

# VIRKEMIDLER TIL REDUKTION AF KLIMAGASSER I LANDBRUGET

JØRGEN E. OLESEN, SØREN O. PETERSEN, PETER LUND, UFFE JØRGENSEN, TROELS KRISTENSEN,  
LARS ELSGAARD, PETER SØRENSEN OG JAN LASSEN

DCA RAPPORT NR. 130 · SEPTEMBER 2018



AARHUS  
UNIVERSITET

DCA - NATIONALT CENTER FOR FØDEVARER OG JORDBRUG



# VIRKEMIDLER TIL REDUKTION AF KLIMAGASSER I LANDBRUGET

---

DCA RAPPORT NR. 130 · SEPTEMBER 2018



Jørgen E. Olesen<sup>1)</sup>, Søren O. Petersen<sup>1)</sup>, Peter Lund<sup>2)</sup>, Uffe Jørgensen<sup>1)</sup>, Troels Kristensen<sup>1)</sup>,  
Lars Elsgaard<sup>1)</sup>, Peter Sørensen<sup>1)</sup> og Jan Lassen<sup>3)</sup>

Aarhus Universitet  
Institut for Agroøkologi<sup>1)</sup>  
Institut for Husdyrforskning<sup>2)</sup>  
Institut for Molekylærbiologi og Genetik<sup>3)</sup>

Blichers Allé 20  
Postboks 50  
8830 Tjele

# VIRKEMIDLER TIL REDUKTION AF KLIMAGASSER I LANDBRUGET

---

Serietitel	DCA rapport
Nr.:	130
Forfattere:	Jørgen E. Olesen, Søren O. Petersen, Peter Lund, Uffe Jørgensen, Troels Kristensen, Lars Elsgaard, Peter Sørensen og Jan Lassen
Udgiver:	DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Blichers Allé 20, postboks 50, 8830 Tjele. Tlf. 8715 1248, e-mail: dca@au.dk, hjemmeside: www.dca.au.dk
Rekvirent:	Miljø- og Fødevareministeriet, Departementet
Fagfælle-	
bedømt:	Mette Hjorth Mikkelsen og Lars Elsgaard
Fotograf:	Forsidefoto: Jørgen E. Olesen
Tryk:	www.digisource.dk
Udgivelsesår:	2018
	Gengivelse er tilladt med kildeangivelse
ISBN:	Trykt version 978-87-93643-41-3, elektronisk version 978-87-93643-42-0
ISSN:	2245-1684

Rapporterne kan hentes gratis på [www.dca.au.dk](http://www.dca.au.dk)

## Rapport

Rapporterne indeholder hovedsageligt afrapportering fra forskningsprojekter, oversigtsrapporter over faglige emner, vidensynteser, rapporter og redegørelser til myndigheder, tekniske afprøvninger, vejledninger osv.



## Forord

I forbindelse med EU's 2030 målsætning om reduktion af klimagasudslip har der været ønske om et opdateret vidensgrundlag over muligt tiltag til reduktion af emissioner inden for det ikke-kvotebelagte område. Dette omhandler bl.a. emissioner fra landbruget. Miljø- og Fødevareministeriet har derfor anmodet DCA om en beskrivelse og vurdering af de mulige virkemidler og deres potentiale til reduktion af drivhusgasudledninger inden for landbruget.

Denne rapport giver en oversigt over potentiale, effekter og barrierer for en række tiltag til reduktion af landbrugets udledninger af drivhusgasser. Der er en lang række mulige virkemidler til drivhusgasreduktion i landbruget, og rapporten her gennemgår et udvalg af disse baseret på de virkemidler, der forventes at have det største potentiale, og som kan gennemføres med relativt lave omkostninger. Rapporten er blevet til i tæt dialog med Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi ved Københavns Universitet, som har benyttet de anførte potentialer og emissionsreduktioner til beregning af samfunds- og budgetøkonomiske konsekvenser af introduktion af disse tiltag.

Rapporten har været fagligt kommenteret af Mette Hjorth Mikkelsen, Institut for Miljøvidenskab, og Lars Elsgaard, Institut for Agroøkologi, begge Aarhus Universitet.

Foulum, september 2018

*Jørgen E. Olesen*

*Professor, Aarhus Universitet, Institut for Agroøkologi*



## Indhold

Forord.....	3
1 Sammen drag .....	9
2 Summary .....	13
3 Indledning .....	17
3.1 Emissionsfaktorer .....	17
3.2 Potentiale og muligheder for reduktioner .....	18
3.2.1 Husdyrgødning.....	19
3.2.2 Kvælstofanvendelse.....	22
3.2.3 Biogas .....	23
3.2.4 Arealanvendelse .....	24
4 Biogas .....	26
4.1 Anvendelse .....	26
4.2 Biogasscenarier.....	26
4.3 Samspil til andre virkemidler.....	32
4.4 Sideeffekter .....	32
5 Gyllehåndteringsteknologier.....	34
5.1 Forsuring af gylle i stald.....	34
5.1.1 Anvendelse .....	34
5.1.2 Effekt på klimagasser.....	35
5.1.3 Samspil til andre virkemidler .....	37
5.1.4 Sideeffekter .....	37
5.2 Fast overdækning af gyllebeholdere.....	40
5.2.2 Relevans og potentiale.....	42
5.2.3 Effekt på klimagasser.....	43
5.2.4 Samspil til andre virkemidler .....	43
5.2.5 Sideeffekter .....	44
5.3 Køling af gylle i stalden .....	44
5.3.1 Anvendelse .....	45
5.3.2 Effekt på klimagasser.....	46
5.3.3 Samspil til andre virkemidler .....	47
5.3.4 Sideeffekter .....	47
6 Husdyrproduktion.....	48

6.1	Øget fodring med kraftfoder, fedt og letfordøjeligt grovfoder.....	48
6.1.1	Anvendelse .....	49
6.1.2	Relevans og potentiale.....	49
6.1.3	Effekt på klimagasser.....	50
6.1.4	Samspil til andre virkemidler .....	50
6.1.5	Sideeffekter .....	51
6.2	Anvendelse af tilsætningsstoffer i foder .....	51
6.2.1	Anvendelse .....	51
6.2.2	Relevans og potentiale.....	52
6.2.3	Effekt på klimagasser.....	53
6.2.4	Samspil til andre virkemidler .....	53
6.2.5	Sideeffekter .....	53
6.2.6	Økonomi.....	55
6.2.7	Øvrige tilsætningsstoffer .....	55
6.3	Genetisk selektion af malkekvæg.....	56
7	Kvælstofhåndtering.....	57
7.1	Nitrifikationshæmmere.....	57
7.1.1	Handelsgødning.....	57
7.1.2	Husdyrgødning.....	62
7.2	Skærpet udnyttelseskrav for N i afgasset husdyrgødning.....	66
7.2.1	Anvendelse .....	66
7.2.2	Relevans og potentiale.....	66
7.3	Præcisionsjordbrug .....	67
7.3.1	Virkemåde.....	67
7.3.2	Effekter på kvælstofanvendelse og tab.....	68
7.3.3	Effekter på klimagasser .....	70
8	Arealrelaterede tiltag.....	71
8.1	Udtagning af organogen jord til græs.....	71
8.1.1	Anvendelse .....	71
8.1.2	Relevans og potentiale.....	71
8.1.3	Effekt på klimagasser.....	72
8.1.4	Samspil med andre virkemidler .....	74
8.1.5	Sideeffekter .....	74
8.2	Udtagning af jord i omdrift til ugødet græs (slåningsbrak) .....	75



8.2.1	Anvendelse .....	75
8.2.2	Relevans og potentiale.....	75
8.2.3	Effekt på klimagasser.....	76
8.2.4	Samspil med andre virkemidler .....	77
8.2.5	Sideeffekter .....	77
8.3	Omlægning af omdriftsarealer til flerårige energiafgrøder .....	78
8.3.1	Anvendelse .....	78
8.3.2	Relevans og potentiale.....	78
8.3.3	Effekt på klimagasser.....	79
8.3.4	Samspil til andre virkemidler .....	80
8.3.5	Sideeffekter .....	81
8.4	Efterafgrøder .....	83
8.4.1	Anvendelse .....	83
8.4.2	Relevans og potentiale.....	83
8.4.3	Effekt på klimagasser.....	84
8.4.4	Samspil med andre virkemidler .....	85
8.4.5	Sideeffekter .....	85
9	Ændrede dyrkningsformer .....	87
9.1	Reduceret jordbearbejdning .....	87
9.1.1	Virkemåde.....	87
9.1.2	Effekter på kulstof- og kvælstofomsætning .....	88
9.1.3	Effekter på klimagasser .....	89
9.1.4	Sideeffekter .....	89
9.2	Økologisk jordbrug .....	90
9.2.1	Metode .....	90
9.2.2	Resultater .....	92
9.2.3	Diskussion.....	95
9.3	Halm til forgasning med returnering af biochar til jorden.....	97
9.3.1	Anvendelse .....	97
9.3.2	Relevans og potentiale.....	98
9.3.3	Effekt på klimagasser.....	99
9.3.4	Sideeffekter .....	99
9.3.5	Økonomi.....	99
10	Opsummering .....	100

10.1	Effekter af enkelte virkemidler .....	103
10.2	Samspil mellem virkemidler .....	104
10.3	Behov for forskning og udvikling .....	104
11	Referencer .....	106

## 1 Sammendrag

I forbindelse med EU's 2030 målsætning om reduktion af klimagasudslip ønskes et opdateret vidensgrundlag over muligt tiltag til reduktion af emissioner inden for det ikke-kvotebelagte område belyses. Dette omhandler bl.a. emissioner fra landbruget. Rapporten giver en oversigt over potentiale og effekter af en række tiltag til reduktion af landbrugets udledninger af drivhusgasser.

Der er mange forskellige kilder til drivhusgasser fra landbruget. De største bidrag kommer fra metan og lat-tergas, bl.a. fordi disse drivhusgasser har hhv. 25 og 298 gange kraftigere drivhuseffekt end kuldioxid. For at lette sammenligningen af udledningen af alle typer drivhusgasser, omregner man mængden af andre drivhusgasser til den mængde af CO<sub>2</sub>, som over 100 år ville give samme drivhuseffekt – den såkaldte CO<sub>2</sub>-ækvivalent. I tillæg er lavet en særskilt opgørelse af ændringer i jordens indhold af kulstof, hvor øget kulstoflagring eller mindskede udslip vil reducere CO<sub>2</sub>-belastningen. En øget kulstoflagring vil ikke umiddelbart bidrage til opfyldelse af Danmarks reduktionsforpligtigelse, da der er et loft over brugen af LULUCF-kreditter, hvorunder kulstoflagring i landbrugsjord indgår. Endvidere indregnes brændstofbesparelser i landbruget eller i transportsektoren (fra øget brug af biogas) som reduktion af CO<sub>2</sub>-udledninger.

Der er foretaget et udvalg af virkemidler, der forventes at have det største potentiale, og som kan gennemføres med lave omkostninger. En del af disse virkemidler er yderligere udvalgt til beregning af omkostningseffektivitet, som er afrapporteret særskilt af Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi (IFRO) ved Københavns Universitet (KU). Virkemidlerne til reduktion af landbrugets drivhusgasudledning opdeles på tiltag omkring 1) biogas, 2) gyllehåndteringsteknologier, 3) husdyrhold, 4) kvælstofhåndtering, 5) arealrelaterede tiltag, og 6) ændrede dyrkningsformer. Effekterne af tiltagene er beregnet for hvert enkelt tiltag alene, uden hensyntagen til eventuelle samspil med andre effekter, og de angivne værdier for drivhusgasreduktion kan derfor ikke umiddelbart summeres.

De tiltag, der er nævnt i rapporten, varierer betydeligt i deres effekter og sideeffekter. Desuden vil der være stor variation i deres omkostningseffektivitet. For at et virkemiddel skal være relevant, skal det have en betydende effekt på de samlede udledninger, være veldokumenteret så det kan indgå i den nationale opgørelse, være økonomisk konkurrencedygtigt, og det skal kunne implementeres i praksis uden væsentlige negative sideeffekter. Endvidere skal det naturligvis kunne inkluderes i den nationale emissionsopgørelse. På grundlag af disse kriterier er der udvalgt fem lovende virkemidler, der opfylder de fleste af de nævnte kriterier, og hvor der også er gennemført beregninger af omkostningseffektivitet af IFRO ved KU:

- Ændret fodring af kvæg og opdræt med kraftfoder, fedt og let fordøjeligt grovfoder
- Biogas, med og uden hyppig udslusning af gylle til lager eller køling af gylle i stalden
- Forsuring af gylle i stalden

- Tilsætning af nitrifikationshæmmere til handelsgødning og husdyrgødning (gylle)
- Udtagning af organogene jorder med eller uden ophør af dræning

*Tabel A1. Reduktion af drivhusgasser ved virkemidler opgjort i kt CO<sub>2</sub>-ækv/år for potentialet i 2030 for tiltag ud for basisfremskrivningen. Enkelte virkemidler er beregnet for forskellige grupper af dyr eller typer af husdyrgødning. Desuden er der for udtagning af organogen jord og biogas regnet på forskellige versioner af tiltaget. Reduktion i udledningerne er opgjort som den samlede effekt af reduktion i lattergas og metan, øget kulstoflagring og reduktion af fossil energi i landbrug og transport. Desuden er det anført om virkemidlet umiddelbart kan indgå i den nationale emissionsopgørelse, samt om der er væsentlige tekniske, miljømæssige og sundhedsmæssige barrierer for implementeringen.*

Tiltag	Reduktion i alt	Emissionsopgørelse	Væsentlige barrierer
Ændret fodring af malkekvæg	158	Ja	Nej
Ændret fodring af opdræt	16	Ja	Nej
Biogas	250	Ja	Nej
Biogas med køling/hyppig udslusning	342	Nej	Nej
Forsuring af gylle	176	Nej	Nej
Nitrifikationshæmmere til handelsgødning	496	Nej	Ja <sup>1</sup>
Nitrifikationshæmmere til gylle	213	Nej	Ja <sup>1</sup>
Udtagning af organogen jord uden ophør af dræning	393	Ja	Nej
Udtagning af organogen jord med ophør af dræning	1352	Ja	Nej
Nitrat i foder til malkekvæg	110	Nej	Ja <sup>2</sup>
Fast overdækning af gyllebeholdere	8	Nej	Nej
Skærpet N-udnyttelse af afgasset gylle	27	Ja	Nej
Braklægning (100.000 ha)	219	Ja	Nej
Flerårige energifgrøder (100.000 ha)	138	Ja	Nej
Efterafgrøder (205.000 ha)	170	Ja	Nej

<sup>1</sup> Der kan i forbindelse med anvendelse af nitrifikationshæmmere være effekter på økotoksikologi og udvaskning af tilsætnings- og nedbrydningsprodukter til grundvand, som bør afklares inden udbredt anvendelse. <sup>2</sup> Tilsætning af nitrat til foderet øger nitratindholdet i mælken.

Potentialet for reduktion af drivhusgasser med disse fem tiltag er beregnet som yderligere reduktioner i forhold til basisfremskrivningen for 2030 (tabel A1). Basisfremskrivningen indeholder den forventede udvikling i arealanvendelse, husdyrhold og virkemidler uden yderligere politiske tiltag. Effekterne afhænger af hvordan de enkelte tiltag sammensættes; således fås den største effekt af biogas, hvis det kombineres med hyppig udslusning og køling af gylle i stalden. For reduktion af metan og lattergas vil de fem virkemidler

give samlede beregnede reduktioner på 1,06-1,21 mio. t CO<sub>2</sub>-ækv/år i 2030, svarende til en reduktion på 10-12% af landbrugets udledninger af disse drivhusgasser i basisfremskrivningen for 2030. Effekten på kulstoflagring er 0,31-1,50 mio. t CO<sub>2</sub>/år i 2030, afhængig af om de organogene jorder udtages med eller uden ophør af dræning. Brændstofbesparelsen ligger på ca. 0,18 mio. t CO<sub>2</sub>/år.

En række af de øvrige tiltag giver lavere emissionsreduktioner (fx overdækning af gyllebeholder og skærpet N-udnyttelse af afgasset gylle), har negative sideeffekter (fx nitrat i foder giver øget nitrat i mælk) eller kræver anden arealanvendelse (braklægning og energiafgrøder) og dermed reduktion i fødevareproduktionen. Her fås en samlet beregnet reduktion af udledningerne af metan og lattergas på 0,20 mio. t CO<sub>2</sub>-ækv/år i 2030, svarende til 2% af landbrugets udledninger af disse drivhusgasser i basisfremskrivningen for 2030. Effekten på kulstoflagring af disse øvrige tiltag er en reduktion i CO<sub>2</sub>-udslip på 0,32 mio. t CO<sub>2</sub>/år, og brændstofbesparelsen er på 0,18 mio. t CO<sub>2</sub>/år.

De fleste af virkemidlerne vil umiddelbart kunne indgå i den nationale emissionsopgørelse. Der er dog for enkelte af virkemidler behov for yderligere dokumentation af tiltagets effekt på emissionerne. Dette gælder især for brugen af nitrifikationshæmmere til gødning, nitrat i foderet og forsuring af gyllen. Der vil desuden være behov for bedre indsamling af aktivitetsdata til opgørelse af effekterne i den nationale opgørelse. Dette gælder fx brug af hyppig udslusning gylle, forsuring af gylle og overdækning af gyllebeholder, hvor der er brug for oplysning om, hvorvidt overdækningen kombineres med flydelag.

Der er også muligheder for påvirkning af landbrugets drivhusgasudledninger gennem ændring af produktionsformer. Her har især præcisionsjordbrug, conservation agriculture og økologisk landbrug været nævnt som muligheder for emissionsreduktioner. For alle disse ændrede produktionsformer gælder, at det er vanskeligt præcist at opgøre emissionsreduktionerne, da de ændrede produktionsformer involverer ændringer i stofstrømme af især kvælstof og kulstof i dyrkningssystemet, som påvirker drivhusgasudledninger, men som er vanskeligt kvantificerbare. Det vurderes dog, at præcisionsjordbrug og conservation agriculture har et beskedent potentiale for at reducere drivhusgasudledninger. Ved præcisionsjordbrug vil der især være mulighed for gennem bedre styring af kvælstofanvendelsen at kunne reducere lattergasudledninger. Ved conservation agriculture vil der være mulighed for at øge jordens kulstofindhold, især gennem øget tilbageholdelse af planterester og brug af efterafgrøder. Økologisk jordbrug giver også mulighed for reduktion af klimagasser, men dette vil være betinget af en lavere animalsk produktion.

Det fremgår af de nævnte virkemidler, at de største emissionsreduktioner opnås gennem teknologiske løsninger til reduktion af landbrugets udledninger. Disse teknologier skal dog tænkes sammen med de mange andre målsætninger for landbrugets produktion og miljøpåvirkninger. Der er gode eksempler på synergier. Således kan nitrifikationshæmmere være med til at reducere nitratudvaskning i forårsperioden, forsuring af gyllen reducerer ammoniakfordampning, og ophør med dræning og opdyrkning af organogene jorder i

ådale gennem etablering af vådområder kan være med til at mindske kvælstofbelastningen af vandmiljøet. Også på disse områder er der dog brug for mere viden og bedre kortlægning.

Der vil fremadrettet være et stort behov for yderligere forskning i reduktion af landbrugets klimagasser. Dette gælder både med hensyn til nye teknologier og driftsformer med lavere udslip, men i lige så høj grad med hensyn til bedre kvantificering af de aktuelle udslip og dokumentation af effekter af allerede tilgængelige virkemidler. For en række af de virkemidler, der indgår i dette katalog, vil der være brug for yderligere forskning og dokumentation, før de kan indgå som en del af den danske nationale emissionsopgørelse. Det gælder for forsuring af gylle i stalden til reduktion af metanudledning og anvendelse af nitrifikationshæmmere til reduktion af lattergasudledning. Der vil desuden være behov for bedre opgørelse af omfanget af anvendelsen af de forskellige teknologier, hvis disse tiltag retvisende skal kunne indgå i den nationale opgørelse.

## 2 Summary

The EU 2030 climate target requires a considerable reduction in greenhouse gas emissions from society, including the non-ETS sector that also encompasses agriculture. The report provides an overview of potential and effects of measures for reducing agricultural greenhouse gas emissions in Denmark.

There are several sources of greenhouse gases in agriculture. The largest contributions are methane and nitrous oxide, partly because these gases have 25 and 298 times, respectively, higher global warming potentials compared with carbon dioxide. To ease comparisons between emissions of different greenhouse gases, the global warming potential of these are compared to that of CO<sub>2</sub> over a 100 year time span, the so-called CO<sub>2</sub> equivalent. The changes of carbon in soils are also included, where a higher stock of soil carbon will reduce contributions of atmospheric CO<sub>2</sub> emissions. A greater sequestration of soil carbon will not necessarily contribute to the required emissions reductions under the EU 2030 climate target, since there is cap on the use of LULUCF credits, where soil carbon in agricultural soils is included. Finally fuel savings in agriculture and transport (e.g. from use of biogas) are included as reductions of CO<sub>2</sub> emissions from the non-ETS sector.

Measures were selected based on their potential and expected costs, so that a few measures with expected high potential and low costs were selected for calculation of cost-effectiveness in a separate report by Department of Food and Resource Economy (IFRO) at University of Copenhagen. Measures for reducing emissions are categorized within 1) biogas, 2) manure handling, 3) animal husbandry, 4) nitrogen management, 5) land use, and 6) changed farming practices. Effects on greenhouse gas emissions are calculated for each measure separately, without considering interactions or competition with other measures, and the calculated reductions in greenhouse gas emissions should therefore not be directly summed.

The measures shown in the report vary considerably in their effects on greenhouse gas emissions, but also in their side effects on environment, nature and health. For a measure to be relevant, it must have a significant effect on the total emissions, be sufficiently well documented to be included in the national emissions inventory, have sufficiently low costs, and it should be able to be implemented in practice without significant side effects. There should also be sufficient statistics on its implementation to allow it to be included in the national emission inventory. Based on these criteria, five promising measures were selected for calculation of cost-effectiveness by IFRO at University of Copenhagen:

- Changed feeding of cattle and rearing with concentrates, fat and highly digestible fodder
- Biogas, with and without frequent transfer of slurry from the house to the manure store or with cooling of manure in the house
- Acidification of slurry in the livestock house

- Addition of nitrification inhibitors to fertilizers and manure (slurry)
- Set-a-side of organic soils with and without termination of subsurface drains

*Table B1. Reduction of greenhouse gases from measures in kt CO<sub>2</sub>-eq/year for the potential in 2030 for measures in addition to the baseline projection. Individual measures are calculated for different groups of livestock or manure types. For biogas and set-a-side of organic soils different versions of the measures are also shown. The reduction in emissions are calculated as the total effect on nitrous oxide and methane, enhanced soil carbon and reduction of fossil energy in agriculture and transport. The possibilities of directly including the measure in the national emission inventory and the occurrence of major technical, environmental and health barriers are also shown.*

Measure	Reduction total	Emission inventory	Major barriers
Changed feeding of dairy cattle	158	Yes	No
Changed feeding of rearing	16	Yes	No
Biogas	250	Yes	No
Biogas with cooling/frequent slurry transfer to store	342	No	No
Acidification of slurry	176	No	No
Nitrification inhibitors to fertilizers	496	No	Yes <sup>1</sup>
Nitrification inhibitors to manure (slurry)	213	No	Yes <sup>1</sup>
Set-a-side of organic soils without ending draining	393	Yes	No
Set-a-side of organic soils with termination of drains	1352	Yes	No
Nitrate in feed for dairy cattle	110	No	Yes <sup>2</sup>
Fixed cover on slurry stores	8	No	No
Higher nitrogen utilization of digested slurry	27	Yes	No
Set-a-side (100.000 ha)	219	Yes	No
Perennial energy crops (100.000 ha)	138	Yes	No
Cover crops (205.000 ha)	170	Yes	No

<sup>1</sup>Use of nitrification inhibitors can have ecotoxicological effects and potential leaching of the active compound and degradation products to groundwater should be clarified before widespread use. <sup>2</sup> Adding nitrate to cattle feed increases nitrate content in the milk.

The potential for reducing greenhouse gases with these five measures are calculated as additional emissions reductions relative to the baseline projection for 2030 (Table B1). The baseline production includes the expected trends in land use, animal husbandry and relevant measures, assuming no specific actions on greenhouse emissions. The effects depend on how the individual measures are designed; thus, the largest effects of biogas are achieved when combined with cooling of manure in the livestock house or frequent transfer of manure from house to outside manure store. The five measures will reduce emissions of methane



and nitrous oxide by 1.06 – 1.21 mill. ton CO<sub>2</sub>-eq/year in 2030, corresponding to 10 – 12% of agricultural emissions of these greenhouse gases in the baseline projection for 2030. The effect on soil carbon storage is 0.31- 1.50 mill. ton CO<sub>2</sub>/year in 2030, depending on whether the set-a-side og organic soils include terminating drainage or not. The fuel savings are 0.18 mill. ton CO<sub>2</sub>/year.

Other evaluated measures generally have lower emissions reductions (e.g., solid cover on slurry tanks and enhanced N utilization of digested manure), have negative side effects (e.g., nitrate in feed gives higher nitrate content in milk) or requires changed land use (set-a-side or energy crops) resulting in lower food production. This gives a total calculated reduction in emissions of methane and nitrous oxide of 0.20 mill. ton CO<sub>2</sub>-eq/year in 2030, corresponding to 2% of agricultural greenhouse gas emissions in the baseline projection for 2030. The effect on soil carbon storage of these measures is a reduction in CO<sub>2</sub> emissions of 0.32 mill. ton CO<sub>2</sub>/year in 2030, and the fuel savings are 0.18 mill. ton CO<sub>2</sub> /year.

Most measures can readily be included in the national emission inventory. However, some measures requires additional documentation of their effects on emissions. This applies to the use of nitrification inhibitors, nitrate in feed and acidification of manure. There is also need for improved collection of activity data for compiling the inventory. This applies to frequent removal of manure from the livestock house, acidification of slurry and cover on slurry tanks; the latter needs information on whether the cover is combined with a surface crust.

There are also possibilities for affecting agricultural greenhouse gas emissions through changes in production systems. In particular, precision agriculture, conservation agriculture and organic farming have proposed as relevant for emissions reductions. It is difficult precisely to quantify emissions reductions from conversion to such production systems, since they involve changes in carbon and nitrogen flows in the systems, which all affect emissions, but which are difficult to quantify. However, it is assessed that precision agriculture and conservation agriculture has a limited potential for reducing greenhouse gas emissions. Precision agriculture will through better targeting of nitrogen applications reduce nitrous oxide emissions, although the scope for this is limited given the extensive nitrogen regulation in Denmark. Conservation agriculture will increase soil organic carbon contents, in particular through enhanced residue retention and use of cover crops. Organic farming also enhances possibilities for emissions reductions, but this is conditioned on a lower livestock production.

The list of measures show that the largest emissions reductions are achieved through technological solutions. These technologies must be aligned with the many other objectives for production and reduced environmental impacts. There are good examples of synergies between emissions reductions and environmental targets. Thus, nitrification inhibitors can contribute to reducing nitrate leaching during spring time, acidification of slurry reduces ammonia volatilization, and termination of drainage and cultivation of organic soils in

river valleys through reestablishing wetlands can reduce nitrogen loads to the aquatic environment. These aspects need for knowledge and mapping.

There is a considerable need for additional research and development in agricultural greenhouse gases. This applies to both new technologies and changed farming practices with lower emissions, but also to better quantification of actual emissions and documentation of effects from existing measures. Some of the measures mentioned in this report needs additional documentation before they can be included in the national emissions inventory. This applies to acidification of slurry in the livestock house for reducing methane emissions and use of nitrification inhibitors for reducing nitrous oxide emissions. There is also need for improved inventories of the extent of use of different technologies to include these in the national emission inventory.

### 3 Indledning

Denne rapport har til formål at beskrive en række virkemidler til reduktion af landbrugets udledning af drivhusgasser. Virkemidlerne er opdelt på tiltag omkring 1) biogas, 2) gyllehåndteringsteknologier, 3) ændret fodring af kvæg, 4) kvælstofhåndtering, 5) arealrelaterede tiltag, og 6) ændrede dyrkningsformer.

Rapporten fremlægger en vurdering af potentialet for implementering af en række virkemidler til reduktion af landbrugets drivhusgasudledning frem til 2030. Effekterne af tiltagene er beregnet for hvert enkelt tiltag alene, uden hensyntagen til eventuelle samspil med andre effekter, og de angivne værdier for drivhusgasreduktion kan derfor ikke umiddelbart summeres. For opgørelse af tiltag til behandling af husdyrgødning (gylle) er der dog taget hensyn til, at tiltagene ikke må skygge for hinanden. Nogle af tiltagene vil kunne summeres, mens andre vil skygge for hinanden. For de øvrige tiltag er effekterne opgjort med og uden kulstoflagring i jord og vegetation. For en række af tiltagene er energiforbrug og substitution af fossil energi (fra biogas) også indregnet.

De nævnte virkemidler, og deres effekt på drivhusgasemissionen, afspejler et realistisk muligt, men konservativt bud på udbredelsen af de valgte virkemidler, ligesom vurderingerne er baseret på de nuværende rammevilkår omkring landbrugsproduktionen.

#### 3.1 Emissionsfaktorer

Med mindre andet er angivet, er samtlige beregnede klimagasudledninger anført som årlige værdier. Der er her benyttet de nyeste IPCC (2006) guidelines for emissionsberegninger samt opvarmningseffekter af metan og lattergas svarende til 25 og 298 gange CO<sub>2</sub> over en 100-årig horisont. Disse opvarmningseffekter er under konstant revision i forbindelse med IPCC's vurderingsrapporter, men er her fastsat til den værdi, der anvendes i den nationale emissionsopgørelse. Reduktion i lattergasudledning som følge af virkemidlerne er generelt beregnet som en sum af op til fire effekter, idet udledningen ændres pga. 1) tilført kvælstof i handels- og husdyrgødning til jorden, 2) nedsat udvaskning, 3) reduceret ammoniakfordampning og 4) evt. ændret mængde af planterester i jorden (efterafgrøder og græsmarker).

I rapporten bruges betegnelsen kulstoflagring om ændringer i jordens organiske stofindhold, også selvom 'lagring' er en dynamisk størrelse, der både kan være positiv og negativ. Kulstoflagring på mineraljord i henholdsvis produktive og ekstensive græsmarker, braklignende arealer samt efterafgrøder er beregnet med C-Tool modellen (Taghizadeh-Toosi et al., 2014), som også benyttes i den nationale opgørelse. Der er ved beregningen taget udgangspunkt i en jord, hvor der har været dyrket vårbyg med fjernelse af halvdelen af halmen, da dette overordnet repræsenterer tidligere danske plantedyrkningsystemer. Modellen har været kørt med et dansk klima i 100 år for at indstille jordpuljerne, hvorefter den ændrede praksis er kørt over 20 år, og effekten er beregnet som gennemsnitlig ændring over de sidste 12 år af denne periode. Modellen er

kørt for både sandjord og lerjord, da modellen giver lidt forskellig kulstoflagring afhængig af lerindhold. I denne rapport anvendes dog gennemsnittet for de to jordtyper.

De anvendte emissionsfaktorer og modelberegnede kulstoflagringer svarer til den metode, der anvendes i den nationale emissionsopgørelse. Dette dækker over en stor variation i praksis afhængig af bl.a. jordbund og vejrforhold. For nogle situationer er der knyttet særligt store usikkerheder til de beregnede udledninger, og hermed også til effekter af tiltag til emissionsreduktioner. Dette er kort beskrevet under de enkelte tiltag, hvor dette har betydning for opgørelse af tiltagets virkning.

### 3.2 Potentiale og muligheder for reduktioner

Ved beregning af potentiale for virkemidler tages udgangspunkt i en fremskrivning af landbruget og dets drivhusgasudledninger frem til 2035 (Nielsen et al., 2017). I fremskrivningen forventes bestanden af malkekvæg at stige, hvorimod svineholdet er stort set uændret (tabel 1). Dette medfører nogen ændring i mængden af produceret husdyrgødning som vist i tabel 2 og 3.

Tabel 1. Fremskrivning af husdyrbestanden (antal dyr) til 2030 (Nielsen et al., 2017).

Kategori	2015	2020	2030
Malkevæg	561.004	577.690	612.090
Øvrig kvæg	1.197.118	1.231.253	1.287.255
Søer	1.031.667	967.391	833.004
Smågrise	31.505.372	30.607.850	31.397.870
Slagtesvin	19.861.372	18.931.150	18.363.320
Fjerkræ	124.652.636	134.230.231	132.232.025
Pelsdyr	3.400.420	3.633.613	4.100.000
Øvrige	3.665.896	3.896.419	4.362.579

En række af virkemidlerne er ikke relevante for økologisk produktion. Dette gælder bl.a. for nitrifikationshæmmere, visse fodringstiltag for malkekvæg og forsuring af husdyrgødning, da nogle af de anvendte stoffer (fx urea og svovlsyre) ikke er tilladt i økologisk jordbrugsproduktion. Det er vurderet, at økologiske malkekvæg og ammekvæg vil udgøre 25% af malkekobestanden i 2030. Tilsvarende forudsættes 25% af kvæggyllen at være økologisk i 2030.

Tabel 2. Fremskrivning af mængden af flydende gødning (ton gødning friskvægt) til 2030 (Nielsen et al., 2017).

Kategori	2015	2020	2030
Malkevæg	14.733.553	16.905.256	19.852.892
Øvrig kvæg	1.771.878	1.691.115	1.909.389
Søer	5.779.459	5.374.743	4.236.063
Smågrise	4.038.674	3.927.599	4.040.906
Slagtesvin	10.571.414	10.090.871	9.844.759
Fjerkræ	11.495	0	0
Pelsdyr	1.391.180	1.489.781	1.681.000
Øvrige	0	0	0
I alt	38.297.653	39.479.366	41.565.009

Tabel 3. Fremskrivning af mængden af fast gødning (ton gødning friskvægt) til 2030 (Nielsen et al., 2017).

Kategori	2015	2020	2030
Malkevæg	715.033	329.555	123.021
Øvrig kvæg	1.684.887	1.808.343	1.690.308
Søer	92.868	55.660	16.576
Smågrise	13.547	12.243	9.419
Slagtesvin	56.406	46.381	25.709
Fjerkræ	275.698	296.224	294.789
Pelsdyr	166.281	181.681	205.000
Øvrige	369.974	368.754	368.754
I alt	3.374.694	3.098.841	2.733.576

### 3.2.1 Husdyrgødning

De væsentligste tiltag til reduktion af metan fra lagret husdyrgødning er forsuring af gyllen i stalden, køling af gylle i stalden og overdækning af gyllebeholdere. Hertil kommer behandling af gylle til biogas, som vil kunne kombineres med hyppig udslusning.

Etablering af forsuring i stalden, køling af gylle i stalden og etablering af hyppig udslusning fra stalden i stort omfang forudsætter ændringer i staldopbygningen i forhold til eksisterende stalde, og det forudsættes derfor, at disse tiltag alene er relevante for nye stalde, da det antages at ville være prohibitivt dyrt at etablere i eksisterende stalde. Det forudsættes endvidere, at stalde har en levetid på 20 år, og at tiltagene starter i

2020 med første års virkning i 2021 og slutter i 2030. Det antages, at teknologien ikke er operationel i investeringsåret, hvilket er årsagen til at investeringer i 2020 først antages påvirke udledninger i 2021. Der tages således udgangspunkt i gyllemængderne i 2030, således at halvdelen af gyllemængden i 2030 antages at blive leveret af stalde, der er nyetablerede i perioden.

I denne periode vil der for en del af de nye stalde, selv i basisfremskrivningen, blive etableret stalde med gyllekøling eller staldforsuring med henblik på at reducere ammoniakfordampningen (Nielsen et al., 2017). Estimaterne for hvor stor en del af gyllemængderne der vil være omfattet af gyllekøling og forsuring i stald, fremgår af tabel 4 baseret på fremskrivning af indberetninger til Miljøstyrelsen under husdyrgodkendelsesordningen.

*Tabel 4. Estimater af andel gylle (%) der forsættes omfattet af staldforsuring eller gyllekøling i stald i basisfremskrivningen (Nielsen et al., 2017).*

Gylletype	Teknologi	2020	2030
Søer	Gyllekøling	20	41
	Gylleforsuring	1	3
Slagtesvin	Gyllekøling	2	13
	Gylleforsuring	1	5
Smågrise	Gyllekøling	8	19
	Gylleforsuring	1	7
Malkekvæg	Gylleforsuring	7	12
Kvier	Gylleforsuring	4	6

For svinestalde vil der i forhold til reduktion af metan fra stalden være et valg mellem gylleforsuring og gyllekøling, og begge teknologier kan forventes at være omkostningseffektive i forhold til reduktion af både metan- og ammoniakudledninger. Dog vil rentabiliteten i gyllekøling være afhængig af behovet for lokal opvarmning. Potentialet for yderligere gylleforsuring og gyllekøling er således halvdelen af gyllemængden fratrukket den del, der forsures og køles i basisfremskrivningen, idet der tages hensyn til at nye stalde forudsættes at erstatte stalde, der ikke har forsuring eller gyllekøling, og potentialet fordeles ligeligt på forsuring og køling (tabel 5). Det forudsættes, at forsuret gylle ikke anvendes til biogas, hvorimod kølet gylle med fordel vil kunne bruges til biogas, da det må forventes at biogaspotentialet vil være større ved køling end ved normal staldtemperatur. Dette indebærer, at der ikke er noget potentiale for hyppig udslusning til brug af gylle for biogas i nye svinestalde, da disse forudsættes at blive udstyret med enten gylleforsuring eller gyllekøling. I praksis vil hyppig udslusning til brug for biogas kunne kombineres med gyllekøling, men dette må kun i mindre grad forventes at kunne øge biogaspotentialet af gyllen.

For kvægstalde er det ikke relevant at inddrage gyllekøling, da kvægstalde typisk bygges som åbne og uisolerede stalde, hvor der ikke er et opvarmningsbehov som i stalde med smågrise. Valget af teknologi til emissionsreduktioner står derfor mellem forsurening og biogas, og det forudsættes her, at en lige stor andel af gylle vil kunne anvendes til enten forsurening i stald eller biogas. Dog vil den af gyllen, der stammer fra økologisk produktion, ikke kunne forsure, da svovlsyre ikke er tilladt i økologisk produktion, hvilket reducerer omfanget af forsurening i nye kvægstalde. Andre syrer, som fx mælkesyre, vil kunne anvendes i økologisk produktion, men der foreligger endnu ikke tilstrækkelig dokumentation af effekterne af sådanne syrer på systemniveau (Bastami et al., 2016).

*Tabel 5. Gyllemængder (1000 ton) til forskellige virkemidler i 2030 opgjort for basisfremskrivningen samt potentiale for yderligere behandling. Gyllemængder i basis for 2030 baserer sig på Nielsen et al. (2017).*

	Svin	Kvæg	Andet	I alt
Total gyllemængde	18.122	21.762	1.681	41.565
Gyllekøling i stald, basisfremskrivning	3.782	0	0	3.782
Gyllekøling i stald, yderligere*	3.198	0	0	3.198
Gylleforsuring i stald, basisfremskrivning	902	2.497	0	3.399
Gylleforsuring i stald, yderligere*	3.199	3.417	0	6.616
Biogas, basisfremskrivning	4.890	6.740	0	11.630
Biogas, yderligere teknisk potentiale <sup>#</sup>	9.131	9.108	1.681	19.920
Biogas, yderligere*	6.997	6.277	1.610	14.884
Biogas og hyppig udslusning, yderligere*	0	6.433	0	6.433
Biogas og gyllekøling, yderligere*	3.198	0	0	2.719
Overdækning, yderligere*	322	655	71	1.048

\*: Det yderligere potentiale for gyllemængder til forskellige teknologier baserer sig på antagelser om fordeling af gylle mellem forskellige teknologier og mulighed for implementering. #: Det yderligere tekniske potentiale er potentialet uden hensyn til implementeringsbegrænsninger.

