksisterende system til registrering af køb af handelsgødning. De samlede administrative omkostninger er ikke beregnet, men det vurderes, at de vil udgøre en mindre del af de samfundsmæssige omkostninger ved realisering af virkemidlernes reduktionspotentiale.

Tabel 28. Rangering af virkemidler efter omkostningseffektivitet, kr./ton CO₂-ækv.¹

Virkemiddel	Uden kulstoflagring i jorden		Med kulstoflagring i jorden	
	Budget- økonomisk	Velfærds- økonomisk	Budget- økonomisk	Velfærds- økonomisk
Køling af gylle, genbrug af varme	-13.938	-18.816	-13.938	-18.816
Reduceret jordbearbejdning	-2.250	-3.038	-243	-328
Reduktion svineproduktion (2008-priser) ¹	-1.463	-1.976	-1.463	-1.976
Reduktion af svineproduktion (5-årigt gennemsnit) ¹	-444	-600	-444	-600
Efterafgrøder på sandjord	Øger udledn.	Øger udledn.	62	83
Overdækning af faste gødnings- lagre	80	108	80	108
Biogas fra husdyrgødning (gylle suppleret med tørstof)	98	132	108	146
Halm til brændsel	111	150	147	199
Reduktion af kvægproduktion (5-årigt gennemsnit) ¹	182	245	182	245
Udtagning af landbrugsjord på lavbund	214	290	14	19
Raps til biodiesel ¹	226	305	226	305
Pileflis til brændsel (marginaljord)	270	365	237	320
Reduktion af kvægproduktion (2008-priser) ¹	330	445	330	445
Fedt i foderet til malkekøer	332	448	332	448
Pileflis til brændsel (sandjord)	414	559	363	490
Pileflis til brændsel (lerjord)	688	928	603	814
Efterafgrøder på lerjord	Øger udledn.	Øger udledn.	606	818
Husdyrgødning til brændsel (afgas- set gylle)	671	906	1.121	1.513
Overdækning af gyllebeholdere	968	1.307	968	1.307
Græs fra ekstensive arealer til biogas	1.182	1.595	1.182	1.595
Husdyrgødning til brændsel (ube- handlet gylle)	1.238	1.671	2.263	3.055
Helsædsmajs til biogas	1.342	1.812	1.342	1.812
Hvede til bioethanol ¹	1.401	1.891	1.401	1.891
Nitrifikationshæmmere	1.429	1.929	1.429	1.929
Udtagning sandjord, højbund	1.752	2.363	420	567
Placering af gødning	4.286	5.786	4.286	5.786
Udtagning lerjord, højbund	6.830	9.220	1.640	2.213

Note: Emissionerne er beregnet på grundlag af nye emissionsfaktorer fra IPCC.

1. Virkemidlerne kan ikke umiddelbart sammenlignes med øvrige beregninger, jfr. diskussion i teksten.

29 REFERENCER (DEL II)

Baumol, W.J. & Oates, W.E.: The Theory of Environmental Policy, Cambridge University Press, 2nd edition, 1988.

Blicher-Mathiesen, G. & Grant, R. (2003): Faglig vurdering af VMP III scenarier. Notat fra DMU, Afd. for Ferskvandsøkologi.

Budgetkalkuler 2008: Budgetkalkuler for 2008 fra Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret, Århus.

Christensen, Johannes, Kurt Hjort-Gregersen, Hinrich Uellendahl, Birgitte K. Ahring, Dorte Lau Baggesen, Anders Stockmarr, Henrik B. Møller, Torkild Birkmose (2007): Fremtidens Biogasfællesanlæg – Nye anlægskoncepter og økonomisk potentiale, Rapport nr. 188, Fødevareøkonomisk Institut.

Cowi (2004): Etablering af bioethanolfabrik i Sønderjylland. http://www.slf.dk/Files/Filer/SLF/Bioethanol/Feasibility_studie_-_Teknisk_hovedrapport.PDF

Danish Energy Authority (2005): Technology Data for Electricity and Heat Generating Plants, March 2005.

http://www.ens.dk/graphics/Publikationer/Forsyning_UK/Technology_Data_for_Electricity_and_Heat_Generating_Plants/index.htm

Danmarks Statistik: Statistikbanken. <http://www.statistikbanken.dk/statbank5a/default.asp?w=1280>

Daka Biodiesel: <http://www.dakabiodiesel.dk/>

Dubgaard, Alex og Jacob Ladenburg (2007): Værdisætning af miljøgoder, i Kirsten Halsnæs, Peder Andersen og Anders Larsen (red.): Miljøvurdering på Økonomisk Vis, Jurist- og Økonomforbundets Forlag.

