

Virkemidler til reduktion af klimagasser i landbruget - 2024

Rådgivningsrapport fra DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug

Mathias N. Andersen¹⁾ (red.), Anders Peter Adamsen⁴⁾ (red.), Poul E. Lærke¹⁾, Søren U. Larsen¹⁾, Uffe Jørgensen¹⁾, Jørgen E. Olesen¹⁾, Kiril Manevski¹⁾, Signe S. Bay¹⁾, Nicholas J. Hutchings¹⁾, Elly M. Hansen¹⁾, Lars J. Munkholm¹⁾, Christen D. Børgesen¹⁾, Ingrid K. Thomsen¹⁾, Lars Elsgaard¹⁾, Søren O. Petersen¹⁾, Misato Toda¹⁾, Winnie Ntinyari¹⁾, Peter Sørensen¹⁾, Joachim Audet²⁾, Paul H. Krogh²⁾, Marianne Bruus²⁾, Gitte Blicher-Mathiesen²⁾, Brian Kronvang²⁾, Dominik Zak²⁾, Trine A. Andersen³⁾, Lærke W. Callisen³⁾, Mette H. Mikkelsen³⁾, Anne Winding³⁾, Rumakanta Sapkota³⁾, Frederik R. Dalby⁴⁾, Peter Kai⁴⁾, Martin Jensen⁵⁾, Michael Nørremark⁶⁾, Christian F. Børsting⁷⁾, Peter Lund⁷⁾, Maria H. Kjeldsen⁷⁾, Morten Maigaard⁷⁾, Guilherme Amorim Franchi⁷⁾, Margit Bak Jensen⁷⁾, Trine M. Villumsen⁸⁾

¹⁾ Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet

²⁾ Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet

³⁾ Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet

⁴⁾ Institut for Bio- og Kemiteknologi, Aarhus Universitet, Aarhus Universitet

⁵⁾ Institut for Fødevarer, Aarhus Universitet

⁶⁾ Institut for Elektro- og Computerteknologi, Aarhus Universitet

⁷⁾ Institut for Husdyr- og Veterinærvidenskab, Aarhus Universitet

⁸⁾ Center for Kvantitativ Genetik og Genomforskning, Aarhus Universitet

Datablad

Titel:	Virkemidler til reduktion af klimagasser i landbruget - 2024
Forfatter(e):	Mathias Neumann Andersen (red.), Kiril Manevski, Poul Erik Lærke, Søren Ugilt Larsen, Uffe Jørgensen, Jørgen E. Olesen, Signe Søndergaard Bay, Nicholas John Hutchings, Elly Møller Hansen, Lars Juhl Munkholm, Christen Duus Børgesen, Ingrid Kaag Thomsen, Lars Elsgaard, Søren O. Petersen, Misato Toda, Winnie Ntinyari og Peter Sørensen fra Institut for Agroøkologi (AU), Joachim Audet, Paul Henning Krogh, Marianne Bruus, Gitte Blicher-Mathiesen, Brian Kronvang, Dominik Zak fra Institut for Ecoscience (AU), Trine Anemone Andersen, Lærke Worm Callisen, Mette H. Mikkelsen, Anne Winding, Rumakanta Sapkota fra Institut for Miljøvidenskab (AU), Frederik Rask Dalby, Peter Kai, Anders Peter Adamsen (red.) fra Institut for Bio- og Kemiteknologi (AU), Martin Jensen fra Institut for fødevarer, (AU), Michael Nørremark fra Institut for Elektro- og Computerteknologi (AU), Christian Friis Børsting, Peter Lund, Maria Holst Kjeldsen, Morten Maigaard, Guilherme Amorim Franchi, Margit Bak Jensen, fra Institut for Husdyr- og Veterinærvidenskab (AU), Trine Michelle Villumsen fra Center for Kvantitativ Genetik og Genomforskning (AU). <i>Forfattere er angivet ved de enkelte kapitler.</i>
Fagfællebedømmelse:	Poul Erik Lærke, Diego Abalos, Tommy Dalgaard, Kiril Manevski, Søren O. Petersen og Mathias Neumann Andersen fra Institut for Agroøkologi (AU). Rikke Albrektsen, Mette Hjort Mikkelsen, Lærke Worm Callisen, Ole Kenneth Nielsen, Steen Gyldenkærne og Lea Ellegaard-Jensen fra Institut for Miljøvidenskab (AU). Niels Halberg, DCA Centerenheden (AU). Joachim Audet og Brian Kronvang, Institut for Ecoscience (AU). Martin Riis Weisbjerg, Peter Lund, Mette S. Herskin og Mogens A. Krogh fra Institut for Husdyr- og Veterinærvidenskab (AU). Peter Løvendahl fra Center for Kvantitativ Genetik og Genomforskning (AU). Anders Peter Adamsen, Frederik Rask Dalby, Anders Feilberg, Peter Kai, Henrik B. Møller og Lise Bonne Guldborg fra Institut for Bio- og Kemiteknologi (AU). <i>Fagfællebedømmere er angivet ved de enkelte kapitler.</i>
Kvalitetssikring, data/model:	Michael Jørgen Hansen og Henrik B. Møller, Institut for Bio- og Kemiteknologi (AU) Kvalitetssikrer data/model er angivet ved de enkelte kapitler.
Kvalitetssikring, DCA:	Specialkonsulent Anna Feldberg Marsbøll, chefkonsulent Lene Hegelund og direktør Niels Halberg, DCA Centerenheden, AU samt chefkonsulent Hanne Bach, DCE Centerenheden AU
Rekvirent:	Landbrugsstyrelsen, Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri
Dato for bestilling/levering:	09.10.2023 (bestilling Opdatering af klimavirkemiddelkatalog 2024) / 16.01.2024 (bestilling Afsnit om sideeffekter i opdateringen af KVIK 2024) / 02.04.2024 (levering uden KVM 6.8 og bilag 2) / 04.04.2024 (levering inkl. KVM 6.8, uden Bilag 2) / 10.04.2024 (levering inkl. KVM 6.8, korrigeret Tabel 7.8.1, uden Bilag 2)

Journalnummer:	2023-0541222 og 2023-0609432
Finansiering:	Rapporten er udarbejdet som led i "Rammeaftale om forskningsbaseret myndighedsbetjening" indgået mellem Miljøministeriet, Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri og Aarhus Universitet under ID nr. 2.29 i "Ydelsesaftale Planteproduktion 2023-2026", ID nr. 4.09 i "Ydelsesaftale Husproduktion 2023-2026" og ID nr. T3.18 i "Ydelsesaftale Luft, Emissioner og Risikovurdering 2023-2026" samt under ID nr. 2.43 i "Ydelsesaftale Planteproduktion 2024-2027" og ID nr. 4.19 i "Ydelsesaftale Husproduktion 2024-2027".
Ekstern kommentering:	Et udkast til bilag 2 – Boblerlisten - er ved leveringen af rapporten d. 02.04.2023 sendt til ekstern kommentering ved Landbrugsstyrelsen. Bilag 2 vil efter håndtering af evt. kommentarer blive tilføjet denne besvarelse (forventet ultimo maj 2024). Evt. kommentarer og AUs håndtering af disse vil blive tilgængelige via et link.
Eksterne bidrag:	Ja. I forbindelse med udarbejdelse af rapporten har forfatterne haft kontakt til fagpersoner hos Landbrugsstyrelsen for afklaring af spørgsmål omkring udbredelse af arealrelaterede virkemidler i 2021.
Kommentarer til bestilling og besvarelse:	Nærværende rapport (2024-rapporten) er besvarelsen på bestillingerne "Opdatering af klimavirkemiddelkatalog 2024" samt "Afsnit om sideeffekter i opdateringen af KVIK 2024". 2024-rapporten er en opdatering af 2023-rapporten: 'Virkemidler til reduktion af klimagasser i landbruget – 2023' (Andersen et al., 2023), der kan findes via dette LINK I 2024-rapporten er der foretaget opdateringer hvor der er ny viden siden 2023-rapporten. Der er tilføjet afsnit vedr. sammenhængen til den nationale emissionsopgørelse for alle virkemidler og vedr. sideeffekter for udvalgte virkemidler. Skovlandbrug er tilføjet som et nyt virkemiddel. Virkemidlerne 'Større opbevaringskapacitet af husdyrgødning og ændringer i forbud mod udbringning af husdyrgødning om efteråret (KVM7.12)' og 'Skærpet udnyttelseskrav for N i udvalgte typer husdyrgødning (KVM7.14)' er udgået. For 'Afbænding og pyrolyse af husdyrgødning (fiberfraktion efter separering) (KVM6.8)' er de dele der har med afbænding at gøre udgået og titlen ændret til 'Pyrolyse til biokul af fiberfraktion fra separeret afgasset biomasse'. Ved leveringen 02.04.2024 manglede afsnittet for KVM 6.8, hvilket blev indsat ved leveringen 04.04.2024, hvor der desuden blev foretaget mindre redaktionelle ændringer. Nærværende version er en opdatering af leveringen fra 04.04.2024. Opdateringen skyldes, at Tabel 7.8.1 ved en fejl indeholdt informationen fra Tabel 7.7.1, hvilket er korrigeret i nærværende besvarelse. Desuden er der foretaget mindre redaktionelle ændringer. Denne version erstatter den tidligere leverede besvarelse. Bilag 2 – Boblerlisten mangler, da den er i ekstern kommentering ved Landbrugsstyrelsen. Besvarelsen præsenterer resultater, som ved udgivelsen ikke har været i eksternt peer review eller er publiceret andre steder. Ved en evt. senere publicering i tidsskrifter med eksternt peer review vil der derfor kunne forekomme ændringer.
Ophavsret:	Rapporten er omfattet af gældende regler om ophavsret.

Citeres som:

Andersen MN, Adamsen AP, Lærke PE, Larsen SU, Jørgensen U, Olesen JE, Manevski K, Bay SS, Hutchings NJ, Hansen EM, Munkholm LJ, Børgesen CD, Thomsen IK, Elsgaard L, Petersen SO, Toda M, Ntinyari W, Sørensen P, Audet J, Krogh PH, Bruus M, Blicher-Mathiesen G, Kronvang B, Zak D, Andersen TA, Callisen LW, Mikkelsen MH, Winding A, Sapkota R, Dalby FR, Kai P, Jensen M, Nørremark M, Børsting CF, Lund P, Kjeldsen MH, Maigaard M, Amorim Franchi G, Jensen MB, Villumsen TM. 2024. Virkemidler til reduktion af klimagasser i landbruget - 2024. Rådgivningsrapport fra DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet. 354 sider. Leveret: 10.04.2024

Rådgivning fra DCA:

Læs mere på <https://dca.au.dk/raadgivning/>

Forord

Nærværende rapport er udarbejdet på bestilling af Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri (FVM) og opdaterer Andersen et al. (2023): Virkemidler til reduktion af klimagasser i landbruget – 2023 (Klimavirkemiddelkataloget). Klimavirkemiddelkataloget opdateres årligt af Aarhus Universitet (AU), så ny viden og nye potentielle virkemidler kan inddrages for at styrke vidensgrundlaget omkring de klimaeffekter, som ministerierne, blandt andre Miljøministeriet, anvender som grundlag for politikudvikling mv. Med rapporten følger en tabeloversigt over virkemiddeleffekter (bilag 1), der kan fungere som et opslagsværk.

Udarbejdelsen af Klimavirkemiddelkataloget er gennemført som led i "Rammeaftale om forskningsbaseret myndighedsbetjening mellem Miljøministeriet, Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri og Aarhus Universitet". Arbejdet med kataloget er udført af medarbejdere fra en række institutter på AU med Institut for Agroøkologi som projektleder.

Det er intentionen i rapporten at forudsætninger, antagelser og relevante referencesituationer er klart beskrevet, sådan at en bruger af kataloget/tabellen har mulighed for at forstå, under hvilke betingelser den angivne effekt af et klimavirkemiddel vil kunne opnås, og hvilken effekt der kan opnås, når der afviges fra disse referencesituationer, såkaldte scenarier. Scenarierne flugter i vid udstrækning med den referencepraksis, som ligger i Kvælstofvirkemiddelkataloget (Eriksen m.fl.; 2020). Virkemidlerne er kategoriseret i grupper, der vedrører henholdsvis husdyrproduktion, husdyrgødning, afgrødeproduktion og arealanvendelse. Virkemidlerne under hver af disse områder er indgående beskrevet i hvert deres afsnit og nummereret i henhold hertil.

I 2024 er der foretaget opdateringer hvor der er ny viden siden sidste version. Omfanget af opdateringen varierer derfor mellem de enkelte afsnit. Der er tilføjet et nyt afsnit 4.5 om Danmarks nationale drivhusgasopgørelse og under de enkelte virkemidler er tilføjet afsnit, der beskriver hvordan effekterne af virkemidlerne afspejles i denne opgørelse. Der er desuden tilføjet afsnit vedr. sideeffekter for udvalgte virkemidler. Skovlandbrug er tilføjet som nyt virkemiddel. Virkemidlerne 'Større opbevaringskapacitet af husdyrgødning og ændringer i forbud mod udbringning af husdyrgødning om efteråret (KVM7.12)' og 'Skærpet udnyttelseskrav for N i udvalgte typer husdyrgødning (KVM7.14)' er udgået. For 'Afbrænding og pyrolyse af husdyrgødning (fiberfraktion efter separering) (KVM6.8)' er de dele der har med afbrænding at gøre udgået og titlen ændret til 'Pyrolyse til biokul af fiberfraktion fra separeret afgasset biomasse'

Der skal hvert år tages stilling til, om yderligere virkemidler bør tilføjes til kataloget. Boblerlisten i bilag 2 giver en oversigt over nye virkemidler til drøftelse. Det er muligt for både ministerierne og Aarhus Universitet at foreslå inklusion af nye virkemidler i kataloget, og den endelige beslutning tages efter dialog forud for hver årlig bestilling. Yderligere er der aftalt et spørgemøde efter levering af kataloget, hvor AU præsenterer resultaterne, og ministerierne har mulighed for at stille opklarende spørgsmål.

God læselyst!

Foulum, april 2024

Mathias Neumann Andersen og Anders Peter Adamsen

Indholdsfortegnelse

Forord	5
1 Sammendrag	14
1.1 Sammendrag på dansk	14
1.2 Summary in English.....	18
2 Indledning	23
3 Afgrænsninger i rapporten	25
4 Referencesituationer og beregningsmetoder for effekter og potentialer af klimavirkemidler	28
4.1 Husdyrproduktion	28
4.2 Husdyrgødning.....	30
4.2.1 Beskrivelse af den anvendte model	31
4.2.2 Usikkerheder på den anvendte model	31
4.2.3 Sammenligning med litteratordata	34
4.3 Afgrødeproduktion og arealanvendelse	37
4.3.1 Standardværdier for emissioner af klimagasser.....	37
4.3.2 Kvælstofrelaterede emissioner.....	38
4.3.3 Kulstoflagring i jord.....	39
4.3.4 Kalk og urea.....	42
4.3.5 Forbrug af fossil energi.....	42
4.3.6 Usikkerheder.....	43
4.4 Potentialer og muligheder for reduktion af drivhusgasser	45
4.4.1 Husdyrproduktion	45
4.4.2 Husdyrgødning.....	45
4.4.3 Afgrødeproduktion	46
4.4.4 Arealanvendelse	46
4.5 Beregning af landbrugets udledninger i Danmarks nationale drivhusgasopgørelse	48
4.5.1 Rammerne for den danske drivhusgasopgørelse	48
4.5.2 Opdeling af landbrugets udledninger i sektorerne Landbrug og LULUCF.....	50
4.5.3 Beregning af udledninger under Landbrugssektoren; Husdyr og kvælstof tilførsel til marken... 52	
4.5.4 Beregning af udledninger under LULUCF med fokus på landbrugsarealerne; ændringer i kulstofpuljerne og udledninger fra kulstofrige jorde	60
4.5.5 Fremskrivningen på landbrugsområdet	66
5 Husdyrproduktion	71
5.1 Generelle ændringer i fodrationen (KVM5.1).....	71
5.1.1 Anvendelse	75
5.1.2 Relevans og potentiale.....	75
5.1.3 Effekt på drivhusgasudledning.....	76
5.1.4 Samspil til andre virkemidler	77
5.1.5 Usikkerheder.....	77

5.1.6	Afspejling af effekten i den nationale emissionsopgørelse (og klimafremskrivningen).....	77
5.1.7	Sideeffekter.....	78
5.2	Øget fodring med fedt til kvæg (KVM5.2).....	84
5.2.1	Anvendelse.....	85
5.2.2	Relevans og potentiale.....	86
5.2.3	Effekt på drivhusgasudledning.....	87
5.2.4	Usikkerheder.....	87
5.2.5	Samspil til andre virkemidler.....	88
5.2.6	Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen.....	88
5.2.7	Sideeffekter.....	89
5.3	Anvendelse af metan-reducerende tilsætningsstoffer i foder til kvæg (KVM5.3).....	94
5.3.1	Anvendelse.....	96
5.3.2	Relevans og potentiale.....	96
5.3.3	Effekt på drivhusgasudledning.....	96
5.3.4	Samspil til andre virkemidler.....	101
5.3.5	Usikkerheder.....	103
5.3.6	Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen.....	103
5.3.7	Sideeffekter.....	104
5.4	Genetisk selektion af malkekvæg (KVM5.4).....	110
5.4.1	Anvendelse.....	113
5.4.2	Relevans og potentiale.....	113
5.4.3	Effekt på drivhusgasudledning.....	114
5.4.4	Samspil til andre virkemidler.....	115
5.4.5	Usikkerheder.....	115
5.4.6	Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse (og klimafremskrivningen).....	115
6	Husdyrgødning.....	118
6.1	Hypig udslusning af gylle fra stalde (KVM6.1).....	120
6.1.1	Anvendelse.....	120
6.1.2	Relevans og potentiale.....	121
6.1.3	Effekt på drivhusgasudledning.....	123
6.1.4	Samspil til andre virkemidler.....	124
6.1.5	Usikkerheder.....	125
6.1.6	Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen.....	126
6.1.7	Sideeffekter.....	126
6.2	Forsuring af gylle i stalden (KVM6.2).....	129
6.2.1	Anvendelse.....	129
6.2.2	Relevans og potentiale.....	130
6.2.3	Effekt på drivhusgasudledning.....	131
6.2.4	Samspil til andre virkemidler.....	134
6.2.5	Usikkerheder.....	134
6.2.6	Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen.....	135
6.2.7	Sideeffekter.....	136
6.3	Køling af gylle i grisestalde (KVM6.3).....	140