Den del af gyllen i nye stalde, der ikke forsure, forudsættes her at ville kunne transporteres hyppigt fra stald til lager og dermed kunne anvendes med større potentiale i biogas. Anvendelse af hyppig udslusning forudsættes kun at kunne ske i nye stalde, da det kræver særlig opbygning af staldene for at kunne foretage en ugentlig udslusning af gyllen, og for en stor del af de eksisterende stalde er dette reelt ikke en mulighed. Dette giver en maksimal mængde kvæggylle til hyppig udslusning på 6,43 mio. ton i 2030. Det forudsættes her, at hele denne mængde vil være til rådighed for biogas. Tilsvarende forudsættes, at al svinegyde med gyllekøling kan udnyttes til biogas.

Potentialet for gylle til biogas tager udgangspunkt i en fremskrivning af potentialet for øget biogasproduktion i landbruget i perioden 2023-2030 udarbejdet af Energistyrelsen (Dubgaard og Ståhl, 2018). Denne

fremskrivning er baseret på energiproduktionen. Denne stigning i energiproduktion omregnet til et øget behov for gylle til biogas under forudsætning af, at al yderligere biogasproduktion sker baseret på blandet husdyrgødning (svin, kvæg og pelsdyr) uden brug af biogas fra gyllekøling eller hyppig udslusning, og hvor tørstofindholdet i gyllen er øget til 11% gennem tilsætning af fiberfraktion af separeret gylle. Gyllemængderne svarer derfor til den bagvedliggende gyllemængde anvendt til biogas, hvoraf der for en del af gyllen kun bruges fiberfraktionen.

I basisfremskrivningen antages, at 11,63 mio. ton gylle vil blive udnyttet til biogas fordelt på 4,89 mio. ton fra svinegylle og 6,74 mio. ton fra kvæggylle (tabel 5). Potentialet for yderligere biogas i forhold til fremskrivningen fra Energistyrelsen i 2030 bliver yderligere 14,88 mio. ton gylle fordelt på 7,0 mio. ton svinegylle, 6,28 mio. ton kvæggylle og 1,61 mio. ton andet gylle. Den tilgængelige mængde gylle til yderligere biogas (teknisk potentiale) er 19,92 mio. ton, der fremkommer som den samlede gyllemængde minus den del i 2030, der allerede går til biogas, og den del der forsures. Omfanget af biogas i 2030 svarer derfor til ca. 84% af den mængde gylle, der er til rådighed, hvilket skønnes at være et realistisk niveau for implementering af tiltaget. I praksis vil andelen blive lavere, da en del af gyllen til biogas må forventes at blive erstattet af andre biomasseressourcer, herunder dybstrøelse og halm. Det fremgår her, at potentialet for biogas af kvæggylle bliver mindre end potentialet for biogas ved hyppig udslusning af kvæggylle, hvilket skyldes, at der ligger forskellige forudsætninger til grund for disse betragtninger. Ved opgørelsen af potentialet for biogas ved forsuring og hyppig udslusning er der taget udgangspunkt i hele den tilgængelige mængde, da det er sandsynligt, at disse gødninger vil blive foretrukket til biogas på grund af deres større gaspotentiale.

Overdækning af gyllebeholdere sammen med et veletableret flydelag vil kunne reducere udledningen af metan. Det vurderes, at 10% af gyllemængden for svin og kvæg i dag har fast overdækning, hvor der samtidig er tilstrækkeligt flydelag på gyllen til at sikre den nødvendige reducerende effekt på metanudledning. Potentialet beregnes derfor som 90% af disse gyllemængder fratrukket de gyllemængder, der bliver forsuret og afgasset i biogas. Det forudsættes her, at metan- og ammoniakudledninger fra forsuret gylle er så lav, at overdækning ikke giver væsentlige yderligere reduktioner, samt at gylle fra biogas opbevares overdækket med lave emissioner. Dette giver en samlet yderligere gyllemængde til overdækning på beskedne 1,05 mio. ton. Teknologien med overdækning vil især være relevant for økologiske producenter, der ikke udnytter gødningen til biogas.

### 3.2.2 Kvælstofanvendelse

Kvælstofanvendelsen i fremskrivningen tager udgangspunkt i notatet om Revurdering af Baseline (Jensen et al., 2016). SEGES har vurderet handelsgødningsforbruget i 2017 til at være 260 kt N (Leif Knudsen, SEGES, personlig meddelelse), hvilket svarer til 10% under Baseline-estimatet. Dette skyldes især en vurdering af, at mange landmænd af en række årsager ikke fuldt ud vil udnytte den N-mængde, der er til rådighed op til



den optimale N-tilførsel, og at de øvrige landmænd ikke kan overstige bedriftens N-kvote. Med indførelse af målrettet regulering vil der yderligere blive et incitament til ikke at gå op til den fulde økonomisk optimale N-mængde i de oplande, som vil blive påvirket af denne regulering. Her forekommer et niveau på 7% under norm at svare til et omkostningseffektivt niveau for reduktion af gødningsniveauet på landsplan. I praksis vil dette kunne variere mellem vandoplande afhængig af krav til reduktion i kvælstofudledning. Det antages derfor, at N tilførslen vil ligge 7% lavere end i baseline-estimatet i perioden 2018-2021. Forbruget fastholdes på samme niveau fra 2022-2035, dvs. på 275 kt N pr. år (kt: kiloton = 1000 ton). Det antages således, at den økonomisk optimale norm ikke udnyttes fuldt ud (tabel 6).

Tabel 6. Antaget kvælstofanvendelse i handelsgødning i scenarieperioden (kt N/år).

2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022-2035
194	187	203	230	260	269	271	273	275	275

Nitrifikationshæmmere anvendes til reduktion af lattergasudledninger, og forudsættes at kunne tilsættes hele mængden af handelsgødning samt den konventionelle flydende husdyrgødning. Brugen af nitrifikationshæmmere vil i visse situationer også kunne reducere kvælstofudvaskningen.

### 3.2.3 Biogas

Den faste husdyrgødning (dybstrøelse) kan udnyttes som substrat til iblanding i husdyrgødningen. Det antages her, at dette ikke medfører reduktioner i metan og lattergasemissioner fra denne gødning, da disse gødninger under alle omstændigheder vil blive oplagret i en periode inden de transporteres til biogasanlægget. Den faste gødning stammer fra mange forskellige produktioner, hvoraf det næppe er sandsynligt, at små produktionsenheder vil kunne levere til biogasanlæg. Potentialet for udnyttelse af den faste gødning til biogas anslås her at være halvdelen af den samlede mængde i 2030. Dette giver en samlet mængde fast gødning til biogas på 1,37 mio. ton.

Der opereres med forskellige muligheder for biomasser som tilsætning til gyllen. Dette omfatter i denne sammenhæng halm, græs og sukkerroer:

- Halmressourcen anses i forhold til udnyttelse til biogas for at være ikke-begrænsende.
- Potentialet for græs fra naturarealer er med den nuværende høstteknologi formentlig beskedent, anslået til 5000 ha.
- Kløvergræs antages primært at have anvendelse i økologisk jordbrug, hvor den kan afgasses sammen med især kvæggylle. Arealet til kløvergræs er i praksis ikke-begrænsende, og potentialet vil derfor være afhængig af mængden af økologisk gylle.

- Mulighederne for at erstatte korndyrkning med sukkerroer vil være begrænset af hensyn til sædskiftet (roer må ikke komme for hyppigt) og af hensyn til foderforsyning til husdyrproduktionen. Den maksimale grænse for dyrkning af sukkerroer til brug for biogas ligger formentlig i størrelsesordenen 100.000 ha.

### 3.2.4 Arealanvendelse

Arealet med dyrkede humusrige og organiske jorder er opgjort til i alt 108.000 ha i 2013 (Gyldenkerne og Greve, 2015). Fordelingen af arealanvendelsen er baseret på at 25% af arealet er i permanent græs og 75% af arealet er i omdrift. Endvidere er 38% af arealet er med 6 -12% organisk kulstof (OC), mens 62% er med >12% OC. Kortlægningen af arealet med kulstofrig organisk jord (OC > 12%) viser, at arealet i 2013 var omkring 67.000 ha, hvoraf ca. halvdelen ligger i sammenhængende områder, typisk i tidligere højmoser-arealer, mens den øvrige halvdel ligger spredt, typisk i ådalene. De tiltag, der vil skulle iværksættes, vil være forskellige for de forskellige arealtyper. Potentialet for udtagning af jorder med OC>12% sættes her til 30.000 ha svarende til den del af arealet, som ligger spredt i landskabet. Lavbundsjorder i de sammenhængende arealer anvendes i stort omfang til dyrkning af højværdi-afgrøder som kartofler og gulerødder, hvor der vil være betydelige omkostninger forbundet med udtagning, hvilket i mindre grad er tilfældet med de mere spredt liggende arealer. Arealet med dyrkede organiske jorder forventes at falde i årene fremover af en række årsager, hvoraf især stigende problemer med sætninger og øget vandstand på arealerne spiller en rolle for dyrkningen af disse. Omfanget af dette er vanskeligt at opgøre og forudsige, og potentialet for udtagning på 30.000 ha med OC>12% er derfor i høj grad baseret på et skøn. Omfanget af areal med OC mellem 6 og 12% til udtagning sættes proportionalt i forhold til den nuværende fordeling af jord med forskelligt indhold af organisk kulstof. Tilsvarende benyttes den nuværende fordeling mellem jord i omdrift og permanent græs, således at det skønnede potentiale for udtagning af organogene jorder i 2030 fordeles sig som vist i tabel 7.

Tabel 7. Skønnet potentiale (ha) for udtagning af for humusrige og organiske jorder i 2030.

	Omdrift	Permanent græs	I alt
Mindst 12% OC	22.500	7.500	30.000
6-12% OC	12.800	4.600	18.400
I alt	36.300	12.100	48.400

For de øvrige arealrelaterede virkemidler, som især finder anvendelse på mineraljord, er det sværere at angive et specifikt potentiale, da disse i høj grad afhænger af udviklingen i afgrødevalg og sædskifte. Der er således for virkemidler som braklægning til ugødet græs, energiafgrøder og efterafgrøder i højere grad tale om et skønsmæssigt potentiale, som er betinget af sædskifte- og afgrødevalg. For både braklægning

og energiafgrøder opereres med et arealeksempel på 100.000 ha, mens arealet for efterafgrøder tager udgangspunkt i et beregnet potentiale på 205.000 ha som beskrevet i afsnit 8.4.

## 4 Biogas

I et biogasanlæg nedbrydes organisk materiale af mikroorganismer under iltfrie forhold. Herved dannes biogas, der hovedsageligt består af CO<sub>2</sub> og metan samt visse andre gasser, bl.a. svovlbrinte. En lang række biomasser og organisk affald vil kunne behandles i biogasanlæg, men systemet er særligt egnet til våde biomasser, og generelt bør tørstofindholdet i biomassen ikke være over 11% for at sikre, at biomassen kan pumpes rundt. Der fokuseres her alene på biomasser fra landbruget med fokus på husdyrgødning.

### 4.1 Anvendelse

Biogas er særligt anvendeligt til håndtering af husdyrgødning, som i dansk landbrug især håndteres som gylle. Ved afgangning af gylle fås en række fordele, herunder at der produceres biogas til erstatning af fossil energi, og at der fås en gylle med en højere kvælstofudnyttelse. Samtidigt reduceres udledninger af metan fra lagringen af gyllen. Energiindholdet i gyllen er dog ofte for ringe til, at det vil være økonomisk rentabelt at afgasse gylle alene. Der tilsættes derfor forskellige biomasser til gyllen. I en dansk sammenhæng er lettilgængelige biomasser baseret på affald fra f.eks. slagterier allerede opbrugte. Der vil derfor skulle tages udgangspunkt i andre biomasser, som kan tilsættes gyllen.

### 4.2 Biogasscenarier

Der er her taget udgangspunkt i en række biomasser, som i en dansk sammenhæng skønnes relevante for produktion af biogas (tabel 8). I tabel 9 er vist blandinger baseret på disse biomasser. Der er for biomasserne til bioforgasning antaget et maksimalt tørstofindhold på 11%, som sikrer, at blandingen er pumpbar i biogasanlægget.

Ved beregning af effekten af biogas på metanudledninger fra husdyrgødning tages udgangspunkt i Mikelsen et al. (2016), som med den danske nationale model for metanudledninger fra husdyrgødning beregnede, at biogas vil medføre en metanreduktion på 0,32 kg metan (CH<sub>4</sub>) pr. ton gylle for kvæggylle og 0,61 kg CH<sub>4</sub> pr. ton gylle for svinogylle. Med fordelingen af gylletyper i 2030 giver dette en metanreduktion på 0,45 kg CH<sub>4</sub> pr. ton blandet gylle. Dette giver en reduktion på henholdsvis 8,00, 15,32 og 11,26 kg CO<sub>2</sub>-ækv pr. ton gylle for kvæggylle, svinogylle og blandet gylle (tabel 10). Ved separation af gyllen antages 60% af det faste organiske materiale at blive opsamlet i det faste separationsprodukt (Møller et al., 2003), og emissionsreduktionen ved bioforgasning af det separerede produkt udgør derfor 60% af reduktionen for de tilsvarende gylletyper.

Tabel 8. Karakteristika for biomasser til biogas. VS: volatile solids (organisk tørstof).

Biomasse	Tørstof (%)	VS i tørstof (%)	Metanudbytte (m <sup>3</sup> /kg VS)	Referencer
Kvæggylle	8,3	80	0,210	1, 4
Kvæggylle, hyppig udsluset	8,3	80	0,213	1, 4, 8
Svinegylle	5,7	80	0,290	1, 4
Svinegylle, kølet	5,7	80	0,317	1, 4, 8
Blandet gylle	7,1	80	0,240	1, 4
Fiberfraktion kvæggylle	30	80	0,210	1, 4
Fiberfraktion kvæggylle, hyppig udsluset	30	80	0,213	1, 4, 8
Fiberfraktion svinegylle	30	80	0,290	1
Fiberfraktion svinegylle, kølet	30	80	0,317	1, 8
Fiberfraktion gylle	30	80	0,240	1
Dybstrøelse	30	80	0,300	1, 6
Halm	85	95	0,270	2, 6
Græs fra naturpleje	80	90	0,300	3, 6
Kløvergræsensilage	35	90	0,300	2, 4, 5
Roer	18	72	0,420	7

<sup>1</sup> DCE data for husdyrgødningsmængder, <sup>2</sup> Møller et al. (2000), <sup>3</sup> Olesen et al. (2013), <sup>4</sup> Sommer et al. (2001), <sup>5</sup> Møller og Martinsen (2013), <sup>6</sup> Møller (2012), <sup>7</sup> Boldrin et al. (2016), <sup>8</sup> Mikkelsen et al. (2016)

Tabel 9. Blandinger af biomasser til brug for bioforgasning, hvor tørstofindholdet udgør 11% i den færdige blanding.

Biomasse	Blandingsforhold Andel gylle	Tørstof (%)	VS i tørstof (%)	Metanudbytte (m <sup>3</sup> /kg VS)
Blandet gylle	1	7,1	80	0,24
Fiberfraktion:gylle	0,83	11	80	0,24
Dybstrøelse:gylle	0,83	11	89	0,25
Halm:gylle	0,95	11	81	0,24
Naturplejegræs:gylle	0,95	11	81	0,24
Kløvergræs:gylle	0,86	11	81	0,25
Roer:gylle	0,64	11	77	0,30

Der vil være metanudledninger fra biogasanlægget og fra en eventuel opgradering af gassen til naturgasnettet. Disse udledninger forudsættes at blive nedbragt over perioden 2021-2030, således at de kun udgør

henholdsvis 0,9% og 0,1% af den producerede metanmængde i biogasanlægget (Dubgaard og Ståhl, 2018).

Der er ingen effekt af biogasbehandling på lattergasemissioner i den nuværende nationale opgørelse af effekt af biogas på drivhusgasser (Mikkelsen et al., 2016). Dette medtages derfor heller ikke i denne opgørelse, i modsætning til tidligere opgørelser af effekten af biogasbehandling (Sommer et al., 2001).

Effekten af biogasbehandling af gyllen på kulstoflagring i jorden er dårligt kendt, men der er målt en lille reduktion i kulstoflagring i jorden ved bioafgasning (Thomsen et al., 2012). Generelt antages 15% af tilført plantemateriale at blive tilbageholdt i jorden over en tidsperiode på ca. 20 år (Christensen, 2004). Baseret på Thomsen et al. (2012) antages, at den kulstofmængde, der afgasses i biogasanlægget, ville have bidraget til kulstoflagring med 25% af den effekt, der fås fra tilførsel af kulstof i frisk plantemateriale og halm, dvs. at  $0,25 \times 15\% = 3,75\%$  af kulstoffet antages ikke længere lagret efter en 20-års periode. Det antages, at nedbrydning af kulstof i biogasanlægget er henholdsvis 0,19 og 0,26 kg C pr. kg VS for kvæg- og svinegylle. For blandet gylle giver dette en mindre kulstoflagring på 0,22 kg C pr. kg VS. Den mindskede kulstoflagring ved bioafgasning af dybstrøelse sættes til den samme værdi som for afgasning af separeret husdyrgødning.

Effekter af forskellige biomassetyper på reduktion af udledninger af metan, lattergas og CO<sub>2</sub> er vist i tabel 10 og for biomasser i blanding med gylle i tabel 11. Effekterne af biogasbehandling af gyllen er også anført kombineret med hyppig udslusning af gylle fra stald til lager (tabel 10). I udgangspunktet antages tidsrum mellem udslusning for gylle i kvægstalde at være 30-40 dage og i svinestalde 10-30 dage, hvilket giver en gennemsnitlig opholdstid på ca. 20 dage (Mikkelsen et al., 2016). Ved hyppig udslusning reduceres den gennemsnitlige opholdstid til 7 dage. Herved reduceres metanudledningen i stalden og samtidig øges mængden af VS i gyllen til biogas. Hvis det antages, at biogasproduktionen vil kunne øges med samme mængde, som udledningerne reduceres med i stalden, fås med udgangspunkt i tabel 10 følgende værdier for øget biogasproduktion: 0,235, 1,120 og 0,637 kg CH<sub>4</sub> pr. ton gylle i kvæggylle, svinegylle og blandet gylle. Dette svarer til 0,34, 1,67 og 0,95 m<sup>3</sup> metan pr. ton gylle for kvæggylle, svinegylle og blandet gylle.

Tabel 10. Emissionsreduktioner pr. ton biomasse opgjort for metan, lattergas og kulstoflagring i jord. Alle emissionsreduktioner er anført som kg CO<sub>2</sub>-ækv pr. ton biomasse.

Biomasse	Metan	Lattergas	Kulstoflagring
Kvæggylle	8,0	0	-1,7
Svinegylle	15,3	0	-1,6
Blandet gylle	11,3	0	-1,7
Fiberfraktion kvæggylle	17,3	0	-3,8
Fiberfraktion svinegylle	48,3	0	-5,1
Fiberfraktion blandet gylle	28,6	0	-4,4
Dybstrøelse	0	0	-5,8
Halm	0	31,0	-28,1
Græs fra naturpleje	0	0	-26,4
Kløvergræsensilage	0	0	183,3
Roer	0	0,5	-10,4
Effekter med hyppig udslusning fra stald til lager			
Kvæggylle	13,8	0	-1,7
Svinegylle	43,3	0	-1,6
Blandet gylle	27,2	0	-1,7
Fiberfraktion kvæggylle	29,9	0	-3,8
Fiberfraktion svinegylle	136,7	0	-5,1
Fiberfraktion blandet gylle	69,0	0	-4,4
Effekter med køling af gylle i stalden			
Svinegylle	45,8	0	-1,6
Fiberfraktion svinegylle	144,6	0	-5,1

Tabel 11. Emissionsreduktioner pr. ton biomasse for blandede biomasser opgjort for metan, lattergas og kulstoflagring i jord. Alle emissionsreduktioner er anført som kg CO<sub>2</sub>-ækv pr. ton biomasse.

Biomasse	Metan	Lattergas	Kulstoflagring
Blandet gylle	11,3	0	-1,7
Fiberfraktion:gylle	14,2	0	-2,2
Dybstrøelse:gylle	9,4	0	-2,6
Halm:gylle	10,7	1,6	-3,0
Naturplejegræs:gylle	10,7	0	-2,9
Kløvergræs:gylle	9,7	0	24,2
Roer:gylle	7,2	0,2	-4,8

Effekterne af biogasbehandling er desuden anført for køling af gylle i svinestalde (tabel 10), hvor det antages, at temperaturen i gyllen sænkes med 10°C (Mikkelsen et al., 2016). Herved reduceres metanudledningen i stalden, og samtidig øges mængden af VS i gyllen til biogas. Hvis det antages, at biogasproduktionen vil kunne øges med samme mængde, som udledningerne reduceres med i stalden fås yderligere produktion af 1,22 kg CH<sub>4</sub> pr. ton svinegylle. Dette svarer til 1,82 m<sup>3</sup> metan pr. ton svinegylle.

Ved anvendelse af halm vil der også være emissioner fra transport af halm til biogasanlægget og transport af det afgassede halm tilbage til marken. Disse emissioner er sat til 42,1 kg CO<sub>2</sub> pr. ton halm svarende til transport af halm til et kraftværk (Nguyen og Hermansen, 2012).

Til- og fraførsel af halm antages ikke at have nogen væsentlig effekt på kvælstofudvaskningen (Jørgensen et al., 2013; Hansen et al., 2015). Fjernelse af halm vil derfor alene påvirke lattergasemissionerne gennem en mindsket N-tilførsel i planterester. Kvælstoffet tilbageføres med den afgassede gylle, men vil erstatte N fra handelsgødning. Der indregnes derfor alene en reduktion for fjernelse af afgrøderester på lattergasudledning på 31 kg CO<sub>2</sub>-ækv/ton fjernet halm.

Langtidseffekten af behandling af halm i biogas på kulstoflagring i jorden er ikke eksperimentelt kendt, men der er målt en lidt mindre kulstoflagring i jorden ved bioforgasning på mellemlangt sigt (Thomsen et al., 2012). Baseret på Thomsen et al. (2012) antages, som også anført ovenfor for gylle, at der ved direkte tilførsel til jorden af halm på mellemlangt sigt vil blive tilbageholdt 14% af kulstoffet, mens dette vil være 12% for bioforgasset halm (Olesen et al., 2013). For et ton halm vil dette med et tørstofindhold i halmen på 85% og et kulstof-indhold i tørstof på 45% svare til en mindsket kulstoflagring i jorden på 7,7 kg C, svarende til 28,1 kg CO<sub>2</sub>.



Ved høst af naturplejegræs på lavbundsarealer regnes med et udbytte på 3,5 tons tørstof pr. ha svarende til et udbytte på 4,4 ton pr. ha i hø med 80% tørstof (Jørgensen et al., 2008). Dette udbyttensniveau vil dog næppe kunne opretholdes på længere sigt uden gødsning med især kalium. Der gødes ikke med kvælstof, og der forudsættes heller ikke at være effekter på kvælstofudvaskning. Derfor er der igen effekter på lattergasudledninger. Der vil være energiomkostninger i form af høst og transport af græsset. Det antages, at denne omkostning udgør 10 L diesel pr. ha. Dette svarer til 27 kg CO<sub>2</sub>/ha (Olesen et al., 2013).

Ved høst af græs til biogas fra ugødede engarealer forventes en mindre opbygning eller evt. en større nedbrydning af kulstof i jorden end i den nuværende situation (Jørgensen et al., 2008). 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. Her regnes med, at der vil være samme nettoeffekt på kulstofopbygning som ved fjernelse af tilsvarende tørstofmængder i halm fra jord i omdrift. Dette svarer til en mindsket kulstoflagring på 26,4 kg CO<sub>2</sub> pr. ton biomasse.

Kløvergræs til brug i biogas vil være en mulighed i økologisk jordbrug, da dette også giver mulighed for at øge mængden af kvælstof til brug for gødsning i sædskiftet (Brozyna et al., 2013). Der regnes her med et gennemsnitligt nettoudbytte i kløvergræs efter ensilering på 8 ton tørstof/ha (Manevski et al., 2017). Dette svarer til en biomasse mængde på 10 ton/ha og en høstet kvælstofmængde på 270 kg N/ha. Denne høstede kvælstofmængde forudsættes her at erstatte andet kvælstofgødning med samme udnyttelse. Der vil derfor ikke samlet blive anvendt mere kvælstofgødning. Tilsvarende forudsættes sædskifter med kløvergræsmarker i økologisk planteavl at have samme kvælstofudvaskning som sædskifter uden kløvegræs (Askegaard et al., 2011). Der vil derfor ikke netto være effekter på lattergasudledninger ved brug af kløvergræs til biogas i økologisk jordbrug.

Der vil ved dyrkning af kløvergræs sammenlignet med korndyrkning være en øget kulstoflagring i jorden. Da en del af biomassen også tilbageføres med den afgassede gødning, sættes den årlige kulstofakkumulering til samme værdi som anvendt for udtagning af højbund til græs, dvs. en årlig akkumulering på 500 kg C/ha svarende til 1.833 kg CO<sub>2</sub>/ha (Olesen et al., 2013). Denne kulstofakkumulering forventes at kunne fortsætte over flere årtier, men vil med tiden aftage. Dette svarer til en kulstofakkumulering på 183,3 kg CO<sub>2</sub> pr. ton biomasse.

For sukkerroer regnes med et biomasseudbytte på 60 ton/ha (NaturErhvervstyrelsen, 2016a) svarende til et tørstofudbytte på 10,8 ton/ha. Gødskningsniveauet i sukkerroer er på niveau med kornafgrøder (Manevski et al., 2017), og der regnes derfor ikke med øgede lattergasudledninger fra dyrkning af sukkerroer til erstatning for vintersæd. Derimod vil kvælstofudvaskningen fra sukkerroer være lavere end fra vintersæd med en gennemsnitlig reduktion i N-udvaskningen på 13 kg N/ha på tværs en række udvaskningsmålinger (Kristensen et al., 2008). Dette vil mindske den indirekte udledning af lattergas svarende til 32,0 kg CO<sub>2</sub>-ækv/ha

eller 0,53 kg CO<sub>2</sub>-ækv pr. ton biomasse. Der vil ved dyrkning af sukkerroer sammenlignet med vintersæd med halmnedmuldning blive tilført mindre kulstofstof til jorden svarende til 1,21 ton C/ha (Taghizadeh-Toosi og Olesen, 2016). Med en kulstoftilbageholdelse på 15% (Christensen, 2004) fås en mindsket kulstoflagring svarende til 621 kg CO<sub>2</sub> pr. ha eller 10,4 kg CO<sub>2</sub> pr. ton biomasse.

Der vil være energiomkostninger i forbindelse med transport og ensilering af sukkerroerne, og der tages her udgangspunkt i estimerne i Boldrin et al. (2016). Transportafstanden for sukkerroer til biogasanlæg blev fundet at være 0 til 70 km, og der kan tages udgangspunkt i en gennemsnitlig afstand på 30 km.

### 4.3 Samspil til andre virkemidler

Forsuring af gylle i stalden er en af de væsentligste alternativer til reduktion af metanemission fra gyllelagring (se afsnit 5.1). Der kan højst anvendes 20% forsuret gylle i biogasanlæg, og det vil udløse ekstraomkostninger til svovlrensning. I praksis udelukker det anvendelse af forsuret gylle i biogas, og derfor indgår forsuret gylle ikke her som potentiale for biogas.

Potentialet for biogas og reduktion af metan øges ved køling af gylle i stalden, som beskrevet i afsnit 4.2. Der er derfor god mening i at samtænke disse teknologier. Det forudsættes her at den afgassede gylle opbevares overdækket for at reducere ammoniakfordampning og yderligere metanudledninger.

Afgasning af gylle i biogasanlæg øger kvælstofudnyttelsen af den udbragte gylle. Dette giver mulighed for at reducere anvendelsen af handelsgødning og dermed udledningerne af lattergas, som beskrevet i afsnit 8.2.

### 4.4 Sideeffekter

Ved biogasbehandling af husdyrgødning stiger gødningsværdien af husdyrgødningen som følge af, at en større del af kvælstoffet går fra at være bundet i organisk stof til at være på ammoniumform. Ved gødskning med afgasset husdyrgødning kan der derfor anvendes mindre total-N for at opnå samme gødningsvirkning (se også afsnit 7.2). Sørensen og Børgesen (2015) beregnede, at den potentielle gødningsværdi stiger ved afgasning med 10-15 kg N/DE (DE: dyreenhed) i tilførselsåret, men da eftervirkningen også reduceres vurderes den langsigtede stigning i gødningsværdi kun til 5-8 kg N/DE, svarende til 5-8 kg N pr. 100 kg total-N i gyllen. Total-N indholdet i gylle i 2030 er anslået til 5,6, 4,3 og 5,5 kg N/ton gylle for henholdsvis kvæggylle, svinegylle og blandet gylle. Dette giver stigninger i gødningsværdien for kvæggylle på 0,28 til 0,45 kg N pr. ton gylle, for svinegylle på 0,22 til 0,34 kg N pr. ton gylle, og for blandet gylle på 0,28 til 0,44 kg N pr. ton gylle. Sørensen og Børgesen (2015) fandt endvidere at afgasning af gylle reducerede N-udvaskningen med 1,0 til 2,7 kg N/DE over en 10-årig periode ved uændret udnyttelseskrav for kvælstof. Dette svarer for blandet gylle til en reduktion i N-udvaskningen for kvæggylle på 0,056 til 0,151 kg N pr. ton gylle, for svinegylle på 0,043 til 0,116 kg N pr. ton gylle og for blandet gylle på 0,055 til 0,149 kg N pr. ton gylle.

Fra planperioden 2017/2018 indføres der regler om, hvor meget fosfor, der må udbringes på harmoniarealer (Landbrugs- og Fiskeristyrelsen, 2017). De nye fosforlofter kan give udfordringer for kvægbrug, hvis gyllen, der kommer retur fra biogasanlæggene, har et højere fosforindhold pr. kg N, end den gylle kvægbruget har leveret. Det er en problemstilling, som kan gøre det nødvendigt at fordele gyllen på et større areal end hidtil, eller at der sker en separation af fosfor, som kan anvendes på bedrifter med behov for indkøb af fosforgødning. En sådan separation vil mest hensigtsmæssigt kunne finde sted på biogasanlæggene, hvilket også vil kunne medvirke til en bedre national fordeling af fosfor til landbrugsjorden. Dette vil dog også medføre større omkostninger.

Bioafgasning kan begrænse lugtemissionerne ved håndtering og udbringning af gylle, idet indholdet af lugtende, fede syrer i afgasset gylle er ca. 50% af indholdet i ubehandlet gylle (Fødevareministeriet, 2008). Tiltaget er dog ikke tilstrækkeligt dokumenteret til at kunne indgå som et godkendt tiltag til lugtreduktion. Fra selve biogasanlæggene kan der være lugtgener for boliger i nærheden. Disse lugtgener vil dog kunne mindskes betydeligt gennem filtrering af udslip fra biogasanlæggene.

Bioafgasning øger pH i gyllen, og det vil alt andet lige øge ammoniakfordampningen. Det er derfor vigtigt, at der både i gyllelager og ved udbringning anvendes teknologier til effektiv reduktion af ammoniakfordampningen. Dette kan være overdækning af gyllebeholderen og nedfældning af gyllen i marken.

## 5 Gyllehåndteringsteknologier

### 5.1 Forsuring af gylle i stald

Forsuring af gylle med svovlsyre i stald og under lagring kan give en reduktion af metanemissionen, hvilket gør denne behandling interessant som klimavirkemiddel. Gylleforsuring er som oftest en teknologi, der bringes i anvendelse til reduktion af ammoniaktab i forbindelse med udvidelse af husdyrproduktionen. Forsuring af gylle kan ske i stalden eller lagertanken, eller under udbringning. Den aktuelle udbredelse af de tre metoder fremgår af tabel 12.

Forsuring med svovlsyre kan også reducere metanemissionen fra lagret gylle i mindst 3 måneder (Petersen et al., 2012; 2014), hvilket gør denne behandling interessant som klimavirkemiddel. Forsuring i lagertanken sker typisk kort tid før udbringningen, og har derfor ringe effekt på metanemissionen. Tilsvarende har forsuring under udbringning kun en indirekte klimaeffekt i form af lavere ammoniaktab. Dette afsnit omhandler derfor udelukkende staldforsuring som klimavirkemiddel.

Reduktionen af ammoniaktab i forsuret gylle skyldes, at koncentrationen af udissocieret  $\text{NH}_3$  er meget lav, når pH sænkes til under 6. Effekten på den mikrobielle metanproduktion er kompleks og kan involvere en pH-effekt, men også konkurrence fra sulfatreducerende bakterier og toksiske effekter af svovlbrinte (referencer i Petersen et al., 2012).

Staldforsuring er relevant for både svine- og kvægstalde, som teknologi til reduktion af kvælstoftab fra gyllekummer. Investeringer i gylleforsuring sker for nuværende med dette formål, og ikke som klimavirkemiddel.

Tabel 12. Udbredelsen af anlæg/enheder til gylleforsuring i Danmark (Peters, 2016).

Anlæg, type	Antal anlæg i Danmark	Forsuret mængde gylle (mio. ton)
Stald	140	1,3
Lager	75	1,6
Udbringning	110	3,7
Total	325	6,6

#### 5.1.1 Anvendelse

Der findes allerede i dag kommercielt udstyr til gylleforsuring i stald, i lagertanken og under udbringning. Forsuring i lagertanken lige før udbringning eller under udbringning er typisk en maskinstationsopgave og har derfor potentiale for hurtig udbredelse; allerede i dag er op mod 20% af den udbragte gyllemængden

forsuret. Denne forsuring lige før udbringning har dog ingen effekt på metanudledningerne. Det aktuelle antal anlæg/enheder til gylleforsuring på det danske marked er vist i tabel 12.

Virkemidlet kan ikke anvendes til økologisk husdyrgødning, der opsamles som gylle under opstaldning, da de økologiske regler ikke tillader anvendelse af svovlsyre.

Forbruget af svovlsyre var i praktiske forsøg med forsuring af gylle fra slagtesvin (hele produktionsperioden) på 12,6 (range: 10,6-14,2; n = 4) kg/ton (SEGES Svineproduktion, meddelelser nr. 1077, 1078 og 1080), mens syreforbruget i en enkelt undersøgelse med kvæg var 5,7 (range: 5,4-6,3; n = 4) kg/ton (JH Staldservice, 2012).

Andre forsurningsmetoder undersøges i disse år, herunder tilsætning af mineralske og organiske syrer (Requeiro et al., 2016), eller stimulation af mælkesyreproduktion i gyllen ved tilsætning af sukker (Hjort og Adamsen, 2015). Effekterne af disse metoder på metanemission under langtidsopbevaring er dog ukendt; en simpel pH-effekt vil aftage med den stigning i pH, som typisk sker under lagringen (f.eks., Petersen et al., 2012), og organiske syrers betydning for metanproduktion under langtidsopbevaring, eller på denitrifikation i jorden efter udbringning, bør derfor dokumenteres før disse metoder kan tages i brug.

Forsuringsanlæg til stalde kræver en stor investering på i størrelsesordenen 0,75 mio. kr. for anlæg til kvægstalde, og 1,85 mio. kr. for anlæg til svinestalde (Jonassen, 2016), uanset bedriftsstørrelse, da behandlingskapaciteten normalt ikke er en begrænsende faktor. Gylleforsuring er primært blevet indført i forbindelse med udvidelser eller nybyggeri med krav om dokumentation af ammoniakbegrænsning.

### 5.1.2 Effekt på klimagasser

Ammoniakdeposition er en indirekte kilde til lattergas, og derfor kan gylleforsuring potentielt reducere emissioner af lattergas ved at begrænse ammoniakfordampningen. På MST's Teknologiliste er ammoniakreduktionen fastsat til 64% for svinestalde og 50% for kvægstalde. Effekten vil variere med staldtemperaturen og behovet for ventilation; således fandt Petersen et al. (2016b), at reduktionen fra hele produktionsperioder for slagtesvin var hhv. 66 og 71% forår og efterår, men kun 44% i en sommerperiode med stort behov for ventilation. Årsagen er, at forsuringen kun forhindrer ammoniaktab fra gyllekummer, ikke fra fugtige overflader på gulvniveau, som påvirkes af staldklimaet. Her antages en gennemsnitlig ammoniakreduktion på 60% ved staldforsuring uanset gylletype. Tilsvarende antages en ammoniakreduktion ved udbringning i marken fra staldforsuret gylle på 60% i overensstemmelse med MSTs Teknologiliste.

I beregningen af den indirekte lattergasemission, som følge af ammoniakfordampning fra stald og lager, anvendes oplysninger om ammoniaktab i Normtal 2015. Ammoniaktabet efter udbringning er sat til 20%; ifølge Hansen et al. (2008) vil det være lavere ved udlægning i en voksende afgrøde (f.eks. vintersæd). Reduktion af ammoniaktab giver mere kvælstof på ammoniakform i udbragt gylle, som kan fortrænge en

tilsvarende mængde N i handelsgødning. Den samlede effekt på direkte og indirekte emissioner af N<sub>2</sub>O er vist i tabel 13.

Tabel 13. Indirekte og direkte bidrag til lattergasreduktion ved staldforsuring af gylle. De anvendte ammoniaktab repræsenterer simple gennemsnit for staldsystemer med gylle i Normtal 2015.

	Reduktion, NH <sub>3</sub> -tab		Substitution, handelsgødning	I alt
	Stald+lager	Mark	Mark	
	kg CO <sub>2</sub> ækv/t	kg CO <sub>2</sub> ækv/t	kg CO <sub>2</sub> ækv/t	
Søer+smågrise	1,5	1,1	2,6	5,2
Smågrise 7-30 kg	1,7	0,9	2,6	5,2
Slagtesvin	2,1	1,4	3,5	6,9
Kvæg (konventionel)	0,9	1,3	2,2	4,4

Danske forsøg med svovlsyre i laboratorieskala med kvæggylle (Petersen et al., 2012) viste reduktioner på 67-87% i metanudledningen, og forsøg med svinegylle i pilotskala (Petersen et al., 2014) reduktioner på 90-94%, i begge tilfælde over en ca. 3 mdr. lagringsperiode uden tilførsel af ubehandlet gylle. Misselbrook et al. (2016) fandt i pilotskalaforsøg ved 7, 11 og 17 °C en reduktion af metanemissionen fra kvæg-gylle på hhv. 86, 91 og 63%, i overensstemmelse med de danske resultater. Tilsvarende resultater er på vej fra Sverige (Lena Rodhe, SLU, pers. medd.).

Effekterne er endnu ikke verificeret under praksisnære forhold, hvor metanemissionen fra gylle ikke kan adskilles fra den emission, som kommer fra dyrenes fordøjelse. Petersen et al. (2016a) har dog for nylig foreslået en løsning på denne udfordring. En dokumenteret effekt vil kunne indgå i en national opgørelse ved differentiering af MCF (methane conversion factor) for lagring i stald og lagertank (Mikkelsen et al., 2016).

For metanemission vurderes en 60% reduktion ved forsuring i stalden at være realistisk for både kvæg- og svinegylle. Staldforsuring med svovlsyre forventes også at hæmme metanemission under den efterfølgende lagring udenfor stalden (Petersen et al., 2014). I nationale opgørelse er emissionen af metan fra kvæggylle i stald og lager beregnet til 0,77 kg CH<sub>4</sub>/ton, og fra svinegylle 2,49 kg CH<sub>4</sub>/ton (Mikkelsen et al., 2016). Det svarer til en reduktion af staldforsuring på 0,46 kg CH<sub>4</sub>/ton for kvæggylle, og 1,49 kg CH<sub>4</sub>/ton for svinegylle.

Energiforbruget til staldforsuring (pumper mv.) oplyses til 0,50 kWh pr. ton gylle (produktblad fra InFarm, 2015), svarende til ca. 0,12 kg CO<sub>2</sub>-ækv/ton (www.energinet.dk).

Samlet set vurderes effekten af forsuring af gylle i stald at være en reduktion på ca. 16 kg CO<sub>2</sub>-ækv/ton for kvæggylle (heraf 72% fra metan), og 44 kg CO<sub>2</sub>-ækv/ton for svinegylle (heraf 88% fra metan).