EA Energianalyse (2006): Elproduktionsomkostninger for nye danske anlæg. Rapport udarbejdet for Dansk Energi, 2. oktober 2006.

Energistyrelsen (2008a): Forudsætninger for samfundsøkonomiske analyser på energiområdet, februar 2008. <http://www.ens.dk/sw15973.asp>

Energistyrelsen (2008b): Vurderinger af reduktionsomkostninger for drivhusgas-udledninger uden for kvotesektoren – om krav til analysernes indhold og overordnet metode. Notat, 7. juli 2008.

EU (2003): Directive 2003/30/EC of the European Parliament and of the Council – On the promotion of the use of Biofuels or other renewable fuels for transport. Tilgængelig online: http://ec.europa.eu/energy/res/legislation/doc/biofuels/en_final.pdf

EU-kommissionen (2008): Forslag til Europa-Parlamentets og Rådets Direktiv om ændring af direktiv 2003/87/EF med henblik på at forbedre og udvide ordningen for handel med kvoter for drivhusgasemissioner i Fællesskabet, KOM(2008) 16 endelig, 2008/0013 (COD).

<http://register.consilium.europa.eu/pdf/dk/08/st05/st05862.da08.pdf>

Finansministeriet (1999): Vejledning i udarbejdelse af samfundsøkonomiske konsekvensvurdering. <http://www.fm.dk/udgivelser/publikationer/vejlsmf99/index.htm>

Finansministeriet (2007): Fagligt udredningsarbejde om virkemidler i forhold til implementering af vandrammedirektivet, Juni 2007.

http://www.fm.dk/db/filarkiv/17591/Web_Fagligt_udredningsarbejde_om_vandrammedirektivet.pdf

Folketinget 2008: Spørgsmål til Ministeren for Fødevarer, Landbrug og fiskeri ang. DDGS: tilgængelig online: <http://www.folketinget.dk/samling/20072/almDEL/FLF/spm/241/svar/endeligt/20080430/552645.PDF>

Fødevarerministeriet (2003): Forberedelse af Vandmiljøplan III, Teknologiske virkemidler til nedbringelse af næringsstoffbelastningen.

Fødevarerøkonomisk Institut m.fl. (2008): Supplerende notat omkring virkemidler og omkostninger ved udvalgte virkemidler i relation til Virkemiddeludvalg II, Fødevarerøkonomisk institut, DMU og DJF, maj 2008-08-19.

Graversen, Jesper, M. Gylling (2002): Energiafgrøder til fastbrændselsformål, - produktionsøkonomi, håndteringsomkostninger og leveringsplaner. Working Paper, Fødevarerøkonomisk Institut

Hanley, N., Shogren, J. & White, B. (1997): Environmental Economics in Theory and Practice, TJ Press.

Hinge, Jørgen og Erik Maegaard (2005): Prisen på halm til kraftvarme? Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret, Byggeri og Teknik, februar 2005.

Hjort-Gregersen, Kurt, Christensen, J. (2005): Afbrænding af fiberfraktion fra separeret gylle, drifts og samfundsøkonomiske analyser, notat af 30. maj 2005, Fødevarerøkonomisk Institut.

Håndbog for Driftsplanlægning, Dansk Landbrugsrådgivning, oktober 2007.

Høy, Jens J., (2006): Placering og nedfældning af fast handelsgødning, Dansk Landbrugsrådgivning: Byggeri og Teknik nr. 1478, 2006. http://www.lr.dk/bygningerogmaskiner/informationsserier/farmtest/1478_jjh.htm

Jacobsen, B. (2001). De økonomiske konsekvenser ved handlingsplan til reduktion af ammoniakfordampningen fra landbruget. Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut. Januar 2001.

Jacobsen, Brian H. og C. Nissen (2008): Indkomsttab ved miljøgræs, braklagte randzoner og vådområder. Fødevarerøkonomisk Institut. Notat af 24. juni 2008.

Jørgensen, U. (2004): [Muligheder for forbedret kvælstofudnyttelse i marken og for reduktion af kvælstof-tab - Faglig udredning i forbindelse med forberedelsen af Vandmiljøplan III](#), DJF rapport Markbrug, nr. 103, 2004.

Jørgensen, Uffe, Peter Sørensen, Preben Bach Holm & Inge T. Kristensen (2008): Ressourcepotentialer for biomasse i Danmark. Kapitel 5 i Jorden – En knap ressource, Fødevarerministeriets rapport om samspillet mellem fødevarer, foder og bioenergi. Dansk potentiale i internationalt perspektiv, Fødevarerministeriet, januar 2008.