6.3.1	Anvendelse	140
6.3.2	Relevans og potentiale.....	141
6.3.3	Effekt på drivhusgasudledning.....	142
6.3.4	Samspil til andre virkemidler	145
6.3.5	Usikkerheder.....	146
6.3.6	Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen.....	146
6.4	Lav-dosis forsuring i gyllelagre (KVM6.4)	149
6.4.1	Anvendelse	150
6.4.2	Relevans og potentiale.....	150
6.4.3	Effekt på drivhusgasudledning.....	150
6.4.4	Samspil til andre virkemidler	152
6.4.5	Usikkerheder.....	152
6.4.6	Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen.....	152
6.4.7	Sideeffekter	153
6.5	Gylle og bioforgasning (KVM6.5)	155
6.5.1	Anvendelse	155
6.5.2	Relevans og potentiale.....	155
6.5.3	Effekt på drivhusgasudledning.....	155
6.5.4	Samspil til andre virkemidler	158
6.5.5	Usikkerheder.....	158
6.5.6	Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen.....	158
6.5.7	Sideeffekter	158
6.6	Opsamling af gas i gyllelagre og afbrænding (KVM6.6).....	160
6.6.1	Anvendelse	160
6.6.2	Relevans og potentiale.....	160
6.6.3	Effekt på drivhusgasudledning.....	161
6.6.4	Samspil til andre virkemidler	163
6.6.5	Usikkerheder.....	163
6.6.6	Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen.....	163
6.7	Overdækning af gylletanke med ventileret flydelag (KVM6.7)	164
6.7.1	Anvendelse	164
6.7.2	Relevans og potentiale.....	165
6.7.3	Effekt på drivhusgasudledning.....	165
6.7.4	Samspil til andre virkemidler	168
6.7.5	Usikkerheder.....	168
6.7.6	Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen.....	168
6.8	Biokul fra pyrolyse af fiberfraktion fra afgasset biomasse (KVM6.8)	170
6.8.1	Anvendelse	171
6.8.3	Effekt på drivhusgasudledning.....	171
6.8.4	Samspil til andre virkemidler	173
6.8.5	Usikkerheder.....	173
6.8.6	Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen	173
6.9	Hyppig udslusning af gylle fra stalde og bioforgasning (KVM6.9).....	175
6.9.1	Anvendelse	175

6.9.2	Relevans og potentiale.....	175
6.9.3	Effekt på drivhusgasudledning.....	175
6.9.4	Samspil til andre virkemidler.....	177
6.9.5	Usikkerheder.....	177
6.9.6	Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen.....	177
6.9.7	Sideeffekter.....	177
6.10	Hyppig udslusning af gylle fra stalde og overdækning af gylletanke med ventileret flydelag (KVM6.10).....	179
6.10.1	Anvendelse.....	179
6.10.2	Relevans og potentiale.....	179
6.10.3	Effekt på drivhusgasudledning.....	179
6.10.4	Samspil til andre virkemidler.....	180
6.10.5	Usikkerheder.....	181
6.10.6	Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen.....	181
6.11	Hyppig udslusning af gylle fra stalde og opsamling af gas i gyllelagre og afbrænding (KVM6.11).....	182
6.11.1	Anvendelse.....	182
6.11.2	Relevans og potentiale.....	182
6.11.3	Effekt på drivhusgasudledning.....	182
6.11.4	Samspil til andre virkemidler.....	183
6.11.5	Usikkerheder.....	184
6.11.6	Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen.....	184
6.12	Hyppig udslusning af gylle og lavdosis forsuring i lageret (KVM6.12).....	185
6.12.1	Anvendelse.....	185
6.12.2	Relevans og potentiale.....	185
6.12.3	Effekt på drivhusgasudledning.....	185
6.12.4	Samspil til andre virkemidler.....	186
6.12.5	Usikkerheder.....	186
6.12.6	Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen.....	187
6.12.7	Sideeffekter.....	187
6.13	Køling af svinegylle i stalde og bioforgasning (KVM6.13).....	188
6.13.1	Anvendelse.....	188
6.13.2	Relevans og potentiale.....	188
6.13.3	Effekt på drivhusgasudledning.....	188
6.13.4	Samspil til andre virkemidler.....	190
6.13.5	Usikkerheder.....	190
6.13.6	Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen.....	190
6.13.7	Sideeffekter.....	190
7	Afgrødeproduktion.....	191
7.1	Efterafgrøder (KVM7.1).....	191
7.1.1	Anvendelse.....	191
7.1.2	Relevans og potentiale.....	192
7.1.3	Effekt på drivhusgasudledning.....	193
7.1.4	Samspil til andre virkemidler.....	195

7.1.5	Usikkerheder.....	195
7.1.6	Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen.....	196
7.1.7	Sideeffekter	197
7.2	Mellemafgrøder (KVM7.2).....	202
7.2.1	Anvendelse	202
7.2.2	Relevans og potentiale.....	202
7.2.3	Effekt på drivhusgasudledning.....	202
7.2.4	Samspil til andre virkemidler	203
7.2.5	Usikkerheder.....	203
7.2.6	Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen.....	203
7.3	Tidlig såning af vintersæd (KVM7.3)	205
7.3.1	Anvendelse	205
7.3.2	Relevans og potentiale.....	205
7.3.3	Effekt på drivhusgasudledning.....	205
7.3.4	Samspil til andre virkemidler	206
7.3.5	Usikkerheder.....	206
7.3.6	Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen.....	206
7.4	Nedmuldning af halm før vintersæd (KVM7.4)	208
7.4.1	Anvendelse	208
7.4.2	Relevans og potentiale.....	208
7.4.3	Effekt på drivhusgasudledning.....	208
7.4.4	Samspil til andre virkemidler	209
7.4.5	Usikkerheder.....	209
7.4.6	Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen.....	209
7.5	Halm til forgasning (pyrolyse) med biokul retur (KVM7.5).....	211
7.5.1	Anvendelse	211
7.5.2	Relevans og potentiale.....	211
7.5.3	Effekt på drivhusgasudledning.....	212
7.5.4	Samspil til andre virkemidler	213
7.5.5	Usikkerheder.....	213
7.5.6	Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen.....	214
7.5.7	Sideeffekter af biokul	215
7.6	Braklægning i sædskiftet (KVM7.6).....	221
7.6.1	Anvendelse	221
7.6.2	Relevans og potentiale.....	221
7.6.3	Effekt på drivhusgasudledning.....	222
7.6.4	Samspil til andre virkemidler	223
7.6.5	Usikkerheder.....	223
7.6.6	Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen.....	223
7.7	Ompløjningstidspunkt for fodergræs og efterfølgende afgrødevalg (KVM7.7).....	226
7.7.1	Anvendelse	226
7.7.2	Relevans og potentiale.....	227
7.7.3	Effekt på drivhusgasudledning.....	227
7.7.4	Samspil til andre virkemidler	228

7.7.5	Usikkerheder.....	228
7.7.6	Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen.....	228
7.8	Flerårige energiafgrøder i sædskiftet (KVM7.8).....	230
7.8.1	Anvendelse	230
7.8.2	Relevans og potentiale.....	230
7.8.3	Effekt på drivhusgasudledning.....	231
7.8.4	Samspil til andre virkemidler	232
7.8.5	Usikkerheder.....	232
7.8.6	Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen.....	232
7.9	Pløjefri dyrkning og forbud mod jordbearbejdning i visse perioder (KVM7.9).....	236
7.9.1	Anvendelse	236
7.9.2	Relevans og potentiale.....	236
7.9.3	Effekt på drivhusgasudledning.....	237
7.9.4	Samspil til andre virkemidler	238
7.9.5	Usikkerheder.....	238
7.9.6	Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen.....	238
7.10	Præcisionsjordbrug (KVM7.10).....	241
7.10.1	Anvendelse	241
7.10.2	Relevans og potentiale.....	242
7.10.3	Effekt på drivhusgasudledning.....	243
7.10.4	Samspil til andre virkemidler	246
7.10.5	Usikkerheder.....	247
7.10.6	Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen.....	247
7.10.7	Sideeffekter	247
7.11	Reduceret kvælstofnorm (KVM7.11).....	254
7.11.1	Anvendelse	254
7.11.2	Relevans og potentiale.....	254
7.11.3	Effekt på drivhusgasudledning.....	258
7.11.4	Samspil til andre virkemidler	259
7.11.5	Usikkerheder.....	260
7.11.6	Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen.....	260
7.13	Afgrøder med stort kvælstofoptag (KVM7.13).....	262
7.13.1	Anvendelse	262
7.13.2	Relevans og potentiale.....	262
7.13.3	Effekt på drivhusgasudledning.....	262
7.13.4	Samspil til andre virkemidler	265
7.13.5	Usikkerheder.....	265
7.13.6	Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen.....	265
7.15	Nitrifikationshæmmere (KVM7.15).....	268
7.15.1	Anvendelse	268
7.15.2	Relevans og potentiale.....	268
7.15.3	Effekt på drivhusgasudledning.....	269
7.15.4	Samspil med andre virkemidler	272
7.15.5	Usikkerheder.....	272

7.15.6	Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen.....	273
7.15.7	Sideeffekter	273
7.15.8	Sammenfatning	279
8	Arealanvendelse	284
8.1	Udtag af omdriftsareal til permanent ugødet brak (KVM8.1)	284
8.1.1	Anvendelse	284
8.1.2	Relevans og potentiale.....	285
8.1.3	Effekt på drivhusgasudledning.....	285
8.1.4	Samspil til andre virkemidler	287
8.1.5	Usikkerheder.....	287
8.1.6	Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen.....	287
8.2	Udyrkede bræmmer langs vandløb og søer på mineraljord (KVM8.2)	290
8.2.1	Anvendelse	290
8.2.2	Relevans og potentiale.....	290
8.2.3	Effekt på drivhusgasudledning.....	291
8.2.4	Samspil til andre virkemidler	292
8.2.5	Usikkerheder.....	292
8.2.6	Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen.....	292
8.3	Paludikultur (KVM8.3).....	294
8.3.1	Anvendelse	294
8.3.2	Relevans og potentiale.....	294
8.3.3	Effekt på drivhusgasudledning.....	296
8.3.4	Usikkerheder.....	297
8.3.6	Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen.....	297
8.3.7	Sideeffekter	298
8.4	Vådområder på mineral jord (KVM8.4).....	302
8.4.1	Anvendelse	302
8.4.2	Relevans og potentiale.....	302
8.4.3	Effekt på drivhusgasemission	302
8.4.4	Samspil til andre virkemidler	304
8.4.5	Usikkerheder.....	305
8.4.6	Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen.....	305
8.5	Skovlandbrug (KVM8.5).....	307
8.5.1	Hurtigvoksende træarter i stævningskultur (f.eks. bioenergitræer)	308
8.5.2	Mellem til hurtigvoksende træarter med høj vedkvalitet og lang omdriftstid (alley cropping).....	311
8.5.3	Læhegn med blandede hurtigtvoksende træarter og lang omdriftstid	315
8.5.4	Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen.....	318
8.5.5	Sideeffekter	320
9	Konklusioner	325
9.1	Forskningsbehov samt oversigt over igangværende projekter, der bidrager til udvikling og beregning af effekter af klimavirkemidler	330
9.1.1	Forskningsbehov vedrørende klimavirkemidler i husdyrproduktionen.....	330
9.1.2	Forskningsbehov for virkemidler til husdyrgødning.....	331

9.1.3	Forskningsbehov vedrørende virkemidler i afgrødeproduktionen	332
9.1.4	Forskningsbehov vedrørende virkemidler indenfor arealanvendelse	332
10	Bilag	334
Bilag 1	Klimavirkemiddeltabellen	334
Bilag 2	Boblerforslag til Klimavirkemiddelkataloget	348
Bilag 3	Nuværende projekter	349
Bilag 4	Udgåede virkemidler	354

1 Sammendrag

Forfattere: Mathias Neumann Andersen, Institut for Agroøkologi

Fagfællebedømmer: Anders Peter Adamsen, Institut for Bio- og Kemiteknologi og Niels Halberg, DCA-Centerenheden

1.1 Sammendrag på dansk

I forbindelse med EU's 2030 målsætning om reduktion af klimagasudslip og aftalen om grøn omstilling af dansk landbrug har Landbrugsstyrelsen ønsket et opdateret vidensgrundlag over mulige virkemidler til reduktion af drivhusgasudledninger inden for landbruget. Rapporten giver en oversigt over effekter, potentiale, usikkerhed og barrierer af en række virkemidler, der kan bidrage til dette. Rapporten bygger på tidligere opgørelser (Olesen et al., 2018; Hutchings et al., 2020, Andersen et al., 2023).

Der er mange forskellige kilder til drivhusgasser fra landbruget. De største bidrag kommer fra metan og lattergas, bl.a. fordi disse drivhusgasser har hhv. 28 og 265 gange kraftigere drivhuseffekt end kuldioxid set over en 100-årig periode (GWP-100). For at lette sammenligningen af udledningen af alle typer drivhusgasser, omregner man mængden af andre drivhusgasser til den mængde af CO₂, som over 100 år ville give samme drivhuseffekt – den såkaldte CO₂-ækvivalent (CO₂-ækv.). I tillæg til udledninger fra landbrugssektoren er der lavet en særskilt opgørelse for "Land Use, Land Use Change and Forestry" (LULUCF) området af ændringer i jordens indhold af kulstof, hvor øget kulstoflagring eller mindskede udslip vil reducere CO₂-belastningen. En øget kulstoflagring vil imidlertid ikke nødvendigvis bidrage til opfyldelse af Danmarks reduktionsforpligtigelse, da der er et loft over brugen af LULUCF-kreditter, hvorunder kulstoflagring i landbrugsjord indgår. Endvidere indregnes brændstofforbrug til landbrugsmaskiner og brændstofbesparelser fra brug af biogas (klimavirkemiddel 6.5) i effekten af klimavirkemidlerne (henholdsvis negativt og positivt bidrag til effekten).

Virkemidlerne til reduktion af landbrugets drivhusgasudledning er i rapporten opdelt på tiltag omkring 1) Husdyrproduktion, 2) Husdyrgødning, 3) Afgrødeproduktion, og 4) Arealanvendelse. Effekten af et virkemiddel er i princippet beregnet for et enkelt års implementering af et tiltag set over den 100-årig periode, som anvendelse af GWP-100 værdier indebærer. Kulstoflagring i jord er imidlertid vanskelig at passe ind i et sådan fast skema, da netto-lagringen afhænger af udgangspunktet for kulstofindhold i jorden. I den danske afrapportering under UNFCCC, er det estimeret at 12 % af kulstof input i planterester lagres i jorden over en 20-årig periode (Mikkelsen et al., 2022). I denne rapport antages derfor, at kulstoflagringseffekten af øget tilførsel af planterester (udover referencescenariet) kan indregnes som 12 % af den tilførte kulstofmængde, og at varigheden af denne effekt er 20 år, hvorefter der er opnået et nyt ligevægtsniveau. Som eksempel kan nævnes klimavirkemiddel 7.1 efterafgrøder, som ikke indgår i referencescenariet. Herved opretholdes konsistens i forhold til den nationale emissionsopgørelse. Der er pt. ikke klarhed over hvordan bidraget fra kulstoflagring i jord skal beregnes med henblik på at indregne det i landbrugets udledninger og i hvilken udstrækning det vil blive muligt.

Da netto-effekten af mange af virkemidlerne vedrørende afgrødeproduktion og arealanvendelse fremkommer som en difference mellem kulstoflagring i jord og N₂O-udledning fra tilført gødning, som også er meget usikker, vil der ofte være tvivl om disse virkemidlers nettoeffekt er positiv eller negativ. Der er under hvert virkemiddel beskrevet usikkerheder og fejlkilder, som ofte er ganske betydelige. Potentialerne for fuld implementering tiltagene er endvidere som udgangspunkt beregnet for hvert enkelt tiltag alene, uden

hensyntagen til eventuelle samspil med andre virkemidler og deres effekter. Dog er der beskrevet kædeeffekter ved samtidig eller sekventiel anvendelse af en række teknologier til håndtering af husdyrgødning. Generelt kan de angivne værdier for drivhusgasreduktion således ikke umiddelbart summeres. Effekten af det enkelte virkemiddel afhænger endvidere af de valgte referencesituationer. Disse er beskrevet nærmere i kapitel 4 for hhv. husdyrproduktion, husdyrgødning og for afgørelseproduktion.

De virkemidler, der er beskrevet i rapporten i kapitel 5-8, 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, det skal kunne implementeres i praksis uden væsentlige negative sideeffekter og være økonomisk konkurrencedygtigt i forhold til andre mulige virkemidler. Endelig skal effekten være veldokumenteret, så det kan inkluderes i den nationale emissionsopgørelse (Olesen et al, 2018).

I tabel 1.1.1 er reduktionen ved fuld implementering af nogle af de mest effektive virkemidler inden for de fire kategorier beregnet ud fra tilgængelige aktivitetsdata fra basisfremskrivningen 2021 (Energistyrelsen, 2023 og Line Maj Stranges, LBST, personlig kommunikation, 04.01.2023), samt den maksimalt mulige udbredelse beskrevet under de enkelte virkemidler. Disse kilder indeholder den forventede udvikling i arealanvendelse, husdyrhold og virkemidler. Effekterne afhænger af hvordan de enkelte tiltag sammensættes; således fås den største effekt af bioforgasning, hvis det kombineres med hyppig udslusning. Det skal understreges, at der ofte er betydelig usikkerhed om, hvor stor den potentielle udbredelse af et virkemiddel kan blive i fremtiden og den tidlige udvikling i implementeringen.

Table 1.1.1 Reduktionspotentialer for drivhusgasser ved brug af udvalgte virkemidler med stort potentiale opgjøret i kt CO₂-ækv./år ud fra tilgængelige aktivitetsdata for 2021 set i relation til den maksimalt mulige implementering, som beskrevet under de enkelte virkemidler (antal husdyr, gødningsmængde eller hektar). Nogle af virkemidlerne er opgjøret for forskellige grupper af dyr eller typer af husdyrgødning. Reduktion i udledningerne er beregnet som den samlede effekt af reduktion i lattergas og metan, øget kulstoflagring og reduktion af fossil energi i landbrug og transport (AR5-værdier anvendt). I effekten af virkemidlerne (bilag 1), som danner grundlag for beregning af reduktionspotentialerne er LULUCF bidraget adderet til de øvrige poster. Desuden er det anført om virkemidlet umiddelbart kan indgå i den nationale emissionsopgørelse, samt om der er væsentlige barrierer for implementeringen. Tabellen er et uddrag af tabel 9.1.1.