### 5.1.3 Samspil til andre virkemidler

Der kan højst anvendes 20% forsuret gylle i biogasanlæg, og det vil udløse ekstraomkostninger til svovlrensning. Aktuelt er omfanget 0-20.000 tons forsuret gylle til biogas (Henrik B. Møller, Aarhus Universitet, pers. medd.). Hensynet til gasproduktion og udgifter til svovlrensning gør det indtil videre uinteressant at behandle forsuret gylle i biogasanlæg. I stedet bør de to teknologier, forsuring i stald og biogasbehandling, ses som komplementære.

Kortere opholdstid og gyllekøling er andre tiltag, som er rettet mod metanemission i stalden. Gylleforsuring i stalden vil dominere over effekten af disse alternative tiltag. Derimod vil effekten af kortere opholdstid eller gyllekøling i stalden på den ene side, og gylleforsuring i lagertanken på den anden side, være additive.

I laboratorieforsøg har AU undersøgt emission af lattergas efter udbringning af forsuret gylle (ikke publicerede data). Der blev ikke fundet nogen effekt af forsuringen af kvæg- og svinegylle efter tilførsel af forsuret kvæg- eller svinegylle til tre forskellige jordtyper.

I det omfang fodring med fedt øger metanproduktionspotentialet i husdyrgødningen, kan forsuring modvirke denne sideeffekt.

Overdækning af gyllelagre er allerede i dag et krav, og udbringningsmetoder er tilgængelige, som kan begrænse ammoniaktabet (se afsnit 5.2). Den marginale effekt af gylleforsuring på ammoniaktabet er derfor først og fremmest tabet i stalden. I lyset af udfordringerne med svovloverskud og driftsudgifter til svovlsyre, er det værd at overveje alternative strategier til gyllehåndtering. Et sådant alternativ kunne være gylleforsuring med det formål at opnå en metanreduktion. Hittidige forsøgsresultater giver anledning til at tro, at effekten på metanemission kan opnås med betydeligt lavere svovlsyremængder end effekten på ammoniak, fordi ikke kun pH er ansvarlig for hæmningen af metanproduktion. En mulig strategi kunne være at reducere opholdstiden for gylle i stalden kombineret med forsuring i lagertanken. Her vil der være praktiske udfordringer pga. kravet om forsuring ved hver tilførsel af gylle fra stalden; der er et videns- og udviklingsbehov vedrørende strategier til forsuring og omrøring i lagertanken.

### 5.1.4 Sideeffekter

Gylleforsuring reducerer ammoniaktabet under lagring og udbringning af gylle. Hvis der gødes efter normalt for økonomisk optimal kvælstoftildeling uden at tage højde for øget andel af ammoniakkvælstof i gyllen, så vil det resultere i en øget kvælstoftilførsel til dyrkningsjorden, og dermed øget risiko for nitratudvaskning. Her antages, at øget ammoniakindhold i gyllen substituerer handelsgødning, og dette er indregnet i effekten

på lattergasemission (tabel 13). I praksis kan en sådan effekt kræve at udnyttelseskravet øges for kvælstof i forsuret gylle.

Den højere N-tilgængelighed i forsuret gylle kunne tidligere omregnes til et forventet merudbytte i plante- produktionen på grund af relativt lave normer for N-gødsning. Undergødsning kan ikke længere antages i dansk konventionelt landbrug, og dermed forringes økonomien i gylleforsuring.

I beregningen af økonomien i gylleforsuring i stalden kan værdien af svovl fra svovlsyren indgå. Potentialet for besparelse af S-gødning er gennemsnitligt 22 kg S/ha (Eriksen, 2009), men lokalt vil potentialet variere som følge af sædskifte, dyretæthed og jordbundsforhold. Der findes ingen kortlægning af dyrkningsjordens svovlbalance, men tilførslen af svovl i forsuret gylle vil uanset afgrøde svare til, eller overstige, planternes behov. Substitution af svovl kan altså antages på det areal, som gødes med husdyrgødning.

Afgrødens behov kan variere mellem 10 og 50 kg S/ha, mens tilførslen vil være i størrelsesordenen 40-60 kg S/ha ved tilførsel af forsuret kvæggylle, og 50-80 kg S/ha ved tilførsel af svinegylle ved typiske doseringer. Det giver et potentiale for udvaskning af sulfat.

Børgesen et al. (2013) beregnede den årlige afstrømning fra rodzonen i otte udvalgte vandoplande med Daisy modellen; værdierne varierede mellem 250 og 575 mm. På baggrund af det estimerede forbrug af svovlsyre (12,6 kg/ton svinegylle og 5,7 kg/ton kvæggylle) og en skønnet tilførsel på 25 ton/ha, kan udfaldsrum for koncentrationen af sulfat i afstrømningen beregnes. Det er for svinegylle beregnet til op til 875  $\mu\text{M}$ , og for kvæggylle op til 625  $\mu\text{M}$ . Ifølge Holmer and Storkholm (2001) varierer sulfatindholdet i søer mellem  $<10$  og 500  $\mu\text{M}$ , mens indholdet i havvand er 28 mM. Der vil ske en fortynding og eventuelt omsætning af sulfat i det vand fra marker, som passerer via dræn eller vådområder til vandløb og søer, og i sidste ende havet, men lokalt kan der formentlig opstå en signifikant forøgelse af recipientens sulfatindhold. Det er derfor relevant at vurdere risikoen for, at forhøjede koncentrationer af sulfat påvirker de naturlige miljøer, som passerer på vej mod recipienten.

Zak et al. (2008) undersøgte omsætningen af tilført svovl i lavbundsjord (tørv) 1-15 år efter hævnning af vandstanden. Der blev målt sulfatreduktionsrater, som var sammenlignelige med raterne i søsedimenter, og forhøjede koncentrationer af fosfor i porevandet. Det er velkendt, at sulfatreduktion i iltfrie miljøer kan medvirke til mobilisering af fosfor (P), idet sulfid fra sulfatreduktionen binder jern, som ellers kunne reagere med fosfat (Smolders et al., 2001).

Sulfatreduktion, og dermed mobilisering af P, vil også kunne forekomme i vandløbs- og søsedimenter. Overskydende sulfat vil primært udvaskes i efterårs- og vinterperioden med relativt lave temperaturer. Sulfatreduktion i sedimenter er typisk begrænset af adgangen til organisk stof (Holmer og Storkholm, 2001), og



frisk organisk materiale fra årets primærproduktion vil være delvist omsat på tidspunktet for udvaskningen. Det vil alt andet lige mindske risikoen for sulfatreduktion og fosformobilisering (Søndergaard, 2007).

Opholdstiden for afstrømmende vand i vandløb og søer skal også tages betragtning. Median-værdien for opholdstid i 800 danske søer >1 ha er beregnet til 0,4 år (Søndergaard, 2007), og en stor del af udvasket sulfat kan derfor i løbet af efterår, vinter og forår forventes at nå ud i fjorde og havet, hvor koncentrationen af sulfat som nævnt er langt højere.

I lyset af den forventede fortynding af sulfat, og den lavere biologiske aktivitet i vinterhalvåret, vurderes der at være begrænset risiko for, at udvaskning af sulfat fra marker gødet med forsuret gylle fører til fosformobilisering i vandløb og søer. Risikoen kan være større i vådområder, hvor vandet transporteres igennem en matrice med højt indhold af organisk stof, og hvor sulfatreduktion med udfældning af jernsulfid derfor i teorien kan begrænse tilbageholdelsen af fosfat. Der er behov for mere viden om den kvantitative betydning af disse processer, specielt i vådområder med afstrømning fra landbrugsarealer.

Behovet for kalkning vil være større med anvendelse af forsuret gylle. Ammoniakbaseret gødning giver i forvejen en forsuring af dyrkningsjorden i det omfang N-tilførslen er større end den mængde, der optages af planter som nitrat og fjernes ved høst, eller som tabes via nitratudvaskning (Barak et al., 1997). Tilsætning af sulfat til gyllen i form af svovlsyre vil tilsvarende forsure jorden. I Europa svarer anvendelsen af kalk til jordbrugsformål til i gennemsnit 0,7 kg kalk/kg N tilført (Sutton et al., 2011). For eksemplet i tabel 14 ville kalkbehovet som følge af N-gødsning alene være 70 kg kalk/ha. Anvendelsen af forsuret gylle kunne øge kalkbehovet med hhv. 145 og 257 kg/ha/år for kvæg- og svinegylle. Den øgede kalkning vil også øget CO<sub>2</sub>-udledningerne. Dette er dog ikke medregnet her.

Tabel 14. Kalkningsbehov, eksempel (efter beregninger af Peter Sørensen, Inst. for Agroøkologi, AU).

		Kvæg	Svin
Antagelser:			
Svovlsyre i forsuret gylle	kg/ton	5,7	12,6
Total N	kg/ton	4	5
Gødningstilførsel:			
Gylle tilført	kg N/ha	100	100
	t/ha	25	20
Svovlsyre tilført	kg/ha	142,5	252
Molvægt, svovlsyre	g/mol	98	98
	mol/ha	1454	2571
Molvægt, kalk	g/mol	100	100
Pot. forøgelse, kalkningsbehov	kg/ha	145	257

Mange reducerede svovlforbindelser er flygtige og med en lav tærskelværdi for lugt. Gylleforsuring med svovlsyre i stalden kan derfor påvirke gyllens lugt. Praktiske erfaringer kan ikke underbygge, at forsuring mindsker eller forøger lugtgener, men at lugten ændrer karakter. Kontrollerede forsøg indikerer, at lugten efter tilsætning af svovlsyre præges relativt mindre af svovlbrinte, og mere af metanthiol (Eriksen et al., 2012).

## 5.2 Fast overdækning af gyllebeholdere

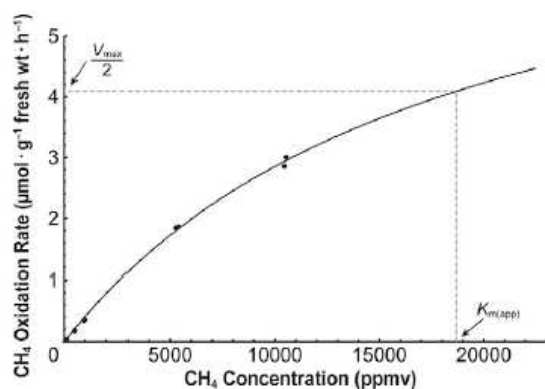
Ifølge Husdyrgødningsbekendtgørelsen (BEK nr. 865 af 23/06/2017) skal beholdere til flydende husdyrgødning være forsynet med fast overdækning eller tæt overdækning, medmindre der anvendes en teknologi, der er optaget på Miljøstyrelsens teknologiliste som en teknologi, der kan erstatte fast overdækning. Siden 2007 har fast overdækning af nye gyllebeholdere <300 m fra bebyggelse eller følsom natur været et ufravigeligt krav på bedrifter med svin og mink, og fast eller tæt overdækning på andre bedriftstyper. Generelt er et flydelag (naturligt eller kunstigt) den dominerende løsning på kravet om overdækning. Ved lagring af kvæggylle vil der normalt opstå et naturligt flydelag af fibre i gødningen samt strøelse fra stalden. Spontan dannelse af flydelag er mere variabel for svinegylle og afgangsgylle; her kan et flydelag etableres/stabiliseres ved iblanding af snittet halm.

Der findes ingen egentlig statistik vedrørende den typiske størrelse på gyllelagre, som kan være op til 5000 m<sup>3</sup> ifølge en producents hjemmeside<sup>1</sup>. Eksisterende tanke er typisk 2000-3000 m<sup>3</sup> (Peter Kai, Inst. Ingeniørvidenskab, AU, pers. medd.), men ifølge Perstrup A/S er nye tanke, der bygges, 3500-4000 m<sup>3</sup>.

Flydelag har været diskuteret som et virkemiddel til reduktion af emissionen af metan via biologisk metanoxidation. Forekomsten af metanoxiderende bakterier er påvist, og reguleringen af deres aktivitet belyst i en række studier (bl.a. Petersen et al., 2005; Ambus og Petersen, 2005; Duan et al., 2013). Med henvisning til Sommer et al. (2000) foreslog IPCC (2006), at et flydelag i praksis vil fjerne 40% af den metan, som dannes under lagring. Meget få lagringsforsøg har dog kunnet dokumentere en reduktion i metanemissionen på grund af et flydelag (Sommer et al., 2000; Clemens et al., 2006), mens flere andre undersøgelser har fundet, at en sådan reduktion var ubetydelig under betingelser svarende til en åben beholder.

Petersen et al. (2013) konkluderede, at metan fortrinsvis forlader væskefasen via sprækker eller bobledannelse, og ikke via diffusion igennem flydelaget, således at metanoxiderende bakterier primært har adgang til metan via luften over flydelaget. Ved lagring uden en fast overdækning vil metan hurtigt fortyndes i atmosfæren og forsvinde, og det kan være årsagen til at hidtidige forsøg på at påvise en effekt har været inkonsistente.

Såfremt ovenstående konklusion er korrekt, vil betydende metanoxidation forudsætte, at et flydelag kombineres med en fast overdækning, som kan begrænse luftskiftet og sikre en forhøjet koncentration af metan i luften over flydelaget. Figur 1 viser, at der er en klar sammenhæng mellem luftens metanindhold og raten af metanoxidation. Atmosfærisk luft indeholder <2 ppmv metan, og der skulle således være basis for at stimulere processen ved stigende metankoncentration i en overdækket gyllebeholder.



Figur 1. Metan-oxidation som funktion af metankoncentrationen i materiale fra et flydelag udtaget fra en lagertank med kvæggylle (Duan et al., 2013). Atmosfærisk luft indeholder <2 ppmv metan (CH<sub>4</sub>), og figuren indikerer derfor, at en forøgelse af luftens metanindhold via overdækning vil føre til øget metanoxidation.

<sup>1</sup> <http://perstrup.dk/landbrug/perstrup-tanken-%E2%80%93-danmarks-mest-solgte-gylle-tank?qclid=Cj0KEQiAnb3DBRCX2ZnSnMyO9dIBEiQAocXYHxfrH5w8jq0u3wtKvraDevwABWRM3tztit5ki41ASa2MaA-kIC8P8HAQ>

Det forventes således, at et flydelag kombineret med en fast overdækning (med tilstrækkelig ventilation til at forhindre iltfrie forhold, da også ilt indgår i metanoxideringsprocessen), kan stimulere en nedbrydning af metan og dermed begrænse emissionen til atmosfæren. Mekanismen er, at et mindre luftskifte vil hæve koncentrationen af metan i luften over flydelaget og derved stimulere metanoxiderende mikroorganismer. Denne hypotese er konsistent med den eksisterende viden fra lagrings- og laboratorieforsøg men, må det understreges, ikke afprøvet eksperimentelt.

### 5.2.1.1 Anvendelse

Virkemidlet kan anvendes i både konventionel og økologisk jordbrug. Det forudsætter, at lagertanke både har fast overdækning og et stabilt flydelag. Der er ingen registrering af, i hvilket omfang gyllelagre med fast overdækning også har flydelag. Registrering af dette vil være en forudsætning for at anvende virkemidlet. Dannelse af flydelag vil afhænge af gyllens tørstofindhold, som påvirkes af fodring og brug af strøelse i stalden. Metanproduktion i gyllen fremmer dannelsen af flydelag via opdrift af organiske partikler, så både mængden og sammensætningen af tørstof i gyllen kan påvirke flydelagsdannelsen.

Flydelagets indhold af mikroorganismer ændrer sig over tid. I en åben gylletank opbygges potentialet for metanoxidation over flere måneder (Nielsen et al., 2013), men processen vil muligvis blive fremskyndet af en fast overdækning, som stabiliserer klimaet i flydelaget og øger adgangen til metan.

I 2004 havde ca. 5% af gyllebeholdere på svinebrug en fast overdækning, mens det var tilfældet for ca. 2% af gyllebeholdere på kvægbrug (Miljøministeriet, 2005). Det skønnes, at der i 2016 var fast overdækning på 6-7% af gyllebeholderne, og at det primært er store gyllebeholdere, der er overdækkede (Jørgen Hviid, SEGES, personlig meddelelse). Det antages her, at det svarer til, at ca. 10% af gyllemængden i 2016 havde fast overdækning med flydelag på gyllen.

### 5.2.2 Relevans og potentiale

Det savnes fortsat kvantitativ viden om dette virkemiddel, som dog er baseret på detaljeret viden om betingelserne for metanoxidation i dette miljø. Forekomsten af metanoxiderende bakterier i flydelag er veldokumenteret, også i materiale indsamlet fra gyllelagre på landbrugsbedrifter (Ambus og Petersen, 2005; Petersen og Ambus, 2006; Duan et al., 2014). Udnyttelse af dette virkemiddel forudsætter dog, at der gennemføres undersøgelser for at eftervise, og kvantificere, effekten. Det bør inkludere målekampagner med en tids-horisont, som gør det muligt at dokumentere udviklingen i metanoxiderings-potentiale over tid. Sammenligning med en reference uden overdækning vil normalt ikke være mulig, men kan simuleres i pilotskala med varierende ventilation (Petersen et al., 2009).

Der savnes viden om 1) udbredelsen af fast overdækning og 2) forekomst af flydelag i lagre med fast overdækning. Tiltaget er ikke relevant for forsuret gylle og afgasset gylle. Tilsammen udgør disse kategorier 11%

af gyllemængden, bestående af staldforsuring: 3,1% (data fra Danske Maskinstationer & Entreprenører, markedsundersøgelse 2014 samt BioCover A/S) og biogasbehandling: 7,6% (BIB "Biomasse i Biogasproduktion"; Energistyrelsen). Principielt kan virkemidlet anvendes på hele den øvrige gødningsmængde, såfremt den fornødne dokumentation for effekten tilvejebringes.

Der er ikke i øjeblikket incitamenter til at fremme udbredelsen af denne tekniske løsning, men virkemidlet kunne, med den fornødne dokumentation, inkluderes i den nationale opgørelse på grundlag af aktivitetsdata vedr. fast overdækning og flydelagsdannelse. Der forudsættes desuden en separat beregning af metanomdannelsesfaktoren, MCF, for stald og lager i den nationale opgørelse (Mikkelsen et al., 2016).

### 5.2.3 Effekt på klimagasser

Ammoniak er en indirekte kilde til lattergas. Ammoniaktabet under lagring af gylle kan med en fast overdækning reduceres med 90%, mens et flydelag kan reducere ammoniaktabet med 70-80% (Hansen et al., 2008). Der er allerede i dag krav om overdækning, så den marginale effekt udgøres kun af forskellen mellem flydelag og fast overdækning (dvs. 10-20%) for den andel af lagret gylle (88-90%), som ikke i forvejen har fast overdækning. Effekten er opgjort til -0,05 og -0,06 kg CO<sub>2</sub>-ækv/ton gylle for henholdsvis kvæggylle og svinegylle.

Et flydelag kan være en kilde til direkte emissioner af lattergas, og IPCC's guidelines foreskriver en emissionsfaktor på 0.005 af total N udskilt (IPCC, 2006). Puljen af kvælstof i den del af flydelaget, hvor betingelserne for nitrifikation og denitrifikation er til stede, vil kun i ringe grad være påvirket af en fast overdækning. Derfor forventes ingen effekt af dette tiltag på den direkte emission af lattergas.

Med hensyn til potentiel reduktion af metanemissionen fra lagret gylle, så er den tidligere estimeret til 10-20%<sup>2</sup>. Det antages her, at metanudledningerne fra lagret gylle vil kunne reduceres med 15% ved overdækning med teltdug eller fast låg i kombination med et veletableret flydelag (Clemens et al., 2006). De estimerede effekter bliver så 1,2 kg CO<sub>2</sub>-ækv/ton kvæggylle, og 2,3 kg CO<sub>2</sub>-ækv/ton svinegylle.

Med det yderligere potentiale for overdækning af gyllebeholdere, der fremgår af tabel 5, fås en samlet årlig reduktion 8.936 ton CO<sub>2</sub>-ækv/år i 2030.

Der forventes ingen effekt på kulstoflagring, eller på brændstofforbrug.

### 5.2.4 Samspil til andre virkemidler

Alternative metoder til at begrænse metanemission under opbevaring af gylle er biogasbehandling, gylleforsuring i stald, og gylleseparation. Biogasbehandling stimulerer vækst af metanogene mikroorganismer.

---

<sup>2</sup> <http://dca.au.dk/aktuelt/nyheder/vis/artikel/kommentar-overdaekning-af-gyllelagre-fakta-og-forudsætninger/>

Opsamling af metan, der produceres i det første par uger efter biogasbehandling er vigtig for den samlede klimaeffekt, men forudsætter en gastæt membran. Kombination med biogasbehandling forudsætter derfor to separate lagertanke med hhv. lufttæt og ventileret overdækning. Gylleforsuring, som antages at hæmme metanproduktionen med 60%, vil gøre fast overdækning ineffektivt som virkemiddel. Desuden svækkes stabiliteten af et flydelag.

### 5.2.5 Sideeffekter

Der forventes ingen sideeffekter, idet alternativet vil være et effektivt flydelag, som der i forvejen er lovgivet for og som begrænser ammoniaktab og lugt.

## 5.3 Køling af gylle i stalden

Gyllekøling er en teknologi, som er udviklet til reduktion af ammoniaktab fra den gylle, der opsamles under spaltegulve. Ammoniaktab udgør en indirekte kilde til lattergas, og reduktion af ammoniaktabet vil derfor reducere indirekte lattergasudledninger. Desuden øges gyllens kvælstofværdi og kan, trods en lidt større risiko for tab under den efterfølgende lagring, substituere handelsgødning. Denne substituering er også en forudsætning for, at en reduktionen af de indirekte lattergasudledninger er effektiv.

En sænkning af gyllens temperatur vil også hæmme den biologiske omsætning i gyllen, herunder metanproduktion, og det kan give en reduktion af metanemissionen. Også her giver det en lidt større risiko for metanemission under den efterfølgende lagring. Størst effekt af gyllekøling vil opnås dog i kombination med biogasbehandling af gyllen efter eksport fra stalden, idet der potentielt opnås både metanreduktion og en øget bioenergiproduktion. Disse effekter er behandlet i kapitel 4 om biogas.

Gyllekøling er i 2018 optaget på MST's Teknologiliste for stalde med enten linespil og rørudslusning. For stalde med rørudslusning er angivet følgende sammenhæng mellem køleeffekt ( $x$ ,  $W/m^2$ ) og reduktion i ammoniakfordampning med en reduktionseffekt op til 30%:

$$\text{Reduktion (\%)} = 0,85 x - 0,004 x^2$$

For stalde med linespil er angivet følgende sammenhæng mellem køleeffekt og reduktion i ammoniakfordampning med en reduktionseffekt op til 34%:

$$\text{Reduktion (\%)} = 1,66 x - 0,02 x^2$$

Ifølge disse formler ville 20-40  $W/m^2$  give en reduktion af ammoniakemissionen fra stalden på 15-28% for stalde med rørudslusning og 25-34  $W/m^2$  for stalde med linespil.

Hilhorst et al. (2001) observerede en reduktion i metanemissionen fra svinegylle på 30-50% ved at sænke gyllens temperatur fra 20 til 10°C. Der foreligger nye tal for effekten af gyllekøling på emissionen af metan

fra svinegylle, gennemført af SEGES/Videnscenter for Svineproduktion (Michael Holm, SEGES, pers. medd.); disse undersøgelser peger også på en reduktion omkring 30% med et energiforbrug på 20-27 W/ m<sup>2</sup>. Det kan desuden nævnes, at Sommer et al. (2004) med en empirisk model for metanemissionen fra gylle estimerede en gennemsnitlig reduktion over året på 31% ved køling af svinegylle i stalden.

Gyllekøling er energikrævende. Økonomien afhænger i høj grad af, at varmen kan udnyttes til rumopvarmning, hvorfor virkemidlet primært er relevant for svinestalde på bedrifter med smågrise (Pedersen, 2005). Kravet til ammoniakreduktion vil typisk afgøre energiforbruget, som vil variere mellem 10 og 30 W/m<sup>2</sup> gylleareal afhængigt af aktuelle forhold (Peter Kai, pers. medd.). Her anvendes 20 W/m<sup>2</sup> som gennemsnitsværdi.

### 5.3.1 Anvendelse

Køleelementer kan placeres på bunden af gyllekummer, eller de kan indstøbes i betonvæggen. Køling ved bunden er mindre effektiv, fordi der vil være en temperaturgradient til overfladen, hvorfra ammoniakfordampningen sker.

Gyllekøling er mest omkostningseffektiv som virkemiddel ift. drivhusgasreduktion, hvis den producerede varme kan erstatte andre varmekilder, så nettoenergiforbruget begrænses. Som nævnt er det især sohold med smågrise, som har et stort varmebehov. Enkelte steder anvendes gyllekøling dog også i slagtesvinestalde for at leve op til krav vedrørende ammoniakemission.

Idet ammoniaktabet fra gyllekummer udtrykkes som en andel af udskilt N, kan resultaterne af ovennævnte model for ammoniakreduktion ved gyllekøling, opgjort som ammoniaktab i stalden, umiddelbart anvendes til at estimere effekt af gyllekøling, og dermed potentialet for reduktion af lattergas. I forhold til reduktion af den indirekte emission af lattergas fra ammoniak er det en forudsætning, at den højere kvælstofværdi i gyllen substituerer handelsgødning.

#### 5.3.1.1 Relevans og potentiale

Kvægstalde er åbne og har en gennemsnitstemperatur i gyllekanaler, som er tæt på omgivelsernes temperatur, hvilket begrænser effekten af gyllekøling. Desuden er gyllekanaler i kvægstalde typisk næsten fyldte af hensyn til transport af den tørstofrige gylle, hvilket vanskeliggør nedkøling. Gyllekøling er derfor ikke aktuel i kvægstalde. Svineproduktion foregår derimod i opvarmede stalde med aktiv ventilation, som tilsammen giver et stort potentiale for ammoniaktab, og her kan gyllekøling forventes at have en effekt ift. at reducere ammoniaktab.

Teknisk set kan gyllekøling introduceres i alle staldtyper med opsamling af gylle i kummer under spaltegulv. Omkostninger til investering i gyllekøling er i praksis en barriere, mens behovet for at opfylde miljøkrav er et væsentligt incitament.

Gyllekøling er et potentielt klimavirkemiddel, som forventes at reducere en indirekte kilde til lattergas samt emissionen af metan fra gylle i stalden. Med den fornødne dokumentation for tiltagets udbredelse kan effekterne umiddelbart inkluderes i den nationale opgørelse. Denne dokumentation skal omfatte mængden af gylle, der køles, samt en dokumentation af effekten for konkrete stald- og kølesystemer hvor gyllens temperatur har afgørende betydning for effekten. Der forudsættes desuden en separat beregning af metanombildningsfaktoren, MCF, for det kombinerede stald- og lagersystem, da en del af den sparede metanledning i stalden kan tabes i lageret (Mikkelsen et al., 2016).

### 5.3.2 Effekt på klimagasser

Eksisterende anlæg til gyllekøling er taget i anvendelse i alle typer svinestalde. Derfor er der i det følgende estimeret effekter for alle kategorier af svin.

Institut for Ingeniørvidenskab, AU har beregnet reduktionen i ammoniaktab fra stalden som resultat af gyllekøling. Den specifikke effekt er sat til 25% af ammoniaktabet i stalden med en køling svarende til 20W m<sup>2</sup> (Peter Kai, Inst. for Ingeniørvidenskab, AU., pers. medd.). Det reducerer en indirekte kilde til lattergas, men øger også gyllens kvælstofværdi og kan dermed substituere handelsgødning, og dermed også reducere en direkte kilde til lattergas. Den samlede reduktion af lattergasemission er estimeret for gyllekøling med 20W m<sup>2</sup> til 1,2 kg CO<sub>2</sub>-ækv/ton for slagtesvin, 1,1 kg CO<sub>2</sub>-ækv/ton for smågrise (7-30 kg) og 0,9 kg CO<sub>2</sub>-ækv/ton for søer+smågrise <7 kg.

SEGES/Videncenter for Svineproduktion (VSP) har i to forsøg, der hver dækkede flere produktionsperioder for slagtesvin, målt reduktionen i metanemission fra stalde med slagtesvin (Michael Holm, SEGES, pers. medd.). På baggrund af en regressionsanalyse blev det, for en gennemsnitsvægt for svin på 65 kg, gylletemperatur på 10°C, og gyllehøjde 20 cm, beregnet effekter på hhv. 16 og 26% reduktion af metanledningerne.

Disse tal skal korrigeres for den direkte emission fra dyrene. IPCC (2006) oplyser en værdi for slagtesvin svarende til 4,1 g CH<sub>4</sub>/dyr/d, mens SEGES/VSP har målinger som indikerer en værdi på 3,4 g CH<sub>4</sub>/dyr/d. Eftersom metanproduktionen er knyttet til foderudnyttelse, er de danske værdier formentlig mest retvisende. Efter korrektion for denne kilde kan effekten af gyllekøling på reduktion i metanemission fra gyllen beregnes til hhv. 27 og 33% i de to forsøg, eller en gennemsnitlig effekt på -30%, som i øvrigt svarer til det skøn, der blev anvendt i Olesen et al. (2013). Effekten på metanemission er estimeret til 14,1 kg CO<sub>2</sub>-ækv/ton gylle;



der er ikke basis for at skelne mellem husdyrkattegrorier med den foreliggende, begrænsede viden, hvor målinger kun er foretaget i forsøgsstalde med slagtesvin.

Der forventes ingen effekt på kulstoflagring. Såfremt kølet gylle går til almindelig lagring, vil en del af den fortrængte nedbrydning finde sted her. Og hvis kølet gylle biogasbehandles, nedbrydes den uomsatte pulje her.

Det forventede energiforbrug til gyllekøling blev beregnet af Institut for Ingeniørvidenskab, AU. For slagtesvin er strømforbruget 154 kWh/kg N reduceret, og for søer+smågrise er strømforbruget 784 kWh/kg N reduceret.

### 5.3.3 Samspil til andre virkemidler

Gyllekøling, gylleforsuring og hurtig udslusning er tre virkemidler, som alle kan bidrage til reduktion af metanemission fra stalden. Men hvor effekten af forsuring også forventes at påvirke emissionen fra lagertanken, så vil den samlede effekt af gyllekøling afhænge af temperaturen under den efterfølgende lagring. Størst effekt opnås derfor, hvor det er muligt at kombinere køling med en efterfølgende behandling, hvor specielt biogasbehandling vil være effektiv. Det skyldes, at køling begrænser nedbrydningen af organisk tørstof (*volatile solids*, VS) i gyllen, herunder produktionen af metan, hvilket efterlader mere VS til biogasproduktionen, dvs. der er synergi mellem de to virkemidler (se også kapitel 4 om biogas).

### 5.3.4 Sideeffekter

Der er et potentiale for bedre N-udnyttelse, hvis den højere N-tilgængelighed i gylle, som køles i stalden, erstatter N i handelsgødning. Gyllekøling vil mindske ammoniakdeposition i omgivelserne, men hvis ikke den højere N-tilgængelighed tages i betragtning ved udbringningen, kan det medføre en øget risiko for nitratudvaskning.

## 6 Husdyrproduktion

Tiltagene i husdyrproduktionen fokuserer på at reducere metan fra kvæg, da langt hovedparten af metan fra fordøjelsesprocesser stammer fra drøvtyggere, og kvæg i Danmark udgør hovedparten af drøvtyggerbestanden.

### 6.1 Øget fodring med kraftfoder, fedt og letfordøjeligt grovfoder

Metan fra dyrenes fordøjelsesproces kan reduceres via sammensætningen af foderrationen. Øget fodring med kraftfoder, fedt og letfordøjeligt grovfoder kan reducere udledningen af metan pr. kg fodertørstof, men der er grænser for, hvor meget rationen kan ændres, før det negativt påvirker dyrenes sundhed, produktivitet og i nogle tilfælde også produktkvaliteten. Det er vigtigt at være opmærksom på, at der ofte kan være samspil mellem virkemidler og afledte effekter, som kan medvirke til lavere emissioner. For de fodringsmæssige tiltag skal det således ved vurderingen af effekten indregnes, at der kan være et øget metanpotentiale i husdyrgødningen, som kan øge emissionerne, hvis der ikke gennemføres tiltag til at reducere disse (fx biogas eller forsuring i stalden), samt at foderændringer kan påvirke emissionen knyttet til produktionen af foderet.

Fodringsmæssige tiltag er en udfordring i praksis. Kvægbrugere sammensætter foderrationen ud fra et økonomisk optimum under hensyn til dyrenes forsyning med næringsstoffer, mælkeydelse og sundhed. Det er derfor også sandsynligt, at tiltag til reduktion af den enteriske metanproduktion reelt vil begrænse kvægbrugers muligheder i forhold til en økonomisk optimering af rationen. Det er vigtigt at understrege, at metan ikke er relateret til fodermidlerne som sådan, men til de næringsstoffer som de enkelte fodermidler bidrager med til den samlede ration. Valg af fodermidler, til at illustrere potentialet, skal derfor ses som et af mange muligheder for at sammensætte en ration, som forventes at reducere den enteriske metanproduktion i vommen og er baseret på et begrænset antal af fodermidler i forhold til det, der forekommer i praksis.

Hvis referencerationen udelukkende blev ændret på fedttildelingen via øget rapsfrø eller andre koncentrede fedtkilder, ville det betyde, at der opstår ubalance mht. andre næringsstoffer – f.eks. underforsyning med protein. Derfor er der lavet ændringer i andel af de øvrige fodermidler, således at rationen er afstemt. Det betyder, at der indgår mere sojaskrå, der er det mest proteinrige fodermiddel, og samtidigt en antagelse om mere stivelse fra majs via kolbemajs. Begge disse fodermidler har nogle begrænsninger i deres anvendelse, men mere fedt og stivelse kræver fodermidler af denne "type". Eksemplet viser kompleksiteten i at ændre på rationen, det kan ofte ikke gøres blot ved et fodermiddel, men fører til at andel og type af andre fodermidler også skal ændres. Hertil kommer, at der udelukkende er set på en ration som gennemsnit for en besætning, hvor en mere detaljeret beregning vil kræve opstilling af rationer til køer på forskellige tidspunkter i laktationen, herunder goldperioden.

Foderændringerne fremgår af tabel 15, hvor standardiserede foderplaner er anført for både malkekvæg og opdræt. Der er ved opstillingen af foderplanerne taget hensyn til, at mælkeydelsen stiger fra 9200 kg mælk/år i 2013 til 11300 kg mælk/år i 2030. Foderrationerne er søgt afstemt inden for retningslinjerne for fysiologisk afbalanceret ernæring, samtidigt med at reduktionen i metan opnås – dvs. primært qua fedt og høj energikoncentration. Foderrationerne forventes således ikke at medføre sundhedsmæssige problemstillinger.

*Tabel 15. Foderplaner for malkekvæg og opdræt i reference (2013) og i 2030 med ændret fodring med henblik på reduktion af metanudledninger. Fodermængderne er anført i kg tørstof pr. dyr pr. år.*

Fodermiddel	Malkekøer		Opdræt	
	2013, reference	2030, reduktion	2013, reference	2030, reduktion
Halm	149	0	204	0
Majsensilage	2450	2862	860	860
Græsensilage	2376	2453	838	838
Byg	1336	1063	249	226
Sojaskrå	371	900	0	0
Rapskage	668	0	113	113
Rapsfrø	74	450	0	45
I alt	7424	7728	2263	2083

Til køerne er majsensilage i reduktionsscenarioet antaget at have øget energikoncentration og en stigning fra 315 til 345 g stivelse pr kg tørstof. Det svarer til, at der indgår 15% kolbemajs som del af den angivne mængde majsensilage. I majs med veludviklede kolber med 54-56% tørstof er udbyttet af foderenheder til kolbemajs 15-20 procent mindre end til helsæd (LandsbrugsInfo). Til køerne er græsensilage reduktionsscenarioet antaget at have en øget fordøjelighed på 3 procent-enheder og et øget proteinindhold på 10 g råprotein pr. kg tørstof i forhold til reference.

### 6.1.1 Anvendelse

Tiltaget kan som udgangspunkt anvendes til alt kvæg, som fodres på stald, mens det ikke kan anvendes under afgræsning.

### 6.1.2 Relevans og potentiale

Økologiske bedrifter har svært ved at implementere denne teknologi, da de allerede har et højt indhold af letfordøjeligt grovfoder i rationen og et lovgivningskrav om afgræsning og en høj andel af grovfoder i rationen. Desuden har de økologiske besætninger ikke i praksis mulighed for at tilsætte fedt i betydelige

mængder til rationen. For andet kvæg (kvier af malke race og ammekvæg) vil udbredelsen være reduceret til perioden på stald, da der ikke kan ændres på udledningen i forbindelse med afgræsning. For slagtekalve forventes der ingen effekt, da fodringen her allerede er baseret på letfordøjeligt stivelsesrigt foder.

Den maksimale udbredelse, defineret som et niveau hvor der ikke forventes direkte afledte negative effekter på dyrenes sundhed eller produkternes ernæringsværdi i kombination med de praktiske muligheder, er estimeret som angivet i tabel 16 pr. årsvild.

Tabel 16. Estimeret maksimal udbredelse (%) af fodringstiltag i 2030, pr. årsvild.

System	Malkekøer	Opdræt, malkekvæg	Tyre-malke race	Ammekvæg
Konventionel	100	75	0	40
Økologisk	50	40	Ikke relevant	40

### 6.1.3 Effekt på klimagasser

Effekten opgjort som relativ reduktion i metan fra fordøjelsesprocessen for de dyr, hvor der foretages en ændring er vist i tabel 17. Den gennemsnitlige effekt kan efterfølgende beregnes ud fra maksimal udbredelse og effekt pr. dyr, således f.eks. for økologiske malkekøer:  $0,5 \cdot 4\% = 2\%$ .

Tabel 17. Estimeret effekt af fodringstiltag (% reduktion i metan pr. årsvild) i 2030 for de dyr hvor tiltaget implementeres.

System	Malkekøer	Opdræt, malkekvæg	Tyre-malke race	Ammekvæg
Konventionel	8	4	0	4
Økologisk	4	2	0	2

Effekten på de øvrige klimagasser vil være afhængig af, hvorledes foderrationen konkret ændres. Mere letfordøjeligt foder vil typisk øge andelen af tilskudsfoder (korn, raps og soja) eller øge antal slæt i græsmarken. Mere stivelse i kombination med øget fordøjelighed vil betyde, at anvendelsen af kolbemajs øges på bekostning af majsensilage. Effekten heraf på arealforbrug og udledningen af de øvrige klimagasser kan ikke kvantificeres generelt, men en trend i retning af mindre kulstofindlejring, mindre tørstofudbytte pr. ha og stigende udledning af klimagasser fra dyrkning og produktion må forventes (Mogensen et al., 2016).

### 6.1.4 Samspil til andre virkemidler

Den ændrede fodring vil reducere andelen af græs i foderrationen, og den maksimale effekt vil desuden kræve, at dyrenes fodres på stald året rundt i et konventionelt system. Ændret fodring kan også påvirke

drivhusgasudledninger andre steder på bedriften. En mindre fodring med græs vil således føre til lavere kulstoflagring i jorden som følge af opbygning af mindre kulstoflager i andre foderafgrøder sammenlignet med græsmarker. Desuden kan fodring med fedtholdige produkter kan give større udledninger af metan fra gyllelageret som følge af højere indhold af letomsætteligt organisk stof i gyllen. Øget fodring med fedt for at reducere metan fra fordøjelsen øger således behovet for tiltag til at reducere metanudledninger fra gyllen, fx gennem forsuring eller biogas. Der er her ikke taget højde for disse samspil, som kræver en driftsorienteret analyse, snarere end en analyse af enkelte virkemidler. Effekterne vil således være afhængige af bedriftens sædskifte samt af gødningshåndteringssystem.

### 6.1.5 Sideeffekter

Biodiversiteten antages at være højere ved græs end korn og majs og højere ved økologi frem for konventionel, hvorfor tiltaget, der involverer øget anvendelse af korn, majs og olieafgrøder, må forventes at føre til lavere biodiversitet. Skift i sædskifter mellem græs og kornafgrøder påvirker også andre miljøpåvirkningen med en generelt større kvælstofudledning via nitratudvaskning fra korndominerede sædskifter.