Knudsen, Leif (2008): Personlig meddelelse. Mail af 29. oktober 2008. Chefkonsulent Planteproduktion, Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret.

Kromann, M. T. & H. Snefttrup Fleischer (2008): Scenarier for danske drivhusgas reduktionstiltag i 2020 og 2050, COWI A/S, februar 2008.

Larsen, Søren Ugilt og Katrine Hauge Madsen (2008): Kalkuler for energipil, Landscentret Planteproduktion, oktober 2008

<http://www.lr.dk/planteavl/informationsserier/info-planter/bioenergi-kalkuler.htm>

Dansk Landbrugsrådgivning, Landscenteret (2008): Pris- samt behandlingsindeks. <http://www.lr.dk/mid-deldatabasen/PriceList.asp>

Nymand, Jacob W., (2006): Fordele og ulemper ved reduceret jordbearbejdning, Dansk Landbrugsrådgivning, http://www.lr.dk/planteavl/informationsserier/artikler/redu_jord_fordele_og_ulemper.htm

Maarschalkerweerd, Christian van der (2006): Welfare Economic Perspectives of Danish Bio-Ethanol Production, Specialeopgave ved LIFE, KU.

Miljøstyrelsen (2007): Omkostningseffektive tiltag i de ikke-kvotebelagte sektorer, Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 22, 2007.

<http://www2.mst.dk/common/Udgivramme/Frame.asp?http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2007/978-87-7052-490-2/html/default.htm>

Møller, F., Andersen, S.P., Grau, P., Huusum, H., Madsen, T., Nielsen J. & Strandmark, L. (2000): Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter. Miljø- og Energiministeriet.

Møller, Henrik B. og Nielsen, Lisbeth, (2008): Græs er ægte grøn energi, Forskning i Bioenergi, BioPress, marts 2008-08-27

Nielsen, Lars Henrik, Hjort-Gregersen, K., Thygesen, P., Christensen, J. (2002): Samfundsøkonomiske analyser af biogasfællesanlæg – med tekniske og selskabsøkonomiske baggrundsanalyser. Rapport nr. 136, Fødevareøkonomisk Institut

Olesen, J. E., Steen Gyldenkerne, Søren O. Petersen, Mette Hjorth, Mikkelsen, Brian H. Jacobsen, Lars Vesterdal, Anne Mette K. Jørgensen, Bent T., Christensen, Jens Abildtrup, Tove Heidmann og Gitte Rubæk (2004): Jordbrug og klimaændringer - samspil til vandmiljøplaner, DJF rapport Markbrug nr. 109. August 2004.

Olesen, J. E (2005): Drivhusgasser fra jordbruget – reduktionsmuligheder. Ministeriet for fødevarer, landbrug og fiskeri, Danmarks JordbrugsForskning. DJF-rapport, Markbrug nr. 113, januar 2005.

Olesen, J. E., (2008): Effekter af udvalgte tiltag til reduktion af landbrugets drivhusgasemissioner. Del I i nærværende rapport.

Pedersen, Poul, (2005): Linespilsanlæg med køling i drægtighedsstalde, Dansk Svineproduktion, meddelelse nr. 694.

Plantedirektoratet (2008a): Bekendtgørelse om jordbrugets anvendelse af gødning og om plantedække i planperioden 2008/2009, BEK nr. 786 af 22/07/2008.

Plantedirektoratet (2008b): Bemærkninger til vurderingen af de administrative omkostninger ved landbrugsrettede virkemidler analyseret i forbindelse med konsekvensanalysen ”Landbrug og Klima – analyse af landbrugets virkemidler til reduktion af drivhusgasser og de økonomiske konsekvenser”, 24. november 2009.

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

Skatteministeriet (2007): Omfang af dobbeltregulering af CO₂-udledningerne ved kvoter og afgifter. Arbejdsgruppen om CO₂- og energiafgifter, 02/03/07. Bilag B: Kvotesystemet.

<http://www.skm.dk/publikationer/udgivelser/5453/bilagbkvotesystemet/>

PROBIOGAS (2007): National Assessment Report. Assessment of a Centralised co-digestion Plant hypothetically sited in Noord-Brabant Region, The Netherlands, van Asselt et al, University of Southern Denmark.