Virkemiddel	Udbredelse i 2021 (antal køer KVM5.) / kiloton gylle (KVM6.) / antal ha/ kg N (KVM7. og KVM8.)	Potentiel udbredelse (antal køer (KVM5.) / kiloton gylle (KVM6.) / antal ha/ kg N (KVM7. og KVM8.))	Potentiel reduktion i emissioner fra 2021 og frem (kiloton CO ₂ -ækv/år)	Bliver indregnet i Emissionsopgørelse	Væsentlige barrierer
Husdyrproduktion					
Generelle ændringer i fodderationen	0	479.400	200 ¹	Nej	A, B, C
Øget fordring med fedt til kvæg	0	564.000	146	Nej	D2, B
Anvendelse af metanreducerende tilsætningsstoffer i foder til kvæg med 27% reduktion	0	479.400	581	Nej	A, B, C eller D2
Husdyrgødning					
Forsuring af gylle i stalden	851	24.293	2.115	Nej	A
Lavdosis forsuring i gyllelagre	0	32.666	1.731	Nej	A, B, D

Gylle og bioforgasning	7.625	32.666	2.544	Ja	
Opsamling af gas i gyllelagre og afbrænding	0	32.666	1.577	Nej	A, B, D
Overdækning af gylletanke med ventileret flydelag	0	32.666	984	Nej	A, B, D
Afgørdeproduktion					
Halm til forgasning med biogår retur	0	960.000	1.920	Ja, delvist	E
Braklægning i sædskiftet	35.982	2.250.000	3.067	Ja	
Flerårige energifgrøder i sædskiftet	8.564	2.250.000	3.005	Delvist LULUCF	F
Præcisionsjordbrug	109.584	2.250.000	381	Ja	G
Afgørder med høj N-optagelse	391.641	750.000	468	Ja	G
Nitrifikationshæmmere til husdyr- og handelsgødning ²	0	367.000.000	613	Nej for N ₂ O/ Ja for effekt på udbytter, forbrug, udv.	B, H /G
Arealanvendelse					
Udtag af omdriftsareal til permanent ugødet brak	74.477	2.250.000	4.210	Ja	
Paludikultur ³	0	118.302	3.435	Delvist. Primær effekt af vådområde etablering	B
Skovlandbrug	0	2.250.000	4.136	Landbrug: Nej, LULUCF: delvist	J

¹Reduktionen er beregnet ud fra den potentielle reduktion i dyrenes emission af enterisk metan UDEN hensyn til, at ændret foderration kan give større drivhusgasemission i afgørdeproduktions-leddet.

²Der kan i forbindelse med anvendelse af nitrifikationshæmmere være effekter på økotoxikologi og udvaskning af tilsætnings- og nedbrydningsprodukter til grundvand, som bør afklares inden udbredt anvendelse. Kvælstofindhold i husdyrgødning estimeret fra Børsting et al. (2021). Også se kapitel 7.15.6 "Sideeffekter".

³Indbefatter vådlægning af tørvejorde plus dyrkning.

A: mangler dokumenteret effekt

B: mangler aktivitetsdata

C: kræver opdateret eller ny beregningsmetode

D: kræver opdatering af beregningsmodel, så beregningen opdeles i emission fra stald og lager

D2: mangler opdateret Ym-faktor

E: Mangler dokumentation af N-indhold i biokul. Mangler separat nedbrydningsfunktion for afgasset biomasse/gylle samt for biokul

F: Mangler data for areal, udbytte og N-indhold for specifikt energifgrøder

G: Fanges i udbyttedata.

H: mangler differentierede emissionsfaktorer

I: Mangler afklaring af om arealer er under landbrugsarealet og afgørde typer, herunder dokumentation for udbytter.

J: Mangler afklaring om afgørde typer, udbytter, N-indhold, LULUCF: manglende ressourcer til at omregne LidAR-analyse

Af tabel 1.1.1 fremgår, at der er et betydeligt potentiale for reduktion af udledningen af drivhusgasser fra landbruget ved implementering af en række af de mest effektive virkemidler. Mange af disse kræver dog investeringer i fx stalde med gyllekøling eller hyppig udslusning, udbygning af bioforgasningskapacitet, nye teknologier som pyrolyseanlæg og bioraffineringsanlæg, hvor økonomien stadig er usikker. En fuldstændig liste over de inkluderede virkemidler i rapporten og deres potentialer kan findes i afsnit 9 i tabel 9.1.1.

Det fremgår af tabel 1.1.1, at selvom tiltagene ofte ikke kan kombineres, er der et potentiale for at reducere udledningerne på 6 til 7 mill. ton CO₂-ækv. Hertil kommer de øvrige virkemidler, der er omtalt i rapporten. Altså en betydelig mulig reduktion af de totale udledninger fra landbrugssektoren, som ville kunne leve op til de politiske målsætninger i Aftale om grøn omstilling. Mange af virkemidlerne er imidlertid lidt eller slet ikke udbredt for nærværende.

De fleste af virkemidlerne vil umiddelbart kunne indgå i den nationale emissionsopgørelse. Der er dog for en del af virkemidlerne behov for yderligere dokumentation af tiltagets effekt på emissionerne. Dette gælder bl.a. for brugen af efterafgrøder, fodertilsætningsstoffer og forsuring/køling af gyllen. Der vil desuden være behov for bedre indsamling af aktivitetsdata til opgørelse af effekterne i den nationale opgørelse og sidst men ikke mindst i forbindelse med udarbejdelse af bedriftsregnskaber. Dette gælder for en række tiltag, fx brug af hyppig udslusning gylle, forsuring af gylle og overdækning af gyllebeholder, hvor der er brug for oplysninger om hvilke kombinationer af tiltag landbrugene anvender, fx hvorvidt flydelag kombineres med overdækning. Såfremt mere præcise og differentierede emissionsfaktorer kan estimeres, vil kravene til og omfanget af indsamling af aktivitetsdata ofte øges. Dette kunne fx være staldtemperatur, gylletemperatur eller satellitdata og klimaforhold i forbindelse med afgrødevækst og markoperationer. Generelt er der således behov for bedre opgørelse af omfanget samt bedre specifikation af anvendelsen af de forskellige teknologier, hvis en række tiltag retvisende skal kunne indgå i den nationale opgørelse samt indgå i bedriftsregnskaber og i den forbindelse kunne differentiere mellem bedrifter.

Det fremgår, at store emissionsreduktioner kan opnås gennem teknologiske løsninger til reduktion af landbrugets udledninger og kombinationer af disse. Disse teknologier skal dog tænkes sammen med de mange andre målsætninger for landbrugets produktion og miljøpåvirkninger. Der er gode eksempler på synergier. Generelt vil virkemidler til reduktion af N-udvaskningen have en positiv effekt via mindsket indirekte udledning af lattergas og ofte mindre behov for N-tilførsel i gødning, og dermed nedsat direkte udledning. Nitrifikationshæmmere kan være med til at reducere nitratudvaskning i forårsperioden og forsuring af gyllen reducerer ammoniakfordampning. Også på disse områder er der dog brug for mere viden og bedre kortlægning.

Analysen understreger, at der også fremover vil være et stort behov for yderligere forskning i reduktion af landbrugets klimagasser. Dette gælder både med hensyn til nye driftsformer og teknologier med lavere udslip, men også i 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 fx for anvendelse af metanreducerende tilsætningsstoffer i foder til kvæg, forsuring af gylle i stalden til reduktion af metanudledning og anvendelse af nitrifikationshæmmere til reduktion af lattergasudledning. Teknologier som præcisionsjordbrug og anvendelse af biochar er langt fra færdigudviklede og forventes at kunne bidrage væsentlig mere til at nedbringe udledningerne end det er tilfældet i dag. I kapitel 9 i rapporten er igangværende projekter til at kvantificere effekten af såvel nye som kendte virkemidler kort beskrevet og en række nye forskningsbehov identificeret.

1.2 Summary in English

In connection with the EU's 2030 target for the reduction of greenhouse gas emissions and the Danish political agreement on the green transformation of Danish agriculture, an updated knowledge base has been requested by the Danish Agricultural Agency concerning possible measures to reduce greenhouse gas emissions within Danish agriculture. This report provides an overview of the effects, potentials, uncertainties, and barriers for the measures that can contribute to this. The report is based on previous assessments (Olesen et al., 2018; Hutchings et al., 2020, Andersen et al., 2023).

There are many different sources of greenhouse gases from agriculture. The largest contributions come from methane and nitrous oxide, i.e. because these greenhouse gases have respectively 28 and 265 times stronger greenhouse gas effects than carbon dioxide when seen over a 100-year period (GWP-100). To facilitate the comparison of the emissions of all types of greenhouse gases, the amount of other greenhouse gases is converted to the amount of CO₂ that would produce the same greenhouse effect over 100 years - the so-called CO₂ equivalent (CO₂-ækv.). In addition to the emissions from the agricultural sector, a separate calculation for the LULUCF of changes in soil carbon content has been made, where increased carbon storage or reduced emissions will reduce the CO₂ load. Increased carbon storage may however not fully contribute to fulfill Denmark's reduction obligations, as there is a ceiling on the use of LULUCF credits, under which carbon storage in agricultural land is included. Furthermore, use of fuel for agricultural machines and fuel savings from use of biogas (measure no. 6.5) are included in the calculation of the effects of greenhouse gas reduction measures (negative and positive contribution, respectively).

The measures to reduce agriculture's greenhouse gas emissions are divided in the report into initiatives around 1) Livestock production, 2) Livestock manure, 3) Crop production, and 4) Land use. The effect of a measure is in principle calculated for a single year of implementation, seen over the 100-year period, which the use of GWP-100 values implies. Carbon storage in the soil is, however, difficult to fit into such a fixed scheme since net storage depends on the starting point for carbon content in the soil. In the Danish reporting under the UNFCCC, it is estimated that 12% of carbon input in plant residues is stored in the soil over a 20-year period (Mikkelsen et al, 2022). In this report, it is therefore assumed that the carbon storage effect of changes in the supply of plant residues can be factored in as 12% of the added carbon quantity, and that the duration of this effect is 20 years, after which a new equilibrium level has been reached. Thus, consistency with the national inventory report is maintained. At the moment, it is not clear how the contribution from carbon sequestration in soils should be calculated in order to include it in the emissions from agricultural activities and to which extent this will be allowed in regulations.

Since the net effect of many of the instruments relating to crop production and land use are calculated as a difference between carbon storage in the soil and N₂O emission from applied fertilizer, which is also very uncertain, there will often be doubts as to whether the net effects of these instruments are positive or negative. Under each instrument, a section is included describing uncertainties and sources of error in the estimates. These uncertainties are often substantial. The effects of the measures are also basically calculated for each individual measure alone, without considering possible interactions with other effects. However, chain effects have been described with the simultaneous or sequential use of several technologies for handling livestock manure. In general, the stated values for greenhouse gas reduction therefore cannot immediately be summed up. The effect of the reduction measures depends on the chosen reference scenarios. These are detailed in chapter 4 concerning animal production, animal manure and crop husbandry and land use.

The measures described in the report in chapter 5-8 vary considerably in their effects and side effects, if associated with the measure. Furthermore, there will be great variation in their cost-effectiveness. For a measure to be relevant, it must have a significant effect on total emissions, it must be able to be implemented in practice without significant negative side effects and be economically competitive. Finally, the effect must be well documented so that it can be included in the national emissions inventory (Olesen et al, 2018).

In table 1.2.1, the reduction by full implementation of some of the most effective measures within the four categories is calculated based on available activity data from 2021 (Energistyrelsen, 2023 and Line Maj Stranges, pers. comm., 04.01.2023). The effects depend on how the individual measures are combined; thus, the greatest effect of biogasification is obtained if it is combined with frequent venting. It must be emphasized that there is often considerable uncertainty about how large the potential implementation or prevalence of a measure may become in the future and not least the timeframe for implementation.

Table 1.2.1 The reduction potential for greenhouse gases using selected measures calculated in kt CO₂-ækv./year based on available activity data from 2021 seen in relation to the maximum possible implementation described under the individual measures (number of livestock, amount of fertilizer or hectare). Some of the measures are calculated for different groups of animals or types of livestock manure. Reduction in emissions is calculated as the total effect of reduction in nitrous oxide and methane, increased carbon storage and reduction of fossil energy in agriculture and transport (AR5 values used). The contribution from LULUCF has been added directly to the other contributions (in annex 1) to calculate the net climate effect of the measures. This is then used in the calculation of potentials. Finally, it is stated whether the measures can immediately be included in the national emissions inventory, as well as whether there are significant technical, environmental and health barriers to their implementation. The table is an excerpt of table 9.1.1.

Greenhouse gas reduction measure	Implementation in 2021(no. cows (KVM5) / kiloton slurry (KVM6) / ha/ kg N (KVM7 and KVM8))	Potential implementation (no. cows (KVM5) / kiloton slurry (KVM6) / ha/ kg N (KVM7 and KVM8))	Potential reduction in total emissions from 2021 on (kiloton CO ₂ -eq/year)	Inclusion in the national emissions inventory	Significant barriers
Animal husbandry					
General changes in the feed ration	0	479.400	200 ¹	No	A, B, C
Increased feeding of fat to cattle	0	564.000	146	No	D2, B
Use of metan-reducing additives in feed to cattle with 27% reduction	0	479.400	581	No	A, B, C or D2
Animal manure					
Acidification of slurry in the stable	851	24.293	2.115	No	A
Low-dose acidification in the slurry tank	0	32.666	1.731	No	A, B, D
Biogasification of slurry	7.625	32.666	2.544	Yes	
Collection of gas in slurry tanks and burning	0	32.666	1.577	No	A, B, D
Covering of slurry tanks with ventilated floating layer	0	32.666	984	No	A, B, D

Crop husbandry					
Straw used for pyrolysis with biochar returned to field	0	960.000	1.920	Yes, partly	E
Fallow in rotation	35.982	2.250.000	3.067	Yes	
Perennial energy crops in rotation	8.564	2.250.000	3.005	Partly LULCC	F
Precision agriculture	109.584	2.250.000	381	Yes	G
Crops with high nitrogen uptake	391.641	750.000	468	Yes	G
Nitrification inhibitors ²	0	367.000.000	613	No for N ₂ O/ Yes for effect on yields, consumption.	B, H /G
Land use					
Change from crop rotation for permanent unfertilized fallow	74.477	2.250.000	4.210	Yes	
Paludiculture ³	0	118.302	3.435	Partly. Primary effect of wet-land establishment	B
Agroforestry	0	2.250.000	4.136	Agriculture: No, LULCC: partly	J

¹The reduction is calculated based on the potential reduction in the animals' emission of enteric methane WITHOUT taking into account that a changed feed ration may result in greater greenhouse gas emissions from crop production.

²In connection with the use of nitrification inhibitors, there may be effects on ecotoxicology and leaching of addition and decomposition products into groundwater, which should be clarified before widespread use. Nitrogen content in livestock manure estimated from Børsting et al. (2021). Also see chapter 7.15.6 "Side effects".

³It includes wetting of peat soils plus cultivation.

A: lacks documented effect.

B: lacks activity data.

C: requires updated or new calculation method.

D: requires updated calculation model to discriminate emissions from stables and storage.

D2: missing updated Ym factor.

E: lacks documented N content in biochar and a separate breakdown function for degassed biomass/slurry and for biochar.

F: lacks data for area, yield and N content for specific energy crops.

G: captured in yield data.

H: lacks differentiated emission factors.

I: lacks clarification as to whether areas are agricultural and crop-cultivated, including documentation for yields.

J: lack of clarification on crop types, yields, N content; LULCC: lacks resources to convert LidAR analysis.

Table 1.2.1 shows that there is considerable potential for reducing the emission of greenhouse gases from agriculture by implementing several of the most effective measures. However, many of these require investments in e.g., stables with slurry cooling or frequent discharge, expansion of biogasification capacity, new technologies such as pyrolysis plants and biorefining plants, where the economy is still uncertain. A complete list of the measures included in the report and their potential can be found in chapter 9.

It appears from the table that although the measures cannot necessarily be combined, there is a potential for reducing emissions of around 6-7 million tonnes of CO₂- ækv. to which the other measures mentioned in the report may be added. A significant possible reduction of the total emissions from the agricultural sector, which does approximately meet the political objectives. The current prevalence of many of the measures is, however, small.

Most of the measures will immediately be able to be included in the national emissions inventory. However, for some of the measures there is a need for further documentation of the measure's effect on emissions. This applies, among other, for the use of nitrification inhibitors for fertilizer, nitrate in the feed and acidification/cooling of the slurry. There will also be a need for better collection of activity data for calculating the effects in the national inventory and last but not least in connection with farm-level accounting. This applies to a number of measures, e.g., use of frequent manure removal, acidification of manure and covering of manure containers, where information is needed on which combinations of measures the farms use, e.g. whether floating layers are combined with covering. If more precise and differentiated emission factors can be estimated, the requirements for and scope of activity data collection will often increase. This could, for example, be temperature in stables, slurry temperature or satellite data and climate conditions in connection with crop growth and field operations. In general, there is thus a need for a better calculation of the scope and better specification of the use of the various technologies, if a number of measures are to be fairly included in the national inventory.

It appears that large emission reductions can be achieved through technological solutions for reducing agricultural emissions and combinations of these. However, these technologies must be considered together with the many other objectives for agricultural production and environmental impacts. There are good examples of synergies. In general, measures to reduce N leaching will have a positive effect via reduced indirect emission of nitrous oxide and less need for N fertilization and thus reduced direct emission. Nitrification inhibitors can help reduce nitrate leaching in the spring period and acidifying manure reduces ammonia volatilization. In these areas too, however, more knowledge and better mapping is needed.

The analysis emphasizes that in the future there will also be a great need for further research into the reduction of agricultural greenhouse gases. This applies both regarding new modes of operation and technologies with lower emissions, but also to a large extent with regard to better quantification of the current emissions and documentation of the effects of already available measures. For several of the measures included in this catalogue, further research and documentation will be needed before they can be included as part of the Danish national emissions inventory. This applies, for example, to the use of methane-reducing additives in feed for cattle, acidification of manure in the barn to reduce methane emissions and the use of nitrification inhibitors to reduce nitrous oxide emissions. Technologies such as precision farming and the use of biochar are far from fully developed and are expected to be able to contribute significantly more to reducing emissions than is the case today. In chapter 9 of the report, ongoing projects to quantify the effect of both new and known greenhouse gas reduction measures are briefly described and a number of new research needs are identified.