## 6.2 Anvendelse af tilsætningsstoffer i foder

Fermentering i vommen hos drøvtyggere resulterer i dannelse af flygtige fedtsyrer samt kuldioxid og brint. Hvis disse slutprodukter ikke fjernes, vil reaktionen gå i stå. De flygtige fedtsyrer absorberes over vomvæggen, mens de metanogene mikroorganismer forbruger overskydende brint, som er fremkommet ved denne forgæring i en energigivende proces, hvor kuldioxid reduceres. Denne proces er med til at opretholde et lavt brinttryk i vommen. Tilsvarende kan reduktion af kvælstofforbindelser forbruge brint, som ellers ville bruges til metan, og de nitratreducerende mikrober er energimæssigt konkurrencedygtige med de metanogene mikroorganismer, men begrænset af mængden af tilgængeligt substrat. Ved tilsætning af nitrat til foderet anvendes brint derfor til reduktion af nitrat til ammoniak i stedet for reduktion af kuldioxid til metan. Der er således store muligheder i at erstatte urea i foderet med nitrat (fx produktet Bolifor CNF), idet man så opnår både en forsyning med kvælstof og en reduktion af metanproduktionen. I dag anvendes urea hos ca. 50% af malkekvægsbesætningerne med en dosis på ca. 20 g pr ko pr. dag. Der forskes desuden i udvikling af andre tilsætningsstoffer til foderet, som kan reducere metanudledning (se afsnit 6.2.7).

### 6.2.1 Anvendelse

Virkemidlet vil kunne anvendes både til malkekøer og til opdræt, men det er vigtigt, at produktet håndteres korrekt så potentiel forgiftning undgås. Virkemidlet vil alene kunne finde anvendelse i konventionel produktion, da disse produkter generelt ikke er tilladte i økologisk jordbrug.

## 6.2.2 Relevans og potentiale

Studier med anvendelse af nitrat er udført på malkekvæg, får og kødkvæg, og potentialet er estimeret til 10-50% reduktion af metanudledningen ved anvendelse af doser på op til 20 g nitrat pr. kg fodertørstof (Hulshof et al., 2012; Olijhoek et al., 2016; van Zijderveld et al., 2010, 2011). Problemet med tilsætning af nitrat til foderrationen er, at mellemproduktet ved omsætning af nitrat (nitrit) potentielt er skadeligt for dyret. Hvis der sker en ophobning af nitrat eller nitrit i vommen, vil det potentielt kunne ændre hæmoglobins evne til at transportere ilt og dermed reducere dyrets produktionskapacitet. Forsøg har imidlertid også vist, at tilsætning af nitrat er en mulighed i praksis, hvis der anvendes en lang periode til optrapning, således at der ikke sker en ophobning af nitrit i vommen.

En anden begrænsning er, at nitrat indeholder kvælstof, og for at undgå pollution-swapping kan nitrat derfor ikke blot tilsættes rationen, uden at en tilsvarende mængde kvælstof fjernes. Nitrat nedbrydes i vommen, og er ikke tilrådelighed for dyret som absorberbare aminosyrer. Den kvælstof, som nitrat skal erstatte, skal derfor som udgangspunkt også nedbrydes i vommen, og her er den mere oplagte løsning at udbytte urea med nitrat. Urea anvendes typisk i rationer med en forholdsvis høj andel majsensilage og forholdsvis mindre andel græsensilage. Data fra SEGES viser, at 40-50% af rationerne til malkekøer indeholder urea primært som følge af deres sammensætning af grovfoderrationen, men forbruget er forholdsvis lavt på i gennemsnit 20 g pr. ko per dag, svarende til et indhold på 1 g urea pr. kg fodertørstof (Aaes, 2016, pers. meddelelse), hvilket kvælstofmæssigt er ækvivalent til ca. 2 g nitrat pr kg fodertørstof.

Olijhoek et al. (2016) viste, at ved tildeling af 5 g nitrat pr kg fodertørstof blev produktionen af metan reduceret med 6%. En konservativ vurdering er derfor, at nitrat umiddelbart kan erstatte urea i ca. 45% af rationerne til malkekøer med et reduktionspotentiale på ca. 5%. Det maksimale potentiale, hvis alle kvægbrugere blev pålagt at anvende nitrat, er en reduktion på ca. 23% i tabet af metan pr kg fodertørstof ved en daglig tildeling på 20 g nitrat pr kg fodertørstof. Dette vil imidlertid være en udfordring mht. f.eks. pris for foder og ændring i sædskifte ved udskiftning af græs med store mængder majs i marken. Det mulige indhold af nitrat i foderet er altså et sted imellem de 5 g pr kg fodertørstof, som svarer til en direkte udbytning af urea og op til 20 g pr kg tørstof, som svarer til de største mængder, som er testet i forsøg, men hvor det er problematisk at sammensætte en optimal foderplan og markplan. Da tiltaget forudsætter en forsknings- og udviklingsindsats, inden det vil kunne tages i brug, kan der kun gives et meget foreløbigt skøn over det reelle potentiale i praksis. Det skønnes her, at et realistisk niveau er et indhold på 10 g nitrat pr kg fodertørstof, hvilket svarer til en forventet reduktion i metanproduktionen på ca. 10% (Olijhoek et al., 2016). Dette kan potentielt anvendes af alle kvægbrugere undtagen økologer, men det anbefales, at implementeringsgraden sættes tilsvarende det nuværende niveau for anvendelse af urea (45%).

Ønskes en højere implementeringsgrad, f.eks. svarende til 80% af alle konventionelle besætninger i DK, vil det naturligvis være sværere at finde plads til så store mængder nitrat i alle rationer uden, at det har en negativ effekt på kvælstof-regnskabet. Det vurderes derfor, at en så høj implementeringsgrad vil være ledsaget af en lavere mulig dosis i praksis, som vurderes til 6-8 g nitrat pr kg foder tørstof, svarende til en reduktion i metanproduktionen på 6-8%. Dette niveau svarer kvælstofmæssigt til ca. det dobbelte af, hvad der i dag i gennemsnit tilsættes i form af urea på de bedrifter, som anvender urea. Antages det, at de konventionelle malkekøer udgør 80% af den samlede bestand i DK, vil dette medføre en reduktion i metanproduktionen fra fordøjelsen på ca. 5% for den samlede bestand af malkekøer i DK. Det er vigtigt at påpege, at disse tal skal tages med forbehold, og der kun gives et meget foreløbigt skøn over det reelle potentiale i praksis.

### 6.2.3 Effekt på klimagasser

Tilsætning af nitrat i de mængder, der er beskrevet ovenfor, forventes at reducere tabet af metan fra malkekøer med ca. 10% hos 45% af de danske malkekøer. Hvis det antages, at en dansk malkeko udleder ca. 160 kg metan om året (Mogensen, 2016, pers. medd.), svarer en 10% reduktion til ca. 16 kg metan eller 400 kg CO<sub>2</sub>-ækv pr. ko. Ved en udsprelse på 45% af de danske malkekøer svarer det til 180 kg CO<sub>2</sub>-ækv pr. årsko i gennemsnit for bestanden i Danmark. Med en kvægbestand i 2030 på 612.000 fås en reduktion i udledningerne på ca. 110 kt CO<sub>2</sub>-ækv.

Forsøg ved AU har vist en stigning i tabet af lattergas fra koen ved anvendelse af nitrat (Petersen et al., 2015). Kvantitativt er effekten dog begrænset ved det anbefalede niveau. Mere majs på bekostning af græs kan reducere kulstoflagring i marken.

### 6.2.4 Samspil til andre virkemidler

Ved anvendelse af andre tilsætningsstoffer i foderet vil effekten ikke forventes at være additiv. Der er dog behov for yderligere undersøgelser for at afklare disse samspil.

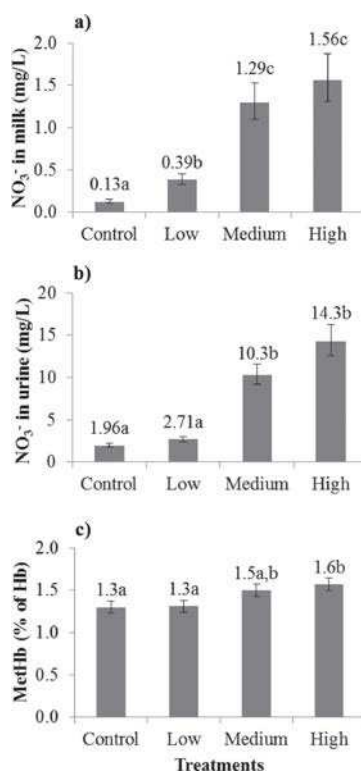
### 6.2.5 Sideeffekter

Risiko for øget kvælstofudskillelse hvis anvendelsen medfører et højere kvælstofindhold i rationen, hvilket medfører en større kvælstofmængde i gyllen. Dette vil skulle kompenseres gennem lavere anvendelse af handelsgødning, hvis andre effekter på bl.a. vandmiljø skal undgås.

Nitrat i fodermidler er traditionelt opfattet som problematisk. Dette skyldes, at nitrat oftest er set i forbindelse med afgræsning, hvor der er tilført store mængde kvælstof til afgræsningsmarken. Når dyrene så kom på græs, optog de store mængder græs, som det eneste foder, hvorfor optag af nitrat blev meget stort inden for et begrænset tidsrum. I moderne kvægproduktion fodres der med en TMR-blanding, dvs. alt foderet er blandet sammen. Dette sikrer, at tilsætning af nitrat fortyndes i rationen og optages hen over døgnnet. Store

mængder af nitrat (nitrit) mindsker hæmoglobins evne til at transportere ilt rundt i blodet (hæmoglobin ændres til methæmoglobin). Dansk undersøgelser (Olijhoek et al., 2016) har imidlertid kun vist en meget begrænset effekt på andelen af hæmoglobin, som findes i form af methæmoglobin. For at undgå en negativ effekt af nitrat på dyrets sundhed anbefales det, at koncentrationen i foderet optrappes over tid.

En anden udfordring er et forhøjet niveau af nitrat i mælken ved tilsætning af nitrat til foderet. Langt den største del af nitraten omsættes i vommen, hvorfor koncentration af nitrat i mælk stiger i mindre grad ved tilsætning af nitrat i foderet (Olijhoek et al., 2016). Dette er illustreret i figur 2. Dette forhøjede indhold af nitrat i mælken er uønsket i mejerierne, hvor visse produktioner (bl.a. baby-mælk) har snævre øvre grænser for nitratinhold. Hvis mejerierne skal kunne håndtere mælk med højere nitratinhold, vil det kræve ændringer i deres produktioner og teknologi, som der for nuværende ikke er overblik over, og hvor muligheder og omkostninger er ukendte (Helle Skjold, ARLA, personlig meddelelse). Anvendelse af dette virkemiddel vil derfor kræve, at der igangsættes tiltag, hvor mælk med mulig forhøjet nitratinhold, som følge af virkemidlet, behandles separat. Der er endvidere behov for at få disse resultater bekræftet i andre undersøgelser, samt undersøgt om denne effekt på nitrat i mælk kan mindskes på anden vis.



Figur 2. Effekt af øget indhold af nitrat i foderet på koncentration af nitrat i mælk (a) og urin (b) og andelen af hæmoglobin som er på methæmoglobin form (c) (Olijhoek et al., 2016).



## 6.2.6 Økonomi

Ved beregning af den økonomiske omkostning ved anvendelse af nitrat skal der tages hensyn til gødningsværdien, og at det anvendte nitratprodukt (Bolifor CNF) også indeholder calcium, og derfor kan erstatte foderkalk. I forbindelse med et projekt (Olijhoek, 2015) er der beregnet et overslag på omkostningerne, men det er selvfølgelig meget følsomt overfor den reelle pris, når produktet kommer på markedet (der er ingen produkter på markedet i dag), og beregningerne skal derfor tages med forbehold:

% N i urea	46	%
% råprotein i urea	288	%
Pris pr ton leveret urea	<b>625</b>	€/ton
% Ca i kalk	38	%
Pris pr ton leveret kalk	<b>40</b>	€/ton
% Ca i Bolifor CNF	18,9	%
% N i Bolifor CNF	15.5	%
% råprotein i Bolifor CNF	97	%
Pris pr ton leveret Bolifor CNF	<b>550</b>	€/ton
Ca-værdi pr. ton leveret Bolifor CNF	20	€/ton
NPN-værdi pr ton leveret Bolifor CNF	211	€/ton
Pris/t leveret Bolifor CNF korrigeret for Ca og NPN-værdi	<b>320</b>	€/ton

## 6.2.7 Øvrige tilsætningsstoffer

Ved flere forskellige forskningsinstitutioner rundt omkring i verden undersøges effekten af andre tilsætningsstoffer på metanproduktionen. Det er f.eks. essentielle olier fra lægeplanter (f.eks. oregano), saponiner, tanniner, tang, sulfat mm. Der forventes også fremadrettet en stor interesse omkring anvendelse af nye tilsætningsstoffer til foderet, hvor tang er det nyeste eksempel på et produkt, hvor visse arter indeholder stoffer, som synes at have en reducerende effekt på metan. Det stof, som i flere forsøg har vist en markant effekt, er 3 nitro-oxy-propanol (3NOP) (Hristov et al., 2015), som er udviklet af firmaet DSM. Tilsætning af dette stof har medført reduktioner i metanproduktionen på op til 30%, og firmaet forventer, at reduktionens-potentialet kan øges. Fordelen med 3NOP i forhold til f.eks. nitrat er, at det kun skal tilsættes i meget små mængder for at få en effekt, og derfor ikke påvirker koens optag af kvælstof nævneværdigt. Desværre er produktet stadig i udviklingsfasen, og det har ikke været muligt at få et bud på forventet prissætning ved henvendelse til producenten, hvorfor der ikke er foretaget videre beregninger ved anvendelse af stoffet. Antages det imidlertid, at et fremtidigt tilsætningsstof vil kunne anvendes hos alle danske køer og med et reduktionspotentiale på 30%, medfører dette et reduktionspotentiale på 1200 kg CO<sub>2</sub>-ækv pr. ko, hvis det antages, at en

dansk malkeko udleder ca. 160 kg metan om året (Mogensen, 2016). Som følge af et betydeligt udviklingsarbejde og godkendelsesprocedurer forventes et sådan stof dog ikke at være tilgængeligt for kvægbrugere de næste 5 år.

### 6.3 Genetisk selektion af malkekvæg

Muligheden for at mindske metanudledning fra malkekvæg gennem genetisk selektion begrænses af muligheden for at lave direkte præcise registreringer på et antal dyr, der gør det muligt at lave genetiske evalueringer. Genetiske evalueringer udføres traditionelt for egenskaber, hvor man har flere tusinde registreringer gennem mange generationer – såsom mælkeydelse og sygdomsregistreringer. Den mængde registreringer eksisterer i øjeblikket ikke for egenskaben metanudledning. Der er ved Aarhus Universitet påbegyndt et projekt, hvor man ønsker at undersøge muligheder for at udvikle et apparat, som kan installeres i malkebotter, hvor køerne opholder sig 2-5 gange i løbet af et døgn for at blive malket. Opholdet varierer i længde, men er typisk fra 4 til 12 minutter. I den periode udføres der en måling af luften i fodertruget hvert femte sekund. Gennemsnittet af disse målinger pr. besøg pr. ko er blevet brugt i en genetisk evaluering. Der indgår pt. omkring 5000 køer med registreringer i syv dage hver i beregningerne, men dette tal øges kontinuerligt, og der forventes registreringer på flere tusinde køer i løbet af projektet. Metoden begrænser sig til at måle på køer i malkeroboter, dvs. omkring 25% af de danske malkekøer. Foreløbigt er der estimeret en arvbarhed på 0,19. Det vil sige, at 19% af den samlede variation for egenskaben metanudledning, som den er defineret i dette projekt, skyldes genetik. Med en arvbarhed af denne størrelse er det bestemt muligt at selekere for egenskaben og mindske udledningen af metan fra malkekvæg. Størrelsen vil afhænge af egenskabets økonomiske værdi og dermed placering i avlsmålet. Der er eksempler på egenskaber med lavere arvbarhed såsom mastitis (arvbarhed 0,04), som flyttes en del ved selektion, dvs. halvanden genetiske spredningsenheder på 10 år, hvilket svarer til, at der genetisk er blevet 10 tilfælde færre pr 100 køer. Der er al mulig grund til at tro, at man frem mod 2050 kan sænke metanudledningen med mindst 15% gennem genetisk selektion. Inden selektion kan udføres i praksis, kræver det dog flere ting: 1) Arvbarheden skal bekræftes på beregninger baseret på flere dyr, 2) Der skal estimeres genetiske korrelationer til andre egenskaber, så det sikres, at selektion for mindsket metan ikke umuliggør selektion for andre egenskaber af økonomisk værdi, 3) Egenskabets økonomiske værdi skal bestemmes, 4) Der skal udvikles et billigt instrument, som kan lave rutineregistreringer i et stort antal besætninger, 5) Der skal være et øget samspil til husdyrernæring, og 6) Det internationale samarbejde på området skal øges for at få mest muligt ud af de relativt dyre registreringer. Virkemidlet kan anvendes på alle malkekøer, men registreringerne kan for nuværende kun komme fra besætninger med robotmalkning.

## 7 Kvælstofhåndtering

### 7.1 Nitrifikationshæmmere

#### 7.1.1 Handelsgødning

En række syntetiske stoffer er udviklet til at hæmme det første trin i oxidationen af ammonium tilført med gødning, som indeholder ammonium/ammoniak (herefter ammonium). Disse gødningstyper drejer sig bl.a. om kalkammonsalpeter, svovlsur ammoniak, andre N-S gødninger, ammoniumnitrat og flydende N-gødninger (NaturErhvervstyrelsen, 2015, 2016). I jorden omdannes ammonium til nitrit og nitrat via nitrifikation, som er den biologiske proces, de hæmmende stoffer er rettet mod at påvirke. Nogle nitrifikationshæmmere indgår i kommercielle produkter, som tilsættes flydende gødning, mens andre anvendes som coating på faste (pelletterede) gødninger.

Det er veldokumenteret, at brugen af en nitrifikationshæmmer kan forsinke ophobningen af nitrat i jorden, og derved mindske risikoen for nitratudvaskning (Qiao et al., 2015). Nitrat i jorden er desuden en forudsætning for denitrifikation, og kvælstoftab via denitrifikation kan derfor også blive begrænset med brug af nitrifikationshæmmere. Både nitrifikation og denitrifikation er potentielle kilder til lattergas, der således også kan påvirkes af nitrifikationshæmmere. Lattergas fra handelsgødning udgør 21% af landbrugets samlede lattergasemissioner, og 9% af landbrugets samlede drivhusgasemissioner (Albrektsen et al., 2017).

Nitrifikationshæmmere kan anvendes i alle situationer, hvor man spreder (ammoniumholdig) gødning. Aktivstoffet nedbrydes over tid, hvorved effekten ophører, men ved at mindske risikoen for miljømæssige tab i perioden før planteoptagelse er der basis for bedre N-udnyttelse.

##### 7.1.1.1 Anvendelse

Der er allerede i dag nitrifikationshæmmere, som er kommercielt tilgængelige. Aktivstofferne har forskellige egenskaber, der i teorien kan påvirke effektiviteten afhængigt af anvendelsesmåde (Subbarao et al., 2006). Et eksempel er N-Lock (Dow Agro) med aktivstoffet nitrapyrim, som iblandes flydende gødning/husdyrgødning eller udsprøjtes umiddelbart før eller efter tildeling af handelsgødning. Nitrapyrim er flygtigt og derfor ikke egnet til faste gødninger. Et andet aktivstof er dicyandiamid (DCD), som har været anvendt mange steder i verden, og også afprøvet i Danmark (Kjellerup, 1991). DCD er meget vandopløseligt og har derfor en relativt stor risiko for at blive tabt som følge af udvaskning fra rodzonen og med mulig transport til grundvandet. Et tredje middel er Vizura (BASF) med aktivstoffet DMPP, som har kemiske egenskaber, der gør stof-

fet mindre flygtigt end nitrapyrin, og mindre mobilt end DCD. I nogle gødningsprodukter indgår nitrifikationshæmmeren som en coating på pelleteret gødning, eksempelvis Entec-gødninger<sup>3</sup> med aktivstoffet DMPP, som tidligere har været markedsført i Danmark.

Øget anvendelse af nitrifikationshæmmere i planteproduktionen forudsætter, at der er udsigt til merudbytte (eller samme udbytte med mindre tilførsel af handelsgødning), eller at der gennem regulering stilles krav om anvendelse af nitrifikationshæmmere for at minimere risikoen for miljømæssige tab.

Praktiske forsøg viser typisk positive tendenser i forhold til N-optagelse og udbytte ved udbringning sammen med ammoniumholdige gødninger (se f.eks. Oversigt over Landsforsøgene 2015), selvom det ofte er svært at opnå statistisk signifikans i det enkelte markforsøg. En international meta-analyse (Qiao et al., 2015) har dog, ved sammenstilling af mange forsøg, påvist en signifikant bedre N-udnyttelse.

Både jordtype og vejret (nedbør, temperatur) efter gødskning har betydning for effekten, idet en reduktion af N-udvaskning eller emission af lattergas kun kan forventes, hvis der i et givet år er et potentiale for disse miljømæssige tab. For eksempel var der med klimaet i Sønderjylland (Askov) en afstrømning om foråret fra JB1 på mere end 50 mm i 11 ud af 20 år, mens dette kun var tilfældet i 3 ud af 20 år i Østdanmark (Flakkebjerg) (Eriksen et al., 2014; p. 271). I 2016 blev der gennemført markforsøg med nitrifikationshæmmere i gylle til vårbyg (JB3), vinterraps (JB1) og majs (JB1), men kun forsøget med majs viste et merudbytte (Oversigt over Landsforsøgene 2016). En tilsvarende variation med hensyn til effekten af nitrifikationshæmmere forventes for handelsgødning.

Der er fra udlandet en lang række studier, som viser reduktion af N-udvaskning og lattergasemission ved brug af nitrifikationshæmmere. Der foreligger endnu ingen tilsvarende dokumentation for effekter under danske forhold, men det vil være en forudsætning for at lade effekter indgå i den nationale opgørelse. Dette kan ske ved at anvende en Tier 2-metode, hvor en korrigeret emissionsfaktor foreslås for ammoniumholdig gødning anvendt med, hhv. uden en nitrifikationshæmmer. Korrigerede emissionsfaktorer skal dokumenteres igennem et relevant måleprogram.

### 7.1.1.2 Relevans og potentiale

Som følge af manglende dokumentation for merudbytte, og for effekter på nitratudvaskning og lattergasemission, er der i øjeblikket ikke incitament for øget udbredelse af dette virkemiddel. Især ved dyrkning af majs på sandjord med høj udvaskningsrisiko er nitrifikationshæmmere potentielt et omkostningseffektivt virkemiddel mod kvælstoftab om foråret, som kan forbedre kvælstofudnyttelsen og samtidig reducere en indirekte kilde til lattergasemission.

---

<sup>3</sup> <http://entecfertilisers.com.au/Using%20ENTEC/ENTEC%20Fertilisers>

Det samlede salg af kvælstof i handelsgødning var i 2013/14 på 186 ktøns (NaturErhvervstyrelsen, 2015; Tabel 4), mens det i en ny fremskrivning (kapitel 3) er opgjort til 260 ktøns N i 2017, og 275 kt N i 2022-2035. Heraf var i 2014 omkring 60% ammonium-N (estimeret på basis af NaturErhvervstyrelsen, 2015; 2016). Effektiviteten af nitrifikationshæmmere i forhold til at begrænse N-udvaskning og lattergasemission afhænger af ammonium-andelen. Plantevæksten kan have fordel af en mindre startpulje af nitrat, men der kunne sættes en grænse på maksimalt 10%.

Der er en vekselvirkning mellem jordtype og nedbør med hensyn til risikoen for N-udvaskning. Resultaterne fra meta-analyser er ikke entydige (Qiao et al., 2015). Den meget begrænsede dokumentation af N-udvaskning under danske forhold indikerer, at det primært er på sandjord, at der er risiko for N-udvaskning om foråret, og især ved dyrkning af majs, som er en afgrøde med et stort kvælstofbehov, men sen vækststart. Her skal det bemærkes, at majs primært dyrkes på kvægbedrifter og får kvælstof i form af gylle (Ib S. Kristensen, Aarhus Universitet, pers. medd.). Derfor forventes nitrifikationshæmmere til handelsgødning *ikke* at påvirke N-udvaskningen.

Den anbefalede dosering af DMPP på 1 kg/ha (Hans Østergaard, SEGES, pers. medd.); dette svarer til 2 kr./kg N, idet anbefalet dosering på vægtbasis er 1% af kvælstof tilført som ammonium (Pasda et al., 2001). Prisen er derfor omkring 200 kr. pr. ha.

### 7.1.1.3 Effekt på klimagasser

Der findes ingen danske undersøgelser af nitrifikationshæmmeres effekt på emission af lattergas. To internationale metaanalyser har analyseret effekten ved tilførsel sammen med handels- og husdyrgødning. På tværs af afgrøder og gødningstyper fandt Akiyama et al. (2010) en gennemsnitlig effekt på -38% (95% konfidensinterval -44 til -31%). En anden metaanalyse (Qiao et al., 2015) fandt en gennemsnitlig effekt på -44% (95% konfidensinterval -48 til -39%). Til de aktuelle beregninger foreslås en værdi på -40% sammenlignet med lattergasemissionen fra tilført N uden nitrifikationshæmmer.

Meta-analyserne inkluderer også nitratholdige handelsgødninger. Det må antages, at nitrifikationshæmmere kun har effekt på ammonium i gødningen, men en sammenhæng mellem ammonium-andel, og effekt har ikke kunnet påvises, sandsynligvis på grund af mange andre forskelle mellem forsøg med hensyn til klima, jordtype, nitrifikationshæmmer, gødningstype (fast, flydende), afgrøde og tidspunkt for gødskning (Akiyama et al., 2010; Qiao et al., 2015).

I de følgende estimeres potentialet for reduktion af lattergasemission med brug af nitrifikationshæmmere. Beregningerne tager udgangspunkt i den emissionsfaktor fra IPCC på 0,01 kg N<sub>2</sub>O-N/kg N, som aktuelt

anvendes i den nationale opgørelse. Det skal dog bemærkes, at implementering af nationale emissionsfaktorer for handelsgødning med nitrifikationshæmmere forudsætter dokumentation og anvendelse af nationale emissionsfaktorer også for ubehandlet gødning.

Prisen på nitrifikationshæmmere vil ændre den økonomisk optimale anvendelse af ammoniumholdig gødning. IFRO har beregnet, at indførelse af et krav om anvendelse af nitrifikationshæmmere vil reducere forbruget af ammonium i handelsgødning med 4% (Dubgaard og Ståhl, 2018). Dette vil påvirke den direkte emission af N<sub>2</sub>O, såvel som indirekte emissioner fra ammoniakfordampning og N-udvaskning. Den samlede reduktion er opgjort til 0,2098 kg CO<sub>2</sub>-ækv/kg N tilført; beregningsgrundlaget er vist i Tabel 18 og forudsætter, at 90% af handelsgødningsforbruget i en situation med krav om tilsætning af en nitrifikationshæmmer skal være ammoniumkvælstof (Dubgaard og Ståhl, 2018).

*Tabel 18. Emissionsreduktioner som følge af en 4% reduktion i forbruget af ammonium i handelsgødning, opgjort pr. kg ammonium-N tilsat nitrifikationshæmmer.*

Reduktion opgjort som kg N pr. kg ammonium-N tilført	0,04	kg N/kg N forbrugt
Reduktion i N <sub>2</sub> O (CO <sub>2</sub> -ækv), direkte	0,1873	kg CO <sub>2</sub> -ækv/kg N forbrugt
Reduktion i ammoniakfordampning ved 1,5% emission	0,0006	kg NH <sub>3</sub> -N/kg N forbrugt
Reduktion i N <sub>2</sub> O (CO <sub>2</sub> -ækv), indirekte fra reduceret Ammoniakfordampning	0,0028	kg CO <sub>2</sub> -ækv/kg N forbrugt
Direkte og indirekte reduktion i N <sub>2</sub> O i alt	0,1901	kg CO <sub>2</sub> -ækv/kg N forbrugt
Reduktion i N-udvaskning (marginaludvaskning = 0,2)	0,0080	kg N/kg N forbrugt
Reduktion i N <sub>2</sub> O fra reduceret N-udvaskning	0,0197	kg CO <sub>2</sub> -ækv/kg N forbrugt
Samlet reduktion i N <sub>2</sub> O (CO <sub>2</sub> -ækv)	0,2098	kg CO <sub>2</sub> -ækv/kg N forbrugt

Under forudsætning af, at ammonium-andelen udgør 90% af kvælstoffet i handelsgødning, har IFRO ved hjælp af informationerne i Tabel 18 beregnet effekterne af en 4% nedgang i gødningsforbruget til en drivhusgasreduktion på 51.926 ton CO<sub>2</sub>-ækv/år, en reduktion i N-udvaskningen på 1.980 t N/år, og en reduktion i ammoniakfordampningen på 0,15 ton N/år. Denne reduktion skyldes alene en nedgang i gødningsforbruget, og ikke effekten af nitrifikationshæmmere, der omtales i det følgende.

Det justerede forbrug af handelsgødning vil medføre en direkte emission af lattergas uanset jordtype. Danmark anvender som nævnt IPCC's default emissionsfaktor på 0,01 kg N<sub>2</sub>O-N/kg N, og dermed bliver reduktionen som udgangspunkt 0,004 kg N<sub>2</sub>O-N/kg ammonium-N i handelsgødning, svarende til 0,004 × 44/28 × 298 kg CO<sub>2</sub>-ækv/kg N = 1,87 kg CO<sub>2</sub>-ækv/kg ammonium-N.

Dubgaard og Ståhl (2018) har, på baggrund af den justerede tilførsel af ammonium-N i handelsgødning, beregnet en forventet reduktion i den direkte lattergasemission på 444.312 t CO<sub>2</sub>-ækv (Tabel 19). Hertil kommer reduktion i lattergasudledninger som følge af 4% lavere kvælstofanvendelse, når der tilsættes nitrifikationshæmmer. Denne effekt udgør 51.926 ton CO<sub>2</sub>-ækv, og den samlede reduktion ved tilsætning af nitrifikationshæmmer til handelsgødning i 2030 bliver derfor 296.238 t CO<sub>2</sub>-ækv.

*Tabel 19. Mængden af tilført ammonium-N i handelsgødning, og reduktioner af direkte og indirekte emissioner af lattergas ved tilsætning af nitrifikationshæmmer til handelsgødning.*

		Sandjord	Lerjord	Potentiale, ialt
Tilført ammonium-N i handelsgødning efter pristilpasning	ton ammonium-N	104.544	133.056	237.600
Lattergasreduktion, dir. (1,87 kg CO <sub>2</sub> -ækv/kg ammonium-N)	ton CO <sub>2</sub> -ækv	195.497	248.815	444.312

Der forventes ingen effekt på metan, kulstoflagring eller brændstofforbrug (Akiyama et al., 2010; Qiao et al., 2015).

Nitrifikation er en forsurende proces. Når ammoniakbaseret gødning omdannes til nitrat i jorden, vil der ske en forsurening i det omfang N-tilførslen er større end den mængde, der optages af planter som nitrat og fjernes ved høst, eller som tabes via nitratudvaskning (Barak et al., 1997). Brug af nitrifikationshæmmere kan, hvis det øger andelen af kvælstof, der optages som ammoniak (egentlig ammonium, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), reducere behovet for kalkning. Balancen mellem ammoniak og nitrat i de anvendte gødningsprodukter kan dog også ændre sig i retning af ammoniak, hvad der alt andet lige vil øge muligheden for nitrifikation. Her antages et uændret behov for kalkning.

#### 7.1.1.4 Samspil til andre virkemidler

Nitrifikationshæmmere holder ammoniumkvælstof på reduceret form i længere tid. Ved reduceret jordbearbejdning, hvor gødning efterlades på jordoverfladen, er der alt andet lige en øget risiko for ammoniakfordampning, som vil afhænge af gødningstype (Keller and Mengel, 1986). Metaanalysen af Qiao et al. (2015) indikerede en gennemsnitlig forøgelse af ammoniaktabet på 20% (konfidensinterval 7-33%), men reglerne for udbringning af handelsgødning i Danmark samt klimatiske forhold gør, at risikoen for atmosfæriske tab af ammoniak fra handelsgødning er vurderet til blot 2% (Nielsen et al., 2016), og derfor forventes ingen betydende effekt af nitrifikationshæmmere på ammoniaktab under danske forhold.

### 7.1.1.5 Sideeffekter

Der forventes ingen sideeffekter på fosfor eller pesticidanvendelse. Litteraturen vedrørende økotoksikologiske effekter er meget begrænset. Kong et al. (2016) undersøgte effekter af DMPP på udvalgte funktioner og på jordens mikrobielle biomasse, men fandt ingen signifikante effekter ved normal og 10 gange normal dosering. Samfundsmæssig accept af brug af nitrifikationshæmmere til fødevarerproduktion må forventes at kræve forsøgsmæssig dokumentation af risici for udvaskning og biologiske effekter.

### 7.1.2 Husdyrgødning

En række syntetiske stoffer er udviklet til at hæmme det første trin i oxidationen af ammoniakholdige gødninger til nitrit og nitrat (nitrifikation). Nogle af disse nitrifikationshæmmere indgår i kommercielle produkter, som tilsættes gyllen før udbringning. Et firma<sup>4</sup> oplyser, at nitrifikationshæmmeren også kan udsprøjtes på jorden før eller efter gødskning, men det vil mindske den direkte kontakt mellem stoffet og ammoniak-N i gyllen, og dermed alt andet lige kræve en højere dosering. Der henvises i øvrigt til teksten under afsnit 7.1.1.

#### 7.1.2.1 Anvendelse

Der er allerede i dag nitrifikationshæmmere, som er kommercielt tilgængelige, se omtalen under afsnit 7.1.1. Disse nitrifikationshæmmere anvendes allerede i nogen udstrækning til visse produktioner, fx gødning af majs på sandjord i Danmark for at øge gødningseffekten. Hæmning af nitrifikationsprocessen vil bevare en større del af det mineralske kvælstof i husdyrgødningen på ammonium-form i perioden mellem udbringning og planteoptagelse. Alt andet lige vil det øge risikoen for ammoniakfordampning, som er en indirekte kilde til lattergas (Qiao et al., 2015), men med gældende regler for anvendelse af husdyrgødning forventes det ikke, at ammoniaktabet øges væsentligt ud over de 19%, som er det gennemsnitlige tab anvendt i den nationale opgørelse (Nielsen et al., 2016; Tabel 5.24).

Risikoen for miljømæssige tab af kvælstof øges med den tidsmæssige afstand mellem gødskning og planteoptagelse, og derfor kan effekt af nitrifikationshæmmere især forventes ved tidlig udbringning af husdyrgødning, og ved udbringning før såning af afgrøder med sen vækststart, såsom majs. Som nævnt i afsnit 7.1.1 blev der i 2016 gennemført markforsøg med nitrifikationshæmmere i gylle til vårbyg (JB3), vinterraps (JB1) og majs (JB1), men kun for majs blev der målt et merudbytte (Oversigt over Landsforsøgene, 2016).

Der er ingen principiel forskel på anvendelsen af nitrifikationshæmmere til flydende handelsgødning og til flydende husdyrgødning (gylle). Derfor henvises til den tilsvarende sektion i afsnit 7.1.1.

Indarbejdelse af effekter i den nationale opgørelse af landbrugets drivhusgasemissioner kan ske ved at anvende en Tier 2-metode, hvor en korrigeret national emissionsfaktor fastsættes for ammoniumholdig

---

<sup>4</sup> <http://www.dowagro.com/dk/prod/nlock.htm>



gødning anvendt med, hhv. uden en nitrifikationshæmmer. Nationale emissionsfaktorer skal dokumenteres igennem et relevant måleprogram; det bemærkes, at implementering af en specifik emissionsfaktor for gødning med nitrifikationshæmmere indebærer, at også reference-behandlingers lattergasemission skal dokumenteres og implementeres som en Tier 2-metode.

### 7.1.2.2 Relevans og potentiale

Al flydende husdyrgødning, dvs. gylle og ajle, fra konventionelle brug kan behandles med nitrifikationshæmmere. Produktionen af flydende husdyrgødning var i 2015 38,3 mio. tons, heraf 14,7 mio. tons fra malkekvæg (Nielsen et al., 2017). Omkring 9% heraf, primært fra malkekvæg, produceres på økologiske bedrifter, hvor der ikke er mulighed for at anvende nitrifikationshæmmere.

Nitrifikationshæmmer kan doseres under fyldning af gyllevognen; der findes doseringsanlæg til formålet<sup>5</sup>.

### 7.1.2.3 Effekt på klimagasser

Der vil, ligesom for handelsgødning, være et potentiale for reduktion af den direkte emission af lattergas ved tilsætning af en nitrifikationshæmmer til husdyrgødning. Metaanalyser viser varierende effekter af klima, jordtype, nitrifikationshæmmer, gødningstype (fast, flydende), afgrøde og tidspunkt for gødskning (Akiyama et al., 2010; Qiao et al., 2015). Det har ikke været muligt at påvise en forskel i niveauet for effekt af nitrifikationshæmmere, når de anvendes sammen med henholdsvis handelsgødning og husdyrgødning. Til beregningerne foreslås derfor, som for ammonium i handelsgødning, at der anvendes en værdi på -40% af N<sub>2</sub>O afledt fra den tilsvarende gødning uden nitrifikationshæmmer.

Danmark anvender IPCC's default emissionsfaktor på 0,01 kg N<sub>2</sub>O-N/kg N tilført i gylle og ajle, og dermed bliver reduktionseffekten 0,004 kg N<sub>2</sub>O-N/kg N, svarende til 1,87 kg CO<sub>2</sub>-ækv/kg N. Bemærk at effekten, i overensstemmelse med IPCC's metodik, er baseret på total N, ikke ammonium-N.

Kvælstofudvaskning er en indirekte kilde til lattergas. Nitrifikationshæmmere antages kun at kunne have en effekt på forårsudvaskning af kvælstof i ugerne efter gødskning, men derimod ikke på udvaskningen efterår og vinter efter høst. Forårsudvaskning af kvælstof er dårligt belyst under danske forhold. De begrænsede observationer tyder på, at risikoen primært er knyttet til dyrkning af majs på sandjord, som fortrinsvis er knyttet til nedbørsrige områder i Vest- og Sønderjylland. Derfor afgrænses en forventet effekt af nitrifikationshæmmere på udvaskning til dyrkning af majs, hvor enkelte forsøg har vist øget kvælstofudnyttelse (bl.a. Oversigt over Landsforsøgene 2016). Her vurderes en gennemsnitlig forårsudvaskning af kvælstof fra tilført gødning at være 30 kg N ha<sup>-1</sup>. Med en effekt af at tilsætte en nitrifikationshæmmer på -48% (Qiao et al.,

---

<sup>5</sup> [http://www.agro.basf.dk/agroportal/dk/da/special/product\\_catalogue\\_1/product\\_details\\_79771.html](http://www.agro.basf.dk/agroportal/dk/da/special/product_catalogue_1/product_details_79771.html)

2015], estimeres effekten af at tilsætte nitrifikationshæmmer til ca.  $-15 \text{ kg N ha}^{-1}$ . En effekt i den størrelsesorden ser ud til at kunne bekræftes af et igangværende lysimeterforsøg med dyrkning af majs på JB1, hvor der blev gødet med  $180 \text{ kg N ha}^{-1}$  ( $126 \text{ kg ammonium-N/ha}$ ) i kvæggylle med eller uden nitrifikationshæmmer (Nair et al., 2018.).