Syd Energi, Prisblad, august 2008, www.sydenergi.dk

Schou J.S., Kronvang, B., Birr-Pedersen, K., Jensen, P.L., Rubæk, G.H. Jørgensen, U. & Jacobsen, B. (2007): Virkemidler til realisering af målene i EU's Vandrammedirektiv. Udredning for udvalg nedsat af Finansministeriet og Miljøministeriet: Langsigtet indsats for bedre vandmiljø. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 132 s. Faglig rapport fra DMU nr. 625.

<http://www.dmu.dk/Pub/FR625.pdf>

Schou, J.S., S. Neye, T. Lundhede, L. Martinsen and B. Hasler (2006): Modelling Cost-Efficient Reductions of Nutrient Loads to the Baltic Sea. Model specification, Data and Cost-functions. NERI Technical Report no. 592/2006.

Statoil priskort, 4. september 2008, www.statoil.com

Tafdrup, Søren (2008): Personlig meddelelse. Mail af 4. november 2008. Biogasspecialist Søren Tafdrup, Energiforsyning og vedvarende energi, Energistyrelsen.

Økonomi- og Erhvervsministeriet 2004: Redegørelse om implementering af EU's biobrændstofdirektiv, Økonomi- og Erhvervsministeriet, Finansministeriet, Fødevarerministeriet, Miljøministeriet, Skatteministeriet, Trafikministeriet.

<http://www.ebb-eu.org/legis/DENMARK%201st%20report%20Dir%202003%2030.pdf>

BILAG A

Tabel a.1 Dækningsbidragskalkule for søer med smågrise år 2008

År 2008				
Husdyr type: Svin				
Søer med smågrise til 30 kg				
				Driftsøko.
	Kg	Stk	Pris	Kroner
Udbytte				
Smågrise, kg. lev. vægt	32,00	26,00	348,00	9.048
Udsætterso, kg sl. vægt	160,00	0,30	7,40	355
Produktionsafgift		0,30	13,75	-4
Sopolte slagtet		0,05	859,00	43
Gylte slagtet		0,05	987,00	49
Selvdøde søer, destruktionsomk.		0,10	-164,00	-16
Selvdøde grise, destruktionsomk.		4,93	-7,00	-35
Sopolte overført		-0,50	1.700,00	-850
I alt				8.590
Stykomkostninger				
		Kg		
Tilskudsfoder, søer 22-24%		257,00	2,73	702
Byg, købspris		565,00	1,68	949
Hvede, købspris		565,00	1,70	961
Fuldfoder, fravænnede grise, FEsv		1.050,00	2,45	2.573
Startfoder, pattegrise, FEsv		175,00	3,60	630
Halm		275,00	0,55	151
Dyrlæge, avl, kontrol				340
Dyrlæge, 7-30 kg			6,00	156
I alt				6.462
Dækningsbidrag pr. årssø (DBI)				
			Ændr. 05-	
Kapacitetsomkostninger	FOI 2005	07	ØAV/G/L	2008
Energi	332,00	1,16	1,04	399
Rentebelastning, besætning	150,00	1,04	1,04	162
Arbejdsindsats	1.391,00	1,09	1,04	1.575
Vedligeholdelse, inventar	229,00	1,04	1,04	247
Afskrivning, inventar	475,00	1,04	1,04	513
Rentebelastning, inventar	120,00	1,04	1,04	130
Energiafgift	38,00	1,16	1,04	46
Forsikringer	79,00	1,05	1,04	86
Diverse omkostninger	163,00	1,05	1,04	177
Vedl. Og afskrivninger	539,00	1,13	1,04	631
Rentebelastning, bygninger	525,00	1,10	1,04	600
I alt	4.041,00			4.566
Dækningsbidrag pr. årssø (DBII)				
				-2.438
Dækningsbidrag pr. DE				
				-10.096

Kilde: (Budgetkalkuler 2008) FOI (2006) og egne beregninger.