References

- Andersen, M. N., Adamsen, A. P. S., Hansen, E. M., Thomsen, I. K., Hutchings, N., Elsgaard, L., Jørgensen, U., Munkholm, L. J., Børgesen, C. D., Sørensen, P., Petersen, S. O., Lærke, P. E., Olesen, J. E., Børsting, C. F., Lund, P., Kjeldsen, M. H., Maigaard, M., Villumsen, T. M., Dalby, F. R., Kai, P., Nørremark, M., Blicher-Mathiesen, G., Audet, J., Bruus, M., Krogh, P.H., Kronvang, B., Winding, A., Kristensen, H. L. (2023). Virkemidler til reduktion af klimagasser i landbruget. DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. <https://dcapub.au.dk/djfpublikation/djfpdf/DCArapport220.pdf>
- Børsting, C.F. (Red.), Hellwing, A.L.F., Sørensen, M.T., Lund, P., van der Heide, M., Møller, S.H., Kai, P., Nyord, T., Aaes, O., Clausen E., Tybirk, P., Holm, M., Hansen, M.N., Jensen, H.B., Bækgaard, H. (2021). Normtal for husdyrgødning. DCA Rapport 191 • DECEMBER 2021 • RÅDGIVNING.
- Energistyrelsen (2023). Klimastatus og -fremskrivning 2023.
- Hutchings, N., Lærke, P. E., Munkholm, L. J., Elsgaard, L., Kristensen, T., Rasmussen, J., Lund, P., Børsting, C. F., Løvendahl, P., Mikkelsen, M. H., Albrektsen, R., Gyldenkerne, S., Møller, H. B., Hansen, M. J., Feilberg, A., & Adamsen, A. P. S., (2020). Opdatering af effekter og potentialer af klimavirkemidler til anvendelse i landbrug, Nr. 2019-0035910, 23 s., mar. 02, 2020.
- Olesen, J.E., Petersen, S.O., Lund, P., Jørgensen, U., Kristensen, T., Elsgaard, L., Sørensen, P., Lassen, J. (2018). Virkemidler til reduktion af klimagasser i landbruget. DCA rapport, nr. 130, bind 130, DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, <<http://web.agrsci.dk/djfpublikation/index.asp?action=show&id=1273>>

2 Indledning

Forfattere: Mathias Neumann Andersen, Institut for Agroøkologi og Anders Peter Adamsen, Institut for Bio- og Kemiteknologi

Fagfællebedømmer: Kiril Manevski, Institut for Agroøkologi, Frederik Rask Dalby, Institut for Bio- og Kemiteknologi og Niels Halberg, DCA-Centerenheden

Med de nuværende tiltag mod udledningerne af drivhusgasser fra landbruget inklusive arealanvendelse og energiforbrug forventes disse at falde fra 15,9 mio. i 2021 til 15, mio. ton CO₂-ækv. i 2030, men vil ikke desto mindre udgøre henved 45 % og en stigende andel af Danmarks samlede udledninger på grund af større reduktioner i andre sektorer (Energistyrelsen, 2023). Som en del af energiaftalen fra 2018, har det danske folketing besluttet, at Danmark skal arbejde frem mod en netto-nul udledning af drivhusgasser i EU og Danmark i senest i 2050, dvs. et klimaneutralt samfund. På den kortere bane ønskes udledningen af drivhusgasser reduceret med 70 % i 2030 set i forhold til niveauet i 1990 i henhold til Klimaloven af 2020 (Klima-, Energi- og Forsyningsministeriet, 2020), som blev vedtaget af et bredt flertal i folketinget. Som en del af EU's klima- og energipolitik har EU-kommissionen endvidere tildelt Danmark et reduktionsmål på 39 % i forhold til niveauet i 2006 for de ikke-kvotebelagte sektorer, som landbruget udgør en del af. Endeligt har et bredt flertal af folketingets partier i 2021 indgået en Aftale om grøn omstilling af dansk landbrug (Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, 2021), der fastsætter et bindende reduktionsmål for land- og skovbrugssektorens drivhusgasudledninger på 55-65 % ift. 1990-udledningen svarende til, at land- og skovbrugssektorens drivhusgasudledninger skal nedbringes med ca. 6,1-8,0 mio. t. CO₂-ækv. i 2030. I aftalen vurderes, at der pt. er for få virkemidler til rådighed og at paletten derfor skal udvides med inddragelse af nye teknologier og løsninger. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri har derfor bedt DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, AU, om en oversigt over og en vurdering af mulige virkemidler til reduktion af drivhusgasudledningerne inden for landbruget

Formålet med denne rapport er at beskrive en række virkemidler til reduktion af landbrugets udledning af drivhusgasser og kvantificere effekten. Virkemidlerne er opdelt på tiltag omkring 1) Husdyrproduktion, 2) Husdyrgødning, 3) Afgørdeproduktion, og 4) Arealanvendelse.

I rapporten indgår Tabel over klimaeffekter for virkemidler i landbruget, den såkaldte Klimavirkemiddeltabel (se Bilag 1). Her gives en samlet oversigt over de beskrevne virkemidlers sandsynlige effekt i forhold til reduktion af landbrugets udledninger. Effekter, potentialer og barrierer beskrives og vurderes i detaljer i de forskellige afsnit. Der er en lang række mulige virkemidler inden for landbruget. Disse er alle kendetegnet ved at indeholde et større eller mindre element af biologiske processer, som typisk er vanskeligere at kvantificere og styre og har større usikkerhed forbundet med udfaldet end rent tekniske løsninger. Denne usikkerhed forsøges beskrevet sammen med teknologiernes udviklingsstadiet og fremtidige muligheder for forbedringer. Kataloget skal være dynamisk og vil blive opdateret årligt, idet nærværende udgave fortrinsvis beskriver de virkemidler som indgik i klimavirkemiddeltabellen fra 2020 (Hutchings et al., 2020). Der er derfor inkluderet en oversigt over potentielle nye virkemidler i bilag 2 til rapporten (Boblerlisten).

Potentialerne med hensyn til 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 beskrevet en række kombinationer og kædebetrægtninger. Nogle af tiltagene vil kunne summeres, mens andre vil inter-

agere med hinanden således, at implementering af ét virkemiddel vil give en lavere effekt af et andet virkemiddel på samme bedrift (f.eks. i forhold til gødningshåndtering i hhv. stald, lager og mark). eller udelukke samtidig implementering. Et andet eksempel på dette er de forskellige arealtiltag, hvor der naturligvis ikke kan dyrkes f.eks. energijafrøder samtidig med efterafgrøder.

De nævnte virkemidler, og deres effekt på drivhusgasemissionen, afspejler et teknisk muligt, maksimalt bud på udbredelsen af de valgte virkemidler, ligesom vurderingerne er baseret på de nuværende rammevilkår omkring landbrugsproduktionen. I de følgende kapitler beskrives afgrænsninger i rapporten og beregningsmetoderne til at estimere effekterne af de omtalte klimavirkemidler.

Referencer

Energistyrelsen (2023). Klimastatus og -fremskrivning (2023) https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Basisfremskrivning/kf23_hovedrapport.pdf

Hutchings, N., Lærke, P. E., Munkholm, L. J., Elsgaard, L., Kristensen, T., Rasmussen, J., Lund, P., Børsting, C. F., Løvendahl, P., Mikkelsen, M. H., Albrektsen, R., Gyldenkerne, S., Møller, H. B., Hansen, M. J., Feilberg, A., & Adamsen, A. P. S. (2020). Opdatering af effekter og potentialer af klimavirkemidler til anvendelse i landbrug, Nr. 2019-0035910, 23 s., mar. 02, 2020.

Klima-, Energi- og Forsyningsministeriet (2020). Lov om Klima. <https://www.retsinformation.dk/eli/lt/2020/965>

Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri (2021). Aftale om grøn omstilling af dansk landbrug. fvm.dk/landbrug/aftale-om-groen-omstilling-af-dansk-landbrug.

3 Afgrænsninger i rapporten

Forfattere: Mathias Neumann Andersen, Institut for Agroøkologi og Anders Peter Adamsen, Institut for Bio- og Kemiteknologi

Fagfællebedømmer: Kiril Manevski, Institut for Agroøkologi, Frederik Rask Dalby, Institut for Bio- og Kemiteknologi, Niels Halberg, DCA-Centerenheden

Intentionen bag klimavirkemiddelkataloget er at beskrive de betydende kendte virkemidler til at reducere emissioner af CO₂, lattergas og metan fra landbrugsbedrifter indenfor henholdsvis husdyrproduktion, husdyrgødning, afgrødeproduktion og arealanvendelse. Dog er kataloget som udgangspunkt baseret på et udvalg af virkemidler i tidligere rapporter og inklusion af nye virkemidler i henhold til en procedure, som er aftalt mellem AU og Landbrugsstyrelsen. I den første udgave af klimavirkemiddelkataloget fra 2023 (Andersen et al., 2023) indgik således alene beskrivelse af virkemidler, der tidligere var kvantificeret i Tabel over klimaeffekter for virkemidler i landbruget (Hutchings et al., 2020, opdateret i Petersen og Hutchings, 2020 og Petersen, 2020) og til dels i N-virkemiddelkataloget (Eriksen et al., 2020). Det er endvidere aftalt mellem AU og Landbrugsstyrelsen, at inklusion af nye virkemidler i kataloget i kommende udgaver forudsætter en forudgående bestilling fra ministeriet, så der kan afsættes ressourcer ved AU til arbejdet med at beskrive og kvantificere tiltaget.

Et virkemiddel betragtes overvejende som en enkeltstående teknologi, der kan nedbringe udslippet af drivhusgasser i landbrugssektoren. Til brug for udvælgelsen af nye virkemidler indgår der i Klimavirkemiddelkataloget en såkaldt Boblerliste (bilag 2). Listen udarbejdes af AU på baggrund af input fra en række institutter på AU, hvor den endelige udvælgelse til listen foretages baseret på kriterier om væsentlighed og teknologiens modenhed (se bilag 2). Ministerierne får listen til kommentering i forbindelse med færdiggørelsen af årets udgave af Klimavirkemiddelkataloget. Med udgangspunkt i Boblerlisten tages der hvert år stilling til, om yderligere virkemidler bør tilføjes til kataloget. Det er muligt for både ministerierne og AU at foreslå inklusion af nye virkemidler i kataloget, og den endelige beslutning tages efter dialog forud for hver årlig bestilling af opdateringen af kataloget. Omvendt kan virkemidler udgå af kataloget hvis fx potentialet er udtømt pga. fuld implementering i landbrugssektoren eller nye undersøgelser, der viser mindre potentiale end forventet. Der vedligeholdes en liste over udgåede virkemidler i bilag 4 med henvisning til i hvilken tidligere udgave af kataloget en beskrivelse kan findes.

Der benyttes i vid udstrækning samme principper for klimaeffekt-opgørelsen af virkemidlerne, som i afrapporteringen til UNFCCC i den nationale emissionsopgørelse. Det vil sige at effekterne er territorielt afgrænsede til Danmark og sektoropdelt. Det er imidlertid ikke kun landbrugssektoren, der indgår, men også de dele af "Land use, land use change and forestry" (LULUCF), som påvirkes af virkemidlet. Dette er hovedsageligt relateret til kulstoflagring i jorden, men i enkelte tilfælde også træagtig vegetation. Ligeledes indregnes energiforbrug af maskiner, der anvendes i landbruget, selvom dette egentlig hører hjemme i energisektoren. Endvidere er der for bioforgasning af husdyrgødning medregnet, at den producerede metan kan fortrænge et fossilt brændstof som naturgas. Beregningsprincipperne og de systemer, der anvendes som reference ved vurdering af virkemidlerne, er nærmere beskrevet i kapitel 4.

På grund af historikken omkring tilblivelsen af kataloget, er dette stadig ikke fyldestgørende i den forstand, at det omfatter alle væsentlige virkemidler mod de større emissionskilder fra landbruget. Dette gælder f.eks. vådlægning af tørvejorde med henblik på at standse mineraliseringen af det organiske stof og det betydelige udslip af CO₂ fra disse. Dette er tidligere beskrevet i bl.a. en vidensyntese (Greve et al., 2020). Da der

parallelt med tilblivelsen af virkemiddelkataloget 2024 er foregået en betydelig opdatering både af kortlægningen af tørvejerde (Beucher et al., 2023) og revision af emissionsfaktorer for de forskellige klasser (upubliceret) afventes at virkemidlet kan kvantificeres korrekt. Udtagning af lavbundsjerde/tørvejerde som virkemiddel forventes at have en væsentlig effekt og vil blive beskrevet i 2025 udgaven af Klimavirkemiddelkataloget. Derfor er tiltaget ligesom kalkning ikke på boblerlisten idet opgaven med at inkludere disse allerede er ressourcesat. Størrelsesordenen af emissionerne fra lavbundsjerde/tørvejerde i henhold til den gamle opgørelsesmetode kan dog indirekte aflæses i sektion 8.3 om paludikultur, som også indbefatter vådlægning af tørvejerde.

Ligeledes forventes virkemidler omkring reduktion af husdyrbestanden at have en væsentlig effekt og er på boblerlisten. Effekten af en 10% reduktion i husdyrproduktionen fordelt over alle husdyr er tidligere kvantificeret af Jørgensen et al. (2021), som fandt en lidt mindre reduktion af emissionen af drivhusgasser på omkring 7%. Det vil imidlertid kræve en dyberegående analyse at kvantificere effekten af større reduktioner i husdyrproduktion, da dette vil få omfattende konsekvenser i landbruget med hensyn til omlægning af planteproduktion, import af foder og i efterfølgende forarbejdningsled som slagterier og mejerier. Et andet virkemiddel, som forventes at have en væsentlig effekt, og som ikke er medtaget i dette års udgave af kataloget, er skovrejsning på landbrugsjord. Dette er dog i nogen udstrækning beskrevet i KVM8.5 skovlandbrug (f.eks. hurtigvoksende træarter i stævningskultur). Skovrejsning er estimeret til at have en gennemsnitlig kulstofbinding på 12 tons CO₂-ækv per ha per år (Johannsen et al., 2019).

Referencer

- Andersen, M. N., Adamsen, A. P. S., Hansen, E. M., Thomsen, I. K., Hutchings, N., Elsgaard, L., Jørgensen, U., Munkholm, L. J., Børgesen, C. D., Sørensen, P., Petersen, S. O., Lærke, P. E., Olesen, J. E., Børsting, C. F., Lund, P., Kjeldsen, M. H., Maigaard, M., Villumsen, T. M., Dalby, F. R., Kai, P., Nørremark, M., Blicher-Mathiesen, G., Audet, J., Bruus, M., Krogh, P. H., Kronvang, B., Winding, A., Kristensen, H. L. (2023). Virkemidler til reduktion af klimagasser i landbruget. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug.
- Beucher, A. M., Weber, P. L., Hermansen, C., Pesch, C., Koganti, T., Møller, A. B., Gomes, L., Greve, M. B., & Greve, M. H. (2023). Updating the Danish peatland maps with a combination of new data and modeling approaches. DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. Advisory report from DCA – National Center for Food and Agriculture
- Eriksen, J., Thomsen, I. K., Hoffmann, C. C., Hasler, B., Jacobsen, B. H., Baattrup-Pedersen, A., Strandberg, B., Christensen, B. T., Boelt, B., Iversen, B. V., Kronvang, B., Børgesen, C. D., Abolos Rodriguez, D., Zak, D. H., Hansen, E. M., Blicher-Mathiesen, G., Rubæk, G. H., Ørum, J. E., Rasmussen, J., Audet, J., Olesen, J. E., Elsgaard, L., Munkholm, L. J., Jørgensen, L. N., Martinsen, L., Bruus, M., Carstensen, M. V., Pedersen, M. F., Nørremark, M., Hutchings, N., Gundersen, P., Kudsk, P., Sørensen, P., Lærke, P. E., Gislum, R., van't Veen, S. G. M., Larsen, S. E., Petersen, S. O., Riis, T. & Jørgensen, U. (2020). Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. DCA rapport, nr. 174, bind 174, Aarhus Universitet – DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus. <https://dcapub.au.dk/djfpdf/DCArapport174.pdf>
- Greve, M.H., Greve, M.B., Peng, Y., Pedersen, B.F., Møller, A., Lærke, P.E. et al. (2021). Vidensyntese om kulstofrig lavbundsjord. Rådgivningsrapport fra DCA – National Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet, Tjele, Denmark. Journalnummer: 2020-0047924. https://pure.au.dk/ws/portalfiles/portal/214394346/Vidensyntese_kulstofrig_lavbundsjord_3003_2021_rev.pdf

- Hutchings, N., Lærke, P. E., Munkholm, L. J., Elsgaard, L., Kristensen, T., Rasmussen, J., Lund, P., Børsting, C. F., Løvendahl, P., Mikkelsen, M. H., Albrektsen, R., Gyldenkærne, S., Møller, H. B., Hansen, M. J., Feilberg, A., & Adamsen, A. P. S. (2020). Opdatering af effekter og potentialer af klimavirkemidler til anvendelse i landbrug, Nr. 2019-0035910, 23 s., mar. 02, 2020.
- Johannsen, V. K., Nord-Larsen, T., Vesterdal, L., & Bentsen, N. S., (2019). Kulstofbinding ved skovrejsning: Sagsnotat, 26 s.
- Jørgensen, U., Børsting, C. F., Lund, P., Mikkelsen, M. H., & Kristensen, T., (2021). Notat om drivhusgasudledningen, kvælstofudvaskningen og ammoniak-fordampningen ved reduktion af husdyrproduktion og ved reduceret foderimport til Danmark, Nr. 2021-0223359, 26 s., apr. 15, 2021. Rådgivningsnotat fra DCA – National Center for Fødevarer og Jordbrug. https://pure.au.dk/ws/portalfiles/portal/215350788/Notat_om_effekter_v_reduktion_af_husdyrhold_040421_m_link.pdf
- Klima-, Energi- og Forsyningsministeriet, (2020). Lov om Klima. <https://www.retsinformation.dk/eli/lt/2020/965>
- Ministeriet for fødevarer, landbrug og fiskeri (2021). Aftale om grøn omstilling af dansk landbrug. fvm.dk/landbrug/aftale-om-groen-omstilling-af-dansk-landbrug

4 Referencesituationer og beregningsmetoder for effekter og potentialer af klimavirkemidler

Forfatter: Mathias Neumann Andersen, Institut for Agroøkologi

Fagfællebedømmer: Kiril Manevski, Institut for Agroøkologi

Med mindre andet er angivet, er samtlige beregnede klimagasudledninger anført som årlige værdier. Der er her benyttet IPCC (2014) AR5 guidelines for emissionsberegninger samt opvarmningseffekter af metan og lattergas svarende til 28 og 265 gange CO₂ over en 100-årig horisont. Disse opvarmningseffekter er under konstant revision i forbindelse med IPCC's vurderingsrapporter fx AR6 (IPCC, 2021), men er i denne rapport fastsat til de samme værdier som pt. anvendes i den nationale emissionsopgørelse dvs. AR5. Beregninger i henhold til AR5 (IPCC, 2014) kan findes i bilag 1. I tabel 4.1 er angivet værdierne af de såkaldte Global Warming Potentials (GWP-100) i 100-årigt perspektiv for de vigtigste landbrugsrelaterede klimagasser i henhold til de seneste tre IPCC assessment reports.

Tabel 4.1 Global warming potentials i 100-årigt perspektiv i henhold til AR5 (IPCC, 2014) sammenlignet med AR4 (IPCC2006) og AR6 (IPCC, 2021).

Drivhusgas	AR4	AR5	AR6
Kuldioxid, CO ₂	1	1	1
Metan, CH ₄	25	28	27
Lattergas, N ₂ O	298	265	273

De anvendte emissionsfaktorer og beregnede kulstoflagringer dækker over en stor variation i praksis afhængig af bl.a. jordbunds- og vejforhold. For nogle situationer, hvor f.eks. en lille nettoeffekt fremkommer som en differens mellem to eller flere store bidrag, er der særligt store usikkerheder forbundet med de beregnede effekter af tiltag til emissionsreduktioner. Usikkerhederne er kort beskrevet under de enkelte virkemidler, hvor dette har betydning for opgørelsen af tiltagets virkning.

Kvantificeringen af klimavirkemidlernes effekt bygger på retningslinjer udarbejdet af IPCC, men er derudover også afhængige af hvilken situation, der tages udgangspunkt i, den såkaldte referencesituation. I det følgende gøres kort rede for hvilken referencesituation, der er anvendt for de forskellige kategorier af virkemidler og hvordan effekterne er beregnet i forhold hertil.

4.1 Husdyrproduktion

Forfatter: Christian Friis Børsting, Institut for Husdyr- og Veterinærvidenskab

Fagfællebedømmer: Peter Lund, Institut for Husdyr- og Veterinærvidenskab

Emission af enterisk metan fra kvæg udgør langt størsteparten af det metan, der udskilles fra dansk husdyrproduktion (86% i 2021, Nielsen et al. 2023), så det er kun virkemidler til reduktion af metan til kvæg, der er medtaget i Klimavirkemiddelkataloget 2024. Den andel af kvægs optagelse af bruttoenergi, der udskilles som metan kaldes emissionsfaktoren (Y_m). Den samlede nationale emission afhænger af denne faktor, af foderets indhold af bruttoenergi, foderoptagelse samt antallet af kvæg. Antallet af kvæg er vist i tabel 4.6.