Dubgaard og Ståhl (2018) har opgjort arealet med konventionelt dyrket majs på sandjord (JB1-4), se Tabel 20. Dyrkningsintensiteten varierer, men kan udtrykkes som husdyrtæthed pr. hektar. Potentialet for N-udvaskning på årsbasis er i anden sammenhæng vurderet for tre kategorier af husdyrtæthed:  $<0,8 \text{ DE ha}^{-1}$ ,  $0,8-1,4 \text{ DE ha}^{-1}$  og  $>1,4 \text{ DE ha}^{-1}$  (Eriksen et al., 2015). Kvælstofudvaskningen, og den forventede effekt af nitrifikationshæmmer, forventes at gælde for intensivt dyrkede arealer (sv.t.  $>1,4 \text{ DE ha}^{-1}$ ), og en nedjustering af forårsudvaskningen er derfor foretaget for  $<0,8 \text{ DE ha}^{-1}$  og  $0,8-1,4 \text{ DE ha}^{-1}$ .

Dubgaard og Ståhl (2018) har ligeledes beregnet tilførslen af kvælstof i husdyrgødning, for de tre nævnte kategorier af husdyrtæthed. Her antages, i overensstemmelse med sædskifter beskrevet for kvægbedrifter af Petersen et al. (2018), at majs fuldgødes med kvæggylle. Det antages, at 75% af gyllens kvælstof er på ammonium-N form, hvor omdannelsen til nitrat kan påvirkes af en nitrifikationshæmmer. Effekten af en nitrifikationshæmmer på N-udvaskning kan herefter beregnes. Den estimerede effekt på N-udvaskningen af ammonium-N er omtrentligt  $-0,1 \text{ kg N kg}^{-1} \text{ N}$  tilført.

*Tabel 20. Arealet med majs og tilførslen af kvælstof i kvæggylle (forventet ammonium-N andel 75%) for tre husdyrtætheder og fire jordtype-kategorier.*

			Grovsand JB1+3	Finsandet JB2+4
		DE pr. ha:		
Areal	1.000 ha	<0,8	6,5	3,2
		0,8-1,4	18,2	14,5
		>1,4	51,2	40,2
Kvæggylle	kg N pr. ha		232	248
Effekt af nitrif.hæmmer	kg N pr. kg N		-0,1	-0,1
Effekt i alt	tons N	<0,8	1508	794
		0,8-1,4	4222	3596
		>1,4	11878	9970

Udvasket N er en indirekte kilde til lattergas, som i den nationale opgørelse har en emissionsfaktor på  $0,005264 \text{ kg N}_2\text{O-N kg}^{-1} \text{ N}$ . Reduktionen ved brug af nitrifikationshæmmere på lattergasemission fra  $1 \text{ kg ammonium-N}$  tilført i kvæggylle er således:  $0,1 \text{ kg N} \times 0,005264 \text{ kg N}_2\text{O-N kg}^{-1} \text{ N} \times 44/28 \text{ kg N}_2\text{O kg}^{-1} \text{ N}_2\text{O-N} \times 298 \text{ kg CO}_2\text{-ækv kg}^{-1} \text{ N}_2\text{O} = 0,25 \text{ kg CO}_2\text{-ækv}$ . I det omfang N-udvaskning forhindres med brug af nitrifikationshæmmere, er denne pulje principielt til rådighed for planteoptagelse, og på den baggrund

skulle det være muligt at reducere gødningstilførslen tilsvarende. Men effekten af nitrifikationshæmmere på N-udvaskning varierer fra år til år, og har primært en effekt når vejrforhold ellers ville føre til betydelige tab og dermed underforsyning af afgrøden med kvælstof. Eftersom vejret i forårsperioden er ukendt på tidspunktet for gødskning, forudsættes kvælstoftilførslen derfor at være uafhængig af brugen af nitrifikationshæmmere.

Tabel 21 viser den forventede effekt af nitrifikationshæmmere på direkte emission af lattergas fra landbrugsjorden. Denne effekt forventes på alle jordtyper. Desuden vises den estimerede reduktion af N-udvaskning ved dyrkning af majs på sandjord, og den afledte emission af lattergas. Den samlede effekt af nitrifikationshæmmere domineres helt af den direkte emission, som udgør 207.437 ud af 213.347 ton CO<sub>2</sub>-ækv.

*Tabel 21. Tiltagets samlede effekter på drivhusgasemissioner og nitratudvaskning i 2030.*

	Enhed	Sandjord	Lerjord	Potentiale, i alt
Potentiale, ammonium-N i husdyrgødning i 2030	ton	57.905	53.024	110.929
Lattergasreduktion, direkte (1,87 kg CO <sub>2</sub> -ækv/kg TAN)	ton CO <sub>2</sub> -ækv	108.282	99.155	207.437
N-udvaskningsred. ved dyrkning af majs på sandjord (10% af ammonium-N)	ton N	2.398 #		
Lattergasreduktion fra reduceret N-udvaskning ved dyrkning af majs på sandjord	ton CO <sub>2</sub> -ækv	5.910		5.910
Lattergasreduktion i alt (direkte + indirekte)	ton CO <sub>2</sub> -ækv	114.192	99.155	213.347

# 10% af ammonium-N tilført til arealet med majs.

Der forventes ingen effekt på metan, kulstoflagring eller brændstofforbrug (Akiyama et al., 2010; Qiao et al., 2015).

#### 7.1.2.4 Samspil til andre virkemidler

Nitrifikationshæmmere holder ammoniumkvælstof på reduceret form i længere tid. Ved reduceret jordbearbejdning kunne der, med slangeudlægning eller overfladisk nedfældning, være en øget risiko for ammoniakfordampning. Gylle anvendes endvidere i stor udstrækning til vintersæd og udlægges her med slæbeslanger mellem afgrøderækkerne. Risikoen for ammoniaktab afhænger generelt af gyllens egenskaber (pH, ammoniumindhold), eksponeret overflade (Rochette et al., 2009), og betingelserne for infiltration. Ingen af disse forhold påvirkes umiddelbart af at tilsætte nitrifikationshæmmer. I den nationale opgørelse antages aktuelt et ammoniaktab for husdyrgødning udbragt på landbrugsjord, som er 19% af tilført kvælstof (Nielsen

et al., 2016); der forventes ikke markante effekter på ammoniaktabet ved introduktion af nitrifikationshæmmere. Dokumentation af eventuelle effekter af nitrifikationshæmmere på ammoniaktab efter overfladetilførsel af gylle under danske forhold vil dog være nyttig.

#### 7.1.2.5 Sideeffekter

Qiao et al. (2015) rapporterede fra en meta-analyse om en gennemsnitlig effekt på N-udvaskning på -48% på sædskifteniveau. Analysen dækker formentlig mange forskellige anvendelser mht. dosering og tidspunkt for gødskning, og relevansen for en dansk kontekst er usikker. For den aktuelle anvendelse, forårsudbringning, forudsættes med den eksisterende viden kun en reduktion af N-udvaskning på sandjord (JB1-4) ved dyrkning af majs.

Der forventes ingen sideeffekter på fosfor eller pesticidanvendelse. Der er begrænset viden om økotoksikologiske effekter, se afsnit 7.1.1.

## 7.2 Skærpet udnyttelseskrav for N i afgasset husdyrgødning

Afgasning i biogasanlæg bevirker, at N i husdyrgødning og organisk affald bliver nemmere tilgængelig og medfører, at en mængde handelsgødning svarende til 5-8% af den afgassede gødningsmængde kan spares på lang sigt (Sørensen and Børgesen, 2015). Med dette virkemiddel øges det generelle udnyttelseskrav til afgasset gødning med 5%.

### 7.2.1 Anvendelse

Efter gennemførelse af Fødevare- og Landbrugspakken, som tillader økonomisk optimale N-mængder til afgrøderne, burde der være en økonomisk tilskyndelse for landmænd til at nedsætte N i handelsgødning efter bioafgasning af gødning, uanset om udnyttelseskravet øges eller ej. Det er dog meget usikkert, i hvor høj grad landmænd selv vil tage højde for den øgede gødningsvirkning.

Dermed er effekten af at indføre et generelt øget udnyttelseskrav for afgasset gødning også meget usikker.

### 7.2.2 Relevans og potentiale

I 2021 kan forventes at omkring 19% af husdyrgødningen behandles i biogasanlæg (Jensen et al., 2016). I kapitel 3 er angivet at potentialet for biogas i 2030 er 64% af gyllemængden, hvilket svarer til 115.900 ton N/år. Med en øget N udnyttelse på 5% giver dette en fortrængning af N i handelsgødning på 5% af denne mængde, svarende til 5.795 ton N/år.

Dette er den maksimale reduktion i N tilførsel, der kan opnås med virkemidlet, men som nævnt ovenfor, forventes landmænd i nogen grad frivilligt at reducere tilførsel af handelsgødning, hvorved effekten af et generelt krav vil være lavere.

### 7.2.2.1 Effekt på klimagasser

Den sparede kvælstofmængde vil reducere lattergasemissioner fra udbragt gødning (1% af den reducerede N tilførsel). Med en reduceret kvælstofmængde på 5.795 ton N/år i 2030 giver dette en reduceret udledning af lattergas svarende til 27.137 ton CO<sub>2</sub>-ækv/år.

### 7.2.2.2 Samspil til andre virkemidler

Der skønnes ikke at være samspil til andre virkemidler.

### 7.2.2.3 Sideeffekter

Den sparede kvælstofmængde vil reducere ammoniakfordampning og nitratudvaskning fra udbragt gødning.

## 7.3 Præcisionsjordbrug

Flere internationale undersøgelser har foreslået, at præcisionsjordbrug kan være et effektivt virkemiddel til emissionsreduktioner. Præcisionsjordbrug forstås i denne sammenhæng som teknologier, der tillader en mere behovsbestemt variation af tildelingen af input (fx gødning, pesticider og vanding) på tværs af marken. I forhold til udledninger af klimagasser, er det især tildelingen af kvælstofgødninger, der er interessant, da denne er kilde til lattergasemissioner. Hvis præcisionsjordbrug kan mindske den samlede anvendelse af kvælstofgødninger og/eller kvælstofudvaskningen, vil det kunne reducere de relaterede lattergasudledninger tilsvarende.

Præcisionsjordbrug argumenteres ofte som en metode til at øge effektiviteten i jordbruget, altså at producere den samme mængde med mindre indsats, eller en større mængde med samme indsats. I forhold til udledninger af lattergas er det især interessant, om der vil ske en reduktion i den samlede kvælstofanvendelse eller i kvælstoftabet. Derimod vil de danske udledninger ikke blive reduceret, hvis teknologien blot benyttes til at øge produktiviteten med samme indsats.

### 7.3.1 Virkemåde

Eriksen et al. (2014) behandlede præcisionsjordbrug i kataloget over virkemidler til 2. generations vandplaner. Her var præcisionsjordbrug en del af positionsbestemt gødningstilførsel, som blev defineret til at omhandle tre typer positionsbestemt håndtering af gødning:

- Placeret handelsgødning: udbringning af handelsgødning, så den placeres i koncentrerede strenger i jorden med henblik på, at gødningen ligger tæt på afgrødens rødder.
- Kantspredning: Brug af særligt kantspredningsudstyr, når der spredes handelsgødning med centrifugalspreder med henblik på at undgå, at gødning spredes på andre biotoper som skov, hegn og vandløb.

- Positionsbestemt plantedyrkning indebærer en gradueret tildeling af gødning inden for marken med henblik på at tilpasse tildelingen til det lokale kvælstofbehov, så kvælstofudnyttelsen på markniveau optimeres. Metoden kræver brug af sensorer til at forudsige N-behovet, og kan også bruges til at omfordele gødning mellem marker på bedriften.

I denne sammenhæng antages præcisionsjordbrug indenfor gødskning kun at omfatte punkt 2 og 3 ovenfor. Kantspredning bør dog i denne sammenhæng defineres lidt anderledes, således at præcisionsjordbrug her defineres som to teknologier (som også gjort i ICF International, 2016):

- Præcis spredning: Præcis spredning af handels- og husdyrgødning så overlap undgås, og der ikke spredes gødning uden for markfladen. Dette kan bl.a. opnås ved sektionskontrol, men kræver også en præcis styring af tildelingen i sektionerne.
- Positionsbestemt tildeling: Dette indebærer en gradueret tildeling af gødning inden for marken med henblik på at tilpasse tildelingen til det lokale kvælstofbehov, så kvælstofudnyttelsen på markniveau optimeres. Metoden kræver brug af sensorer til at forudsige N-behovet og kan også bruges til at omfordele gødning mellem marker på bedriften.

Positionsbestemt tildeling bruges i praksis ved udbringning af handelsgødning. Tildelingsprincipperne er også relevante i forhold til husdyrgødning, men teknik og gyllespredningsudstyr er endnu ikke klar til graduering og præcis tildeling. Der er også i praksis mangel på udstyr, der giver en præcis tildeling, hvor overlap kan undgås på alle markarealer og markformer. Dette skyldes, at det nuværende udstyr typisk ikke giver mulighed for at variere tildelingen på tværs af tildelingsbredden.

### 7.3.2 Effekter på kvælstofanvendelse og tab

Der findes kun meget få erfaringer i praksis med hvor store mængder kvælstof, der vil kunne spares ved præcisionsjordbrug.

Effekten af brug af præcis spredning afhænger meget af markens form og størrelse og af spredbredden på det eksisterende udstyr. Jo mere irregulær markens form er, og jo mindre den er, og jo større spredbredden er på gødningsudstyret, jo større bliver overlap i tildelingerne af gødning. Strukturudviklingen i landbruget med brug af større spredbredde kan derfor have øget problemet. Det er dog vanskeligt at give et skøn på, hvor meget der vil kunne spares i gødning ved at undgå overlap, da det afhænger af mange faktorer, men det ligger formentlig i størrelsen 2-4%, hvilket er mindre end angivet af ICT International (2016), som antog, at alt overlap kan undgås, hvilket næppe er praktisk muligt. I praksis kan den reducerede gødningsmængde fra overlap under den kommende målrettede regulering i stedet i en vis udstrækning benyttes til at gøde på områder med større behov. Derfor reduceres det samlede gødningsforbrug næppe i samme

omfang. Reduktion af overlap vil dog også reducere nitratudvaskningen, og det kan i udgangspunktet antages at denne reduktion procentmæssigt vil være lidt større end reduktionen i gødningsforbrug.

Positionsbestemt gødsning blev i Danmark fortrinsvis undersøgt i perioden 1992-2005 (Eriksen et al., 2014). Resultaterne viste, at spektrale sensorer kan bruges til at estimere mængden af biomasse pr. arealenhed, men relationen til afgrødens absolutte kvælstofbehov – og dermed en algoritme, der oversætter sensormålinger til gødningstildeling – er vanskelig at etablere. Der blev fundet ingen eller kun små gevinster i form af gennemsnitlig øget udbytte på arealer med gradueret gødningstildeling sammenlignet med referencearealer med ensartet gødsning (Berntsen et al., 2006). Den miljømæssige gevinst i form af reduceret udvaskning opnås især, hvis gradueringen hindrer overgødsning af arealer, hvor N-optaget er begrænset af forskellige årsager. Det kræver i princippet en kombination af flere sensorer (optiske, spektrale og laser-scannende plantesensorer samt jordsensorer) for at kunne diagnosticere, hvorfor en afgrødeplet har et svagt biomassesignal (f.eks. vandstress eller N-stress). Gødsning efter sensor forventes at have et potentiale, hvor sensorer anvendes til at estimere gødningsvirkning af gylletildeling, så der gødskes i forhold til målt (reduceret) N-behov i stedet for efter gødningsplanen. Indsamling af data fra en årrække og fra mange forskellige kilder omkring variation i jordens N-forsyning og produktionsmæssige egenskaber kan ligeledes danne grundlag for en mere behovsbaseret gødsning, der også vil kunne øge N-udnyttelsen og potentielt mindske N-udvaskningen. Disse sensorkombinationer og tilhørende tildelingsalgoritmer er dog ikke færdigudviklede, men under udvikling i det igangværende Future Cropping projekt ([futurecropping.dk](http://futurecropping.dk)). I en dansk kontekst med regulering på den anvendte gødningsmængde må det forventes, at disse teknologier udnyttes til at omfordele gødning fra områder med lavt behov til områder med højere behov, således at det samlede gødningsforbrug i mindre grad bliver påvirket.

ICT International (2016) gav et estimat for en reduktion i kvælstofforbruget på 17% ved brug af positionsbestemt gødsning baseret på et enkelt studie i USA. Dominguez et al. (2016) brugte tilsvarende en reduktion i kvælstofforbruget på 9%, hvis alle tilgængelige teknologier udnyttes. Disse effekter er dog ikke veldokumenterede på tværs af EU, og slet ikke i en dansk kontekst hvor der er loft over bedriftens samlede kvælstofanvendelse. I en dansk kontekst er vurderingen, at positionsbestemt gødsning kun i mindre grad vil reducere den samlede anvendte kvælstofmængde, men i stedet føre til en omfordeling af gødningen på landbrugsarealet, hvilket medfører en mindre reduktion i N-udvaskningen.

Det skal understreges, at der fortsat mangler betydelig viden om effekter af præcisionsjordbrug på det samlede kvælstofforbrug og på kvælstoftab. Det er således kun muligt at give skønsmæssige vurderinger af effekten på kvælstofforbrug og kvælstofudvaskning. Effekten på kvælstofforbrug vil formentlig især komme fra brug af mere præcis spredning og kan ligge i størrelsesordenen 2-4%.

Berntsen et al. (2006) skønnede, at forbedret N-udnyttelse kan reducere N-udvaskningen med op til 3 kg N ha<sup>-1</sup>. Der er ikke nyere, danske forskningsresultater, der giver anledning til at ændre dette skøn, men det kan præciseres, at effekten generelt kan ventes at være 1-2 kg N ha<sup>-1</sup> (Eriksen et al., 2014).

### 7.3.3 Effekter på klimagasser

Ved vurdering af effekter af præcisionsjordbrug på udledninger af lattergas tages her udgangspunkt i en gennemsnitlig kvælstofanvendelse på 179 kg N/ha i 2021 (Jensen et al., 2016) reduceret med 7% for at tage hensyn til effekterne af bl.a. målrettet regulering. Dette giver en gennemsnitlig kvælstofanvendelse på 167 kg N/ha. En reduktion af dette med 2-4% vil reducere lattergasudledningerne med 16-31 kg CO<sub>2</sub>-ækv/ha. En reduktion af N-udvaskningen med 1-2 kg N/ha vil reducere udledningerne med 2-5 kg CO<sub>2</sub>-ækv/ha. Den samlede effekt ved fuld brug af præcisionsteknologier ligger derfor skønsmæssigt på 18-36 kg CO<sub>2</sub>-ækv/ha, hvilket, hvis opskaleret til hele det danske landbrugsareal, vil give årlige reduktioner i danske udledninger på 46-93 kt CO<sub>2</sub>-ækv pr. år.



## 8 Arealrelaterede tiltag

### 8.1 Udtagning af organogen jord til græs

Ved dyrkning og dræning af tørvejorder nedbrydes jordens organiske stof til CO<sub>2</sub>. Desuden dannes N<sub>2</sub>O fra ved dyrkning af tørvejorder og fra våde jorder udledes også CH<sub>4</sub>. Omfanget af udledninger af CO<sub>2</sub> og N<sub>2</sub>O afhænger forventeligt af jordens indhold af kulstof. I den danske emissionsopgørelse skelnes mellem to klasser med henholdsvis 6-12% og mindst 12% organisk kulstof (OC) i jorden (Gyldenkerne og Greve, 2015). I opgørelsen indgår disse to klasser med forskellige udledninger, hvor der dog anvendes skønnede værdier for jorder med 6-12% OC. Der regnes inden for LULUCF med udledninger af CO<sub>2</sub> fra nedbrydning af organisk stof, og denne udledning afhænger dels af klassen af indhold af organisk stof, og dels af om jorden er i omdrift eller permanent græs. Disse udledninger varierer fra 4,2 til 11,5 ton C/ha/år (Nielsen et al., 2016). Hertil kommer en udledning på 16 kg CH<sub>4</sub>/ha/år fra arealer med permanent græs. I tillæg til dette vil der være udledninger af lattergas ved dyrkning af jord med OC > 12%, som tillægges landbrugssektorens udledninger (ikke LULUCF). Disse udledninger er 13,0 kg N<sub>2</sub>O-N for jord i omdrift og 8,2 kg N<sub>2</sub>O-N for jord i permanent græs.

Dette virkemiddel indebærer, at arealet overgår fra normal dyrkning til vedvarende græs. Arealet kan i den nuværende situation være i omdrift eller i permanent græs. Der skelnes ved omlægningen mellem to situationer:

- Ved omlægningen stoppes dræning af arealet, således at vandstanden stiger på arealet til at ligge på 0-20 cm under jordoverfladen. Arealet gødes ikke.
- Ved omlægningen fortsættes dræningen af arealet, men arealet går fra at være i omdrift til at være i permanent græs. Arealet drives enten med eller uden fortsat gødskning.

#### 8.1.1 Anvendelse

Virkemidlet kan anvendes på organogene lavbundslande. Dræn sløjfes, hvorved vandstanden hæves til umiddelbart under jordoverfladen, 0-20 cm. Virkemidlet vil primært finde anvendelse på de spredte organogene jorde, typisk i ådale, hvor gevinsterne ved dyrkningen af arealerne ofte er beskedne.

#### 8.1.2 Relevans og potentiale

Arealet med dyrkede humusrige og organiske jorder er opgjort til i alt 108.000 ha i 2013 (Tabel 22). Fordelingen af arealanvendelsen er baseret på, at 25% af arealet er i permanent græs, og 38% af arealet er med 6-12% OC.

Tabel 22. Omtrentlig arealanvendelse (ha) for humusrige og organiske jorder i 2013 (Gyldenkerne og Greve, 2015).

	Omdrift	Permanent græs	I alt
Mindst 12% OC	50.000	17.000	67.000
6-12% OC	31.000	10.000	41.000
I alt	81.000	27.000	108.000

Kortlægningen af arealet med kulstofrig organisk jord (OC > 12%) viser, at arealet i 2013 var omkring 67.000 ha, hvoraf ca. halvdelen ligger i sammenhængende områder, typisk i tidligere højmossearealer, mens den øvrige halvdel ligger spredt, typisk i ådalene. De tiltag, der vil skulle iværksættes vil være forskellige for de forskellige arealtyper. Potentialt for udtagning af jorder med OC > 12% sættes her til 30.000 ha svarende til den del af arealet, som ligger spredt i landskabet, og som ofte ikke stemmer overens med markblokke. Lavbundsjorder i de sammenhængende arealer anvendes i stort omfang til dyrkning af højværdi-afgrøder som kartofler og gulerødder, hvor der vil være betydelige omkostninger forbundet med udtagning, hvilket i mindre grad er tilfældet med de mere spredt liggende arealer. Arealet med dyrkede organiske jorder forventes at falde i årene fremover af en række årsager, hvoraf især stigende problemer med sætninger og øget vandstand på arealerne spiller en rolle for dyrkningen af disse. Omfanget af dette er vanskeligt at opgøre og forudsige, og potentialt for udtagning på 30.000 ha med OC > 12% er derfor i høj grad baseret på et skøn. Omfanget af areal med OC mellem 6 og 12% til udtagning sættes proportionalt i forhold til den nuværende fordeling af jord med forskelligt indhold af organisk kulstof. Tilsvarende benyttes den nuværende fordeling mellem jord i omdrift og permanent græs, så det skønnede potentialt for udtagning af organogene jorder i 2030 fordeler sig som i tabel 23.

Tabel 23. Skønnet potentialt (ha) for udtagning af for humusrige og organiske jorder i 2030.

	Omdrift	Permanent græs	I alt
Mindst 12% OC	22.500	7.500	30.000
6-12% OC	12.800	4.600	18.400
I alt	36.300	12.100	48.400

### 8.1.3 Effekt på klimagasser

Ved vurdering af effekter på udledninger af lattergas tages her udgangspunkt i en gennemsnitlig kvælstofanvendelse på 179 kg N/ha i 2021 (Jensen et al., 2016) reduceret med 7% for at tage hensyn til effekterne af bl.a. målrettet regulering. Dette giver en gennemsnitlig kvælstofanvendelse på 167 kg N/ha, som her

anvendes på både jord i omdrift og permanent græs. Antages 1,5% ammoniakfordampning ved udbringning af handelsgødning, kan der spares 2,51 kg N/ha. Der regnes med en gennemsnitlig N-udvaskning fra jord i omdrift på 62 kg N/ha (Jensen et al., 2016) og for permanent græs på 40 kg N/ha (Kristensen et al., 2008), som ved udtagning med ophør af dræning reduceres til nul. Ved udtagning til permanent græs med fortsat dræning forudsættes udvaskningen at falde til 12 kg N/ha (Eriksen et al., 2014). Der regnes med en reduktion i energiforbruget fra diesel fra korndyrkning til ugødet permanent græs svarende til 108 liter diesel pr. ha svarende 400 kg CO<sub>2</sub>/ha/år (Oudshoorn et al., 2010). Besparelsen skønnes at være 200 kg CO<sub>2</sub>/ha/år ved overgang fra omdrift til gødet permanent græs.

Tabel 24 viser effekterne på udledningerne ved udtagning med ophør af dræning, og tabel 25 viser effekterne ved udtagning med fortsat dræning uden og med ophør af gødskning.

Alle de ovennævnte antagelser er behæftet med meget stor usikkerhed, og der foreligger kun indledende danske undersøgelser omkring de samlede drivhusgas effekter af reetablering af vådområder (Audet et al., 2013). Effekter kan derfor være overvurderet.

*Tabel 24. Effekter af udtagning organogen jord med ophør af dræning på reduktion af udledninger af drivhusgasser (ton CO<sub>2</sub>-ækv/ha/år).*

	> 12% OC		6-12% OC	
	Omdrift	Perm. græs	Omdrift	Perm. græs
Mindre CO <sub>2</sub> fra nedbrydning	42,17	30,80	21,08	15,40
Øget metan	-7,20	-6,80	-7,20	-6,80
Mindre lattergas fra nedbrydning	3,87	2,44	0,00	0,00
Sparet N-gødning	0,78	0,78	0,78	0,78
Sparet ammoniakfordampning	0,01	0,01	0,01	0,01
Reduceret N-udvaskning	0,15	0,10	0,15	0,10
Reduceret brændstofforbrug	0,40	0,40	0,40	0,40
I alt under LULUCF	34,97	24,00	13,88	8,60
I alt under landbrug	4,82	3,34	0,95	0,89
I alt under fossil energi	0,40	0,40	0,40	0,40

Tabel 25. Effekter af udtagning organogen jord i omdrift til permanent græs med fortsat dræning på reduktion af udledninger af drivhusgasser (ton CO<sub>2</sub>-ækv/ha/år). Effekterne er opgjort enten med eller uden fortsat gødsning af arealerne.

	Med gødning		Uden gødning	
	> 12% OC	6-12% OC	> 12% OC	6-12% OC
Mindre CO <sub>2</sub> fra nedbrydning	11,37	5,68	11,37	5,68
Øget metan	-0,40	-0,40	-0,40	-0,40
Mindre lattergas fra nedbrydning	1,43	0,00	1,43	0,00
Sparet N-gødning	0,00	0,00	0,78	0,78
Sparet ammoniakfordampning	0,00	0,00	0,01	0,01
Reduceret N-udvaskning	0,05	0,05	0,12	0,12
Reduceret brændstofforbrug	0,20	0,20	0,40	0,40
I alt under LULUCF	10,97	5,28	10,97	5,28
I alt under landbrug	1,48	0,05	2,35	0,92
I alt under fossil energi	0,20	0,20	0,40	0,40

#### 8.1.4 Samspil med andre virkemidler

Der er ingen vekselvirkninger med andre klimavirkemidler.

#### 8.1.5 Sideeffekter

Udtagning af organogene jorder med ophør af dræning kan ske som en del af retablering af vådområder med henblik på at reducere kvælstofudledningen til vandmiljøet. Vådområder etableres med henblik på at fjerne kvælstof gennem denitrifikation og placeres oftest, hvor disse vil have den største effekt i form af reduktion af nitrat, der tilføres området gennem dræn eller naturlige strømningsveje. Formålet er her at beskytte vandmiljøet mod tilførsel af for store kvælstofmængder, og der vil her samtidig være et hensyn om at undgå øget tilførsel af fosfor. Vådområder kan derfor etableres på både organiske jorder og mineraljord, men kriteriet vil være, at vådområdet er beliggende, hvor det vil kunne opsamle og fjerne tilstrømmende nitratkvælstof. I relation til arealer med organogen jord vil dette typisk være i lavtliggende arealer og ådale, hvor tilstrømning af (ofte næringsholdigt) vand spiller en stor rolle for arealets karakteristika og funktion.

Tilbageholdelse af fosfor i retablerede vådområder er i høj grad afhængig af områdets forhistorie samt hvilken type vådområde, der er tale om. Kvantitativt set er sedimentation af partikulært fosfor i forbindelse med oversvømmelseshændelser langt den vigtigste proces til tilbageholdelse af fosfor i vådområder. Dette vil også gælde kulstofholdige lavbundsjord, såfremt disse retableres i områder, hvor mulighederne for na-

turlige oversvømmelsehændelser er til stede. Mængden af partikulært fosfor, der kan tilbageholdes, er afhængig af tabet af partikulært fosfor fra vandløbsoplandet til det pågældende vådområde og ligger ifølge Hoffmann et al. (2014) på 0,5-1,5 kg P pr. oversvømmet ha pr. dag. Der vil ved etablering af vådområder på kulstofrig lavbundsjord også kunne ske fosfortab, men dette vil være afhængig af arealets karakteristika og kræver en konkret risikovurdering. Fosfortab vil ofte kunne mindskes ved fjernelse af den næringsrige topjord med efterfølgende udplantning af ønsket vegetation, bl.a. i henseende til den ønskede biodiversitet på arealet. Høst af biomasse i en periode efter etableringen af en vegetation vil også være med til at mindske fosfortab.

## 8.2 Udtagning af jord i omdrift til ugødet græs (slåningsbrak)

Braklægningen af et areal indebærer, at arealet ikke dyrkes i en periode på mindst et år og maksimalt fire år. Arealet må i denne periode ikke jordbearbejdes, gødskes, sprøjtes eller afgræsses, og der må ikke høstes afgrøder. Lovgivningen pålægger ikke et nærmere defineret plantedække, som dog ofte vil være græsdomineret. Plantedækket skal slås en gang årligt, men biomassen må ikke fjernes fra arealet.

I brakperioden vil plantedækket udelukkende optage atmosfærisk deponeret og mineraliseret kvælstof, mineralisk kvælstof efterladt efter den forgående afgrøde, og kvælstof der kan være fikseret af eventuelle bælgplanter i vegetationen.

### 8.2.1 Anvendelse

Brakarealer medregnes ikke som en del af bedriftens harmoniareal.

### 8.2.2 Relevans og potentiale

Generelt er brak ikke veldefineret i forhold til at sikre en reducerende effekt på kvælstofudvaskningen, hvilket til dels skyldes få målinger på N-udvaskningen fra brak, og dels at brakperioden kan afsluttes på mange måder, hvilket vil påvirke udvaskningen. De få målinger må derfor ledsages af overvejelser og skøn baseret på erfaringer fra dyrkningssystemer med meget lavt gødskningsniveau. For at være et effektivt kvælstofvirkemiddel skal omdriftsbrak være en veletableret vinterfast afgrøde med stort potentielt kvælstofoptag, som f.eks. græsser. Derudover er det vigtigt for effekten af virkemidlet, at den i plantedækket optagne kvælstof kan anvendes af den efterfølgende afgrøde som forfrugtseffekt i kvælstofgødskningen, hvorfor sen ompløjning vil være optimalt i forhold til korn.

Potentialet for braklægning er i princippet det dyrkede areal, hvortil der dog kommer begrænsninger, hvis der skal opretholdes krav til harmoniareal. Svinebrug eller kvægbrug med høje dyretætheder (hvh. 1,4 DE/ha<sup>1</sup> og 1,7-/2,3 DE/ha) må indgå lejeaftaler med andre landmænd omkring harmoniareal eller forøge jordarealet via opkøb, hvis de ønsker at anvende virkemidlet. Således vil der i områder med store dyretætheder være et lavere potentiale sammenlignet med områder med lavere dyretætheder.

### 8.2.3 Effekt på klimagasser

Ved vurdering af effekter på udledninger af lattergas tages her udgangspunkt i en gennemsnitlig kvælstofanvendelse på 179 kg N/ha i 2021 (Jensen et al., 2016) reduceret med 7% for at tage hensyn til effekterne af bl.a. målrettet regulering. Dette giver en gennemsnitlig kvælstofanvendelse på 167 kg N/ha, der ophører ved braklægning. Herved spares med en ammoniakemission på 1,5% også en ammoniakfordampning på 2,5 kg N/ha. Dette giver en reduktion i lattergasudledningerne på 794 kg CO<sub>2</sub>-ækv/ha.

Ved slåningsbrak i sædskiftet reduceres N-udvaskningen fra rodzonen med ca. 35-58 kg N/ha, hvor førstnævnte gælder for lerjorde med lav nedbør og lille afstrømning, og sidstnævnte estimeret gælder for sandjorde med høj nedbør og større afstrømning (Jensen et al., 2016). Planteresterne, der efterlades efter slåning, giver formentlig ikke anledning til N<sub>2</sub>O-emission, da plantedækket slås, når der er tørt, og der derved sker en recirkulering af kvælstof til jorden. Den afsluttende ompløjning af brakken vil dog medføre, at planterester mineraliseres. Målinger af N<sub>2</sub>O emissioner (Brozyna et al., 2013) tyder på (med en lattergasemissionsfaktor på 1%), at den ompløjede biomasse svarer til ca. 100 kg N/ha. Estimeret gælder uanset brakkens alder, og denne effekt vil således mindskes pr. år, som brakken ligger, når den fordeles ud over hele brakkens levetid. Nettoeffekten af reduceret udvaskning og afsluttende ompløjning af brak er en øgning af lattergasudledning på ca. 0-340 kg CO<sub>2</sub>-ækv/ha for sandjorde (og vådt klima) og 40-390 kg CO<sub>2</sub>-ækv/ha for lerjorde (og tørt klima). Den store variation i lattergasudledning for hver jordtype skyldes spændet i effekten af ompløjning, dvs. hvor mange år (1-4), effekten skal fordeles over. Der kan regnes med et reduceret energiforbrug på 1087 kg CO<sub>2</sub>/ha, svarende til energiforbruget ved korndyrkning (estimeret 1100 kg CO<sub>2</sub>/ha) fratrukket et bidrag til slåning (estimeret 13 kg CO<sub>2</sub>/ha).

Kulstoflagring på mineralsk jord afhænger af, om der er bælgeplanter i plantedækket eller ej, hvor f.eks. kløver i et græs-dække øger kulstoflagringen i forhold til græs uden kløver. Det forudsættes her, at der ikke gødes og ikke er bælgeplanter i plantebestanden. Med disse forudsætninger for en brak, der jævnlige ompløjes, er der med C-TOOL beregnet en årlig kulstoflagring på 140 kg C/ha eller svarende til ca. 500 kg CO<sub>2</sub>/ha. Dette svarer til den kvælstofmængde, der kan lagres i jorden med en kvælstofdeposition på ca. 20 kg N/ha og et C:N forhold i jorden på ca. 10.

Den samlede effekt af kortvarig braklægning er 2,04-2,38 ton CO<sub>2</sub>-ækv/ha og 1,99-2,34 ton CO<sub>2</sub>-ækv/ha for henholdsvis sand- og lerjorde. Som gennemsnit fås en reduceret lattergasudledning på 602 kg CO<sub>2</sub>-ækv/ha, reduceret energiforbrug på 1087 kg CO<sub>2</sub>/ha og øget kulstoflagring på 500 kg CO<sub>2</sub>/ha. For et anslået braklægningsareal på 100.000 ha fås reducerede udledninger på 60 kt CO<sub>2</sub>-ækv fra lattergas, 109 kt CO<sub>2</sub> fra reduceret energiforbrug og 50 kt CO<sub>2</sub> fra kulstoflagring.

## 8.2.4 Samspil med andre virkemidler

Ved etablering af brak kan andre arealbaserede virkemidler, som f.eks. efter- og mellemafgrøder og tidlig såning af vinterhvede, ikke anvendes. Potentialet og effekten af disse virkemidler kan derfor ikke summeres.

## 8.2.5 Sideeffekter

Datagrundlaget for at vurdere effekten slåningsbrak er spinkelt og effekten er dermed svær at estimere. Den udvaskningsreducerende effekt af slåningsbrak i et sædskifte, kan afhængig af omstændighederne, være lavere end for langvarig (permanent) brak. Dette skyldes, at der i forbindelse med etablering og afslutning af braklægningen kan være en forøget risiko for kvælstofudvaskning. Denne risiko kan minimeres, hvis der sørges for en effektiv etablering af et vinterfast plantedække ved begyndelsen af brakperioden og tilsvarende sørges for en effektiv afslutning af brakperioden, hvilket indebærer ompløjning kort tid før en ny vårsået afgrøde med efterafgrøde etableres. Herved kan udvaskningen forventes at være omtrent 5-20 kg N/ha/år, hvor de høje værdier typisk repræsenterer sandede jorder, mens de lave repræsenterer lerjorde (Olesen og Eriksen, 2014).

Hvis der tages udgangspunkt i det modellerede interval for N-udvaskning på tværs af afgrøder og sædskifter (45-78 kg N/ha/år for hhv. tørre ler- og våde sandjorde), kan den udvaskningsreducerende effekt i brakårene af effektiv brak estimeres til 35-58 kg N/ha/år (Børgesen et al., 2013). Intervallet gælder alene for den ovennævnte veletablerede, velafsluttede og græsbaseerede brak. Mineralisering af ompløjet græsbaseeret brak kan skønnes at føre til en merudvaskning i den efterfølgende afgrøde på 5 kg N/ha pr år brakken henlå. Hvis der desuden er et stort N-input under brakken i form af kvælstoffikserende arter, eller hvis brakken afsluttes på en måde, så den efterfølgende afgrøde ikke evner at optage den frigivne kvælstofmængde, vil udvaskningen være større og den reducerende effekt af brakken dermed mindre.

Virkemidlet forventes overordnet set ikke at påvirke P-tab ved udvaskning væsentligt, idet jordens fosforstatus forbliver uændret. Dog kan der være en beskyttende effekt overfor P-tab ved erosion og overfladeafstrømning, når brakarealet ligger uberørt med et veletableret plantedække i længere perioder på arealer med risiko for erosion. Der kan være en vis beskyttende effekt over for P-tab via makroporer til dræn, der er forbundet med jordbearbejdning i efteråret i forhold til marker, der jordarbejdes om efteråret. Når den braklagte jord nedvisnes eller jordbehandles på uhensigtsmæssig vis og tidspunkt (umiddelbart før eller i afstrømningsperioden), kan der opstå situationer, hvor risikoen for P-tab ved erosion, overfladeafstrømning og tab via makroporer til dræn øges.

Effekten af kortvarig græsbrak på natur og biodiversitet er generelt positiv sammenlignet med en traditionelt dyrket kornafgrøde. De positive værdier vil primært være som bufferzone mellem landbrug og småbiotoper/natur. Værdien øges med varigheden af braklægning. Værdien for natur og biodiversitet er primært

knyttet til, at den kortvarige græsbrak beskytter natur og småbiotoper mod afdrift og afstrømning af pesticider og næringsstoffer.

### 8.3 Omlægning af omdriftsarealer til flerårige energiafgrøder

Flerårige energiafgrøder kan være fx pil, poppel eller elefantgræs. Afgrøderne kan udnyttes i eksisterende eller fremtidige kraftvarmeanlæg eller bioraffineringsanlæg. I kraftværker erstattes fossile brændsler, men ved substitution af importerede træpiller vil der ikke være nogen reduktionseffekt i den danske emissionsopgørelse for energisektoren. Det samme gælder, hvis fx pileflis erstatter importeret træflis.

Tiltaget vil desuden påvirke drivhusgasemissionerne i landbrugssektoren gennem ændringer i kvælstofgødsning, ammoniakfordampning og kvælstofudvaskning, samt gennem ændring i jordens kulstoflager og forbrug af fossil energi til dyrkning, høst og transport.

Effekter af omlægning fra fødeareafgrøder til energiafgrøder kan også omfatte indirekte arealændringer i andre lande (iLUC). Disse effekter inddrages ikke i analysen, da de ikke har betydning for den danske emissionsopgørelse.