BILAG B

Tabel b.1 Dækningsbidragskalkule for produktion af slagtesvin

År 2008				Driftsøko.
Husdyr type: Slagtesvin indkøbte grise	Kg	Stk	Pris	Kroner
Udbytte				
Slagtesvin a 106 kg lev. vægt	81,00	0,97	10,60	830,00
Produktionsafgift		0,97	5,50	-5,00
Selvdøde svin, destruktionsomk.		0,07	-47,00	-3,00
Smågrise, kg. lev. vægt	7,00	-1,03	201,00	-208,00
I alt				614,00
Stykomkostninger		Kg		
Startfoder pattegrise	5,50		3,60	20,00
Fuldfoder frav. grise	36,50		2,45	89,00
Fuldfoder slagtesvin	202,00	192,00	1,98	380,00
Halm	6,00		0,55	3,00
Dyrlæge, E-kontrol m.m.				6,00
I alt				498,00
<i>Dækningsbidrag pr. slagtesvin (DBI)</i>				80,00
		Ændr. 05-		
Kapacitetsomkostninger	FOI 2005	07	ØAV/G/L	2008,00
Energi	11,00	1,22	1,04	13,90
Rentebelastning, besætning	7,00	1,05	1,04	7,59
Arbejdsindsats	45,00	1,10	1,04	51,50
Vedligeholdelse, inventar	9,00	1,05	1,04	9,75
Afskrivning, inventar	16,00	1,05	1,04	17,34
Rentebelastning, inventar	4,00	1,05	1,04	4,34
Energiafgift	1,00	1,22	1,04	1,26
Forsikringer	4,00	1,06	1,04	4,39
Diverse omkostninger	9,00	1,05	1,04	9,82
Vedl. Og afskrivninger	28,00	1,15	1,04	33,29
Rentebelastning, bygninger	29,00	1,11	1,04	33,47
I alt	163,00			186,66
<i>Dækningsbidrag pr. slagtesvin (DBII)</i>				-106,66
<i>Dækningsbidrag pr. DE</i>				-3733,06

Kilde: (Budgetkalkuler 2008) FOI (2006) og egne beregninger.

BILAG C

Tabel c.1 Dækningsbidragskalkule for malkekvægsbedrifter.

Husdyr type: Kvæg				
Malkekvæg, stor race.				
				Driftsøko.
	Kg	Stk	Pris	Kroner
Udbytte				
Kg mælk leveret	9.280,0	9.500,0	2,8	25.984,0
Fedt %	4,2			
Protein %	3,4			
Udsætterkøer a 584 kg	280,0	0,4	14,5	1.705,0
Spædkalve a 40 kg		0,5	500,0	265,0
Slagtekvier a 454 kg	230,0	0,1	17,4	200,0
Kælvekvier a 600 kg		0,0	8.600,0	0,0
Sødmælk til kalve	50,0	210,0	2,2	470,0
I alt				28.624,0
Stykomkostninger				
	Fe	Kg		
C-blanding	531,0	462,0	2,1	
A-blanding		0,0	2,0	
Sojaskrå	940,0	790,0	1,8	
Byg, købspris	1.249,0	1.324,0	1,5	
Kalveblanding	100,0	100,0	2,3	
Sødmælk til kalve	50,0	210,0	2,2	
Mineralblanding			300,0	5.355,0
Byghelsæd			1,2	
Majsensilage	3.942,0		1,2	
Kløvergræsensilage	2.406,0		1,2	
Byghalm	179,0	924,0	0,4	7.987,0
Dyrlæge, avl, kontrol				1.980,0
I alt	9.397,0			15.322,0
Dækningsbidrag pr. årsko (DBI)				13.302
Kapacitetsomkostninger				
Energi	34,0	1,2	1,0	40,9
Rentebelastning, besætning	190,0	1,0	1,0	205,1
Arbejdsindsats	4.076,0	1,1	1,0	4.616,4
Vedligeholdelse, inventar	646,0	1,0	1,0	697,4
Afskrivning, inventar	819,0	1,0	1,0	884,2
Rentebelastning, inventar	192,0	1,0	1,0	207,3
Energiafgift	34,0	1,2	1,0	40,9
Forsikringer	188,0	1,0	1,0	204,4
Diverse omkostninger	353,0	1,1	1,0	385,2
Vedl. Og afskrivninger	767,0	1,1	1,0	897,4
Rentebelastning, bygninger	1.635,0	1,1	1,0	1.887,0
Omkostninger vedr. grovfoder	1.210,0	1,0	1,0	1.270,4
I alt	10.144,0			11.336,5
Dækningsbidrag pr. årsko (DBII)				1.966
Dækningsbidrag pr. DE(DBII)				1.671

Kilde: (Budgetkalkuler 2008) FOI (2006) og egne beregninger.

Landbrug og Klima

– analyse af landbrugets virkemidler til reduktion af drivhusgasser og de økonomiske konsekvenser.

Analysen er udarbejdet for Fødevareministeriet af:
Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Århus Universitet
og Fødevareøkonomisk Institut, Københavns Universitet

Oplag: 300 ex.

ISBN:

978-87-7083-291-5 Tryk

978-87-7083-292-2 Web

Fødevareministeriet december 2008



Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri
Slotsholmsgade 12
1216 København K
www.fvm.dk