Referencesituationen for Y_m, foderoptagelsen og foderets indhold af næringsstoffer og bruttoenergi er baseret på data fra Kvægdatabasen, og indhentes i forbindelse med den årlige opdatering af normtal for husdyrgødning (Børsting & Hellwing, 2023). Datagrundlaget herfra dækker over mere end halvdelen af de danske malkekvægsbesætninger og betragtes som et repræsentativt gennemsnit for den danske mælkeproduktion. Effekter af fodringstiltag til reduktion af enterisk metan regnes i forhold til denne gennemsnitlige fodring.

Referencer

Børsting C. F. & Hellwing A. L. F. (2023). Normtal 2023/24. Normtal for husdyrgødning – 2023/24, 41 sider. Tilgængelig online (31.01.2024) via <https://pure.au.dk/portal/en/publications/normtal-20232024-tabeller-for-n%C3%A6ringsstofudskillelse>

4.2 Husdyrgødning

Forfattere: Anders Peter Adamsen og Frederik Rask Dalby, Institut for Bio- og Kemiteknologi

Fagfællebedømmer: Anders Feilberg, Institut for Bio- og Kemiteknologi

For hver teknologi (klimavirkemiddel) er der valgt et referencesystem, som klimaeffekten relateres til. For deciderede teknologier, f.eks. gyllekøling eller hyppig udslusning af gylle, er referencesystemerne tilsvarende stalde uden gyllekøling eller med udslusning ved en gyllehøjde på ca. 35 cm for svinestalde. Der er i enkelte tilfælde også sammenlignet staldsystemer f.eks. ved malkekøer, selvom et staldsystem som sådan ikke er en teknologi, der uden videre kan implementeres. Dette er for at vise potentialerne og kan bruges til fremtidige valg af staldsystemer, der både har lave emissioner af ammoniak og klimagasser.

Potentialet af en teknologi er vurderet ud fra udbredelsen af teknologien i et givent staldsystem eller lager i 2021 samt en potentiel udbredelse af det pågældende staldsystem. Kriteriet for om teknologien kan udbredes beror på en vurdering af, om det er teoretisk muligt. Der er ikke taget højde for omkostninger eller om det teknisk set ville være muligt at implementere teknologien inden for eksempelvis 2030.

Den grundlæggende enhed for modelberegninger er mængden af udskilt organisk stof (kvantificeres som VS (Volatile Solids) efter flygtigt stof, på dansk også kaldet glødetab) fra dyrene. Dette benyttes til at estimere metanproduktionen. For at estimere den direkte lattergasemission og ammoniakemission, som er kilde til den såkaldte indirekte lattergasproduktion, regnes der også i udskilt kvælstof fra dyrene. Endelig regnes der med gyllemængder, da det traditionelt har været den ønskede enhed fra myndighedernes side.

I forbindelse med de mere detaljerede beregninger har det været nødvendigt at definere reference-situationerne mere præcist. For teknologier som hyppig udslusning er det let, idet referencen er udslusning ved maksimal acceptabel gyllehøjde eller efter afslutning af et hold. Det samme med gyllekøling, hvor referencen er en tilsvarende stald uden gyllekøling. For teknologier som omfatter staldtyper, er det mere kompliceret. Et staldsystem til kvæg med spalter og med gylle opbevaret i en ringkanal under spaltegulvet har en væsentlig højere emission af metan end stalde med fast gulv og hyppig skrabning hen til en tværkanal, idet mængden af gylle inde i stalden er langt mindre. Det er muligt at ombygge stalde med spaltegulve til stalde med faste gulve, som har hyppig udslusning. Dette er dog en større ombygning.

Det er forsøgt at opgive klimaeffekterne i CO₂-ækv. per ton gylle. I de fleste beregninger er der anvendt ton gylle ab dyr, hvor vandspild, vaskevand og strøelse ikke indgår. Mængden af gylle stiger fra "ab dyr" til "ab stald", hvor strøelse, vandspild og vaskevand medregnes, og endelig "ab lager", hvor der ved lagre uden vandtæt overdækning også opsamles regnvand og der sker en fordampning.

Ved emissioner af klimagasser fra stalde og lagre er den direkte emission af metan langt den vigtigste klimagas. I nogle af de efterfølgende teknologier er eksempelvis emissioner af indirekte lattergas (dannet fra ammoniak) eller klimagasser til produktion af mineralsk gødning medtaget.

Klimaeffekten er beregnet ud fra IPCC AR5-værdier over en 100-årig periode som nævnt tidligere. Da metan er en gas med en relativ kort levetid i atmosfæren (ca. 12 år), så er effekten af at reducere metan på kort sigt langt højere end effekten for lattergas eller CO₂. Det understreger vigtigheden af at fokusere på at reducere emission af metan fra stalde og lagre og dermed bidrage til faldende atmosfæriske koncentrationer af metan inden for en kort årrække.

Teknologier er i de følgende afsnit placeret således, at først kommer virkemidler til stalde, derefter virkemidler til lagre, og til sidst kombinationer af virkemidler i både stald og lagre.

4.2.1 Beskrivelse af den anvendte model

Emissionerne af metan samt reduktionseffekter af teknologier (virkemidler) er simuleret i en model. Modellen er baseret på input værdier fra Normtal-systemet (Børsting et al., 2023) og en model, der beskriver metanproduktion ud fra omsætning af organisk materiale, kaldet Arrhenius-modellen (Petersen et al., 2016). Denne model er tilsvarende den, der anvendes til den nationale opgørelse af metan. Udledning af indirekte lattergas er regnet ud fra ammoniakudledning angivet i normtalsystemet (Børsting et al., 2023). Direkte lattergas-N er beregnet som $0.00475 \times$ udskilt N af svin og $0.00490 \times$ udskilt N af kvæg (Nielsen et al. 2023).

Ud fra beskrivelse af staldd typer, højder og arealer af gyllekummer, dage mellem udslusninger af gylle og højde af restgylle beregnes gyllens gennemsnitlige opholdstid (Hydraulisk RetentionsTid, HRT) (Adamsen et al., 2021). Der anvendes parameter værdier fra Petersen & Gyldenkerne (2020) og Møller et al. (2022).

4.2.2 Usikkerheder på den anvendte model

Der er usikkerheder forbundet med parameter værdierne:

- LnA-værdier
- Gylletemperaturer i stalde og lagre
- Udskilt organisk stof (VS)
- Forhold mellem let-omsætteligt organisk stof (VSd) og tungt-omsætteligt organisk stof (VSnd) i stalde
- Forholdet mellem metan og CO₂ i den dannede gas
- Effekt af restgylle
- Omsætning i biogasanlæg
- Udbringningsmønstre for gylle

4.2.2.1 LnA-værdier

LnA er en præ-eksponentiel faktor, som ikke er direkte relateret til et specifikt fysisk fænomen eller en kemisk reaktion. Dette skyldes, at Arrhenius-ligningen beskriver summen af processer, der fører til metanproduktion. Man kan derfor sige, at LnA afspejler potentialet for en metanproduktion, som påvirkes af gyllens sammensætning og nedbrydelighed samt mikroorganismernes aktivitet (særligt metanogener, som producerer metan) og tilpasning til miljøet i gyllelageret. LnA knytter sig til nedbrydning af VSd og denne benyttes både til simulering af metanemission fra svine- og kvæggylle i stalde og lagre. Dette er i modsætning til den forrige version af Klimavirkemiddelkataloget (Andersen et al., 2023), hvor LnA' som knytter sig til VStot blev brugt til simulering af emission af metan fra lagre. Denne ændring er lavet i nærværende rapport dels fordi der nu er bedre data, og dels for at ensrette beregningsmetoderne, så der bedre kan sammenlignes med de nationale opgørelser (Nielsen et al., 2023). For afgasset gylle benyttes dog stadig LnA', da det meste af den let-nedbrydelige andel af det organiske materiale nedbrydes i biogasreaktoren. Der mangler dog viden om hvorvidt biogasprocessen frigør noget af det ikke nedbrydelige organiske materiale således at det kan omsættes lettere i lageret. Der skelnes stadig mellem LnA for svin og kvæg. I tabel 4.2.1 er angivet benyttede værdier til i nærværende model.

Tabel 4.2.1 LnA værdier fra Petersen et al. (2016) og LnA' værdier fra Møller et al. (2022). Disse værdier benyttes i nærværende model til estimering af metanreduktionspotentialer for klimavirkemidler.

	LnA	LnA'
Svinegylle	31,3	-
Kvæggylle	31,2	-
Afgasset gylle	-	27,9

4.2.2.2 Gylletemperaturer i stalde og lagre

Der er regnet med en gennemsnitlig temperatur af gylle i svinestalde på 18,6°C, hvilket er baseret på rapporterede gylletemperaturer (Dalby et al., 2023, Petersen et al., 2016, Holm et al., 2017). Nogle stalde har højere rumtemperatur, fx smågrisestalde, men indtil der foreligger bedre data for temperaturer for staldrums og gylletemperatur fastholdes 18,6°C. For kvæggylle i stalde regnes med en gennemsnitlig temperatur på 12,4°C. Denne temperatur er bestemt ud fra en sinus funktion (Nielsen et al., 2023) tilpasset data på målte gylletemperaturer i kvægstalde, der ligger nogle grader over den gennemsnitlige årlige udetemperatur.

Vechi et al. (2023) målte for nyligt gylletemperaturer i 8 gylletanke jævnt fordelt over året (6 med svinegylle og 2 med kvæggylle). Disse temperaturer er blevet brugt i nærværende modelleringer. Dette er en ændring i forhold til Klimavirkemiddelkataloget 2023, hvor gylle temperaturer blev udregnet som beskrevet i Mikkelsen et al. (2016). De nye temperaturer ligger højere end tidligere benyttede gylletemperaturer i gylletanke og vil derfor øge den modellerede metanproduktion.

Da metanproduktion inden for relevante temperaturer i stalde og lagre er en tilnærmelsesvis eksponentiel kurve i forhold til temperatur, så vil varme perioder kunne medføre højere emissioner end beregnet ud fra gennemsnitlige værdier.

4.2.2.3 Udskilt organisk stof (VS)

Organisk stof beregnes ud fra foderindtag, producerede produkter, fx mælk, og tilvækst. Der udregnes en fordøjelighedsfaktor, som i normtallene er baseret på tørstof. Det vil være en fordel, hvis fordøjelighedsfaktor istedet blev baseret på organisk stof, så vil indholdet af salte være lettere at håndtere. Grundet manglende data er fordøjelighedsfaktoren baseret på tørstof i nærværende model.

4.2.2.4 Forholdet mellem let-omsætteligt organisk stof (VS_d) og tungt-omsætteligt organisk stof (VS_{nd}) i stalde

Det er en af de mere komplicerede faktorer. I den såkaldte Arrhenius-model (Petersen et al., 2016) er andelen af VS_d estimeret i de udtagne prøver. Dels er den benyttede metode upraktisk at anvende, og dels er de estimerede forhold baseret på prøver udtaget fra stalde, og dermed er en del af det let-omsættelige organisk stof allerede omsat. Den oprindelig VS_d er estimeret ved at "fitte" værdier i modellen. Dette er sammenlignet med værdier fra B_0 og B_u som er henholdsvis den potentielle metanproduktion og den teoretiske mulige (Møller et al., 2004), og der er en god overensstemmelse. For svin regnes der med en VS_d på $0,7 \times VS_{tot}$ og for kvæg regnes med $0,42 \times VS_{tot}$.

Det er foreslået at undersøge, om man kan estimere VS_d ud fra udrådnings-test, der anvendes til at vurdere biogaspotentiale. Fordelen er, at der laves rigtig mange udrådnings-test på gylle til biogasanlæg, så der vil forelægge et større datasæt.

4.2.2.5 Forholdet mellem metan og CO_2 i den dannede gas

Især forholdet mellem CH_4 og CO_2 i den dannede gas er kritisk, da det bruges til at beregne, hvor meget organisk stof (VS) der er tilgængelig ved næste beregningstrin (følgende døgn). Det er især kritisk for metanproduktionen i lagre. Mikkelsen et al. (2016) har anvendt et CO_2/CH_4 -forhold på 3 (på mol eller volumenbasis). De processer, der påvirker den målte CO_2/CH_4 ratio er, metanogenese (CH_4 og CO_2), andre fermenteringsprocesser (CO_2), overfladerespiration (CO_2), hydrolyse af urea (CO_2) og metanoxidation (reduktion af CH_4 + production af CO_2). Da CO_2/CH_4 ratioen benyttes i modellen til at estimere tabet af organisk materiale, bør metanoxidation og hydrolyse af urea ikke medregnes være afspejlet i CO_2/CH_4 ratioen. Dalby et al. (indsendt) har fundet store forskelle mellem svinegylle fra en fortank, der blev inkuberet hhv. med et flow med atmosfærisk luft og et flow med kvælstof, og fandt en overfladerespirationsrate på ca. 17 og 37 g $CO_2/m^2/dag$ ved 10 og 20 °C. Betydningen af overfladerespirationen i forhold til CO_2/CH_4 ratioen vil afhænge af overfaldearealet. Det vurderes at overfladerespiration kun i mindre grad påvirker CO_2/CH_4 ratioen i gyllelagre, hvor det specifikke gylleoverfladeareal er lavt.

Dinuccio et al. (2008) målteen CO_2/CH_4 ratio på 3 for frisk svinegylle inkuberet ved 25 °C og med et flow af atmosfærisk luft. Omvendt fandt Dinuccio et al. (2008) et CO_2/CH_4 forhold på $13,6 \pm 1,3$ under tilsvarende forhold for kvæggylle. Den høje ratio kan skyldes en kombination af lav metanproduktion pga. en stor andel svært nedbrydeligt organisk materiale eller øget overfladerespiration. Ud fra forsøgsbeskrivelsen i Dinuccio et al. (2008) vurderes det dog ikke at metanoxidation har været en medvirkende faktor til det høje CO_2/CH_4 forholdet da dette typisk vil kræve et veletableret flydelag. For gylle opsamlet fra en svinestald og inkuberet under anaerobe (iltfrie) forhold er der fundet CO_2/CH_4 -forhold fra 1,5 til 4 (Feng et al., 2022), hvilket stemmer fint overens med den benyttede ratio på 3. Dog har overfladerespiration ikke spillet en rolle i Feng et al. (2022). Grundet de forskellige biologiske processer, som bidrager til henholdsvis CO_2 og CH_4 produktion i gylle, vil CO_2/CH_4 forholdet i realiteten også ændre sig over tid og over sæsonen grundet svingende temperaturforhold. Alle disse faktorer er medvirkende til at forklare hvorfor kraftigt varierende CO_2/CH_4 forhold er blevet rapporteret. I nærværende rapport benyttes fortsat en molar CO_2/CH_4 ratio på 3 for rå svine- og kvæggylle, mens der benyttes en molar CO_2/CH_4 ratio på 9 for afgasset gylle.

4.2.2.6 Effekt af restgylle

Mængden af gylle efter udslusning (tømning af gylle) i stalden er i modellen brugt som et udtryk (proxy) for hvor meget podningsmateriale, der er til stede. Restgylle indgår i beregningen af gyllens gennemsnitlige alder kaldet HRT (Hydraulic Retention Time). I tidligere opgørelse er restgylle ikke medtaget, hvilket kan give en underestimering af metanproduktionen.

4.2.2.7 Omsætning i biogasanlæg

Dette er beregnet ud fra DCA-rapporten Bæredygtig Biogas (Olesen et al., 2020). Beregninger omfatter kun organisk stof fra husdyrgødningen og ikke hvad der ellers tilføres et biogasanlæg.

4.2.2.8 Udbringningsmønstre for gylle

Kvæggylle og svinegylle udbringes ikke på samme tidspunkter. Kvæggylle udbringes i højere grad på græsarealer hen over sommeren, ca. 28 % af den totale gyllemængde, hvorimod svinegylle udbringes primært i forårsmånederne (Birkmose, 2020). Dette er medregnet i modellen i den nuværende opdatering.

4.2.3 Sammenligning med litteraturodata

I en review-artikel af Kupper et al. (2020) fandtes en median-emission fra svinegylle i gylletanke på gård-skala på $0,55 \text{ g CH}_4 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$ ($n = 10$), hvilket giver $2,0 \text{ kg pr. m}^3$ for en gennemsnitlig opbevaring på 5 måneder. Kupper et al. (2020) angiver desuden en baseline-udledning, hvor der vægtes i forhold hvornår på året der er målt og over hvor lang tid. Baseline-udledningen er angivet til $0,68 \text{ g CH}_4 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$ ($n = 19$) svarende til $2,5 \text{ kg pr. m}^3$ for en gennemsnitlig opbevaring på 5 måneder.

I samme review-artikel fandtes en median-værdi på $0,75 \text{ g CH}_4 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$ ($n = 7$). Da kvæggylle ofte udbringes hen over sommeren på græsarealer, er den gennemsnitlige opbevaring sat til 3 måneder. Det giver $1,6 \text{ kg pr. m}^3$. Den tilsvarende baseline udledning er $1,3 \text{ kg pr. m}^3$. Det skal understreges at disse emissionsværdier stammer fra forskellige lande og under forskellige klimatiske forhold.

I nye danske målinger blev metan emission fra svinegylle (6 tanke) målt til $1,56 \pm 0,93 \text{ g CH}_4 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$ (Vechi et al., 2023), hvilket er væsentligt højere end rapporteret i Kupper et al. (2020). Dette svarer til $5,74 \pm 3,42 \text{ kg pr. m}^3$ gylle ved en gennemsnitlig opbevaringstid på 5 måneder i lageret. Den højere udledning kan blandt andet skyldes højere gylletemperaturer i tanken og hyppigere udslusning fra stalden, men en egentlig sammenligning er ikke mulig da aktivitetsdata fra Kupper et al., (2020) ikke er tilgængelig. I andre nye danske målinger (P. Kasper et al., ikke publiceret) er en anden målemetode blevet benyttet. Her er der observeret betydelig døgnvariation i metankoncentration under teltdugen ved overdækkede gyllelagre, typisk med højere og stigende koncentration om natten. Dette er sammenfaldende med lavere vindhastighed om natten. Det er uvist om ophobet metan om natten kan være frigivet om dagen og delvist forklare de høje udledninger rapporteret i Vechi et al. (2023), hvor der primært blev målt i dagstimerne og på overdækkede gyllelagre.