#### 8.3.1 Anvendelse

Øget udbredelse af flerårige energiafgrøder kræver, at landmændene kan se en fornuftig forretning i produktionen og ikke mindst stabile forudsætninger over en længere fremtid, da afgrøden skal ligge i ca. 20 år. Larsen et al. (2015) konkluderer, at der er et stort potentiale for at øge produktionen af energipil, og at det samtidig vil medføre positive sideeffekter i forhold til bl.a. miljø og klima. Analyserne af landmændenes driftsøkonomi og andre incitamentet viser dog, at der med de gældende rammevilkår ikke kan forventes en større udvidelse af arealet med energiafgrøder i Danmark. En udbygning med energipil og andre flerårige energiafgrøder vil kræve en formidlingsindsats i forhold til dyrkningspraksis samt økonomisk støtte, som betaler for de positive samfundsøkonomiske effekter, bl.a. mindsket udvaskning af kvælstof til vandmiljøet og reduktion i udledning af drivhusgasser.

Der er gennemført adskillige analyser af effekten af dyrkningen af flerårige energiafgrøder på vandmiljøet (Eriksen et al., 2014), og de viser entydigt lav N-udvaskning. Dog mangler der endnu målinger af effekten på lerjord. På den anden side er der stor usikkerhed omkring effekten på kulstof i jord som funktion af jordtype, længden af dyrkningen og af udbytteneiveauet.

#### 8.3.2 Relevans og potentiale

Tidligere analyser har vurderet det realistisk at udbygge arealet med flerårige energiafgrøder som f.eks. pil med 100.000 ha, men at det vil kræve en betydelig udbygning af aftaler omkring leverancer til kraftværker samt løbende forbedring af plantings- og høstteknologier (Olesen et al., 2013). Af dette potentiale blev



10.000 ha antaget at ligge på lavbundsjord (organisk jord) og 90.000 ha på højbundsjord (mineraljord). Andersen et al. (2012) forudsatte, at hele arealet på mineraljord ville ligge på sandjord. Det er dog sandsynligt, at noget af arealet vil komme til at ligge på lerjord, og det forudsattes i Olesen et al. (2013), at 80.000 ha kommer til at ligge på sandjord og 10.000 ha på lerjord. Der har i anden sammenhæng været opereret med betydeligt større arealer med energiafgrøder - bl.a. i Klimakommissionens scenarier frem til 2050 (Dalgaard et al., 2011). Det vurderes dog ikke muligt at opnå så stor og radikal en omlægning af dyrknings- og produktionssystemer frem til 2030.

Arealet med pil var i 2015 på ca. 5.500 ha (Larsen et al., 2015), hvortil kommer et par tusinde ha med poppel. Elefantgræs dyrkes i begrænset omfang til supplement af tækkerør, men ikke til energi. De forholdsvis begrænsede arealer betyder, at omkostninger ved produktion og høst af afgrøderne vil tendere til at aftage ved stigende arealer, da det vil betyde bedre udnyttelse af specialmaskiner til plantning og høst samt reduceret transportafstand for maskinerne.

### 8.3.3 Effekt på klimagasser

Der regnes med en gødningsnorm på 120 kg N/ha til pil på alle jordtyper (Landbrugs- og Fiskeristyrelsen, 2017). De afgrøder, som pilen vil afløse, antages i gennemsnit at have en norm på 167 kg N/ha fra 2017 (Jensen et al., 2016), hvorved der fås en besparelse på 47 kg N/ha. Antages en ammoniakfordampning på 1,5% af udbragt N i handelsgødning fås en reduktion på 0,84 kg N/ha. Der regnes med en gennemsnitlig reduktion i N-udvaskning på 60 kg N/ha for organisk jord, 35 kg N/ha for lerjord og 60 kg N/ha for sandjord baseret på Eriksen et al. (2014) samt en forventet stigning i nitratudvaskningen på i gennemsnit ca. 6 kg N/ha for almindelige landbrugsafgrøder fra 2021 som følge af den stigende gødskning efter Landbrugs-pakken (Jensen et al., 2016). Dette giver reduktioner i lattergasemissioner svarende til 367, 305 og 367 kg CO<sub>2</sub>-ækv/ha/år for henholdsvis organisk jord, lerjord og sandjord, med et simpelt gennemsnit på 346 kg CO<sub>2</sub>-ækv/ha/år.

Energiforbruget ved almindelig korndyrkning antages at svare til 1,10 ton CO<sub>2</sub>/ha/år, og dette kan reduceres til 0,74 ton CO<sub>2</sub>/ha/år ved pile dyrkning (Olesen et al., 2001). Dette giver en årlig besparelse på 0,37 ton CO<sub>2</sub>/ha.

Flerårige energiafgrøder er tidligere beregnet at øge jordens kulstofindhold sammenlignet med almindelig korndyrkning uden efterafgrøder svarende til en binding på 1,57 ton CO<sub>2</sub>/ha/år (Olesen et al., 2013). Der er dog betydelig usikkerhed omkring denne størrelse, da der kan findes meget forskellige resultater i litteraturen. Pugesgaard et al. (2014) var i god overensstemmelse med ovenstående, idet CO<sub>2</sub> lagring på 0,77-2,24 ton CO<sub>2</sub>/ha/år blev beregnet for henholdsvis ældre og yngre pilebeplantninger, mens der ved hvededyrkning blev beregnet et fald i jordens kulstoflagring svarende til 0,59 ton CO<sub>2</sub>/ha/år. På den anden side finder

Geordiadis et al. (2017) ændringer på i gennemsnit 0,66 ton CO<sub>2</sub>/ha/år efter omlægning fra enårige afgrøder. Geordiadis et al. (2017) gennemførte en grundig analyse af 26 marker med pil og poppel, hvor der blev taget højde for den ændring i jordens densitet, som opstår over tid ved fravær af jordbearbejdning. Resultaterne viste et højere kulstofindhold (i forhold til nabomarker med enårige landbrugsafgrøder) i de øverste 10 cm efter op til omkring 30 år efter omlægningen, mens der var meget lille effekt, når hele jordprofilen blev inddraget. Der tages her udgangspunkt i undersøgelsen af Geordiadis et al. (2017), og der regnes med en forøgelse af jordens kulstofindhold ved omlægning til flerårige energiafgrøder svarende til 0,66 ton CO<sub>2</sub>/ha/år. Det antages, at dyrkning af energiafgrøder på lavbund ikke medfører ændringer i afvandsforhold, og derfor sættes kulstoflagringen til samme værdi på både lavbund og højbund.

Den samlede effekt af omlægning til energiafgrøder er reduktioner på 1,34-1,40 ton CO<sub>2</sub>-ækv/ha, hvor det højeste estimat gælder for sandjorde og organisk jord, og det laveste for lerjord.

Ifølge BioM (2012) rapporten kan der høstes udbytter på 8-12 tons tørstof/ha/år under gode forhold, dvs. effektiv ukrudtsbekæmpelse og gødskning. Manglende ukrudtsbekæmpelse er oftest årsag til dårlige udbytter i praksis, og Albertsson et al. (2014) målte udbyttereduktioner i første rotation på mellem 68% og 94% ved manglende bekæmpelse på tre forskellige lokaliteter. Dyrkningsresultater beskrevet i BioM (2012) viser da også, at udbytniveauet i praksis svinger betydeligt. Således viste undersøgelser gennemført af Videncentret for Landbrug i 2010, at udbyttet af pileflis typisk lå mellem 4-7 tons TS pr. ha pr. år (BioM, 2012, s. 20). Sevel (2012) fandt gennemsnitlige udbytter i praksis på 6,5 og 8,2 t TS/ha/år i hhv. 1. og 2. høstrotation. Sevel et al. (2014) fandt dog udbytter i en velpasset mark på lerjord på knap 12 tons TS/ha, og Larsen et al. (2014) målte i gennemsnit af en 16 års periode et udbytte på godt 12 tons TS på god sandjord (JB4). Her antages at der ved god dyrkningspraksis i gennemsnit kan opnås 9 tons TS/ha/år på sandjord og 12 tons TS/ha/år på organisk jord og på lerjord. Med en nedre brændværdi på 18,4 GJ/ton (Larsen et al., 2015) svarer det til energiproduktioner pr. ha på 166 – 221 GJ/ha/år.

Med et anslået areal til flerårige energiafgrøder på 100.000 ha vil der blive opnået en årlig reduktion i lat-tergas på 35 kt CO<sub>2</sub>-ækv, et lavere energiforbrug på 74 kt CO<sub>2</sub> og et øget kulstofindhold i jorden på 66 kt CO<sub>2</sub>.

### 8.3.4 Samspil til andre virkemidler

Energiafgrøder er en af flere arealrelaterede virkemidler, hvor især braklægning og flerårige energiafgrøder er alternativer. Flere af disse virkemidler indgår som del af MFO-reguleringen. Energiafgrøder kan indgå i de pligtige MFO-arealer, men tæller kun med en faktor 0,3 i beregning af opfyldelsen af forpligtelsen. Arealerne må gødes, men der må ikke bruges pesticider. Firmaer, som fx Ny Vraa Bioenergi ([www.nyvraa.dk](http://www.nyvraa.dk)) har udviklet mekanisk ukrudtsbehandling ved etablering af pil og poppel, hvor der traditionelt er blevet

benyttet kemisk bekæmpelsesmidler i betydeligt omfang. Når afgrøderne er fuldt etablerede, er der derimod sjældent behov for pesticider (Larsen et al., 2015). Energiafgrøderne kan også erstatte kravet om efterafgrøder. Omregningsfaktoren for etablering af energiafgrøder, som alternativ til etablering af pligtige efterafgrøder, er 0,8:1, hvilket betyder, at man skal udlægge 0,8 ha energiafgrøder for at erstatte 1 ha efterafgrøder.

### 8.3.5 Sideeffekter

Reduktionen i kvælstofudvaskning ved dyrkning af energiafgrøder er tidligere estimeret til 34-51 kg N ha<sup>-1</sup>, hvor førstnævnte gælder for lerjorde og sidstnævnte estimat gælder for sandjorde (Eriksen et al., 2014). Denne effekt vil være let øget som følge af øget gødningsniveau efter gennemførelsen af Landbrugspakken, men det forudsættes her, at andre tiltag modvirker denne stigning.

Der forventes kun P-effekt af virkemidlet i områder, hvor der er risiko for P-tab via enten erosion, overfladestrømning, udvaskning via makroporer til dræn eller udvaskning via jordens matrix (Eriksen et al., 2014). På arealer med risiko for erosion vil en veletableret flerårig energiafgrøde beskytte mod erosion. Beskyttelsen anslås at svare til den, der opnås ved permanent brak eller ved skovrejsning. I etableringsåret forventes der dog fortsat at være en risiko for fosfortab ved overfladisk afstrømning.

I områder med risiko for P-tab via makroporer til dræn forventes der ikke at være nogen væsentlig øget risiko for P-tab ved introduktion af energiafgrøder. Dog bør følgende tre forhold tages i betragtning: (1) Ved udbringning af P-holdig gødning kort før, eller i, afstrømningsperioden vil der være risiko for tab af gødnings-P; (2) Jordens struktur og porøsitet vil gradvis ændres som følge af den permanente bevoksning, og dette vil kunne påvirke risikoen for P-tabet med to modsatrettede effekter: Dels vil det gradvist stigende indhold af organisk stof/forbedret struktur øge jordens vandholdende og -ledende evne og gøre hændelser, hvor der initieres makroporeflow, mere sjældne. Dels vil man kunne forvente, at nettet af forbundne nedadgående makroporer, som er nødvendige for denne transportform, vil øges. Disse effekter er kun i ringe omfang dokumenterede. Der findes en enkelt svensk analyse af N- og P-indhold i øverligt grundvand under pil sammenlignet med nabomarker (Dimitriou et al., 2012), hvor der er fundet et øget indhold af P, mens nitratindholdet var langt lavere under pil. Det øgede P-indhold kan skyldes, at den øgede makroporeforekomst i pilemarker har øget P-tabet. Der er brug for flere undersøgelser for at kunne afgøre, om det samme kan forekomme i Danmark. Tilstopning af dræn pga. af indvoksende rødder vil begrænse P-tab via makroporer til dræn, men vil samtidig kunne gøre jorden vandlidende og iltfattig og dermed reducere fosforbindingen til jord betydeligt. Betydningen heraf for P-tabet under pil er ukendt.

I områder, hvor der er risiko for P-tab pga. lav bindingskapacitet i jorden (f.eks. lavbundsarealer med ringe bindingskapacitet), vil der, såfremt der undergødes med fosfor, kunne forventes en reduktion i tabet af opløst P efter en årrække (Schou et al., 2007). Omvendt vil disse arealer være meget følsomme over for yderligere

ophobning af fosfor, hvis arealet gødes med mere P, end der bortføres med energiafgrøden. Den vejledende P-gødningsnorm for energiafgrøder er p.t. sat til 15 kg P/ha, men der er stor usikkerhed om, hvilke udbytter og dermed P-fjernelser, der kan forventes i praksis fremover (Larsen et al., 2015).

Miljøstyrelsen opgør årligt landbrugets pesticidforbrug i form af Behandlingshyppighed (BH) og Belastningsindeks (BI). Der findes ikke officielle opgørelser af forbruget i deciderede biomasseafgrøder som pil og elefantgræs i Bekæmpelsesmiddelstatistikken eller andre steder. Ofte vil kvalitetskravene til biomasseafgrøder være lavere end ved dyrkning af tilsvarende afgrøder til fødevarer, hvilket reducerer behovet for pesticider. Flerårige biomasseafgrøder er (bortset fra etableringsfasen) konkurrencesterke overfor ukrudt og har derfor et lavt pesticidbehov. Større pileavlere er mere og mere gået over til mekanisk ukrudtsbekæmpelse og Ny Vraa, der dyrker pil på ca. 250 ha, har omlagt til økologisk drift.

Ved stigende arealer med nye biomasseafgrøder er der en risiko for stigende problemer med sygdomme og skadedyr (Jørgensen et al., 2013). Fx er der set flere eksempler på voldsomme angreb af bladlus i pil i Danmark. Det vil være vanskeligt at sprøjte mod skadedyr i tilvoksede pilemarker, og det vil næppe være en økonomisk rentabel strategi at forfølge. Plantning af klonblandinger (McCracken og Dawson, 2003) og fokus på stor genetisk variation i resistensforædlingen vil formentlig være mere fornuftige strategier.

I Jacobsen og Dubgaard (2012) er forbruget af pesticider ved dyrkning af pil beregnet ved to forskellige strategier. I standardløsningen sker der en behandling i etableringsåret med Glyphogan og Quartz, mens der i året efter etablering anvendes Quartz. Endelig behandles der med Glyphogan i året efter høst; altså fire gange i løbet af de 18 år. Analysen viser, at pesticidforbruget ved denne strategi kan opgøres som en årlig BH på 0,08 og et belastningsindeks på 0,35. I tilfælde af problematisk rodukrudt er der behov for en mere intensiv pesticidstrategi, hvor der også anvendes bl.a. Agil og Matrigon. Ved denne strategi bliver BH 1,28 pr. år og belastningsindekset 2,59. Disse niveauer kan sammenlignes med det gennemsnitlige BH for dansk landbrug i 2011 (eksklusive økologiske og udyrkede arealer) på 3,18 (belastningsindeks 3,27), med BH i den største afgrødegruppe, vintersæd på 3,00 (belastningsindeks 3,63) og i græs- og kløvermarker på 0,07 (belastningsindeks 0,20).

Flerårige energiafgrøders værdi som levested for arter stiger jo længere omdriftstid, der er mellem høst, jo flere hjemmehørende vedplantearter som indgår i kulturen, jo flere insektbestøvede vedplanter som indgår, og den stiger ved at tillade et vist indhold af gamle træer (Ejrnæs et al., 2014). For eksempel understøtter forskellige arter af træer forskellige grupper af insekter, ligesom alderen og størrelsen af træerne har betydning. På arealer med et højt næringsstof-indhold i jorden og en lav diversitet af hjemmehørende plantearter grundet tidligere intensiv dyrkning, er det vurderingen at flerårige energiafgrøder, drevet med det formål at understøtte natur og biodiversitet, kan medføre store biodiversitetsgevinster. Derimod bliver gevinsten for natur og biodiversitet mindre ved drift med monokulturer af ikke-blomstrende energiafgrøder, som høstes

årligt. Ved vurderingen af effekt på natur og biodiversitet ved anvendelse af energiafgrøder som virkemiddel er påvirkningen af jordbunden vigtig at inddrage. Denne påvirkning kan ved flere års høst af biomasse medføre jordbundscændringer, som påvirker jordbundens biodiversitet – oftest i positiv retning. Vurderingen af flerårige energiafgrøders betydning for natur og biodiversitet afhænger af driftsformen. Blandt de virkemidler, der tager jorden ud af den årlige omdrift, vil flerårige energiafgrøder, der tilgodeser natur og biodiversitet, være et positivt virkemiddel såvel for områdets egen natur og biodiversitet, som for dets evne til at understøtte omgivelsernes biodiversitet af eksempelvis bestøvere (Jørgensen et al., 2013).

## 8.4 Efterafgrøder

Efterafgrøder er en effektiv måde at reducere udvaskningen af kvælstof i efteråret, da en veletableret afgrøde i perioder nedbørsoverskud og dermed nedsivning vil kunne optage overskydende kvælstof. I tillæg til et øget kvælstofoptag vil en efterafgrøde øge fordampningen i forhold til bar jord og dermed således også medvirke til at begrænse nedsivningen. Der tages her udgangspunkt i den beskrivelse af efterafgrøder, der fremgår af Eriksen et al. (2014).

### 8.4.1 Anvendelse

Efterafgrøder skal etableres på omdriftsarealer, hvorpå der dyrkes forårssåede afgrøder. Effekten af efterafgrøder er vurderet under følgende forudsætninger, idet det dog bemærkes, at der findes en række ordninger (herunder MFO-efterafgrøder) der ikke alle har disse forudsætninger:

- Efterafgrøder dyrkes på omdriftsarealer
- Efterafgrøder ikke nedpløjes, nedvisnes eller på anden vis destrueres tidligere end 1. november og 1. februar på henholdsvis ler- og sandjord. For udlæg i majs nedpløjes eller nedvisnes først fra 1. marts.
- De afgrøder, der kan anvendes til efterafgrøder, er følgende: korsblomstrede afgrøder, korn, græs, honningurt eller cikorie sået før eller efter høst eller af frøgræs, der fortsætter som efterafgrøde.
- For efterafgrøder gælder, at de skal være etableret senest den 1. august, for korsblomstrede afgrøder, honningurt, alm. rug, stauderug, hybridrug, vårbyg og havre dog senest 20. august.
- Arealer med pligtige efterafgrøder skal efterfølges af en forårssået afgrøde.
- Effekten af efterafgrøder differentieres mellem bedrifter, der udbringer husdyrgødning svarende til henholdsvis over eller under, hvad der svarer til 0,8 DE/ha.

### 8.4.2 Relevans og potentiale

Efterafgrøder kan anvendes på alle jordtyper, men effekten er mindre veldokumenteret for svær og meget svær lerjord (JB 8 og JB9), siltjord (JB10), samt humusjord (JB10). I praksis anvendes græs som efterafgrøde ofte på sandjord, mens der på lerjorde i stort omfang dyrkes korsblomstrede efterafgrøder. Dette vurderes

at være hensigtsmæssigt i forhold til jordtypens betydning for rodudvikling og variationen i danske jordtyper i øvrigt.

I visse tilfælde vil etableringen af efterafgrøder ikke i normalår påvirke udvaskningen nævneværdigt, f.eks. i nedbørsfattige områder hvor der normalt vil være en lav afstrømning fra lerjord. I sådanne områder vil etableringen af efterafgrøder kunne anses for værende en sikkerhedsforanstaltning, da år med høj afstrømning ikke kan forudses. Dette vil specielt gøre sig gældende i lyset af forventede klimacændringer mod mere ekstreme vejrforhold og fejlslagene afgrøder (Trnka et al., 2014).

Der er principielt ikke tekniske hindringer for implementering eller det fortsatte brug af virkemidlet. Efterafgrøder er et velkendt og veldokumenteret dyrkningstiltag. I visse tilfælde vil etableringen af efterafgrøder blokere for vintersæd, hvorfor der i disse tilfælde ikke vil være økonomi i etablering af en efterafgrøde. Dette afhænger dog meget af de aktuelle dyrkningsbetingelser. Der kan også i nogle egne af landet være problemer med rettidig såning af efterafgrøder, især i forbindelse med sen høst af afgrøderne. Der findes også allerede en række ordninger for efterafgrøder, og for nogle af disse vil der være valg mellem efterafgrøder og andre virkemidler, fx ved målrettet regulering til at reducere N-udledningen eller ved opfyldelse af MFO krav.

Det maksimale areal, hvorpå der kan etableres efterafgrøder, er i perioden 2014-2016 opgjort til i gennemsnit ca. 785.000 ha (Ørum og Thomsen, 2016). Dette maksimale areal er dog ikke realistisk fuldt ud at udnytte til efterafgrøder. Ørum og Thomsen (2016) vurderede, at det realistiske potentielle areal med efterafgrøder er ca. 80% af det maksimale potentiale, dog 40% for arealer med forfrugt af majs. Af dette realistiske potentiale, ca. 560.000 ha, anvendes ca. 355.000 ha i forbindelse med frøgræs, lovpligtige efterafgrøder, husdyrefterafgrøder samt yderligere efterafgrøder til dækning af MFO (Ørum og Thomsen, 2016). Potentialet for yderligere etablering af efterafgrøder er således ca. 205.000 ha.

### 8.4.3 Effekt på klimagasser

Den primære effekt af en efterafgrøde er at få en effektiv optagelse af kvælstof i efteråret og dermed reducere risikoen for kvælstofudvaskning. Der efterlades flere afgrøderester i marken fra en efterafgrøde, og det skønnes her, at dette kan opgøres til ca. 50 kg N/ha, idet der regnes med at rødder udgør 40% af kvælstofmængden (Chirinda et al., 2012; Li et al., 2015). Disse to effekter kombineret forventes at føre til en øget lattergasemission på 182-208 kg CO<sub>2</sub>-ækv/ha på lerjorde og 136-164 kg CO<sub>2</sub>-ækv/ha på sandjorde. Det skal dog bemærkes, at lattergasudledninger fra planterester fra efterafgrøder for nuværende ikke indgår i den danske nationale emissionsopgørelse, da der ikke foreligger retvisende statistikker for arealet med efterafgrøder, herunder deres artssammensætning.

Etableringen af en efterafgrøde vil føre til en forøget lagring af kulstof i jorden, som følge af rødder og tilførsel af andet plantemateriale. Resultater fra C-TOOL modellen til beregning af kulstoflagringen med typiske input fra efterafgrøder giver en beregnet årlig kulstoflagring på 270 kg C/ha, svarende til ca. 1.000 kg CO<sub>2</sub>-ækv/ha, hvilket er i overensstemmelse med langvarige markforsøg, der viser en kulstoflagring på mellem 200 og 300 kg C/ha (Thomsen og Christensen, 2004; Schjøning et al., 2012).

Med en gennemsnitlig øget lattergasudledning på 173 kg CO<sub>2</sub>-ækv/ha fås en øget udledning på 35 kt CO<sub>2</sub>-ækv/år ved et øget areal med efterafgrøder på 205.000 ha. Der vil tilsvarende være en øget kulstoflagring på 205 kt CO<sub>2</sub>/år.

#### 8.4.4 Samspil med andre virkemidler

Der er ingen væsentlige samspil med andre klimavirkemidler, dog vil øget omfang af udtagning til braklægning mindske behovet og mulighederne for efterafgrøder både i relation til målrettet regulering og MFO.

#### 8.4.5 Sideeffekter

Dyrkning af efterafgrøder er vurderet til at kunne reducere kvælstofudvaskningen med 32 kg N/ha og 12 kg N/ha for henholdsvis sand- og lerjord på arealer under 0,8 DE/ha og med 45 kg N/ha og 24 kg N/ha for henholdsvis sand- og lerjord på arealer over 0,8 DE/ha (Eriksen et al., 2014). I denne vurdering indgår det, at efterafgrøderne destrueres sent efterår eller tidlig forår for henholdsvis ler- og sandjord. I nedbørsfattige områder kan reduktionen i visse år vise sig at være mindre, da der kan være meget lille afstrømning fra disse.

For arealer, der ikke betragtes som risikoarealer for fosfortab, vil etableringen af efterafgrøder ikke påvirke risikoen for fosforudvaskning. Fosfortab, som følge af overfladeafstrømning og -erosion, vil kunne reduceres ved en veletableret efterafgrøde, her specielt forårsudlagt græs, og græsfrøarealer, der anvendes som efterafgrøde. Tilsvarende forventes en korsblomstret efterafgrøde at reducere risikoen for afstrømningsbettinget fosfortab, såfremt afgrøden er veletableret når den afstrømningsforårsagende nedbørsepisode indtræffer.

Der har været observeret en stigende anvendelse af glyphosat til bekæmpelse af flerårigt ukrudt før høst, da en tilfredsstillende behandling med glyphosat mod flerårigt ukrudt ikke kan opnås med en behandling sent på året. Sygdomme og skadedyr er i forbindelse med efterafgrøder vurderet neutrale hvorfor pesticidforbruget ikke forventes ændret.

Etableringen af efterafgrøder vil formentlig have ingen (Jensen et al., 2013) eller en begrænset effekt på natur og biodiversitet (Eriksen et al., 2014). Dog vil den længere periode med plantedække formentlig give grundlag for en større population af invertebrater. Ligeledes vil der formentlig kunne ses en positiv effekt af

efterafgrøder på større dyr, der enten kan søge føde direkte i efterafgrøden eller bruge den øgede population af invertebrater som fødegrundlag. Blomstrende efterafgrøder vil kunne gavne bestøvere.



## 9 Ændrede dyrkningsformer

### 9.1 Reduceret jordbearbejdning

Reduceret jordbearbejdning omfatter mange forskellige jordbearbejdningsmetoder med reduceret arbejds- og energiindsats. En opgørelse blandt medlemmer af Foreningen for Reduceret Jordbearbejdning i Danmark (FRDK) fra 2016 viste, at der dyrkes 284.522 ha pløjefrit, heraf ca. 31.860 ha som direkte såning. Pløjefri dyrkning har tidligere været skønnet at være relevant på ca. 400.000 ha landbrugsjord i Danmark (Olesen et al., 2002), men interessen for dyrkningsformen er stigende, og det mulige areal er formentlig noget større. Reduceret jordbearbejdning reducerer energiforbruget ved dyrkningen og har tidligere været skønnet at kunne medføre øget kulstoflagring i jorden under visse forhold.

En praksis med reduceret jordbearbejdning forudsætter god driftsledelse, da udbytterne ellers bliver for svingende, og lave udbytter vil i sig selv mindske kulstoflagring og kvælstofeffektivitet. Der er ved driftsledelsen især behov for fokus på god planteetablering og på ukrudtsbekæmpelse. På grund af dette behov er anbefalingen fra bl.a. FRDK, at reduceret jordbearbejdning kombineres med et alsidigt sædskifte, brug af efterafgrøder og tilbageholdelse af halm (dette kaldes også Conservation Agriculture). Disse øvrige tiltag ud over reduktionen i jordbearbejdningsintensiteten vil generelt set alle øge mængden af organisk kulstof, der tilbageføres jorden, og dermed øge jordens kulstofindhold. I praksis kan det derfor være svært at adskille effekten af reduceret jordbearbejdning fra de øvrige ændringer i sædskifte og driftspraksis.

#### 9.1.1 Virkemåde

Ved reduceret jordbearbejdning undlades pløjning. Der vil dog ofte være en form for stubharvning til fx 10 cm dybde for at sikre god indarbejdning af planterester. Dette anses ofte for nødvendigt i forbindelse med omlægning fra pløjning til reduceret jordbearbejdning. Kun ganske få landmænd i Danmark praktiserer direkte såning, hvor jorden slet ikke bearbejdes inden såning.

Ved reduceret jordbearbejdning og direkte såning skabes en ændret jordstruktur sammenlignet med pløjet jord. Karakteren af disse ændringer afhænger af jordens tekstur, og det vil ofte over længere tid kunne medføre en bedre jordstruktur på lerjord, hvor et højere kulstofindhold i de overfladenære jordlag ved reduceret jordbearbejdning kan forbedre jordstrukturen. Derimod kan jorden komprimeres længere nede i det tidligere pløjelag, hvilket især på nogle sandjorder kan reducere afgrødernes vækst (Hansen et al., 2015). Effekterne af reduceret jordbearbejdning på udbytte er derfor meget koblet til jordtype og klima, og i betydelig grad afhængig af driftsledelse.

### 9.1.2 Effekter på kulstof- og kvælstofomsætning

Det er tidligere i mange undersøgelser fundet at reduceret jordbearbejdning (især direkte såning) øger jordens kulstofindhold i topjorden (0-20 cm) (Ogle et al., 2005; Conant et al., 2007). Disse data har ved sammenligning med pløjning vist, at direkte såning øger jordens kulstofindhold med ca. 0,3 ton C/ha/år. Reduceret jordbearbejdning har derfor været betragtet som et af de væsentligste tiltag til at øge jordens kulstoflager (Smith et al., 2008). Effekten indgår stadig som en del af IPCC guidelines for opgørelse af kulstofændringer i dyrket jord (IPCC, 2006).

Ved reduceret jordbearbejdning og direkte såning antages, at den mindre forstyrrelse af jorden medfører, at jordens organiske stof i højere grad er beskyttet mod nedbrydning af mikroorganismene i jorden. Der har i nogen grad været evidens for dette. I Danmark målte Chatskikh og Olesen (2007) og Chatskikh et al. (2008) således en større jordrespiration i en tre-måneders periode efter pløjning end i behandlinger med reduceret jordbearbejdning eller direkte såning. Når effekten af ændring i bearbejdningsintensitet vurderes, skal der dog tages hensyn til ændringer i jordens kulstofomsætning over længere tidsperioder. Selv om der kan måles en kortvarig effekt af jordbearbejdning, er det ikke sikkert at denne effekt gælder på længere sigt, fordi jordens organismer vil tilpasse sig de ændrede forhold, hvormed det organiske materiale der nedbrydes hurtigt i forbindelse med jordbearbejdning alligevel vil blive nedbrudt på længere sigt.

Ændring i jordbearbejdningen vil også påvirke den vertikale fordeling af organisk kulstof i jordprofilen, og disse effekter afhænger både af dybdefordelingen af kulstofinput og af transport af organisk stof ned gennem profilen. Dette kan i mange tilfælde føre til mindre effekt af reduceret jordbearbejdning på kulstoflagring i hele jordprofilen end hvis der kun ses på topjorden (0-20 cm) (Baker et al., 2007; Govaerts et al., 2009). Luo et al. (2010) og Powlson et al., (2014) analyserede data fra en række langvarige forsøg med forskellig intensitet i jordbearbejdningen, hvor kulstofindholdet i hele jordprofilen var målt. Der blev ved direkte såning fundet en stigning i kulstofindholdet i topjorden, men et tilsvarende fald i kulstofindhold i underjorden. For hele jordprofilen kunne der ikke påvises nogen effekt af jordbearbejdningsintensitet på kulstofindholdet. Disse resultater bekræftes af data fra danske forsøg med sammenligning af forskellige jordbearbejdningssystemer, hvor der heller ikke er fundet noget effekt af jordbearbejdning på kulstofindholdet i dybden 0-50 cm (Hansen et al., 2015).

Jordbearbejdning kan også påvirke udledninger af lattergas. Chatskikh og Olesen (2007) fandt en højere udledning af lattergas i pløjede systemer sammenlignet med reduceret jordbearbejdning i Danmark. Petersen et al. (2011) fandt, at lattergas fra planterester var lavere i systemer uden jordbearbejdning sammenlignet med nedmuldning af planteresterne. Der er dog adskillige studier, der viser øgede udledninger af lattergas ved reduceret jordbearbejdning, og Rochette et al. (2008) fandt, at dette kunne forklares med

forskellige i jordtype og nedbørforhold. Effekterne på lattergas er dog komplicerede, og dette gør det umuligt for nærværende at tillægge jordbearbejdning en effekt på lattergas.

Der har ikke kunnet konstateres nogen effekt af reduceret jordbearbejdning eller direkte såning på kvælstofudvaskning fra typiske danske planteproduktionssystemer (Eriksen et al., 2014). Der er derfor heller ikke grundlag for at tillægge reduktioner i kvælstofudvaskning som følge af reduceret jordbearbejdning nogen effekt på indirekte udledninger af lattergas.

### 9.1.3 Effekter på klimagasser

I de danske nationale opgørelser af ændringer i jordens kulstofindhold benyttes C-TOOL modellen (Taghizadeh-Toosi et al., 2014). Denne model beregner ændringer i kulstofindhold i både topjord og underjord (ned til 1 m dybde). Denne model indeholder ikke effekter af intensitet i jordbearbejdningen, da modellen er kalibreret på langvarige forsøg, og det ikke har været muligt at finde langvarige forsøg, som kunne påvise en sådan effekt. I de danske nationale opgørelser indgår der ikke nogen effekt af jordbearbejdning på udledninger af lattergas. Her er udledningerne alene bestemt af tilførsel og tab af kvælstof. Der vil således ikke med de nuværende nationale opgørelsesmetoder blive beregnet en effekt af jordbearbejdning på udledninger af lattergas eller på jordens kulstofindhold. Der foreligger heller ikke for nuværende et grundlag for at inddrage effekter af reduceret jordbearbejdning i disse opgørelsesmetoder.

Der vil dog være et mindsket brændstofforbrug ved brug af reduceret jordbearbejdning, som giver anledning til mindskede CO<sub>2</sub> udslip. Reduceret jordbearbejdning reducerer energiforbruget og den tilhørende CO<sub>2</sub>-udledning med 33-64%, afhængigt af metode og teknik. Det svarer til en reduktion på 31-91 kg CO<sub>2</sub>/ha ved reduceret jordbearbejdning og 100 kg CO<sub>2</sub>/ha ved direkte såning (Olesen et al., 2013). Med den form for reduceret jordbearbejdning, der praktiseres i Danmark, må reduktionen i brændstofforbrug skønnes at ligge på ca. 40 kg CO<sub>2</sub>/ha.

### 9.1.4 Sideeffekter

Reduceret jordbearbejdning vurderes ikke at have en entydig reducerende effekt på N-udvaskningen i forhold til traditionel intensiv jordbearbejdning.

Virkemidlet vil kun have effekt på P-tabet i områder, der har høj risiko for P-tab. Gennem reduceret jordbearbejdning kan der opnås en større koncentration af P i de øverste jordlag, hvilket netop er de jordlag, der er en væsentlig kilde til P-tab via makroporer til dræn. Reduceret jordbearbejdning vil i de tilfælde øge risikoen for P-tab. Anvendes direkte såning gennem en længere periode, vil der modsat kunne opnås en reduceret risiko for erosion og overfladeafstrømning, da jordens struktur bliver mere modstandsdygtig herfor og jordens infiltrationskapacitet forbedres.

Reduceret jordbearbejdning vil i mange tilfælde føre til et øget forbrug af bekæmpelsesmidler. Visse bladsvampe, f.eks. hvedebladplet og aksfusarium, vil have bedre betingelser, da de overlever på afgrøderester, hvilket er relevant for systemer med hvede efter hvede eller byg efter byg. Ligeledes kan hvedegulstriben overføres fra rajgræs til vinterhvede, hvis det sås uden forudgående nedpløjning af frøgræsstubben. Reduceret jordbearbejdning kan også fremme agersnegle, da disse ikke forstyrres og har mange afgrøderester til rådighed. Risikoen kan dog minimeres, hvis der harves før såning samt sås relativt dybt. Tilsvarende kan intensiv stubbearbejdning minimere risikoen for snegleangreb.

Erfaringsmæssigt er der flere problemer med græsukrudt og visse tokimbladede ukrudtsarter, når der praktiseres pløjefri dyrkning. Denne effekt forstærkes jo mere øverlig jordbearbejdningen er. Et alsidigt sædskifte for at undgå opformering af ukrudtsarter er derfor vigtigere ved pløjefri dyrkning end ved konventionel jordbearbejdning. Det er almindeligt, at anvende glyphosat i pløjefri systemer for at kompensere for den manglende pløjning. Dette erstatter dog ikke glyphosat-anvendelse forud for høst, og den samlede anvendelse af glyphosat bliver derfor større.

Ved reduceret jordbearbejdning øges indholdet af organisk stof på jordoverfladen og i de øverlige jordlag. Dette er positivt for jordlevende organismer og kan være med til at øge insektfaunaen, især hvis jordbearbejdningen helt undlades.

Det skal understreges, at maksimering af de positive effekter ved pløjefri dyrkning forudsætter at den snittede halmrest efterlades på jordoverfladen.

## 9.2 Økologisk jordbrug

Omlægning fra konventionel til økologisk jordbrug vil på mange måder påvirke udledningerne af drivhusgasser som beskrevet i ICROFS rapporten om økologiens bidrag til samfundsgoder (ICROFS, 2015). Effekterne kan dog variere betydeligt afhængig af, hvordan denne omlægning til økologisk jordbrug vil foregå. Der er her taget udgangspunkt i følgende betingelser, der vurderes som realistiske:

- Sammensætningen af den økologiske produktion ændres ikke, dvs. at det eksisterende økologiske areal opskaleres med uændrede andele af bl.a. mælke-, svine- og planteproducenter.
- Det antages ikke, at der skal producere den samme mængde fødevarer som i business-as-usual.

### 9.2.1 Metode

Der tages udgangspunkt i den nuværende (2015) produktionen af henholdsvis konventionel og økologisk mælk, svinekød, æg og slagtekyllinger (Danmarks Statistik og Økologi statistik), samt det samlede landbrugsareal.

På baggrund af eksisterende/publicerede resultater data vedr. udledning af drivhusgasser og arealforbrug pr. produceret enhed for økologisk og konventionel produktion beregnes, hvor stor en del heraf der er tilknyttet Danmark og omfattet af Danmarks reduktionsforpligtelse i forhold til metan og lattergas. For mælk, svin og planteavl fremgår disse data af tabel 5.4 side 187 i ICROFS (2015), mens data vedr. æg er baseret på Leinonen et al. (2012). For at kunne beregne effekten for landbrugssektoren fraregnes emissionen fra energiforbruget. Herudover er referencerne korrigeret for evt. bidrag fra kulstofændring i jorden, således at de viste emissioner udelukkende er metan og lattergas omregnet til CO<sub>2</sub>-ækv.

Produktionen er baseret på leveret mælk, slagtede og eksporterede svin og producerede æg fra Danmarks Statistik (2015). Ud over æg (63 mio. kg, heraf 15 mio. kg økologiske) er der i DK en betydelig produktion af konventionelle slagtekyllinger (96 mio. stk.). I beregningerne er æg og slagtekyllinger indregnet i kategorien 'Fjerkræ' på baggrund af foderforbruget der er knyttet hertil. Ved ægproduktion bruges der 2,0 kg foder pr. kg æg og ved produktion af 1 kylling ca. 3,6 kg foder (Jørgensen, 2015). Dette forhold bruges ved beregning af antal kg konventionelle "æg" produceret.

Produktion af svin er omregnet fra kg slagtet til kg levende tilvækst ud fra en slagteprocent på 76% (Kristensen et al., 2015). For de tre animalske systemer er det beregnede areal i Danmark pr. enhed herefter brugt til at beregne det samlede foderareal i Danmark for hver gruppe og system.

For at sikre at det samlede areal fra de otte produktgrupper passer med det danske landbrugsareal beregnes det økologiske areal med planteavl som det samlede økologiske areal i Danmark minus det teoretisk beregnede økologiske areal i Danmark knyttet til de tre animalske produktionsgrene. Tilsvarende afstemmes det konventionelle areal med planteavl som forskellen mellem landbrugsarealet i Danmark og de beregnede arealer til de tre animalske produktioner og økologisk planteavl. De således beregnede arealer giver grundlag for at beregne den danske emission i 2015 fra de forskellige landbrugssektorer, og opstilling af scenarier for forskelligt omfang af stigning i det økologiske areal. Der er regnet med et konstant forhold i det økologiske areal mellem de fire produktionsgrene opgjort arealmæssigt, og reduktionen i det konventionelle areal er lavet inden for hvert af de fire produktionsgrene.