Referencer

- Andersen MN, Adamsen APS, Andersen TA, Børsting CF, Dalby FR, Gyldenkerne S, Manevski K, Lund P, Lærke PE, Mikkelsen MH, Zak D. 2023. Viden- og forskningsbehov for forbedret grundlag for bedriftsspecifikke opgørelser af drivhusgasudledninger i landbruget. 69 sider. Rådgivningsrapport fra DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet, leveret: 15.12.2023.
- Andersen, M.N., Adamsen, A.P.S., Hansen, E. M., Thomsen, I. K., Hutchings, N., Elsgaard, L., Jørgensen, U., Munkholm, L. J., Børgesen, C. D., Sørensen, P., Petersen, S. O., Lærke, P. E., Olesen, J. E., Børsting, C. F., Lund, P., Kjeldsen, M. H., Maigaard, M., Villumsen, T. M., Dalby, F. R., Kai, P., Nørremark, M, Blicher-Mathiesen, G, Audet, J, Bruus, M, Krogh, PH, Kronvang, B, Winding, A, Kristensen, H. L. (2023). Virkemidler til reduktion af klimagasser i landbruget. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug.
- Adamsen, A.P.S., Hansen, M.J., Møller, H.B., (2021). Effekt af hyppig udslusning af gylle på metanproduktion, Nr. 2020-0166155, 9 s., jan. 12, 2021.
- Birkmose, T. (2020). Aktivitetsdata for udbragt husdyrgødning, 2016-2020. Notat fra SEGES.

- Børsting, C.F. (red.), Hellwing, A.L.F., Sørensen, M.T., Lund, P., van der Heide, M.E., Møller, S.H., Kai, P., Nyord, T., Aaes, O., Clausen, E., Tybirk, P., Holm, M., Hansen, M.N., Jensen, H.B., Bækgaard, H. (2021). Normtal for husdyrgødning. DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. DCA rapport Nr. 191 <https://dcapub.au.dk/difpublikation/index.asp?action=show&id=1474>
- Dalby, F.R., Hafner, S.D., Ambrose, H.W., Adamsen, A.P.S. (indsendt). Animal slurry degradation and carbon emission: measurement and modelling aerobic-anaerobic pathways. Indsendt JEQ.
- Dalby, F.R, Hansen, M.J., Guldborg, L.B., Hafner, S.D., Feilberg, A. (2023). Simple Management Changes Drastically Reduce Pig House Methane Emission in Combined Experimental and Modeling Study. *Environmental Science & Technology*, 57, 9, 3990-4002. doi.org/10.1021/acs.est.2c08891
- Feng, L., Guldborg, L.B., Hansen, M.J., Ma, C., Ohrt, R.V. (2022). Impact of slurry removal frequency on CH₄ emission and subsequent biogas production; a one-year case study. *Waste Management*, 149, 199-206. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.06.024>
- Holm, M., Sørensen K.B., Nielsen, M.B.F. (2017). Ammoniak- og lugtreduktion ved gyllekøling i slagtesvine-stalde. SEGES, meddelelse nr. 1105.
- IPCC (2006). 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. <http://www.ipcc-ngqip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>
- IPCC (2014). Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.
- IPCC (2021). Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2391 pp. doi:10.1017/9781009157896.
- Kupper, T., Hani, C., Neftel, A., Kincaid, C., Bühler, M., Amon, B., VanderZaag, A. (2020). Ammonia and greenhouse gas emissions from slurry storage - A review. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 300. <https://doi.org/ARTN 106963> 10.1016/j.agee.2020.106963
- Kupper, T., Hani, C., Neftel, A., Kincaid, C., Bühler, M., Amon, B., VanderZaag, A., 2020. Ammonia and greenhouse gas emissions from slurry storage - a review. *Agric. Ecosyst. Environ.* 300 <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106963>.
- Mikkelsen, M.H., Albrektsen, R., Gyldenkerne, S. (2016). Biogasproduktions konsekvenser for drivhusgasudledning i landbruget. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy.
- Møller, H. B., Sommer, S.G., Ahring, B. (2004). Methane productivity of manure, straw and solid fractions of manure. *Biomass & Bioenergy*, 26(5), 485-495. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2003.08.008>.
- Møller, H.B., Sørensen, P., Olesen, J.E., Petersen, S.O., Nyord, T., Sommer, S.G. (2022). Agricultural Biogas Production—Climate and Environmental Impacts. *Sustainability* (Switzerland), 14(3), [1849]. <https://doi.org/10.3390/su14031849>

- Nielsen, O-K. et. al., (2023). Denmark's national inventory report 2023. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy. No. 541, p895.
- Olesen, J. E., Møller, H. B., Petersen, S. O., Sørensen, P., Nyord, T. og Sommer, S. G. (2020) Bæredygtig biogas – klima og miljøeffekter af biogasproduktion. Aarhus Universitet, DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. 88 s. - DCA rapport nr. 175 <https://dcapub.au.dk/djfpdf/DCArapport175.pdf>
- Petersen, S.O., Gyldenkærne, S. (2020). Redegørelse omkring forventede justeringer i beregning af metanemission fra husdyrgødning (Number Journal 2020-0066332).
- Petersen, S.O., Mikkelsen, M.H., Albrektsen, R., & Gyldenkærne, S., (2020). Justering af den beregnede emission af metan fra afgasset gylle, Nr. 2020-0096582, 9 s., jun. 08, 2020.
- Petersen, S.O., Olsen, A.B., Elsgaard, L., Triolo, J.M., Sommer, S.G. (2016). Estimation of methane emissions from slurry pits below pig and cattle confinements. PLoS ONE, 11(8), 1-16. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0160968>
- Vechi, N.T., Falk, J.M., Fredenslund, A.M., Edjabou, M.E., Scheutz, C. (2023). Methane emission rates averaged over a year from ten farm-scale manure storage tanks. Science of The Total Environment, 904, 166610. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166610>

4.3 Afgrødeproduktion og arealanvendelse

Forfattere: Nicholas J. Hutchings, Jørgen E. Olesen, Kiril Manevski, Lars Elsgaard, Institut for Agroøkologi

Fagfællebedømmere: Steen Gyldenkærne, Institut for Miljøvidenskab, Mathias Neumann Andersen, Institut for Agroøkologi

Vurderingerne af klimaeffekterne af virkemidler er opdelt i de to grupper, afhængig af om implementering betyder eller ikke betyder en ændring i arealanvendelsen dvs. hhv. jord i omdrift og jord udenfor omdrift. Der er også indregnet effekter på jordens kulstofpulje blandt virkemidlerne under afgrødeproduktion.

Følgende elementer indgår i beregningerne af drivhusgasemissioner:

- Ændring i netto-kulstoflagring i jorden.
- Den direkte lattergasemission, herunder emissionen fra handels- og husdyrgødning tilført arealet, planterester og nettomineralisering af organisk stof i jorden.
- Emissioner af metan
- Den indirekte lattergasemission fra ammoniakemission og nitratudvaskning.
- CO₂-emission fra kalk og urea tilført markerne.
- Fossil energi brugt til markoperationer og tørring af afgrøder.

De to sidste bidrag er slået sammen til en kategori i Klimavirkemiddeltabellen (bilag 1). Det antages at de forskellige bidrag omsat til CO₂-ækv. kan adderes. Dette er i overensstemmelse med den nationale emissionsopgørelse, hvor effekten af kulstoflagring i jord beregnes over en anden periode (se 4.2.3) end for metan og lattergas, hvor der bruges GWP-100 værdier i opgørelsen.

Det antages, at virkemidlerne ikke påvirker antal husdyr eller husdyrproduktionens sammensætning, og dermed er der heller ikke effekter på emissioner fra husdyr eller husdyrgødningshåndtering. Den udbragte mængde husdyrgødning antages derfor at være uændret, og såfremt et virkemiddel reducerer N-gødsning, sker reduktionen alene i handelsgødning.

I beregningen af klimasideeffekten af N-virkemidler, som påvirker arealanvendelse, var referencesituationen (dvs. den nuværende arealanvendelse og driftsledelse) nogle gange et kornsædskifte og nogle gange en gennemsnitlig landbrugsjord. Med hensyn til dette, argumenterede Mikkelsen et al. (2022) at arealændringen i praksis også vil være fra et kornsædskifte. I tilfældet af at et virkemiddel kun påvirker en eller flere tabsposter under den samme arealanvendelse, er det kun nødvendigt at beregne effekten på de relevante tabsposter. Bemærk at beregningerne er gældende for frit drænende mineralisk jord.

4.3.1 Standardværdier for emissioner af klimagasser

Referencesituationen for så godt som alle virkemidlerne antages at være korndyrkning (Mikkelsen et al., 2022). Da det antages at husdyrgødningsproduktionen ikke ændres som følge af en implementering af virkemidler på marker, er det antaget, at der kun benyttes handelsgødning i referencesituationen. På baggrund af Mikkelsen et al. (2022), er N input i handelsgødning i referencesituationen 171 kg/ha/år (kontra

200 kg/ha/år i Eriksen et al., 2020). Bemærk at N input fra atmosfærisk deposition (ca. 15 kg N/ha/år; Dalgaard et al., 2014) og vanding (ca. 6 kg N/ha/år; Serra et al., 2023) ikke er inkluderet, da disse er forholdsvis små.

Ammoniakemission indgår i klimaberegningen som en indirekte kilde til lattergas. Bemærk at ammoniakemissionsfaktor for handelsgødning fra det seneste nationale beregninger er 0,04 kg NH₃-N/kg N, kontra 0,02 i Eriksen et al. (2020). N-udvaskning for standard-kornsædskiftet er 59 kg N/ha/år (tier-2 baseret emission faktorer, beregning i henhold til IPCC (2019); Mette Hjorth Mikkelsen, pers komm.), hvilket ikke er væsentligt anderledes end de 64 kg N/ha/år benyttet i Eriksen et al. (2020). CO₂ emission fra kalk og urea antages at være 94 kg CO₂-ækv./ha/år som i Eriksen et al. (2020). Et overblik over drivhusgasemissioner fra det anvendte standard-kornsædskifte er vist i tabel 4.3.1.

Tabel 4.3.1 Drivhusgasemissioner fra standard korndyrkning.

		kg N/ha/år	kg N ₂ O-N emission/ha/år	kg CO ₂ ækv./ha/år
N input		171		
Direkte N ₂ O emission	Gødning		1,71	712
	Planterester	70	0,70	292
Indirekte N ₂ O emission	Ammoniak	6,8	0,07	28
	N-udvaskning	59	0,48	201
Fossil energi				361
Kalk m.m.				94
Kulstoflagring				0
			Sum	1688

4.3.2 Kvælstofrelaterede emissioner

De kvælstofrelaterede emissioner af lattergas er beregnet i henhold til IPCC-metodik (IPCC, 2013) ved anvendelse af emissionsfaktorer:

- Direkte N₂O fra udbragt gødning = N i udbragt gødning * EF Direkte N₂O
- Direkte N₂O fra planterester = N i planterester * EF Direkte N₂O
- Indirekte N₂O fra ammoniakfordampning = N i handelsgødning * EF NH₃ fordampning (handelsgødning) * EF Direkte N₂O
- Indirekte N₂O fra ammoniakfordampning = N i husdyrgødning * EF NH₃ fordampning (husdyrgødning) * EF Direkte N₂O
- Indirekte N₂O fra N-udvaskning = N-udvaskning * EF Indirekte N₂O fra nitrat-udvaskning

N₂O-N er konverteret til N₂O som $44/(2 \times 14) = 1,571$

Der er anvendt emissionsfaktorer fra IPCC (2019) og den nationale emissionsopgørelse (Nielsen et al., 2023):

- Direkte N₂O: 0,01 kg N₂O-N (kg N)⁻¹
- Indirekte N₂O fra nitrat-udvaskning = 0,0086 kg N₂O-N (kg N udvasket fra rodzone)⁻¹
- NH₃ fordampning (handelsgødning) = 0,04 kg NH₃-N (kg N fordampet)⁻¹
- NH₃ fordampning (husdyrgødning) = 0,091 kg NH₃-N (kg N fordampet)⁻¹

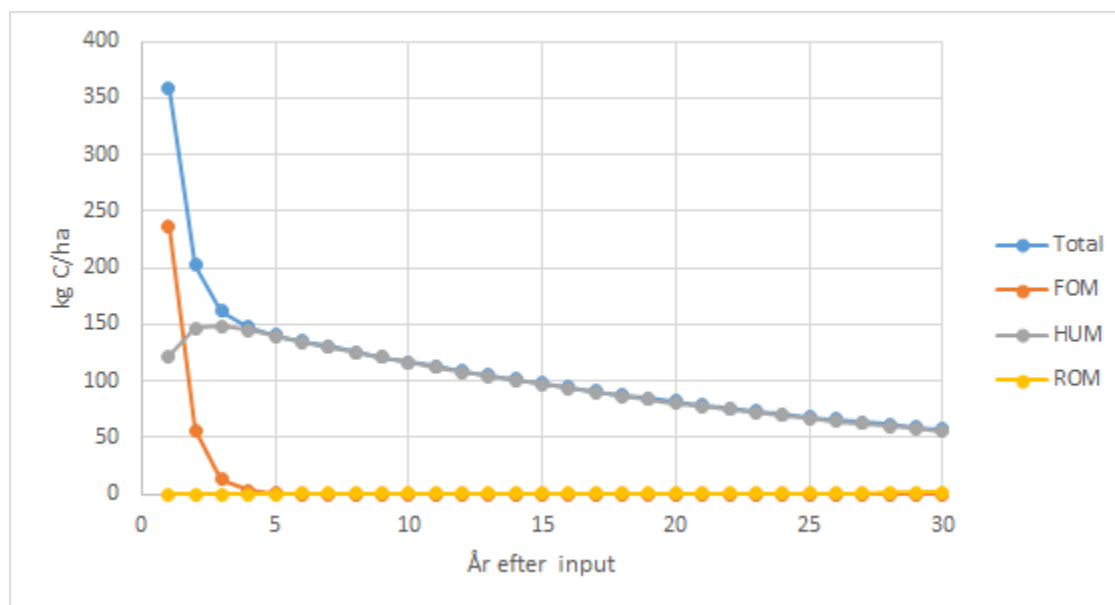
Indirekte N₂O udledning fra atmosfærisk deposition opstår, når NH₃ og NO_x omdannes i dyrestald, gødningslagring og kvælstoftilførsel til landbrugsjord. Emissionsopgørelserne af indirekte N₂O fra atmosfærisk deposition er baseret på emission af både NH₃ og NO_x, men i beregningerne er der kun taget hensyn til N₂O i forbindelse med NH₃-omdannelse, og derfor er sammenligningerne kun foretaget for NH₃. Det antages at NO_x-emissionen er meget begrænset og har dermed en lille indvirkning på N₂O-emissionen (Mikkelsen et al., 2022, p. 12). Beregning af N input i planterester er særlig vanskelig og usikker, fordi mængden er afhængig af afgrøde og udbytte. I Eriksen et al. (2020) er N input i planterester beregnet på baggrund af en relation mellem N i planterester og N input med data fra de den gang seneste nationale beregninger fra DCE (Nielsen et al. 2019). Tankegangen var og er, at der er en sammenhæng mellem gødningsnormen for en afgrøde og N-optagelsen i samme afgrøde. Metoden har den fordel, at den er gennemskuelig og kun har brug for N-gødskning som inputdata, men har den ulempe at det er ikke muligt at skelne mellem afgrødetypen og især mellem etårige afgrøder og græs eller kløvergræs. Takket være forskellene i vækstform og driftsledelser, vil metoden formodentlig underestimere N input i planterester fra græs/kløvergræs og overestimere inputtet fra andre afgrødetyper. Desuden medregner dette ikke afgrøderester fra efterafgrøder. DCE beregner N input i planterester efter IPCC (2006), som bruger udbyttedata og afgrødetype. Disse inputdata henter DCE fra statistisk kilde på regionsniveauet og er afhængig af afgrødeblanding og udbyttene i det pågældende år. Til at udjævne årsvariationer, har vi her benyttet en relation mellem N i planterester og N input som er et gennemsnit over 10 år og ikke kun det seneste år. Desuden har DCE for nylig opdateret deres beregningsmetode for N input i planterester. Tilsammen, er effekten at kg N input i planterester pr kg N input som handels- eller husdyrgødning øges fra 0,21 i Eriksen et al (2020) til 0,41 her.

4.3.3 Kulstoflagring i jord

Nogle virkemidler vil påvirke kulstoflageret i jord eller vegetation. Jordens kulstoflager påvirkes gennem ændring i kulstofinputtet i planterester og husdyrgødning eller gennem tilførsel af biokul. Det tilførte kulstof i organisk stof nedbrydes af mikroorganismer i jorden. Kulstof i plantemateriale omsættes hurtigere end kulstof i husdyrgødning, hvor en stor del af det let omsættelige kulstof allerede er omsat i dyrene eller i gødningslageret (Thomsen et al., 2013). Tilsvarende vil kulstof tilført i biokul omsættes endnu langsommere og dermed sikre en mere vedvarende lagring af kulstof i jorden (Elsgaard et al., 2022). For kulstof tilført i plantemateriale vil størstedelen under danske forhold være nedbrudt i løbet af det første år efter tilførsel (figur 4.3.1). Det vil sige, at størstedelen af kulstof vender tilbage til atmosfæren som CO₂ mens en mindre del bliver tilbage i jorden i en mere resistent og stabiliseret form, som kun langsomt bliver nedbrudt. I C-TOOL modellen (Taghizadeh-Toosi et al., 2014a), som bruges ved den danske afrapportering under UNFCCC, er halveringstiden for det friske organisk stof nogle måneder, medens den for det humusagtige organiske stof, er flere årtier. For en given mængde kulstofinput, er nedbrydning af organisk stof fra husdyrgødning lidt langsommere end for planterester, da cirka 10% af organisk stof i husdyrgødning regnes som humusagtigt.

Nedbrydning over tid er vist i figur 4.3.1 beregnet med C-Tool modellen. Langt den største del af FOM nedbrydes i løbet af det første to år. En mindre del (16%) omdannes til HUM, som selv bliver nedbrudt over

flere årtier. Kun en meget lille del aflejres mere permanent i ROM og dermed har HUM den største betydning for kulstoflagring de første årtier efter tilførsel. Nedbrydningsforløbet kan i praksis tilnærmes med en eksponentiel nedbrydning, hvor 20% af C planteresterne antages at være til stede i udgangspunktet og at 4% af disse forsvinder årligt.