Energiforbrug er fratrukket ud fra en beregnet emission på 0,655 kg CO<sub>2</sub>-ækv/kWh, 1MJ=0,28 kWh. Energiforbrug ved svineproduktion er reduceret med en faktor 10 i forhold til niveauet i Dourmad et al. (2014), da der synes at være en systematisk fejl i det angivne forbrug. Det herefter beregnede forbrug er i overensstemmelse med andre livscyklusanalyser (LCA), f.eks. Nguyen et al. (2011).

Leinonen et al. (2012) angiver et areal på 16,9 m<sup>2</sup> pr kg æg ved økologi mod 4,0 m<sup>2</sup> ved konventionel. Det sidste er i overensstemmelse med f.eks. Mollenhorst et al. (2006), mens en 4-dobling af arealbehovet ved økologi virker voldsomt., f.eks. angiver Williams et al. (2006) en fordobling. Antages der 50% udbytte ved

økologi pr ha af konventionel (Dourmad et al., 2014) og det angivne ekstra foderforbrug på 17% ved ægproduktion (Leinonen et al., 2012), samt et behov for udeareal på 4 m<sup>2</sup> pr høne (Dansk lovgivning) svarende til 0,25 m<sup>2</sup> pr kg æg, så vil der kræves 9,6 m<sup>2</sup> eller 240% af konventionel. Dette beregnede areal på 9,6 m<sup>2</sup> pr kg æg er anvendt. Der er for planteproduktion (Knudsen et al., 2014) indregnet kulstofændring i jorden, hvorfor udledninger er øget med dette bidrag, dvs. 30 g CO<sub>2</sub>-ækv pr kg TS ved økologi.

Dourmad et al. (2014) angiver det samlede areal, men ikke oplysninger omkring oprindelsesland for fodret. Andel i DK på 20% for konventionel er baseret på DCA rapport 25, og et estimat ud fra areal pr afgrøde i Dourmad et al. (2014) giver ca. 25% for konventionel. Beregnes økologi på tilsvarende måde ud fra Dourmad et al. (2014) som angiver areal pr kg TS for de økologisk foderafgrøder, og en forudsætning om importeret soja, svarende til 20% af tørstof, kan det beregnes at 13% af foderet er importeret. Denne værdi er anvendt i forhold til 5% i ICROFS (2015).

Også for ægproduktion er der manglende oplysninger omkring foderets oprindelse. Der er oplyst sammensætning af foderblandinger, og ud fra dette er antaget hvilke der kan dyrkes i DK. Dette er kombineret med udbytteestimererne fra Dourmad et al. (2014) for henholdsvis konventionel og økologi. Det giver 37% areal til importeret foder ved konventionel og 25% ved økologisk æg.

## 9.2.2 Resultater

Tabel 26 viser beregningerne af udledninger pr produkt og areal efter korrektion for emission knyttet til import af hjælpestoffer (foder, handelsgødning) og energiforbrug på bedriften i Danmark. Det betyder for alle kategorier en reduktion i forhold til den beregnede produktbelastning ved en livscyklusvurdering, mest markant for konventionel planteavl og ægproduktion hvor udledningen halveres, og mindst for økologiske mælke- og svineproduktion hvor der sker en reduktion på omkring 20%.

Andelen af areal til foderproduktion i Danmark (i forhold til det samlede arealforbrug til foderproduktion) er mindst for de konventionelle animalske produkter inden for alle tre grupper, med størst reduktion i det samlede areal for fjerkræ (37%) og mindst for mælk (13%). For økologi er der tilsvarende forholdsvis mest areal til foderimport knyttet til fjerkræ (25%) og mindst (2%) til mælk.

Baseret herpå er estimeret udledningen pr ha i Danmark knyttet til de fire produkttyper. Sammenlignes økologi med konventionel, reduceres udledning med ca. 40% ved alle tre animalske produkter, mens der er en lille stigning ved planteavl. Inden for de økologiske produkter er der en udledning på ca. 1400 kg CO<sub>2</sub>-ækv/ha ved planteavl, 3200 kg CO<sub>2</sub>-ækv/ha ved fjerkræ- og svineproduktion og 4600 kg CO<sub>2</sub>-ækv/ha ved mælkeproduktion. Samme rangering ses for de konventionelle produkter, men med en større forskel fra 1250 ved planteavl, ca. 5500 ved fjerkræ og svin til 7250 kg CO<sub>2</sub>-ækv/ha ved mælkeproduktion.

Tabel 26. Udledning af klimagasserne metan+lattergas fra landbrugssektoren pr produkt og ha landbrugsareal i Danmark for fire produkter opdelt i henholdsvis konventionel og økologisk produktion med udgangspunkt i LCA beregninger. EKM er energikorrigeret mælk.

Produkt		Mælk <sup>1</sup>		Svin <sup>2</sup>		Fjerkræ <sup>3</sup>		Plante <sup>4</sup>	
Enhed		1 kg EKM leveret		1 kg tilvækst		1 kg æg		1 kg TS høstet	
System		konv	øko	konv	øko	konv	øko	konv	øko
Udledning	kg CO <sub>2</sub> -ækv per enhed	1,2	1,27	2,92	3,16	2,92	3,42	0,425	0,47
% i DK	%	87	98	74	92	63	75	70	100
DK udledning	kg CO <sub>2</sub> -ækv pr enhed	1,04	1,24	2,16	2,91	1,84	2,57	0,30	0,47
Energi	kg CO <sub>2</sub> -ækv pr enhed	0,14	0,20	0,30	0,33	0,33	0,42	0,08	0,12
DK landbrug	kg CO <sub>2</sub> -ækv pr enhed	0,90	1,04	1,86	2,58	1,51	2,15	0,22	0,35
Areal	m <sup>2</sup> pr enhed	1,78	2,37	4,13	9,14	4	9,6	1,74	2,44
% DK	%	70	96	80	87	73	70	100	100
DK areal	m <sup>2</sup> pr enhed	1,25	2,28	3,30	7,95	2,92	6,72	1,74	2,44
DK landbrug	kg CO <sub>2</sub> -ækv pr ha	7255	4591	5632	3241	5170	3192	1250	1434
Økologi	% af konv	63		58		62		115	

Kilder: 1: Kristensen et al. (2011); 2: Dourmad et al. (2014); 3: Leinonen et al. (2012), 4: Knudsen et al. (2014).

I tabel 27 er angivet produktionen af de fire produkter ved henholdsvis konventionel og økologi baseret på 2015 statistik. Kobles denne produktion med udledningen pr. enhed fra tabel 27, ses det, at den samlede udledning fra dansk landbrug estimeres til 10,97 Mt CO<sub>2</sub>-ækv, hvilket er i fin overensstemmelse med den seneste nationale opgørelser (Nielsen et al., 2016) som angiver en udledning på ca. 10,5 Mt CO<sub>2</sub>-ækv fra landbruget i de seneste år. Udledningen fra økologi er estimeret til at udgøre 0,64 Mt CO<sub>2</sub>-ækv svarende til

6% af den samlede udledning fra landbruget. På tilsvarende måde er der beregnet et arealforbrug ud fra produktionen i Danmark, og det i tabel 26 beregnede areal pr. enhed.

Der er stor forskel på, hvor stor en andel den økologiske produktion udgør mellem de forskellige driftsgrene, hvilket smitter af på arealforbruget. Det relative arealforbrug til de fire produktionsgrene er således væsentlig forskellig ved henholdsvis konventionel og økologi. Således er 62% af det økologiske areal på heltidsbedrifter knyttet til mælkeproduktionen, der er forbundet med den største udledning af drivhusgasser blandt de økologiske driftsgrene, mens kun 26% af det konventionelle areal er tilknyttet mælkeproduktion. Det medvirker til, at der er en gennemsnitlig udledning i Danmark ved konventionel drift på 4212 kg CO<sub>2</sub>-ækv pr. ha mod 3572 kg CO<sub>2</sub>-ækv pr. ha ved økologi, svarende til en reduktion på ca. 16%. Altså væsentlig lavere reduktion end den umiddelbare effekt af økologi baseret på forskellen inden for de fire produktgrupper, hvilket skyldes den store forskel i andel af arealforbrug til de fire produkter ved henholdsvis konventionel og økologi.

Tabel 27. Udledning af klimagasser (metan+lattergas) fra landbrugssektoren samt produktion og arealforbrug i Danmark for fire produktionsgrene opdelt i henholdsvis konventionel og økologisk i 2015.

Produkt		Mælk		Svin		Fjerkræ		Plante		Danmark		
Enhed		1 kg mælk lev.		1 kg tilvækst		1 kg æg		1 kg TS høstet				
System		konv	øko	konv	øko	konv	øko	konv	øko	konv	øko	I alt
DK prod.	Mio kg	4786	483	2370	13	220	15	5799	201			
DK areal	1000 ha	596	110	783	10	64	10	1009	49	2453	179	2632
DK udledn.	Mt CO <sub>2</sub> ækv	4,33	0,50	4,41	0,03	0,33	0,03	1,26	0,07	10,33	0,64	10,97

Tabel 28. Udledning af klimagasser (metan+lattergas) fra landbrugssektoren samt produktion og arealforbrug i Danmark for fire produktionsgrene opdelt i henholdsvis konventionel og økologisk ved en 4-dobling af det økologiske areal proportionelt inden for de fire produktionsgrene i forhold 2015.

Produkt		Mælk		Svin		Fjerkræ		Plante		Danmark		
Enhed		1 kg mælk lev.		1 kg tilvækst		1 kg æg		1 kg ts- høstet				
System		konv	øko	konv	øko	konv	øko	konv	øko	konv	øko	I alt
DK prod.	Mio kg	2140	1932	2275	53	116	60	4954	803			
DK areal	1000 ha	267	440	752	42	34	40	862	196	1914	718	2632
DK udledn.	Mt CO <sub>2</sub> ækv	1,93	2,02	4,23	0,14	0,18	0,13	1,08	0,28	7,42	2,56	9,98



Effekten af en proportional 4-dobling af det økologiske areal er vist i tabel 28. Det betyder, at det økologiske areal stiger til 718.000 ha, svarende til 27% af det samlede landbrugsareal i Danmark, og at 26% af udledningen fra landbruget kommer fra den økologisk produktion. Samlet falder udledningen med ca. 1 Mt CO<sub>2</sub>-ækv (9%) fra 10,97 til 9,98 Mt CO<sub>2</sub>-ækv. En væsentlig årsag til, at effekten på udledningen er væsentlig mindre end ændringen i andelen af økologi, skyldes, at 62% af det økologiske areal er på kvægbedrifter, hvor udledningen fra økologi på 4591 kg CO<sub>2</sub>eq pr. ha kun er 600-1000 kg CO<sub>2</sub> mindre end ved konventionel svine og fjerkræ produktion, kombineret med stort set samme udledning pr. ha planteavl ved de to produktionssystemer. Det betyder, at den gennemsnitlige udledning fra konventionelle arealer reduceres til 3877 kg CO<sub>2</sub>-ækv ved en 4-dobling af det økologiske areal, mens udledningen fra det økologiske areal som gennemsnit er uændret 3572 CO<sub>2</sub>-ækv/ha pga. den proportional øgning af det økologiske areal.

Forøgelsen af det økologiske areal betyder en tilsvarende forøgelse af den økologiske produktion, men pga. af den lavere produktivitet pr. ha ved økologi sker der en reduktion i den samlede produktion, mest for fjerkræ og mælk (23-25%), mens produktionen af svinekød og planteprodukter stort set er uændret.

### 9.2.3 Diskussion

For æg er systemerne baseret på UK standarder, og som omtalt en indregning af slagtekyllinger i den konventionelle produktion. For svineproduktion er det studier fra Danmark, Holland, Tyskland, Frankrig og Spanien, som er anvendt til at opstille konventionel svineproduktion, mens økologi er baseret på Danmark og Tyskland.

Mælkesystemet er baseret på 35 konventionelle og 32 økologiske danske malkekvægsbedrifter i perioden 2001 til 2003, hvorfor produktionsniveauet er lavere, ca. 1700 kg pr. årsko, end 2015, men den relative forskel på 13% mellem konventionel og økologi i ydelse pr. ko svarer til forskellen i 2015. For alle de animalske systemer er der, ud fra foderforbruget, beregnet det nødvendige areal til foderproduktion, hvorfor det ikke nødvendigvis er det areal, som konkret er knyttet til en bedrift med den pågældende produktion, men er det areal, som der samlet medgår. Ved mælkeproduktionen er der ud over mælk en mindre andel af kødproduktion på 24% af foderbehovet ved konventionel og 29% ved økologi. De viste udledninger og areal pr. kg mælk er bedriftens samlede udledning uden korrektion for andel til kødproduktion. Derfor vil en beregning udelukkende for mælk give en lavere belastning.

Planteproduktionen er i det økologiske system baseret på brug af gylle, mens det konventionelle er med handelsgødning. Begge systemer er gennemsnit af tre lokaliteter (Flakkebjerg, Jyndevad og Foulum) og samme sædskifte - vårbyg, ærter, kartofler og vinterhvede - med efterafgrøde efter byg, ærter og hvede.

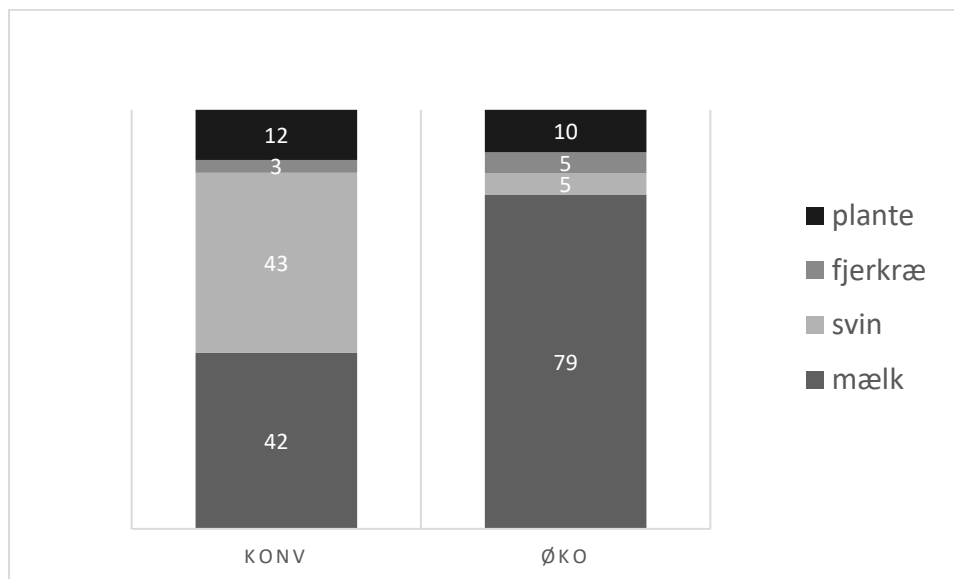
De anvendte referencer er alle baseret på LCA-metoden, og tager udgangspunkt i IPCC-principper, med i varierende omfang tier 1 til tier 3 kombineret med nationale standarder. Der er ikke foretaget en grundig

gennemgang af forskelle og ligheder mellem referencerne. Der kan være nogle metodiske forskelle, som påvirker sammenligningen mellem produkter, mens der mellem økologisk og konventionel produktion inden for de fire grupper er anvendt samme metode. Det betyder, at effekten af ændringer inden for produkt i andelen af økologi er mere sikker end den forskel, der kan beregnes er mellem produkterne. Et eventuelt bidrag fra rydning af regnskov o. lign. (indirect Land Use Change, iLUC) er medtaget for æg, men bidraget fremgår ikke af referencen.

Der er en markant reduktion i udledningerne af metan og lattergas pr. ha ved økologi i forhold til konventionel indenfor de tre animalske produkter, trods en højere udledning pr. produkt, hvilket skyldes et væsentligt højere arealforbrug. Det høje arealforbrug er mest udtalt for svin og fjerkræ, hvilket skyldes dels et areal til udeophold ca. 0,5 m<sup>2</sup>, men primært et udbytte i økologiske foderafgrøder på ca. 50% af udbyttet ved konventionel dyrkning som en effekt af andre afgrøder og et lavere udbytte indenfor afgrøderne. I tidligere danske undersøgelser er der fundet en reduktion i kornudbyttet på 30-50% (Shah et al., 2017). Der kan således være behov for at se nærmere på effekten af areal og foderforsyning på emissionen fra fjerkræ og svine produktionen.

Beregninger for dansk landbrug viser en væsentlig mindre reduktion i emissionen ved overgang til økologisk jordbrug end vurderet ud fra effekten af økologi for de enkelte produktgrupper. Det skyldes primært, at der er markant forskel i fordelingen af emissionen på de fire produktionsgrene inden for henholdsvis konventionel og økologi (figur 3).

Denne fordeling, kombineret med at udledning pr. ha er størst ved mælkeproduktion, betyder en mindre effekt nationalt end udledt ud fra de enkelte produkter. Ud fra de anvendte forudsætninger pr. produkt kan det således beregnes, at ved en proportional ca. 7-dobling af det økologiske areal vil alt mælk og fjerkræ være økologisk, hvilket vil reducere den samlede danske udledning med 18%. Kun ved en markant ændring i arealanvendelsen indenfor økologi vil den gennemsnitlige udledning fra de økologiske arealer kunne reduceres. En kvantificering heraf på den samlede udledning i Danmark vil kræve en nærmere analyse af omlægningen. Hvor reduceres det konventionelle areal, og hvordan er sædskifte og udbytte på de omlagte økologiske bedrifter? Forskellen i udledningen pr. ha mellem produktgrupperne antyder, at det vil have en markant effekt på den samlede effekt af en øget økologisk omlægning.



Figur 3. Udledningen af klimagasser (metan+lattergas) i Danmark inden for henholdsvis konventionel og økologisk landbrug fordelt på fire produktionsgrene, kvæg, svin, fjerkræ og planteavl, %.

### 9.3 Halm til forgasning med returnering af biochar til jorden

Biochar er det faste kulstofprodukt (en form for koks), der refterer efter termisk forgasning eller pyrolyse af forskellige typer biomasse, som fx halm. Biochar, der indarbejdes i jorden, kan potentielt øge jordens vandholdende evne, pH og evne til at tilbageholde næringsstoffer i rodzonen. Dette skyldes primært biochars porøse struktur og overfladeegenskaber. På baggrund af disse egenskaber er biochar gennem det seneste årti blevet undersøgt og foreslået til jordforbedring (Lehmann og Joseph, 2015). En positiv effekt af biochar på høstudbytte (ca. 10% stigning) er dokumenteret i meta-analyser på tværs af jordtyper og afgrøder (Jeffery et al. 2011; Crane-Droesch et al., 2013), men vil være mest forekommende på jorder med høj udvaskning, lav pH og lavt indhold af næringsstoffer og organisk kulstof. Disse jorder forekommer i Danmark mest i det vestlige Jylland. I relation til klimaeffekter bidrager biochar potentielt til lagring af stabiliseret kulstof i jorden, samt en sænkning af emissionen af lattergas.

#### 9.3.1 Anvendelse

En forudsætning for anvendelse af biochar som jordforbedringsmiddel og/eller klimavirkemiddel er, at der implementeres en dansk eller EU baseret regulering med kvalitetskrav til biochar, inklusiv grænseværdier for indhold af fx tungemetaller og organiske forureninger. Internationale organisationer har fremsat forslag til biochar standarder (European Biochar Certificate, 2016; Biochar Quality Mandate, 2016; International Biochar Initiative, 2016) og der arbejdes på fælles EU retningslinier som del af revisionen af EU's gødnings-

forordning (Regulation EC No 2003/2003 relating to fertilizers). Senest er der nedsat undergruppe (STRU-BIAS) under Kommissionens Expert Group on Fertilizers, der skal klarlægge det tekniske og videnskabelige grundlag og komme med anbefalinger til implementering af bl.a. biochar i en fremtidig opdatering af EU's gødningsforordning.

Det er veldokumenteret, at kulstof i biochar har lang opholdstid i jordmiljøet. Den præcise stabilitet afhænger af typen af biochar, særlig O/C (ilt/kulstof) eller H/C (hydrogen/kulstof) ratioen; for biochar med en H/C ratio på  $< 0.4$  kan det antages, at mere end 90% af det tilførte kulstof vil være stabilt over 100 år (Lehmann et al., 2015).

Der er empirisk dokumentation for en betydelig reduktion af lattergasemissionen fra dyrket jord i forsøg med tilsætning af biochar. Dette er sammenfattet i to internationale meta-analyser (Cayuela et al., 2014; 2015), der fandt en gennemsnitlig reduktion i  $N_2O$ -emissionerne på  $53 \pm 3\%$  i kontrollerede laboratorieforsøg og en reduktion på  $28 \pm 16\%$  i markforsøg (middel  $\pm 95\%$  konfidensinterval). De gennemsnitlige niveauer af tilsat biochar i markforsøgene var 1,4% (på vægtbasis), men der er ikke veldokumenteret sammenhæng mellem mængden af biochar og den resulterende effekt på lattergas emissionen. Der er fremsat forskellige hypoteser til at forklare interaktionen mellem biochar og jordens N kredsløb, men der er ikke opnået en mekanistisk forståelse af, hvordan biochar påvirker  $N_2O$  emissionen. Effekten vil relatere sig til den specifikke type biochar, ligesom jordens tekstur og N-status vil være betydende. Samtidig er der endnu ikke resultater, der dokumenterer, om der er tale om en blivende stabil effekt af biochar, eller om effekten på lattergas emissionen ændres/formindskes over en længere årrække. Under danske forhold er der kun begyndende erfaring med biochar som virkemiddel til begrænsning af lattergas emission. I et foreløbigt forsøg ved AU var der under laboratorieforhold en tydelig sænkning af lattergas emissionen ved tilsætning af halm-biochar til dyrket jord, mens det stadig udestår, at dokumentere effekten under danske markforhold.

### 9.3.2 Relevans og potentiale

Halm er en begrænset ressource, der allerede udnyttes i stort omfang. Elsgaard et al. (2011) vurderede, at der var potentiale for en øget anvendelse af  $10^6$  Mg halm til energiformål, dog samtidig med at virkningen af mindre halmnedmuldning på jordens frugtbarhed løbende vurderes. Antages det, at  $10^6$  Mg halm for-gasses med et udbytte på 20%, svarer det til  $2 \times 10^5$  Mg biochar. Med en typisk tildelingsrate på 20 Mg biochar/ha vil udbredelsen kunne være i størrelsesordenen 10.000 ha/år. Dette vil samtidig kræve, at der findes de rette anlægstyper (pyrolyse/forgasnings anlæg) med tilstrækkelig kapacitet, hvilket ikke er tilfældet i dag.

### 9.3.3 Effekt på klimagasser

Antages det med udgangspunkt i internationale meta-analyser, at biochar i dyrket jord nedsætter lattergas emissionen med 28% under markforhold, kan betydningen af denne reduktion vurderes i forhold til den standard emission af lattergas (IPCC, 2006), der som direkte emission knyttes til anvendelse af mineralsk gødnings-N (i.e., 1% af tilført N mængde). Antages en årlig tilførsel af 167 kg N/ha, beregnes en lattergas emission på 1,67 kg N<sub>2</sub>O-N/ha. En reduktion heraf på 28% omregnes til en sænkning svarende til 0,5 kg N<sub>2</sub>O-N/ha eller 0,78 kg N<sub>2</sub>O/ha. Med en GWP faktor på 298 for N<sub>2</sub>O svarer dette til 218 kg CO<sub>2</sub>-ækv/ha. Det er ikke velundersøgt, om denne effekt er vedholdende over en længere årrække, eller om effekten afhænger af fornyet tilførsel af biochar med jævne mellemrum.

Halm, der nedmuldes, mineraliseres, og efterlader en mindre del af kulstoffet på stabil form i jorden over en 20-30 årig periode. Denne andel kan vurderes til at udgøre omkring 15% af det tilførte kulstof. På længere tidshorisonter vil dette organiske stof dog blive nedbrudt og frigivet som CO<sub>2</sub>, hvorimod kulstof i biochar i højere grad er stabilt i jorden. Nedmuldes 10<sup>6</sup> Mg (tørvægt) halm med 44% C, kan den stabile kulstof andel derfor vurderes til 66.000 Mg C. Udnyttes samme mængde halm til forgasning (fx ved PURSOC teknologien), dannes der ud fra 10<sup>6</sup> Mg halm ca. 2×10<sup>5</sup> Mg biochar. Antages denne biochar at have et C indhold på 75%, hvoraf 90% er langtids-stabilt (>100 år), kan den stabile kulstof-andel vurderes til 135.000 Mg C. Ifølge denne betragtning øges kulstoflagringen fra nedmuldning af halm potentielt til det dobbelte, hvis halmen først pyrolyseres. Hvis den producerede biochar tilføres på 10.000 ha (i.e., 20 Mg biochar ha<sup>-1</sup>), svarer den øgede kulstoflagring til 6,9 Mg C ha<sup>-1</sup>. Det skal bemærkes, at udbyttet af biochar (i forhold til mængden af forgasset biomasse), samt kulstof-indholdet i biochar produktet afhænger stærkt af forgasnings-teknologien, især med hensyn til forgasningstemperatur og opholdstid i reaktoren.

### 9.3.4 Sideeffekter

Der er mulighed for at tilførsel af biochar kan reducere risikoen for udvaskning af nitrat (Laird og Rogovska, 2015). Dette kræver dog yderligere undersøgelser. Afhængig af fosforindhold i biochar-produktet kan der både være mulighed for højere eller lavere udvaskning af fosfor (DeLuca et al., 2015).

Der forventes ikke at være effekter på pesticidforbrug eller natur og biodiversitet.

### 9.3.5 Økonomi

Der er ikke etableret en operativ forretningsmodel for biochar i Danmark, men baseret på pilotanlæg med PURSOC teknologi, hvor fokus er produktion af gas til generering af el og varme, anslås at en mindstepris for biochar fra halm vil være i størrelsesorden 100 €/Mg. Med en tildelingsrate på 20 Mg biochar/ha er kostprisen for biochar 15.000 kr/ha. Udenlandske estimater på kommercielt biochar ligger typisk højere end det her anslåede, typisk nærmere 500 €/Mg.

## 10 Opsummering

Der er i de foregående afsnit givet en gennemgang af en række mulige tiltag til reduktion af landbrugets udledninger af drivhusgasser. Emissionsreduktionerne kan opdeles i tre kategorier, der influerer på muligheder for at reducere danske udledninger inden for den ikke-kvotebelagte sektor:

- Reduktion af udledninger af metan og lattergas fra landbrugsmæssige aktiviteter
- Lagring af kulstof i jord og vegetation
- Reduktion af brændstofforbrug i landbrug og transport, herunder substitution af fossil energi gennem produktion af biogas til transportsektoren.

Det fremgår af beskrivelsen af de enkelte tiltag, at der er betydelig variation i deres effekter og sideeffekter. Der vil desuden være en betydelig variation i deres omkostningseffektivitet som opgjort af Dubgaard og Ståhl (2018). Der kan opstilles følgende kriterier til relevante virkemidler:

- Virkemidlet skal have en betydende og reel effekt på de samlede udledninger
- Virkemidlet skal være dokumenteret i internationalt gransket litteratur, så det kan godkendes af det internationale review-panel under Klimakonventionen
- Virkemidlet skal være økonomisk konkurrencedygtigt med andre mulige tiltag, altså det må ikke samfundsøkonomisk eller budgetøkonomisk være for dyrt
- Virkemidlet skal kunne implementeres i praksis, og det skal gennem økonomiske eller reguleringsmæssige tiltag være muligt at sikre denne implementering
- Omfanget af gennemførelse af virkemidlet skal kunne opgøres, således at reduktionen kommer til at indgå i den nationale emissionsopgørelse
- Virkemidlet må ikke have væsentlige negative sideeffekter på fx miljø eller sundhed.

På grundlag af disse kriterier er der udvalgt fem lovende virkemidler, hvor der også er gennemført beregninger af omkostningseffektivitet (Dubgaard og Ståhl, 2018):

- Ændret fodring af kvæg og opdræt med kraftfoder, fedt og let fordøjeligt grovfoder
- Biogas, evt. med hyppig udslusning af gylle til lager eller køling af gylle i stalden
- Forsuring af gylle i stalden
- Tilsætning af nitrifikationshæmmere til handelsgødning og husdyrgødning (gylle)
- Udtagning af organogene jorder med eller uden ophør af dræning

En række af disse virkemidler vil umiddelbart indgå i den nationale emissionsopgørelse. Det drejer sig om ændret fodring, biogas og udtagning af organogene jorder. For forsuring og tilsætning af nitrifikationshæmmere kræves yderligere dokumentation af effekten under praksisnære forhold før virkemidlet kan indgå i

emissionsopgørelsen. For nitrifikationshæmmere er der også hensyn til sideeffekter på fx udvaskning til grundvand, der bør afklares inden anvendelse på større skala.

Potentialet for reduktion af drivhusgasser med disse fem tiltag fremgår af tabel 29, og potentialerne er beregnet som yderligere reduktioner i forhold til basisfremskrivningen (Nielsen et al., 2017). Potentialerne er afstemt med de emissionsreduktioner, der indgår i beregningerne af omkostningseffektivitet (Dubgaard og Ståhl, 2018). Det fremgår, at effekterne afhænger af, hvordan de enkelte tiltag sammensættes; således giver biogas en større effekt, hvis den kombineres med hyppig udslusning og køling af gylle i stalden. For reduktion af metan og lattergas vil de fem virkemidler give samlede beregnede reduktioner på 1,06-1,21 mio. t CO<sub>2</sub>-ækv/år i 2030. Dette skal sammenlignes med samlede forventede udledning af disse gasser i 2030 fra landbruget på 10,51 mio. t CO<sub>2</sub>-ækv/år (Nielsen et al., 2017). Dette svarer således til en reduktion på 10 -12%.

*Tabel 29. Reduktion af drivhusgasser ved fem udvalgte virkemidler opgjort i kt CO<sub>2</sub>-ækv/år for potentialet i 2030 ud over basisfremskrivningen. Enkelte virkemidler er beregnet for forskellige grupper dyr eller typer af husdyrgødning. Desuden er der for udtagning af organogen jord og biogas regnet på forskellige versioner af tiltaget. Reduktion i udledningerne er opgjort for lattergas og metan (CH<sub>4</sub>+N<sub>2</sub>O), øget kulstoflagring (C-lagring) og reduktion af fossil energi i landbrug og transport (CO<sub>2</sub>-subst.).*

Tiltag	CH <sub>4</sub> +N <sub>2</sub> O	C-lagring	CO <sub>2</sub> -subst.	I alt
Ændret fodring af malkekøveg	158	0	0	158
Ændret fodring af opdræt	16	0	0	16
Biogas	87	-16	179	250
Biogas med køling/hyppig udslusning	174	-16	184	342
Forsuring af gylle	194	0	-18	176
Nitrifikationshæmmere til handelsgødning	496	0	0	496
Nitrifikationshæmmere til gylle	213	0	0	213
Udtagning af organogen jord uden ophør af dræning	50	329	14	393
Udtagning af organogen jord med ophør af dræning	-187	1520	19	1352
Samlet effekt (minimum)*	1214	313	175	1702
Samlet effekt (maksimum)*	1064	1504	185	2753

\*: De samlede effekter er beregnet som sum af de enkelte tiltag. I visse tilfælde konkurrerer tiltagene (biogas med/uden brug af køling/hyppig udslusning og udtagning af organogen jord med/uden ophør af dræning), og der er derfor beregnet et interval for effekter mellem en minimum og en maksimum effekter.

En række af de øvrige tiltag giver lavere emissionsreduktioner (fx overdækning af gyllebeholder og skærpet N-udnyttelse af afgasset gylle), har negative sideeffekter (fx nitrat i foder giver øget nitrat i mælk) eller kræver anden arealanvendelse (braklægning, energiafgrøder) og dermed reduceret fødevareproduktion. Emissionsreduktionerne fra disse tiltag fremgår af tabel 30. Her fås en samlet beregnet reduktion af udledningerne af metan og lattergas på ca. 0,2 mio. t CO<sub>2</sub>-ækv/år i 2030, svarende til 2% af landbrugets udledninger af disse drivhusgasser i 2030.

*Tabel 30. Reduktion af drivhusgasser ved seks virkemidler opgjort i kt CO<sub>2</sub>-ækv/år for potentialet i 2030. Reduktion i udledningerne er opgjort for lattergas og metan (CH<sub>4</sub>+N<sub>2</sub>O), øget kulstoflagring (C-lagring) og reduktion af fossil energi i landbrug og transport (CO<sub>2</sub>-subst.).*

Tiltag	CH <sub>4</sub> +N <sub>2</sub> O	C-lagring	CO <sub>2</sub> -subst.	I alt
Nitrat i foder til malkekvæg	110	0	0	110
Fast overdækning af gyllebeholdere	8	0	0	8
Skærpet N-udnyttelse af afgasset gylle	27	0	0	27
Braklægning (100.000 ha)	60	50	109	219
Flerårige energiafgrøder (100.000 ha)	35	66	37	138
Efterafgrøder (205.000 ha)	-35	205	0	170
Samlet effekt	205	321	183	672

Der er også muligheder for påvirkning af landbrugets drivhusgasudledninger gennem ændring af produktionsformer. Her har især præcisionsjordbrug, conservation agriculture og økologisk landbrug været nævnt som muligheder for emissionsreduktioner. For alle disse ændrede produktionsformer gælder, at det er vanskeligt præcist at opgøre emissionsreduktionerne, da den ændrede produktion involverer ændringer i stofstrømme af især kvælstof og kulstof i dyrkningssystemet, som påvirker drivhusgasudledninger, men som er vanskeligt kvantificerbare. Det vurderes dog, at præcisionsjordbrug og conservation agriculture har et beskedent potentiale for at reducere drivhusgasudledninger. Ved præcisionsjordbrug vil der især være mulighed for gennem bedre styring af kvælstofanvendelsen at kunne reducere lattergasudledninger. Ved conservation agriculture vil der især være mulighed for at øge jordens kulstofindhold, især gennem øget tilbageholdelse af planterester og brug af efterafgrøder. Økologisk jordbrug giver også mulighed for en reduktion af klimagasser, men dette vil være betinget af en lavere animalsk produktion.

Når det drejer sig om tiltag til reduktion af udledningerne, kan der skelnes mellem tiltag, der fokuserer på 1) øget effektivitet i produktionen og dermed primært reducerer udledningerne pr. produceret enhed, og 2) teknologier og management der reducerer udledningerne, uden at det påvirker produktionens størrelse. Grundlaget for identifikation af tiltag og opgørelse af deres omkostninger ændres løbende som følge af



forskningen på området (Smith et al., 2008). De opgørelser, der ligger i litteraturen, skal derfor tages med store forbehold. Det samme gælder i forhold til opgørelse af omkostninger, som også viser store variationer (MacLeod et al., 2015).

## 10.1 Effekter af enkelte virkemidler

Der er i tabel 31 givet en oversigt over effekterne af virkemidlerne på drivhusgasser, kulstoflagring og reduktion af CO<sub>2</sub> fra fossil energi pr. enhed (areal eller indsatsfaktor) i denne rapport. Det skal understreges, at der for en række af virkemidlerne er betydelig variation i deres effekt afhængig af bl.a. jordtype og gødningstype. Værdierne i tabel 31 er derfor at betragte som typetal. Effekterne er beregnet i forhold til de dyr, den gyllemængde eller det areal, som er omfattet af tiltaget. For biogas er effekterne beregnet i forhold til hele den bagvedlæggende gyllemængde, som anvendes til biogas, uanset om kun fiberdelen bruges til biogas.

*Tabel 31. Typetal for effekter af virkemidler på drivhusgasser (metan og lattergas), kulstoflagring samt substitution fossil energi opgjort som kg CO<sub>2</sub>-ækv. pr. enhed pr. år, hvor enheden varierer mellem tiltagene. Alle positive effekter afspejler reduceret udledning eller øget kulstoflagring, hvorimod negative effekter afspejler øgede udledninger.*

Tiltag	Enhed	CH <sub>4</sub> +N <sub>2</sub> O	C-lagring	CO <sub>2</sub> -subst.
Ændret fodring af malkekvæg	dyr	1.080	0	0
Ændret fodring af opdræt	dyr	639	0	0
Biogas	ton gylle	5,8	-1,1	12,0
Biogas med køling/hyppig udslusning	ton gylle	11,7	-1,1	12,4
Forsuring af gylle	ton NH <sub>3</sub> -N	29,3	0	-2,7
Nitrifikationshæmmere til handelsgødning	ton NH <sub>3</sub> -N	2,1	0	0
Nitrifikationshæmmere til gylle	ton NH <sub>3</sub> -N	1,9	0	0
Udtagning af organogen jord uden ophør af dræning	ha	-3.945	32.068	400
Udtagning af organogen jord med ophør af dræning	ha	1.416	9.320	400
Nitrat i foder til malkekvæg	dyr	400	0	0
Fast overdækning af gyllebeholdere	ton gylle	1,8	0	0
Skærpet N-udnyttelse af afgasset gylle	ton gylle	1,0	0	0
Braklægning (slåningsbrak)	ha	602	500	1087
Flerårige energiafgrøder	ha	346	660	370
Efterafgrøder	ha	-173	1.000	0

## 10.2 Samspil mellem virkemidler

Det fremgår tabel 29 og 30, at de største emissionsreduktioner opnås gennem teknologiske løsninger til reduktion af landbrugets udledninger, herunder biogas, gylleforsuring og nitrifikationshæmmere. Disse teknologier skal dog tænkes sammen med de mange andre målsætninger for landbrugets produktion og miljøpåvirkninger. Der er gode eksempler på synergier. Således kan nitrifikationshæmmere være med til at reducere nitratudvaskning i forårsperioden, forsuring af gyllen reducerer ammoniakfordampning, og ophør med dræning og opdyrkning af organiske jorder i ådale gennem etablering af vådområder kan være med til at mindske kvælstofbelastningen af vandmiljøet. På disse områder er der dog brug for mere viden og bedre kortlægning.

Der er i mange situationer et samspil mellem forskellige virkemidler til emissionsreduktioner. Dette gælder ikke mindst inden for husdyrproduktionen, hvor fx tiltag omkring fodring af dyr har effekter på udledninger fra produktionen af foderet samt fra håndteringen af husdyrgødningen. En øget fodring med græs vil således føre til en øget kulstoflagring i jorden som følge af opbygning af et større kulstoflager græsmarker sammenlignet med andre afgrøder, og fodring med fedtholdige produkter kan give større udledninger af metan fra gyllelageret som følge af højere indhold af letomsætteligt organisk stof i gyllen. Øget fodring med fedt for at reducere metan fra fordøjelsen øger således behovet for tiltag til at reducere metanudledninger fra gyllen, fx gennem forsuring eller biogas. Tilsvarende kan tiltag som køling af gylle i stalden, for at mindske metanudledninger fra gyllen, føre til øgede udledninger i gødningslageret, med mindre der gennemføres tiltag til emissionsreduktioner i lageret. Mange af effekterne af tiltag på husdyrbrug er således betinget af, at der også gennemføres emissionsreducerende tiltag andre steder på bedriften. Der er ikke i analyserne i denne rapport taget højde for disse samspil, som kræver en bedriftsorienteret analyse, snarere end en analyse af enkelte virkemidler. Effekterne vil således være afhængige af bedriftens sædskifte samt af gødnings-håndteringssystem og tilknyttede teknologier til emissionsreduktioner.

## 10.3 Behov for forskning og udvikling

Der er et stort behov for yderligere forskning i reduktion af landbrugets klimagasser. Dette gælder både med hensyn til nye teknologier og driftsformer med lavere udslip, men i lige så høj grad med hensyn til bedre kvantificering af de aktuelle udslip og dokumentation af effekter af allerede tilgængelige virkemidler.

Der er i betydelig grad brug for mere præcise opgørelser af emissionerne. Dette gælder for mange af landbrugets udledninger, hvor de internationale IPCC-metoder er for upræcise i forhold til den danske kontekst. Dette gælder især for lattergasudledninger og emissioner fra husdyrhåndteringen. Der er derfor brug for mere præcise danske metoder, som også er veldokumenterede og giver mulighed for at målrette tiltag til emissionsreduktioner. Et eksempel kan være lattergasudledninger fra gødningsanvendelse i marken. Her anvendes i Danmark de generelle IPCC emissionsfaktorer, hvor det eneste virksomme tiltag i princippet er

reduktion af gødningsforbrugets størrelse. Der er dog formentlig store forskel i emissionsfaktorer mellem jordtyper og gødningstyper. Dette er dokumenteret for Irland (Harty et al., 2016), og vil formentlig føre til at Irland kan reducere en stor del af lattergasudledningerne gennem at ændre gødningstyper.

For en række af de virkemidler, der indgår i dette katalog, vil der være brug for yderligere forskning og dokumentation, før de kan indgå som en del af den danske nationale emissionsopgørelse. Det gælder for forsuring af gylle til reduktion af metanudledninger, overdækning af gyllebeholdere, brug af nitrat i foder til kvæg og anvendelse af nitrifikationshæmmere til reduktion af lattergasudledninger. Der vil desuden behov for bedre opgørelse af omfanget af anvendelsen af de forskellige teknologier, hvis disse tiltag retvisende skal kunne indgå i den nationale opgørelse.

## 11 Referencer

- Akiyama, H., Yan, X.Y., Yagi, K., 2010. Evaluation of effectiveness of enhanced-efficiency fertilizers as mitigation options for N<sub>2</sub>O and NO emissions from agricultural soils: meta-analysis. *Global Change Biol.* 16, 1837-1846.
- Albertsson, J., Verwijst, T., Hansson, D., Bertholdsson, N.-O., Åhman, I., 2014. Effects of competition between short-rotation willow and weeds on performance of different clones and associated weed flora during the first harvest cycle. *Biomass Bioenergy* 70, 364-372.
- Albrektsen, R., Mikkelsen, M.H., Gyldenkærne, S. 2017. Danish emission inventories for agriculture. Inventories 1985 – 2015. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 190 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 250.
- Ambus, P., Petersen, S.O., 2005. Oxidation of <sup>13</sup>C-labeled methane in surface crusts of pig- and cattle slurry. *Isotopes in Environmental and Health Studies* 41, 125-133.
- Andersen, H.E., Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Jensen, P.N., Vinther, F.P., Sørensen, P., Hansen, E.M., Thomsen, I.K., Jørgensen, U., Jacobsen, B., 2012. Virkemidler til N-reduktion – potentialer og effekter. Notat til Kvælstofudvalget fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi og DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet.
- Askegaard, M., Olesen, J.E., Rasmussen, I.A., Kristensen, K., 2011. Nitrate leaching from organic arable crop rotations is mostly determined by autumn field management. *Agric. Ecosyst. Environ.* 142, 149-160.
- Audet, J., Elsgaard, L., Kjaergaard, C., Larsen, S.E., Hoffmann, C.C., 2013. Greenhouse gas emissions from a Danish riparian wetland before and after restoration. *Ecol. Eng.* 57, 170-182.
- Baker, J.M., Ochsner, T.E., Venterea, R.T., Griffis, T.J., 2007. Tillage and soil carbon sequestration - what do we really know? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118, 1–5.
- Barak, P., Jobe, B.O., Krueger, A.R., Peterson, L.A., Laird, D.A., 1997. Effects of long-term soil acidification due to nitrogen fertilizer inputs in Wisconsin. *Plant Soil* 197, 61-69.
- Bastami, M.S.B., Jones, D.L., Chadwick, D.R., 2016. Reduction of methane emission during slurry storage by the addition of effective microorganisms and excessive carbon source from brewing sugar. *J. Environ. Qual.* 45, 2016-2022.
- Berntsen, J., Thomsen, A., Schelde, K., Hansen, O.M., Knudsen, L., Broge, N., Hougaard, H., Hørfarter, R., 2006. Algorithms for sensor-based redistribution of nitrogen fertilizer in winter wheat. *Precision Agriculture* 7, 65-83.
- Biochar Quality Mandate, 2016. The biochar quality mandate (BQM), Version 1.0. Available at: <http://www.britishbiocharfoundation.org/wp-content/uploads/BQM-V1.0.pdf>
- BioM, 2012. Evalueringsrapport Pil. Larsen, S.U. (ed). AgroTech, Århus.
- Boldrin, A., Baral, K.R., Fitamo, T., Vazifekhoran, A.H., Jensen, I.G., Kjærgaard, I., Lyng, K.-A., van Nguyen, Q., Nielsen, L.S., Triolo, J.M., 2016. Optimised biogas production from the co-digestion of sugar beet with pig slurry: Integrating energy, GHG and economic accounting. *Energy* 112, 606-617.
- Brozyna, M.A., Petersen, S.O., Chirinda, N., Olesen, J.E., 2013. Effects of grass-clover management and cover crops on nitrogen cycling and nitrous oxide emissions in a stockless organic crop rotation. *Agric. Ecosyst. Environ.* 181, 115-126.

- Børgesen, C.D., Nordemann-Jensen, P., Blicher-Mathiesen, G., Schelde, K., 2013. Udviklingen i kvælstofbelastning og næringsstofoverskud fra dansk landbrug for perioden 2007-2011 Evaluering af implementerede virkemidler til reduktion af kvælstofudvaskning samt en fremskrivning af planlagte virkemidlers effekt frem til 2015. DCA rapport nr. 31, 156s. Aarhus Universitet.
- Cayuela M.L., van Zwieten L., Singh B.P., Jeffery S, Roig A., Sanchez-Monedero M.A., 2014. Biochar's role in mitigating soil nitrous oxide emissions: A review and meta-analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.* 191, 5-16.
- Cayuela ML, Jeffery S, van Zwieten L, 2015. The molar H:Corg ratio of biochar is a key factor in mitigating N<sub>2</sub>O emissions from soil. *Agric. Ecosyst. Environ.* 202, 135-138.
- Chatskikh, D., Olesen, J.E., 2007. Soil tillage enhanced CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from loamy sand soil under spring barley. *Soil Till. Res.* 97, 5-18.
- Chatskikh, D., Olesen, J.E., Hansen, E.M., Elsgaard, L., Petersen, B.M., 2008. Effects of reduced tillage on net greenhouse gas fluxes from loamy sand soil under winter crops in Denmark. *Agric. Ecosyst. Environ.* 128, 117-126.
- Chirinda, N., Olesen, J.E., Porter, J.R., 2012. Root carbon input in organic and inorganic fertilizer-based systems. *Plant Soil* 359, 321-333.
- Christensen, B.T., 2004. Kulstoflagring ved nedmuldning af halm og efterafgrøder. I: Olesen, J.E., Petersen, S.O., Gyldenkerne, S., Mikkelsen, M.H., Jacobsen, B.H., Vesterdal, L., Jørgensen, A.M.K., Christensen, B.T., Abildtrup, J., Heidmann, T., Rubæk, G. (red). *Jordbrug og klimacændringer - samspil til vandmiljøplaner.* DJF rapport Markbrug nr. 109. s. 157-166.
- Clemens, J., Trimborn, M., Weiland, P., Amon, B., 2006. Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry. *Agric. Ecosyst. Environ.* 112, 171-177.
- Conant, R. T., Easter, M., Paustian, K., Swan, A., Williams, S., 2007. Impacts of periodic tillage on soil C stocks: A synthesis. *Soil Till. Res.* 95, 1-10.
- Crane-Droesch, A., Abiven, S., Jeffery, S., Torn, M.S., 2013. Heterogeneous global crop yield response to biochar: a meta-regression analysis. *Environ. Res. Lett.* 8, 044049 (8 pp).
- Dalgaard, T., Olesen, J.E., Petersen, S.O., Petersen, B.M., Jørgensen, U., Kristensen, T., Hutchings, N.J., Gyldenkerne, S., Hermansen, J.E., 2011. Developments in greenhouse gas emissions and net energy use in Danish agriculture – How to achieve a CO<sub>2</sub>-neutral production? *Environ. Poll.* 159, 3193-3203.
- DeLuca, T.H., Gundale, M.J., MacKenzie, M.D., Jones, D.L. 2015. Biochar effects on soil nutrient transformations. In *Biochar for Environmental Management: Science, Technology and Implementation*; Lehmann, J., Joseph, S., Ed.; Earthscan: London, UK, pp. 521-542.
- Dimitriou, I., Mola-Yudego, B., Aronsson, P., 2012. Impact of willow short rotation coppice on water quality. *BioEnergy Research* 53, pp537-45.
- Dominguez, I.P., Fellmann, T., Weiss, F., Witzke, P., Barreiro-Hurlé, J., Himics, M., Jansson, T., Salputra, G., Leip, A., 2016. An economic assessment of GHG mitigation policy options for EU agriculture. JRC Science for Policy Report, EUR 27973.
- Dourmad, J.Y., Ryschwy, J., Trousson, T., Bonneau, M., Gonzalez, J., Houwers, H.W.J., Hviid, M., Zimmer, C., Nguyen, T.L.T., Mogensen, L. 2014. Evaluating environmental impacts of contrasting pig farming systems with life cycle assessment. *Animal* 8, 2017-2037.

- Duan, Y.-F., Abu Al-Soud, W., Breyndrod, A., Elsgaard, L., Sørensen, S.J., Petersen, S.O., Boon, N., 2014. Community structure of methane-metabolizing bacteria and archaea in livestock slurry surface crusts. *J. Appl. Microbiol.* 117, 1066-1078.
- Duan, Y.-F., Elsgaard, L., Petersen, S.O., 2013. Inhibition of methane oxidation in slurry surface crust by inorganic nitrogen. *J. Environ. Qual.* 42, 507-515.
- Dubgaard, A., Ståhl, L., 2018. Omkostninger ved virkemidler til reduktion af landbrugets drivhusgasemissioner. Opgjort i relation til EU's 2030-målsætning for det ikke-kvotebelagte område. IFRO Rapport nr. 271. Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet (Under udgivelse).
- Ejrnæs, R., Strandberg, M., Dupont, Y.L., 2014. Dyrkning af lavskov, som miljøfokusarealer i henhold til ny CAP-reform. Effekter af planteartsvælg og driftform på biodiversiteten i lavskov. Notat 2014.
- Elsgaard, L., Jørgensen, U., Gylling, M., Holst, T., Andersen, H., Nikolaisen, L., 2011. Anvendelsesmuligheder for halm til energiformål. Udarbejdet for Region Midtjylland.
- Eriksen, J., 2009. Soil sulfur cycling in temperate agricultural systems. *Adv. Agron.* 102, 55-89.
- Eriksen, J., Andersen, A.J., Poulsen, H.V., Adamsen, A.P.S., Petersen, S.O., 2012. Sulfur turnover and emissions during storage of cattle slurry: Effects of acidification and sulfur addition. *J. Environ. Qual.* 41, 1633-1641.
- Eriksen, J., Jensen, P.N., Jacobsen, B.H., Thomsen, I.K., Schelde, K., Blicher-Mathiesen, G., Kronvang, B., Hansen, E.M., Jørgensen, U., Andersen, H.E., Hoffmann, C.C., Børgesen, C.D., Baattrup-Pedersen, A., Rasmussen, J.J., Olesen, J.E., Kjærgaard, C., Sørensen, P., Hasler, B., Eberhardt, J.M., Rubæk, G.H., Strandberg, M.T., Kudsk, P., Jørgensen, L.N., Petersen, S.O., Munkholm, L.J., Elsgaard, L., Martinsen, L., Møller, F., Bruhn, A., Iversen, B.V., Timmermann, K., Fossing, H., Boelt, B., Gislum, R., 2014. Virkemidler til realisering af 2. generations vandplaner og målrettet arealregulering. DCA Rapport, Nr. 052, 327 s.
- European Biochar Certificate, 2016. Guidelines for a Sustainable Production of Biochar. European Biochar Foundation (EBC), Arbaz, Switzerland. Available at: <http://www.europeanbiochar.org/en/download>. Version 6.2E of 04th February 2016.
- Fødevarerministeriet, 2008. Landbrug og Klima - Analyse af landbrugets virkemidler til reduktion af drivhusgasser og de økonomiske konsekvenser. Fødevarerministeriet, december 2008. [http://mfvm.dk/fileadmin/user\\_upload/FVM.dk/Dokumenter/ServiceMenu/Publikationer/Landbrug\\_og\\_klima.pdf](http://mfvm.dk/fileadmin/user_upload/FVM.dk/Dokumenter/ServiceMenu/Publikationer/Landbrug_og_klima.pdf)
- Geordiadis, P., Vesterdal, L., Stupak, I., Raulund-Rasmussen, K., 2017. Accumulation of soil organic carbon after cropland conversion to short-rotation willow and poplar. *Global Change Biol. Bioenergy* 9, 1390-1401.
- Govaerts, B., Verhulst, N., Castellanos-Navarrete, A., Sayre, K.D., Dixon, J., Dendooven, L., 2009. Conservation agriculture and soil carbon sequestration: between myth and farmer reality. *Crit. Rev. Plant Sci.* 28, 97-122.
- Gyldenkerne, S., Greve, M.H., 2015. For bestemmelse af drivhusgasudledning ved udtagning/ekstensivering af landbrugsjorder på kulstofrige lavbundsgrunde. Aarhus Universitet, Teknisk rapport fra DCE nr. 56.
- Hansen, E.M., Munkholm, L.J., Olesen, J.E., Melander, B., 2015. Nine years of non-inversion tillage did not reduce N leaching or improve carbon sequestration. *J. Environ. Qual.* 44, 868-881.
- Hansen, M.N., Sommer, S.G., Hutchings, N.J., Sørensen, P., 2008. Emissionsfaktorer til beregning af ammoniakfordampning ved lagring og udbringning af husdyrgødning. DJF-rapport (Husdyr) nr. 84.

- Harty, M.A., Gorrestal, P.J., Watson, C.J., McGeough, K.L., Carolan, R., Elliot, C., Krol, D., Laughlin, R.J., Richards, K.G., Lanigan, G.J., 2016. Reducing nitrous oxide emissions by changing N fertiliser use from calcium ammonium nitrate (CAN) to urea based formulations. *Sci. Tot. Environ.* 563-564, 576-586.
- 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.
- Hjort, M., Adamsen, A.P.S., 2015. Den miljøvenlige, sukker-sure gylle. *Dansk Kemi* 96/9, 12-15.
- Hoffmann, C.C., Kronvang, B., Andersen, H.E., Kjærgaard, C., 2014. Kvantificering af fosfortab fra N og P vådområder. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 10 sep. 2013, 42 s. Revideret 26 juni 2014.
- Holmer, M. & Storkholm, P., 2001. Sulphate reduction and sulphur cycling in lake sediments: A review. *Freshwater Biol.* 46, 431-451.
- Hristov, A.N., Oh, J., Giallongo, F., Frederick, T.W., Harper, M.T., Weeks, H.L., Branco, A.F., Moate, P.J., Deighton, M.H., Williams, S.R., Kindermann, M., Duval, S., 2015. An inhibitor persistently decreased enteric methane emission from dairy cows with no negative effect on milk production. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 112, 10663-10668.
- Hulshof, R.B.A., Berndt, A., Gerrits, W.J.J., Dijkstra, J., van Zijderveld, S.M., Newbold, J.R., Perdok, H.B. 2012. Dietary nitrate supplementation reduces methane emission in beef cattle fed sugarcane-based diets. *J. Anim. Sci.* 90, 2317-2323.
- ICF International, 2016. Charting a path to carbon neutral agriculture. Mitigation potential for crop based systems.
- ICROFS, 2015. Økologiens bidrag til samfundsgoder. Vidensyntese 2015. ICROFS.
- International Biochar Initiative, 2016. Standardized Product Definition and Product Testing Guidelines for Biochar That Is Used in Soil. Available at: [http://www.biocharinternational.org/sites/default/files/ibi\\_biochar\\_standards\\_v1.1.pdf](http://www.biocharinternational.org/sites/default/files/ibi_biochar_standards_v1.1.pdf)
- IPCC, 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T., Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan.
- Jacobsen, B.H., Dubgaard, A., 2012. Samfundsøkonomisk vurdering af energifægrøder som virkemiddel for et bedre miljø. Fødevarøkonomisk institut, KU. Oktober 2012. 16 sider.
- Jeffery S., Verheijen F.G.A., van der Velde M., Bastos A.C., 2011. A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.* 144, 175-187.
- Jensen P.N., Fredshavn, JR., Olesen, JE. 2013. Vurdering af konsekvenserne for udledning af drivhus-gasser samt for naturen og biodiversiteten ved ændret kvælstofregulering. Notat fra DCE og DCA 21. marts, 2013.
- Jensen, P.N. (red.), Blicher-Mathiesen, G., Rolighed, J., Børgesen, C.D., Olesen, J.E., Thomsen, I.K., Kristensen, T., Sørensen, P., Vinther, F.V., 2016. Revurdering af baseline. Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 67. 59 pp.
- Jonassen, K., 2016. Ammonia emission reduction during in house slurry acidification. Indlæg ved International seminar on slurry acidification, 28.-29. september 2016, Hotel Munkebjerg, Vejle. <http://eng.mst.dk/topics/agriculture/acidification/>

- Jørgensen, K., 2015. Håndbog for driftsplanlægning. SEGES.
- 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.
- Jørgensen, U., Elsgaard, L., Sørensen, P., Olsen, P., Vinther, F.P., Kristensen, E.F., Ejrnæs, R., Nygaard, B., Krogh, P.H., Bruhn, A., Rasmussen, M.B., Johansen, A., Jensen, S.K., Gylling, M., Bojesen, M., 2013. Biomasseudnyttelse i Danmark – potentielle ressourcer og bæredygtighed. DCA rapport nr. 033, Aarhus Universitet.
- Keller, G.D., Mengel, D.B., 1986. Ammonia volatilization from nitrogen fertilizers surface applied to no-till corn. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50, 1060-1063.
- Kjellerup, V., 1991. Tørstofudbytte, kvælstofoptagelse og -udvaskning ved anvendelse af gylle iblandet nitrifikationshæmmere. Statens Planteavlsvforsøg, Beretning nr. S2139, 77 pp.
- Knudsen, M. T., Meyer-Aurich, A., Olesen, J.E., Chirinda, N., Hermansen, J.E., 2014. Carbon footprints of crops from organic and conventional arable crop rotations – using a life cycle approach. *J. Cleaner Prod.* 64, 609-618.
- Kong X., Duan Y., Schramm A., Eriksen J., Petersen S.O., 2016. 3,4-dimethylpyrazole phosphate (dmpp) reduces activity of ammonia oxidizers without adverse effects on non-target soil microorganisms and functions. *Appl. Soil Ecol.* 105:67-75.
- Kristensen, K., Waagepetersen, J., Børgesen, C.D., Vinther, F.P., Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., 2008. Reestimation and further development in the model N-LES N-LES3 to N-LES4. Aarhus University, DJF Report no. 139.
- Kristensen, T., Mogensen, L., Knudsen, M.T., Hermansen, J.E. 2011. Effect of production system and farming strategy on greenhouse gas emission from commercial dairy farms in a life cycle approach. *Livest. Sci.*, 140, 136-148.
- Kristensen, T., Kristensen, I.S., Hermansen, J.E., 2015. Kvantificering af produktion og ressourceeffektivitet i jordbruget – korn, mælk og svinekød. Aarhus Universitet, DCA Rapport nr. 55.
- Laird, D., Rogovska, N. 2015. Biochar effects on nutrient leaching. In *Biochar for Environmental Management: Science, Technology and Implementation*; Lehmann, J., Joseph, S., Ed.; Earthscan: London, UK, pp. 521–542.
- Landbrugs- og Fiskeristyrelsen, 2017. Vejledning om gødsknings- og harmoniregler Planperioden 1. august 2017 til 31. juli 2018. 3. revision, august 2017. Miljø- og Fødevarerministeriet. Landbrugs- og Fiskeristyrelsen.
- Larsen, S.U., Jørgensen, U., Kjeldsen, J.B., Lærke, P.E., 2014. Long-term yield effects of establishment method and weed control in willow for short rotation coppice (SRC). *Biomass Bioenergy* 71, 266-274.
- Larsen, S.U., Pedersen, J., Hinge, J., Rasmussen, H.K., Damgaard, C., Jørgensen, U., Lærke, P.E., Knudsen, M.T., De Rosa, M., Hermansen, J.E., Jørgensen, K., Holbeck, H.B., Løbner, R., Eide, T., Birkmose, T.S., 2015. Kortlægning af potentiale og barrierer ved energipil. Rapport udarbejdet for Energistyrelsen, Agrotech.
- Lehmann, J., Joseph, S., 2015. *Biochar for environmental management - science, technology 4039 and implementation*, 2nd edition. Routledge, New York.
- Lehmann, J., Kuzyakov, Y., Pan, G., Ok, Y.S., 2016. Biochars and the plant-soil interface. *Plant Soil* 395, 1-5.



- Leinonen, I., Williams, A.G., Wiseman, J.G., Kyriazakis, I., 2012. Predicting the environmental impact of chicken systems in the United Kingdom through a life cycle assessment: Egg production systems. *Poultry Sci.*, 91, 26-40.
- Li, X., Petersen, S.O., Sørensen, P., Olesen, J.E., 2015. Effects of contrasting catch crops on nitrogen availability and nitrous oxide emissions in an organic cropping system. *Agric. Ecosyst. Environ.* 199, 382-393.
- Luo, Z., Wang, E., Sun, O.J., 2010. Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments. *Agric. Ecosyst. Environ.* 139, 224-231.
- MacLeod, M., Eory, V., Gruère, G., Lankoski, J., 2015. Cost-effectiveness of greenhouse gas mitigation measures for agriculture: A literature review. OECD Food, Agriculture and Fisheries Papers, No. 89, OECD Publishing, Paris.
- Manevski, K., Lærke, P.E., Jiao, X., Santome, S., Jørgensen, U., 2017. Biomass productivity and radiation utilization of innovative cropping systems for biorefinery. *Agric. Forest Meteorol.* 233, 250-264.
- McCracken, A.R., Dawson, W.M., 2003. Rust disease (*Melampsora epited*) of willow (*Salix* spp.) grown as short rotation coppice (SRC) in inter- and intra-species mixtures. *Ann. Appl. Biol.* 143, 381-393.
- Mikkelsen, M.H., Albrechtsen, R., Gyldenkerne, S. 2016. Biogasproduktions konsekvenser for drivhusgasudledning i landbruget. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 41 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 197. <http://dce2.au.dk/pub/SR197.pdf>
- Miljøministeriet, 2005. Miljøtilsyn 2003-2004. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 8. 91 pp. <http://mst.dk/media/mst/Attachments/8776148424.pdf>
- Misselbrook, T., Hunt, J., Perazzolo, F., Provolò, G., 2016. Greenhouse Gas and Ammonia Emissions from Slurry Storage: Impacts of Temperature and Potential Mitigation through Covering (Pig Slurry) or Acidification (Cattle Slurry). *J. Environ. Qual.* 45, 1520-1530.
- Mogensen, L., 2016. Personlig meddelelse, Aarhus Universitet, Institut for Agroøkologi.
- Mollenhorst, H., Berentsen, P.B.M., De Boer, I.J.M., 2006. Onfarm quantification of sustainability indicators: An application to egg production systems. *Br. Poult. Sci.* 47, 405-417.
- Møller, F., Martinsen, L., 2013. Socio-economic evaluation of selected biogas technologies. Aarhus Universitet, Scientific Report from DCE no 62.
- Møller, H.B., 2012. Halm, dybstrøelse og andre tørstofrige bioprodukter til biogas – forbehandling og potentialer. Aarhus Universitet. Præsentation på [www.biogasdk.dk](http://www.biogasdk.dk).
- Møller, H.B., Hansen, M.N., Maahn, M., 2003. Separation af gylle med skruepresse, dekantercentrifuge og ved kemisk fældning. *Grøn Viden Markbrug* nr. 286.
- Møller, J., Thøgersen, R., Kjeldsen, A.M., Weisbjerg, M.R., Søgaard, K., Hvelplund, T. & Børsting, C.F., 2000. Feedstuff Table. Composition and feeding value of feedstuffs for cattle. Report no. 91, English version, The Danish Agricultural Advisory Centre. 57 pp.
- Nair, D., Sanz-Gomez, J., Brendstrup, I., Petersen, S.O., 2018. Nitrogen leaching and nitrous oxide emissions from maize: Mitigation potential of Vizura, a novel formulation of 3,4 dimethylpyrazole (DMPP). 20th N Workshop and Side event, Rennes, France, June 25-27, 2018.
- NaturErhvervstyrelsen (2016a). Vejledning om direkte arealstøtte 2016. Grundbetaling, grønne krav, ø-støtte og støtte til unge nyetablerede landbrugere 2016.

- NaturErhvervstyrelsen, 2015. Salg af Handelsgødning i Danmark, 2015. [https://naturerhverv.dk/fileadmin/user\\_upload/NaturErhverv/Filer/Virksomheder/Handelsgoedning/Statistik\\_salg\\_af\\_handelsgoedning/Statistik\\_salg\\_af\\_handelsgoedning\\_i\\_DK\\_2013-14.pdf](https://naturerhverv.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Virksomheder/Handelsgoedning/Statistik_salg_af_handelsgoedning/Statistik_salg_af_handelsgoedning_i_DK_2013-14.pdf)
- NaturErhvervstyrelsen, 2016. Gødningsfortegnelse. [https://naturerhverv.dk/fileadmin/user\\_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Handelsgoedning/Goedningsfortegnelse16-02-11\\_1.pdf](https://naturerhverv.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Handelsgoedning/Goedningsfortegnelse16-02-11_1.pdf)
- Nguyen, T.L., Hermansen, J.E., 2012. Environmental assessment of biomass gasification technology to produce energy: the case of straw. Aarhus Universitet. Internt notat.
- Nguyen, T.L., Hermansen, J.E., Mogensen, L., 2011. Environmental assessment of Danish pork. Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Aarhus Universitet.
- Nielsen, D.Aa., Schramm, A., Nielsen, L.P., Revsbech, N.P., 2013. Seasonal Methane Oxidation Potential in Manure Crusts. *Appl. Environ. Microbiol.* 79, 407-410.
- Nielsen, O.K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Hjelgaard, K., Nielsen, M., Fauser, P., Mikkelsen, M.H., Albrektsen, R., Gyldenkærne, S., Thomsen, M., 2017. Projection of greenhouse gases 2016-2035. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 244.
- Nielsen, O.-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Nielsen, M., Gyldenkærne, S., Mikkelsen, M.H., Albrektsen, R., Thomsen, M., Hjelgaard, K., Fauser, P., Bruun, H.G., Johannsen, V.K., Nord-Larsen, T., Vesterdal, L., Callesen, I., Schou, E., Suadicani, K., Rasmussen, E., Petersen, S.B., Baunbæk, L., Hansen, M.G., 2016. Denmark's National Inventory Report 2015 and 2016. Emission Inventories 1990-2014 - Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 943pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy no 189. <http://dce2.au.dk/pub/SR189.pdf>
- Ogle, S.M., Breidt, F.J., Paustian, K., 2005. Agricultural management impacts on soil organic carbon storage under moist and dry climatic conditions of temperate and tropical regions. *Biogeochem.* 72, 87–121
- 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., Eriksen, J., 2014. Environmental impacts of organic farming practices applied in vulnerable areas. Notat til NaturErhvervstyrelsen september 2014.
- Olesen, J.E., Jørgensen, U., Hermansen, J.E., Petersen, S.O., Eriksen, J., Søegaard, K., Vinther, F.P., Elsgaard, L., Lund, P., Nørgaard, J.V., Møller, H.B., 2013. Effekter af tiltag til reduktion af landbrugets udledninger af drivhusgasser. Aarhus Universitet, DCA Rapport nr. 27.
- Olesen, J.E., Schjøning, 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.
- Olijhoek D. 2015. Effect of dietary nitrate and short term hydrogen infusion on enteric methane production in dairy cows. MSc thesis, AU, 99 p
- Olijhoek, D.W., Hellwing, A.L.F., Brask, M., Weisbjerg, M.R., Højberg, O., Larsen, M.K., Dijkstra J., Erlandsen, E.J., Lund, P., 2016. Effect of dietary nitrate level on enteric methane production, hydrogen emission, rumen fermentation, and nutrient digestibility in dairy cows. *J. Dairy Sci.* 99, 6191–6205.

- Oudshoorn, F.W, Gemtos, F., Sørensen, C.G., 2010. Direct and indirect energy audit in arable crop production and mitigation possibilities. Deliverable Report, Future Farm.
- Pasda, G., Hähndel, R., Zerulla, W., 2001. Effect of fertilizers with the new nitrification inhibitor DMPP (3,4-dimethylpyrazole phosphate) on yield and quality of agricultural and horticultural crops. *Biol. Fertil. Soils* 34, 85-97.
- Pedersen, P., 2005. Linespilsanlæg med køling i drægtighedsstalde. *Dansk Svineproduktion*, meddelelse nr. 694.
- Peters, K., 2016. Indlæg ved "International Seminar on Slurry Acidification" ved workshop i Vejle 27.-28. september 2016. <http://eng.mst.dk/topics/agriculture/acidification/>
- Petersen, S.O., Ambus, P., 2006. Methane oxidation in pig and cattle slurry storages, and effects of surface crust moisture and methane availability. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 74, 1-11.
- Petersen, S.O., Amon, B., Gattinger, A., 2005. Methane oxidation in slurry storage surface crusts. *J. Environ. Qual.* 34, 455-461.
- Petersen, S.O., Andersen, A.J., Eriksen, J., 2012. Effects of slurry acidification on ammonia and methane emission during storage. *J. Environ. Qual.* 41, 88-94.
- Petersen, S.O., Dorno, N., Lindholst, S., Feilberg, A. and Eriksen, J., 2013. Emissions of CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, NH<sub>3</sub> and odorants from pig slurry during winter and summer storage. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 95, 103-113.
- Petersen, S.O., Hellwing, A.L.F., Brask, M., Højberg, O., Poulsen, M., Zhu, Z., Baral, K.R., Lund, P. 2015. Dietary nitrate for methane mitigation leads to nitrous oxide emissions from dairy cows. *J. Environ. Qual.* 44, 1063-1070.
- Petersen, S.O., Hutchings, N.J., Hafner, S.D., Sommer, S.G., Hjorth, M., Jonassen, K.E.N., 2016b. Ammonia abatement by slurry acidification: A pilot-scale study of three finishing pig production periods. *Agric. Ecosyst. Environ.* 216, 258-268.
- Petersen, S.O., Højberg, O., Poulsen, M., Schwab, C., Eriksen, J., 2014. Methane mitigation and methanogen community changes with acidification of pig slurry. *J. Appl. Microbiol.* 117, 160-172.
- Petersen, S.O., Mutegei, J., Hansen, E.M., Munkholm, L.J., 2011. Tillage effects on N<sub>2</sub>O emissions as influenced by a winter cover crop. *Soil Biology and Biochemistry* 43, 1509-1517.
- Petersen, S.O., Olsen, A.B., Elsgaard, L., Triolo, J.M., Sommer, S.G., 2016a. Estimation of Methane Emissions from Slurry Pits below Pig and Cattle Confinements. *PLOS One* 11, e0160968.
- Petersen, S.O., Skov, M., Dröscher, P., Adamsen, A.P.S., 2009. Pilot scale facility to determine gaseous emissions from livestock slurry during storage. *J. Environ. Qual.* 38, 1560-1568.
- Petersen, S.O., Elsgaard, L., Gyldenkerne, S., Hutchings, N., Kristensen, I.S., Lærke, P.E., Olesen, J.E., 2018. Niveau af emissioner på danske jordtyper afhængig af anvendelse af forskellige gødningstyper sammenlignet med IPCC standarder. Aarhus Universitet, DCA, Faglig redegørelse.
- Powlson, D.S., Stirling, C.M., Jat, M.L., Gerard, B.G., Palm, C.A., Sanchez, P.A., Cassman, K.G., 2014. Limited potential of no-till agriculture for climate change mitigation. *Nature Clim. Change* 4, 678-683.
- Pugesgaard, S., Schelde, K., Larsen, S.U., Lærke, P.E., Jørgensen U., 2014. Comparing annual and perennial crops for bioenergy production – influence on nitrate leaching and energy balance. *Global Change Biology Bioenergy* 7, 1136-1149

- Qiao, C.L., Liu, L.L., Hu, S.J., Compton, J.E., Greaver, T.L., Li, Q.L., 2015. How inhibiting nitrification affects nitrogen cycle and reduces environmental impacts of anthropogenic nitrogen input. *Global Change Biology* 21, 1249-1257.
- Regueiro, I., Coutinho, J., Fangueiro, D., 2016. Alternatives to sulfuric acid for slurry acidification: impact on slurry composition and ammonia emissions during storage. *J. Cleaner Prod.* 131, 296-307.
- Rochette, P., Angers, D. A., Chantigny, M.H., Bertrand, N., 2008. Nitrous oxide emissions respond differently to no-till in a loam and a heavy clay soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72, 1363-1369.
- Rochette, P., Angers, D., Chantigny, M.H., MacDonald, J.D., Gasser, M.-O., Bertrand, N., 2009. Reducing ammonia volatilization in a no-till soil by incorporating urea and pig slurry in shallow bands. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 84, 71-80.
- Schjønning, P., de Jonge, L.W., Munkholm, L.J., Moldrup, P., Christensen, B.T., Olesen, J.E., 2012. Drivers for dispersibility and soil friability – test of the clay carbon saturation concept. *Vadose Zone J.* 11, doi:10.2136/vzj2011.0067.
- Schou, J.S., Kronvang, B., Birr-Pedersen, K., Jensen, P.L., Rubæk, G.H., Jørgensen, U., Jacobsen, B.H., 2007. Virkemidler til realisering af målene i EU's Vandrammedirektiv. Faglig rapport fra DMU nr. 625.
- Sevel, L., 2012. Short rotation coppice willow – biomass production and environmental impact. PhD-afhandling, Skov & Landskab, KU-LIFE. Juni 2012. Forsvaret 24/8 2012. 123 s.
- Sevel, L., Nord-Larsen, T., Ingerslev, M., Jørgensen, U., Raulund-Rasmussen, K., 2014. Fertilization of SRC willow. I: Biomass Production Response. *Bioenergy Res.* 7, 319-328.
- Shah, A., Askegaard, M., Rasmussen, I.A., Jimenez, I.M.C., Olesen, J.E., 2017. Productivity of organic and conventional arable cropping systems in Denmark. *Eur. J. Agron.* 90, 12-22.
- Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, B., Sirotenko, O., Howden, M., McAllister, T., Pan, G., Romanekov, V., Schneider, U., TowPrayoon, S., Wattenbach, M., Smith, J., 2008. Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Phil. Trans. R. Soc. B* 363, 789-813.
- Smolders, A.J.P., Lamers, L.P.M., Moonen, M., Zwaga, K., Roelofs, J.G.M., 2001. Controlling phosphate release from phosphate-enriched sediments by adding various iron compounds. *Biogeochemistry* 54, 219-225.
- 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., 2004. Algorithms for calculating methane and nitrous oxide emissions from manure management. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 69, 143-154.
- Sommer, S.G., Petersen, S.O., Søgaard, H.T., 2000. Emission of greenhouse gases from stored cattle slurry and slurry fermented at a biogas plant. *J. Environ. Qual.* 29, 744-751.
- Subbarao, G.V., Ito, O., Sahrawat, K.L., Berry, W.L., Nakahara, K., Ishikawa, T., Watanabe, T., Suenaga, K., Rondon, M., Rao, I.M., 2006. Scope and strategies for regulation of nitrification in agricultural systems-challenges and opportunities. *Critical Rev. Plant Sci.* 25, 303-335.
- Sutton, M.A., Howard, C.M., Erisman, J.W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., van Grinsven, H., Bruna Grizetti, B., 2011. *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives.* Cambridge University Press.

- Søndergaard, M., 2007. Næringsstoffdynamik i søer – med fokus på fosfor, sedimentet og restaurering af søer. Doktordisputats. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 68 s.
- Sørensen, P., Børgesen, C.D., 2015. Kvælstofudvaskning og gødningsvirkning ved anvendelse af afgasset biomasse. (Effects of anaerobic digestion of organic manures on nitrogen leaching and manure fertilizing effects). DCA rapport nr 65. 46 pp.
- Taghizadeh-Toosi, A., Christensen, B.T., Hutchings, N.J., Vejlin, J., Kätterer, T., Glen-dining, M., Olesen, J.E., 2014. C-TOOL: A simple model for simulating whole-profile carbon storage in temperate agricultural soils. *Ecol. Model.* 292, 11-25.
- Taghizadeh-Toosi, A., Olesen, J.E., 2016. Modelling soil organic carbon in Danish agricultural soils suggests low potential for future carbon sequestration. *Agric. Syst.* 145, 83-89.
- Thomsen, I.K., Christensen, B.T., 2004. Yields of wheat and soil carbon and nitrogen contents following long-term incorporation of barley straw and ryegrass catch crops. *Soil Use Manage.* 20, 432-438.
- Thomsen, I.K., Olesen, J.E., Møller, H.B., Sørensen, P., Christensen, B.T., 2012. Carbon dynamics and stabilization in soil after anaerobic digestion of dairy cattle feed and faeces. *Soil Biol. Biochem.* 58, 82-87.
- Trnka, M., Rötter, R.P., Ruiz-Ramos, M., Kersebaum, K.C., Olesen, J.E., Zalud, Z., Semenov, A., 2014. Adverse weather conditions for European wheat production will become more frequent with climate change, *Nature Clim. Change* 4, 637-643.
- van Zijderveld, S.M., Gerrits, W.J.J., Apajalahti, J.A., Newbold, J.R., Dijkstra, J., Leng, R.A., Perdok, H.B. 2010. Nitrate and sulfate: Effective alternative hydrogen sinks for mitigation of ruminal methane production in sheep. *J. Dairy Sci.* 93, 5856–5866.
- van Zijderveld, S.M., Gerrits, W.J.J., Dijkstra, J., Newbold, J.R., Hulshof, R.B.A., Perdok, H.B., 2011. Persistency of methane mitigation by dietary nitrate supplementation in dairy cows. *J. Dairy Sci.* 94, 4028–4038.
- Williams, A.G., Audsley, E., Sandars, D.L., 2006. Determining the environmental burdens and resource use in the production of agricultural and horticultural commodities. Main Report. Defra Research Project IS0205. Accessed Oct. 18, 2011. <http://www.agrilca.org>.
- Zak, D., Rossoll, T., Exner, H.-J., Wagner, C., Gelbrecht, J., 2008. Mitigation of sulfate pollution by rewetting of fens – a conflict with restoring their phosphorus sink function? *Wetlands* 29, 1093-1103.
- Ørum, J.E., Thomsen, I.K., 2016. Vurdering af model og økonomiske beregninger af bedriftscases for målrettet regulering (MR). Notat fra IFRO (Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi) 14. oktober 2016.
- Aaes, O. 2016. Personlig meddelelse, SEGES.

DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug er den faglige indgang til jordbrugs- og fødevareforskningen ved Aarhus Universitet (AU). Centrets hovedopgaver er videnudveksling, rådgivning og interaktion med myndigheder, organisationer og erhvervsvirksomheder.

Centret koordinerer videnudveksling og rådgivning ved de institutter, som har fødevarer og jordbrug, som hovedområde eller et meget betydende delområde:

Institut for Husdyrvidenskab  
Institut for Fødevarer  
Institut for Agroøkologi  
Institut for Ingeniørvidenskab  
Institut for Molekylærbiologi og Genetik

Herudover har DCA mulighed for at inddrage andre enheder ved AU, som har forskning af relevans for fagområdet.

## RESUME

Rapporten er udarbejdet på bestilling af Miljø- og Fødevareministeriet og skal anvendes som grundlag for den danske implementering af EU's klimastrategi frem mod 2030. Rapporten opdaterer tidligere virkemiddelrapporter for reduktion af drivhusgasser fra landbruget. Rapporten giver også en beskrivelse af sideeffekter på miljø og sundhed. Desuden redegøres for mulighederne for at inkludere virkemidlerne i den nationale emissionsopgørelse og behovet for yderligere forskning på området.