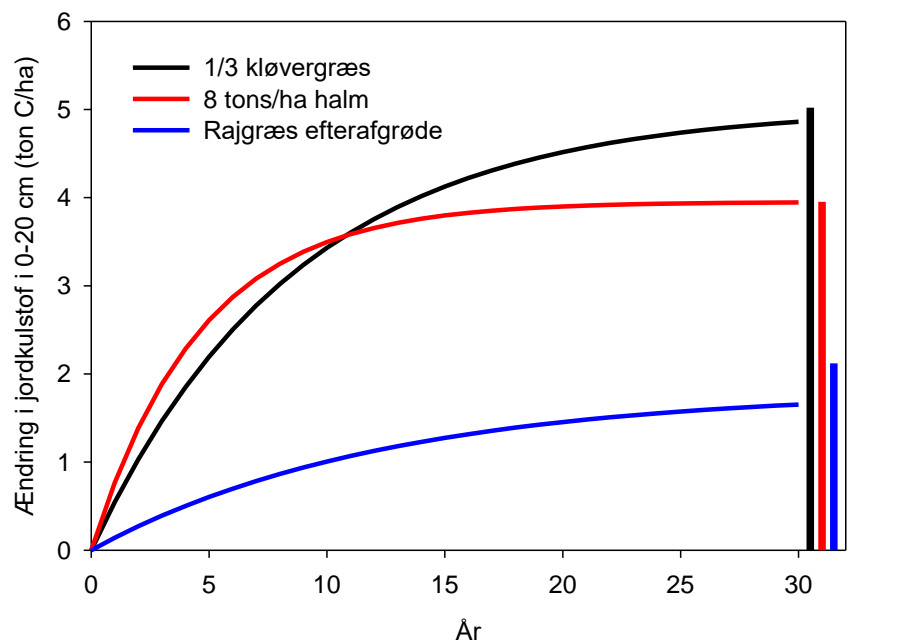


Figur 4.3.1 Ændringer i kulstoflagring i frisk organisk stof (FOM), humus organisk stof (HUM), resistant organisk stof (ROM) og total-kulstof over tid, efter 1 t ha^{-1} kulstofinput som FOM. Nedbrydningsrater; frisk organisk stof (FOM) = $1,44 \text{ år}^{-1}$, humus organisk stof (HUM) = $0,0366 \text{ år}^{-1}$, resistant organisk stof (ROM) = $4,63 \times 10^{-4} \text{ år}^{-1}$, humification = 0,16, romification = 0,012.

I den nationale opgørelse af klimabidrag opgøres ændringer i jordens kulstofindhold for dyrkede mineralske landbrugsjorder under LULUCF ved anvendelse af C-TOOL modellen, og hvor ændringer i kulstoflageret opgøres på årlig basis. Der er således ikke indregnet en tidshorisont på klimapåvirkningen som fx ved opgørelse af udledninger af lattergas og metan. I den nationale opgørelse anvendes C-TOOL modellen til at beregne årlige ændringer i jordens kulstofmængde baseret på nationale og regionale statistikker over input af kulstof i planterester og husdyrgødning. Kulstofinputtet fra afgrøderne planterester afhænger af hvilke afgrøder, der dyrkes og deres udbytter. Desuden spiller især halmfjernelse og dyrkning af efterafgrøder en rolle for kulstofinputtet. Ved opgørelse af ændringer i jordens kulstofindhold medregnes kun de stabile puljer (HUM og ROM) i modellen. Et centralt element i beregningerne er niveauet af kulstof i udgangssituationen, hvor de nationale opgørelser anvender en klassificering ud fra 8 regioner og tre jordtyper (Nielsen et al., 2020).

Ved konstant tilførsel af kulstof til jorden i organisk stof vil jordens kulstoflager over tid komme i ligevægt. Hvis niveauet for kulstoftilførsel ændres, vil der over et tidsrum ske en ændring i jordens kulstoflager indtil der opstår en ny ligevægt. Dette er illustreret i figur 4.3.2 baseret på langvarige forsøg med græs i sædskiftet, efterafgrøder og halmtilførsel. I disse forsøg er der kun målt i de øverste 20 cm af jordprofilen, og den samlede kulstoflagring vil derfor være større, da der også vil ske en lagring dybere end 20 cm (Taghizadeh-Toosi et al., 2014b). Figuren skal således alene ses som illustrativ for tidsforløbet i ændringer i kulstoflagring i jorden. Det fremgår at væksten i kulstoflagringen aftager over tid, og at 90 % af effekten typisk er nået inden for 20 år. I den danske afrapportering under UNFCCC, er det estimeret at 12 % af kulstof input i planterester lagres i jorden over en 20-årig periode (Mikkelsen et al, 2022). Dette kan ses som den

gennemsnitlige værdi af tilbageholdelsen af HUM over 20 år i figur 4.3.1. I denne rapport antages derfor, at kulstoflagringseffekten af ændringer i tilførsel af planterester kan indregnes som 12 % af den tilførte kulstofmængde, og at varigheden af denne effekt er 20 år, hvorefter der er opnået et nyt ligevægtsniveau. Dette nye ligevægtsniveau vil kun kunne opretholdes, hvis det nye niveau for tilførsel af organisk materiale bibeholdes.



Figur 4.3.2 Ændring i jordens kulstofindhold i de øverste 20 cm fra forsøg med dyrkning af en tredjedel af sædskiftet med kløvergræs (Jensen et al., 2022a), tilførsel af 8 tons halm per ha årligt (Jensen et al., 2022b) og dyrkning af rajgræsefterafgrøde hvert år (Jensen et al., 2022b). Kurverne viser tilpassede forløb for den målte udvikling i jordens kulstofindhold og søjlerne viser den beregnede ændring i kulstoflager ved ligevægt. Tilførsel af 8 tons halm udgør 4 tons mere, end der skulle tilføres for at holde jordens kulstofindhold konstant og 4 tons halm indeholdt 1.44 tons C (Jensen et al., 2022b). I Jensen et al. (2022b) tildeles rajgræsefterafgrøden en større effekt på jordens kulstoflager på 3.3 tons C/ha, idet efterafgrøden modvirkede et ellers forventet fald i kulstoflager efter ophør af gylletildeling i forhistorien.

Lagring af kulstof i jord i form af biokul er ikke indarbejdet i C-TOOL modellen, som bruges ved den danske afrapportering under UNFCCC. Biokul er et nyt virkemiddel, og der er stadig behov for bedre viden om de faktorer, der styrer hvor stabilt forskellige typer af biokul er i jordmiljøet. IPCC (2019) har beskrevet en simplificeret beregning til at forudsige stabiliteten af biokul i et 100-års perspektiv (Fperm) – hvilket er en værdi, der angiver hvor mange procent af tilført C i biokul, der forventes at være tilbage i jorden efter 100 år. Kun produktionstemperaturen for biokullet ligger til grund for disse foreløbige Fperm estimater, der varierer fra 65% til 89% for biokul produceret ved henholdsvis 350-450°C og >600°C (og forudsat en jordtemperatur på 20°C). Woolf et al. (2021) har forbedret estimaterne for Fperm baseret på det molære forhold mellem brint (H) og organisk C (Corg) i biokullet (H/Corg ratio) og beskrevet en metodik, hvor stabiliteten over en given årrække og jordtemperatur kan estimeres. Denne metodik anvendes i Klimavirkemiddelkataloget, men er under stadig udvikling (Azzi et al., 2024).

I livscyklusanalyser beregnes effekten af kulstoflagring ofte på en anden måde, hvor klimaeffekten af kulstofbinding i jord beregnes som klimaeffekten over en 100-årig periode ved sammenligning med

klimateffekten af en tilsvarende udledning af CO₂ (Petersen et al., 2013). Effekten på atmosfærens strålingsbalance afhænger således af, hvor stor andel af årets input af kulstof der frigives og hvor stor andel heraf som optages i de globale CO₂-dræn (oceaner og økosystemer). Ved denne metode kan der på en 100-årig tidshorizont indregnes en klimaeffekt af øget lagring af kulstof fra tilførsel af planterester. Denne metode harmonerer dog ikke med LULUCF-metoden i den nationale opgørelse. Vi har derfor valgt at modregne kulstoflagring beregnet med LULUCF-metoden i de globale opvarmnings-effekter af de direkte/indirekte emissioner beregnet over 100 år, velviden at beregningsperioderne er forskellige. Forskellen i modregningseffekten er dog begrænset, i forhold til usikkerhederne omkring størrelsen af kulstofinputtet.

4.3.4 Kalk og urea

Emissioner af CO₂ fra tilførsel af kalk og urea-baserede handelsgødninger er i gennemsnit 94 kg CO₂ ækv/ha/år og er beregnet som de afrapporterede 244 kt CO₂ emission på landsplan (Eriksen et al., 2020), fordelt over det samlede dyrkningsareal. Da ingen virkemidler inkluderer øget forsuring af gylle, er det her antaget, at der ingen ændring er i emissioner for virkemidler under afgrødeproduktion. For jorde, hvor virkemidlet omfatter længerevarende udtagning fra sædskiftet, dvs ændret arealanvendelse antages ingen eller meget mindre emission. Det antages heller ikke at der vil være væsentlige ændringer i anvendelsen af urea-baserede gødninger eller i kalkanvendelse som følge af forsuring forårsaget af ændret gødningsanvendelse.

4.3.5 Forbrug af fossil energi

Tabel 4.3.2 viser estimater for fossilenergiforbrug i forbindelsen med korn, græs og roer produktion, fra Mogensen et al. (2018), med de konverteringsfaktorer der er angivet i tabel 4.3.3.

Tabel 4.3.2 Forbrug af fossil energi i forbindelsen markoperationer, vanding og tørring til produktion af korn, græs og roer produktion (Mogensen et al., 2018).

		Byg	Hvede	Kløvergræs	Græs	Roer	Sukkerroer
El, vanding	kWh/ha	34	47	161	161	64	0
El, tørring	kWh/ha	98	138	0	0	0	0
Diesel, tørring	liter/ha	8	11	0	0	0	0
Diesel, mark	liter/ha	78	96	89	101	91	91
Nettoudbytte	Mg TS*/ha	4,4	6,2	8,1	9,1	12,1	13,2

*TS: tørstof

Tabel 4.3.3 Konverteringsfaktorer (Mogensen et al, 2018).

		kg CO ₂ ækv/enhed
Diesel	liter	2,82
El	kWh	0,56

På baggrund af tabel 4.3.2 og 4.3.3 estimeres forbruget af fossil energi til at variere mellem 340 CO₂ ækv/ha/år for et kornsædskifte til 445 CO₂ ækv/ha/år for græs med et højt udbytte. Det bemærkes at disse tal er betydelig lavere end de 1100 kg CO₂/ha/år antaget af Eriksen et al. (2014).

På længere sigt, skal fossilenergiforbrug til landbrugsoperationer udfases og erstattes af vedvarende energikilder. I takt med at det sker, skal modregningen for erstatning af fossilenergi i drivhusgasbalancer for virkemidler som producere energi også udfases.

4.3.6 Usikkerheder

I praksis, vil N-inputtet i planterester, N-tabet via denitrifikation, udvaskning og ammoniakfordampning, samt effekten på kulstoflagring i jorden være afhængig af de lokale forhold under hvilket virkemiddel implementeres. De estimerede effekter af virkemidlerne er derfor overordnede estimater, som vil variere afhængig af dyrkningssystem, forhistorie samt jord- og klimaforhold.

Referencer

- Azzi, E.S., Li, H., Cederlund, H., Karlton, E., Sundberg, C. (2024). Modelling biochar long-term carbon storage in soil with harmonized analysis of decomposition data, *Geoderma* 441, 116761.
- Dalgaard, T., Hansen, B., Hasler, B., Hertel, O., Hutchings, N.J., Jacobsen, B.H., Jensen, L.S., Kronvang, B., Olesen, J.E., Schjørring, J.K., Kristensen, I.S., Graversgaard, M., Termansen, M., Vejre, H. (2014). Policies for agricultural nitrogen management trends, challenges and prospects for improved efficiency in Denmark. *Environ. Res. Lett.* 9.
- EMEP/EEA (2022). EMEP/EEA Air Pollutant Emission Inventory Guidebook; European Environment Agency: Copenhagen, Denmark, 2019. Available online: <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2019> (linket sidst kontrolleret den.10-01-2022).
- Elsgaard, L., Adamsen, A.P.S., Møller, H.B., Winding, A., Jørgensen, U., Mortensen, E.Ø., Arthur, E., Abalos D., Andersen M.N., Thers H., Sørensen P., Dilnessa A.A., Elofsson K. (2022). Knowledge synthesis on biochar in Danish agriculture. DCA advisory report No. 208.
- Eriksen J. et al (2014). Virkemidler til realisering af 2. generations vandplaner og målrettet arealregulering. DCA Rapport nr 52.
- Eriksen, J., Thomsen, I. K., Hoffmann, C. C., Hasler, B., Jacobsen, B. H. (2020). Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. 452 s. – DCA rapport nr. 174, <https://dcapub.au.dk/djfpdf/DCArapport174.pdf>
- IPCC (2019). 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. In: Buendia, E., Guendehou, S., Limmeechokchai, B., Pipatti, R., Rojas, Y., Sturgiss, R., Tanabe, K., Wirth, T., Romano, D., Witi, J., Garg, A., Weitz, M., Cai, B., Ottinger, A., Dong, H., MacDonald, J., Ogle, M., Rocha, M.T., Sanchez, M.J., Bartram, M. and Towprayoon, S., Eds., Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU), préparé par le Programme pour les inventaires nationaux des gaz à effet de serre 4, 110 p.
- IPCC (2013). Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp Table 8.7 |GWP and GTP with and without inclusion of climate-carbon feedbacks.
- IPCC (2019). 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (Calvo Buendia, E., Tanabe, K., Kranjc, A., Baasansuren, J., Fukuda, M., Ngarize, S., Osako, A., Pyrozhenko, Y., Shermanau, P. and Federici, S., eds), Appendix 4 - Method for estimating the change in mineral soil

organic carbon stocks from biochar amendments: Basis for future methodological development. Published: IPCC, Switzerland.

- Jensen, J.L., Beucher, A.M., Eriksen, J. (2022a). Soil organic C and N stock changes in grass-clover leys: Effect of grassland proportion and organic fertilizer. *Geoderma* 424, 116022.
- Jensen, J.L., Eriksen, J., Thomsen, I.K., Munkholm, L.J., Christensen, B.T. (2022b). Cereal straw incorporation and ryegrass cover crops: The path to equilibrium in soil carbon storage is short. *European Journal of Soil Science* 73, e13173.
- Mikkelsen, M.H., Albrektsen, R., Gyldenkærne, S. (2022). Sammenligning af klimaeffekter - Emissionsopgørelse, emissionsfremskrivning og Klimaeffekttabel. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 166 s. - Videnskabelig rapport nr. 501 <http://dce2.au.dk/pub/SR501.pdf>
- 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., Caspersen, O.H., Scott-Bentsen, N., Rasmussen, E., Petersen, S.B., Olsen, T.M., Hansen, M.G. (2019). Denmark's National Inventory Report 2019. Emission Inventories 1990-2017 - Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 886 pp. Scientific Report No. 318.
- 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., Caspersen, O.H., Scott-Bentsen, N., Rasmussen, E., Petersen, S.B., Olsen, T. M. & Hansen, M.G. (2020). Denmark's National Inventory Report 2020. Emission Inventories 1990-2018 - Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 900 pp. Scientific Report No. 372 <https://dce2.au.dk/pub/SR372.pdf>
- Petersen, B.M., Knudsen, M.T., Hermansen, J.E., Halberg, N. (2013). An approach to include soil carbon changes in life cycle assessments. *Journal of Cleaner Production* 52, 217-224.
- Serra J., Marques-dos-Santos C., Marinheiro J., et al. (2023). Nitrogen inputs by irrigation is a missing link in the agricultural nitrogen cycle and related policies in Europe. *Science of The Total Environment* 889, 164249.
- Taghizadeh-Toosi, A., Christensen, B.T., Hutchings, N.J., Vejlin, J., Katterer, T., Glendining, M., Olesen, J.E. (2014a). C-TOOL: A simple model for simulating whole-profile carbon storage in temperate agricultural soils. *Ecological Modelling* 292, 11-25.
- Taghizadeh-Toosi A., Olesen J.E., Kristensen K., Elsgaard, L. et al. (2014b). Changes in carbon stocks of Danish agricultural mineral soils between 1986 and 2009. *European Journal of Soil Science* 65(5), 730-740.
- Thomsen, I.K., Olesen, J.E., Møller, H.B., Sørensen, P., Christensen, B.T. (2013). Carbon dynamics and stabilization in soil after anaerobic digestion of dairy cattle feed and faeces. *Soil Biology and Biochemistry* 58, 82-87.
- Woolf, D., Lehmann, J., Ogle, S., et al. (2021). Greenhouse gas inventory model for biochar additions to soil. *Environ. Sci. Technol.* 55, 1479514805.

4.4 Potentialer og muligheder for reduktion af drivhusgasser

Forfattere: Trine Anemone Andersen (4.4.0-4.4.5), Lærke Worm Callisen (4.4.4) & Mette Hjorth Mikkelsen (4.4.3), alle fra Institut for Miljøvidenskab

Fagfællebedømmer: Rikke Albrektsen (4.4.0-4.4.3, 4.4.5), Mette Hjorth Mikkelsen (4.4.0-4.4.2, 4.4.5), Lærke Worm Callisen (4.4.1, 4.4.2), Steen Gyldenkærne (4.4.4) og Ole-Kenneth Nielsen (4.4.0-4.4.5), alle fra Institut for Miljøvidenskab

Det fremtidige potentiale for at reducere drivhusgasemissionerne er beregnet ud fra skøn over teknologiernes maksimalt mulige udbredelse. Hvordan dette er skønnet, er nærmere beskrevet under de enkelte virkemidler. Da det er det fremtidige potentiale der beskrives, er det, hvor det har været muligt, opgjort med basis i udbredelsen i 2021, som den fremgår af tilgængelig statistik og indberetninger. Maksimal udbredelse fra 2021 og frem, som kan være opgjort som antal dyr, mængde gødning eller antal hektar, ganges derefter med den beregnede/forventede effekt af klimavirkemidlet (angivet i reduktion i udledning i CO₂-ækv pr. dyr, pr. mængde gødning eller pr ha) som beskrevet ovenfor. For økologisk produktion er der en række af virkemidlerne, der ikke er relevante. 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. Der er lagt til grund, at økologiske malkekvæg og ammekvæg vil udgøre omkring 15 % af malkekobestanden i fremtiden. Tilsvarende forudsættes at 15 % af kvæggyllen at ville være økologisk. Ud fra dette nås et nationalt estimat for den mulige reduktion af udledningerne ved fuld implementering af et virkemiddel med basis i 2021 udbredelsen og den valgte referencesituation. Disse estimater fremgår af tabel 9.1 og i uddrag i tabel 2.1/3.1.

4.4.1 Husdyrproduktion

Ved beregning af potentiale for virkemidlerne er der taget udgangspunkt i Klimafremskrivningen, se tabel 4.4.1 (Energistyrelsen, 2023).

Tabel 4.4.1 Husdyrbestanden (antal dyr) i 2015 og 2021 (Energistyrelsen, 2023).

Kategori	2015	2021
Malkekvæg	561.000	564.000
Øvrigt kvæg	1.197.000	1.109.000
Søer	1.030.000	1.042.000
Smågrise	31.500.000	34.250.000
Slagtesvin	19.860.000	20.454.000
Fjerkræ	122.400.000	129.016.000

4.4.2 Husdyrgødning

I foråret 2022 afholdtes et seminar med Miljøministeriet med forslag til AU's prioritering af de mest lovende teknologier til at reducere drivhusgasudledning (Feilberg et al., 2022). Flere projekter er nu iværksat for at underbygge og dokumentere teknologiernes effekt. Udbredelsen af teknologierne vil afhænge meget af økonomi og kommende regulering af drivhusgas. Endvidere vil udbredelsen også afhænge af, hvor hurtigt

de enkelte teknologier rent praktisk kan implementeres. Eksempelvis vil teknologier i stalden kombineret med biogas afhænge af udbygning af biogassektoren. Dette er ikke forsøgt udredt i denne rapport.

De antagne udbredelser i 2021 og den potentielle udbredelse er vist under de enkelte virkemidler (teknologier) i kapitel 6. For kombinationsteknologier, dvs. teknologier til gylle i stalde, lagre og anvendelse i biogasanlæg, er udbredelserne i 2021 beregnet som den andel af gylle der bioforgases, for ikke at vise et kunstigt højt potentiale.

Mængden af N i husdyrgødning har betydning for kvoterne af N i handelsgødning og dermed for udledningerne af N₂O fra både husdyrgødning og handelsgødning i afgrødeproduktionen. I 2021 anslås mængden af N i husdyrgødning at udgøre 216 kt baseret på gødningsregnskaberne (Rolighed et al., 2023).

4.4.3 Afgrødeproduktion

Handelsgødningsforbrug er rapporteret i Klimafremskrivningen 2023 for en årrække (tabel 4.7) og er projiceret til at falde til et niveau omkring 215 kt N pr. år i de kommende år. Faldet er bl.a. relateret til krav om en højere udnyttelse af N i husdyrgødning (Rolighed et al., 2023). Sidstnævnte kilde, som baserer sig på gødningsregnskaber, angiver i øvrigt et noget mindre forbrug (200 kt) end tabel 4.4.2 i 2021.

Tabel 4.4.2 Antaget kvælstofanvendelse i handelsgødning (kt N/år) i henhold til Klimafremskrivningen 2023.

2021	2025	2030
229	218	214

Nitrifikationshæmmere anvendes til reduktion af lattergasudledninger, og forudsættes at kunne tilsættes 90% af al handelsgødning samt den konventionelle flydende husdyrgødning. Det antages således, at 10% af N i handelsgødning vil være på nitratform. Brugen af nitrifikationshæmmere vil i visse situationer også kunne reducere kvælstofudvaskningen. Der er for en række af de øvrige virkemidler indhentet information om deres udbredelse i 2021 fra Landbrugsstyrelsen (Line Maj Stranges, personlig kommunikation, 04.01.2023) som fremgår af tabel 9.1.

4.4.4 Arealanvendelse

Arealet med dyrkede humusrige og organiske jorder er i 2023 opgjort til i alt 118.000 ha, heraf 72.000 ha med mere en 12% organisk kulstof (Beucher et al., 2021). Udtagning af disse jorde fra omdrift og efterfølgende vådlægning har et meget stort potentiale for at reducere drivhusgasudledningerne fra arealanvendelse (Olesen et al., 2018). Dette er mere detaljeret beskrevet i et særskilt kapitel i vidensyntesean af Greve et al. (2021) og indgår bl.a. derfor ikke i nærværende rapport bortset fra en beregning på paludikultur, der reflekterer dette potentiale.

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, energjafgrøder, bræmmer og palludikultur i højere grad tale om et eksemplificeret potentiale, som vil være betinget af udbredelse dvs fremtidige sædskifte- og afgrødevalg.

Referencer

- Beucher A., Weber P.L., Hermansen C., Pesch C., Koganti T., Møller A.B., Gomes L., Greve M., Greve M.H. (2023). Updating the Danish peatland map with a combination of new data and modelling approaches. Advisory report from DCA – Danish Centre for Food and Agriculture, Aarhus University, 66 pages. Submitted 19.12.2023. https://pure.au.dk/ws/portalfiles/portal/359276603/T_rv2022_Rapport_1912_2023rev.pdf
- Energistyrelsen (2023). Klimastatus og -fremskrivning 2023 [Klimastatus og -fremskrivning 2023 \(ens.dk\)](#)
- Greve, M.H., Greve, M.B., Peng, Y., Pedersen, B.F., Møller, A.B., Lærke, P.E., Elsgaard, L., Børgesen, C.D., Bak, J.L., Axelsen, J.A., Gyldenkærne, S., Heckrath, G.J., Zak, D.H., Strandberg, M.T., Krogh, P.H., Iversen, B.V., Sørensen, E.M., Hoffmann, C.C. (2021). Vidensyntese om kulstofrig lavbundsjord. DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. 137 sider.
- Jensen, P.N., Blicher-Mathiesen, G., Rolighed, J., Børgesen, C.D., Olesen, J.E., Thomsen, I.K., Kristensen, T., Sørensen, P., Vinther, F.P. (2015). Revurdering af baseline. Teknisk rapport fra DCE nr. 67. <https://dce2.au.dk/pub/TR67.pdf>
- Olesen, J.E., Petersen, S.O., Lund, P., Jørgensen, U., Kristensen, T., Elsgaard, L., Sørensen, P. & Lassen, J. (2018). Virkemidler til reduktion af klimagasser i landbruget. DCA rapport, nr. 130, bind 130, DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, <http://web.aqrsci.dk/djfpublikation/index.asp?action=show&id=1273>
- Rolighed J., Thorsen M., Blicher-Mathiesen G. (2023). Miljøeffekten af den danske undtagelse fra nitratdirektivet til brug for afrapportering til EU-Kommissionen i 2022. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 34 s. – Fagligt notat nr. 2023 | 61.

4.5 Beregning af landbrugets udledninger i Danmarks nationale drivhusgasopgørelse

Forfattere: Trine Anemone Andersen (4.5.0-4.5.5), Mette Hjorth Mikkelsen (4.5.3), Lærke Worm Callisen (4.5.4), alle Institut for Miljøvidenskab

Fagfællebedømmere: Rikke Albrektsen (4.5.0-4.5.3 og 4.5.5), Mette Hjorth Mikkelsen (4.5.0-4.5.2 og 4.5.5), Lærke Worm Callisen (4.5.1, 4.5.2), Steen Gyldenkærne (4.5.4) og Ole-Kenneth Nielsen (4.5.0 - 4.5.5), alle Institut for Miljøvidenskab

I dette afsnit gives en introduktion til, hvordan drivhusgasudledningerne fra landbruget beregnes i Danmarks nationale drivhusgasopgørelse, herefter betegnet emissionsopgørelsen. Først beskrives rammerne for emissionsopgørelsen og kategoriseringen af landbrugets udledningskilder inden for rapporteringen. Dernæst introduceres de overordnede metodiske principper og beregningsmodeller for de udledninger, der relaterer sig til katalogets virkemidler. Afslutningsvist er rammerne for fremskrivningen af de danske drivhusgasemissioner fra landbruget fremlagt.

4.5.1 Rammerne for den danske drivhusgasopgørelse

Den nationale drivhusgasopgørelse udarbejdes af medarbejdere ved Institut for Miljøvidenskab (ENVS) på Aarhus Universitet. Som en del af Nationalt Center for Miljø og Energi (DCE), er ENVS ansvarlige for udregning og afrapportering til EU og til FN's Rammekonvention om Klimaændringer (UNFCCC) på vegne af Miljøministeriet samt Klima-, Energi- og Forsyningsministeriet. Indrapporteringen af de endelige tal sker 15. marts til EU og 15. april til FN, som tabeller i et specifikt dataformat kaldet Common Reporting Format (CRF), der kan hentes via FN's hjemmeside (UNFCCC, 2024). Opgørelsen laves hvert år, men er grundet datatilgængelighed altid godt halvandet år bagud, hvilket vil sige at det seneste historiske år i opgørelsen afrapporteret i 2023 inkluderer emissioner fra 1990 til 2021. Udledningerne for 2025 vil således først indgå i den opgørelse, der indrapporteres i 2027. Resultatet af de årlige opgørelser rapporteres ikke udelukkende som data, men akkompagneres af en beskrivelse af datagrundlaget og de anvendte metoder for beregningerne i en skriftlig dokumentationsrapport kaldet NIR'en (National Inventory Report). Den seneste version er Nielsen et al. (2023). Datagrundlaget for emissionsopgørelsen fra offentlige myndigheder (f.eks. Danmarks Statistik og Landbrugsstyrelsen) forskningsinstitutioner (f.eks. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug og SEGES) og virksomheder. Der er en løbende dialog mellem DCE og relevante dataleverandører for at sikre det bedst mulige grundlag for emissionsopgørelsen.

Beregningsmetoder og afrapportering skal følge internationalt vedtagne retningslinjer under UNFCCC (2014), som henviser til 2006 IPCC Guidelines (IPCC 2006) og 2014 Wetlands Supplement (IPCC 2014). Fra rapporteringen i 2024 og frem under Parisaftalen er retningslinjerne givet i UNFCCC (2019:2022) og her er der udover ovennævnte IPCCs retningslinjer også en henvisning til IPCCs 2019 Refinement (IPCC 2019). Opgørelsen omfatter metan (CH₄), lattergas (N₂O) og kuldioxid (CO₂). Indirekte N₂O -udledninger er baseret på emissioner af NH₃ og NO_x fra den danske luftforureningsopgørelse, som også udarbejdes af DCE, ud fra retningslinjer angivet i EMEP/EEA Guidebook (EMEP/EEA, 2019).

De nævnte IPCCs retningslinjer indeholder konkrete metodebeskrivelser og angiver derudover også, hvilke standardværdier der skal anvendes, hvis der ikke er nationale data til rådighed. Det foretrækkes at anvende nationale data, fordi de i højere grad afspejler de faktiske drifts-, jord- og klimaforhold i Danmark end IPCC-

standardfaktorerne, og brugen af sådanne nationale data kan dermed løfte opgørelsen op på et højere detaljerings- og kvalitetsniveau, kaldet Tier-niveau. Højere Tier niveauer stiller også høje krav til både det nationale dokumentationsniveau og kvalitetssikringen, ift. datagrundlaget bag og validiteten af beregningsmetoden. Nationale data skal kunne dokumenteres at være mere præcise og dermed have lavere usikkerheder end IPCC standardværdier for at kunne anvendes. Det laveste niveau Tier1 niveau indikerer en simpel beregningsmetode med lav grad af differentiering og anvendelse af IPCC-standardfaktorer, hvorimod det højeste niveau Tier3 niveau indikerer en beregning baseret på solide nationale data, der er målings- eller modelbaseret og ofte vil tage højde for flere faktorer og derved muliggøre en høj grad af differentiering. Angivelsen af muligheder og kriterier for tier-niveauerne er beskrevet overordnet i introduktionskapitlet til IPCC Guidelines 2006 (Ref.Vol. 1, General Guidance and Reporting; sektion 1.2). Her introduceres også det helt overordnede metodiske princip om kombinationen af data omkring udbredelsen af en given aktivitet med en emissionsfaktor for udledning eller optag per enhed aktivitet, således at; $Emission = Aktivitetsdata * Emissionsfaktor$. Retningslinjerne er yderligere differentieret i særskilte bind for hver udledningskilde, hvor bind 4 omfatter landbrug og LULUCF (Ref.Vol. 4, Agriculture, Forestry and Other Land Use; sektion 1.3.2). Tier niveau er primært en beskrivelse af beregningsmetoden, hvorfor det varierer for hver emissionskilde, hvad der skal til for at komme op på en højere Tier.

Kriterierne for inklusion af ny viden i opgørelsen er angivet på et overordnet niveau i IPCC's retningslinjer og stiller en række krav til dokumentationen ift. særligt statistisk usikkerhed, repræsentativiteten af data/resultaterne og betydningen af yderligere relevante variable. Uanset dokumentationsniveau er det derudover først muligt at inkludere ny viden, hvis der findes aktivitetsdata (data for udbredelsen af aktiviteten), der kan kobles til de tilhørende emissions- eller reduktionsfaktorer. Nogle forskningsresultater kan anvendes direkte og inkluderes i opgørelsen uden yderligere data behov, mens andre forskningsresultater trods solid dokumentation kan være vanskeligere at implementere grundet manglende tilgængelighed af aktivitetsdata eller grundet komplekse forhold i den beregningstekniske metode, som kræver en større omlægning af opgørelsesmetoden. I forlængelse heraf vil der også forekomme ændringer i emissionsopgørelsens data, faktorer eller metoder som skyldes korrektioner undervejs med den løbende interne og eksterne kvalitetssikring af arbejdet eller ændringer i det eksternt tilgængelige inputdata. Alle korrektioner foretages tilbage til 1990, da der er krav om konsistens i metode for hele tidsperioden.

Formålet med opgørelsen er at opgøre udledningerne på nationalt niveau, hvilket vil sige at de på aggregeret niveau skal afspejle de gennemsnitlige forhold på landsplan. Dette er en væsentlig forskel til arbejdet med opgørelser på bedrifts- eller markniveau eller Klimavirkemiddelkatalogets fokus på et konkrete virkemidlers effekt under varierende forhold. Forskellen i formål, officielle retningslinjer samt den tidsmæssige forskydning af opgørelsen, er alle sammen vilkår, der medfører, at der kan og vil være forskelle mellem de reduktionseffekter, der præsenteres i Klimavirkemiddeltabellen og emissionsopgørelsen. Eksempelvis kan der her i Klimavirkemiddelkataloget være præsenteret specifikke forhold omkring referencen, emissionsfaktoren, andre parametre eller den metodiske opsætning af effektberegningen af et givent klimavirkemiddel, der er anderledes eller mere detaljeret end det data, der arbejdes med på nationalt niveau. Ligeså kan der være fremkommet nye forskningsresultater, som den enkelte forsker vælger at inddrage i vurderingen af et givent virkemiddel, som ikke har været muligt at optage i emissionsopgørelsen. Det er derfor angivet under hvert klimavirkemiddel, hvorvidt og hvordan det er afspejlet i emissionsopgørelsen. Såfremt virkemidlet på nuværende tidspunkt ikke er afspejlet i opgørelsen, kommenteres på hvad der kræves af yderligere data og information for at dette kan blive afspejlet.

4.5.2 Opdeling af landbrugets udledninger i sektorerne Landbrug og LULUCF

Landbrugets udledninger strækker sig i henhold til retningslinjerne for rapportering til klimakonventionen (UNFCCC) over de to selvstændige sektorer Landbrug og LULUCF (Land Use, LandUse Change and Forestry).

Klimavirkemidlerne, der er præsenteret under 'Husdyrproduktion' og 'Husdyrgødning' relaterer sig næsten udelukkende til de udledninger der afrapporteres i Landbrugssektoren. 'Afgørdeproduktion' virkemidlerne vedrører udledningsposter på tværs af både Landbrugs- og LULUCF-sektoren, da de ofte vil have betydning for både kvælstof- og kulstoftilførslen til jorden. Det samme gør sig gældende for virkemidlerne præsenteret under hovedkategorien 'Arealanvendelse', hvor målrettet udtagning af lavbundslande fx også har indflydelse på udledningerne fra de organiske jorde under LULUCF og på det samlede landbrugsareal som gødes, hvilket regnes under Landbrug. Lidt mere detaljeret kan man sige, at Landbrugssektoren omfatter alle emissioner fra husdyrenes fordøjelsesprocesser, håndtering af husdyrgødning i stalde og lagre, N₂O fra dyrkning af landbrugsjorden (f.eks. anvendelse af handels- og husdyrgødning, græssende dyr, afgørderester samt indirekte emissioner fra udvaskning og atmosfærisk deposition) samt CO₂ fra kalkning og kulstofholdige handelsgødninger. LULUCF-sektoren omfatter både udledninger og optag af drivhusgasser, primært som et samlet nettoregnskab over de årlige ændringer i kulstofpuljerne (CO₂). Der redegøres for kulstof i både den levende og døde biomasse og i jordene fra Danmark inddelt i seks arealanvendelsesklasser. I kontekst af klimavirkemidlerne præsenteret her i rapporten, er det udledningerne fra jorde med landbrugsdrift, der er interessante under LULUCF-sektoren; både afgørder i omdrift og permanent græs. Disse fordeler sig på arealanvendelseskategoriene 'Landbrugsareal' og 'Græsareal'. Herudover indeholder LULUCF også udledninger og optag fra arealklasserne skov, vådområder og befæstede arealer. Der er en arealklasse for øvrige arealer, som dækker over klitter, sten mv. som ikke antages at have ændringer i kulstofpuljerne. Vådområder inkluderer udledninger og optag fra tørveindvindingsområder (spagnum) samt fra etablerede vådområder. Beskrivelsen af emissionsopgørelsen til dette kapitel inkluderer ikke udledninger og optag i de danske skove og fra høstede træprodukter, som opgjort af Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning ved Københavns Universitet (IGN).

I nedenstående Tabel 4.5.1 og 4.5.2 ses en oversigt over de udledningskilder og drivhusgasser, der inkluderes i hhv. Landbrugs- og LULUCF-sektoren jf. retningslinjerne fra IPCC. Tabellerne er medtaget som en introduktion til den formelle kategorisering, der anvendes i rapporteringen. Der kan findes mere detaljerede beskrivelser af, hvilke udledninger der tælles med under hvilke kilder i den seneste dokumentationsrapport (Nielsen et al., 2023), mens de overordnede principper for beregningerne præsenteres i de følgende afsnit 4.5.3 (Landbrugssektoren) og 4.5.4 (LULUCF-sektoren).

Tabel 4.5.1 Udledningskilder under sektoren Landbrug i emissionsopgørelsen.

CRF	Navn på udledningskilde	Drivhusgas og evt. bemærkning
3A	Husdyrs fordøjelse	CH ₄
3B	Håndtering af husdyrgødning (stald+lager)	CH ₄ , N ₂ O
3Da1	Handelsgødning	N ₂ O
3Da2a	Husdyrgødning udbragt	N ₂ O
3Da2b	Slam	N ₂ O
3Da2c	Øvrige organiske N-gødninger	N ₂ O, industrislam og biogas-N

3Da3	Urin og gødning afsat af græssende dyr	N ₂ O
3Da4	Afgrøderester	N ₂ O
3Da5	Mineralisering	N ₂ O, nettomineralisering af kvælstof fra tab af organisk stof i landbrugsjordene
3Da6	Dyrkning af organisk jord	N ₂ O, fra organiske landbrugsjorde
3B.5 /3Db1	Atmosfærisk deposition (NH ₃ og NO _x)	N ₂ O, fra gødningshåndtering (3B5) og fra udbragt N (3Db1)
3Db2	Kvælstofudvaskning og afstrømning	N ₂ O
3F	Markafbrænding, af halm og afgrøderester	N ₂ O, CH ₄
3G	Kalkning	CO ₂
3H	Urea	CO ₂
3I	Øvrige mineralske kulstofholdige gødninger (CAN)	CO ₂

Tabel 4.5.2 Udledningsskilder under sektoren LULUCF i emissionsopgørelsen.

CRF	Navn på udledningsskilde	Drivhusgas og evt. bemærkning
4A	Skov*	CO ₂ , C-ændringer i levende og død biomasse og jord, inkl. arealomlægning til 'Skov'***
4B	Landbrugsarealer†	CO ₂ , C-ændringer i biomasse og jord inkl. organiske jorde inkl. arealomlægning til 'Landbrugsarealer'***
4C	Græsarealer	CO ₂ , C-ændringer i biomasse og jord inkl. organiske jorde og arealomlægning til 'Græsarealer'***
4D1.1	Tørveindvinding, indenfor Vådområder	CO ₂ , overfladenedbrydning + indvundne mængder
4D2	Vådområder	CO ₂ , områder under arealomlægning til 'Vådområder'***
4E	By og infrastruktur	CO ₂ , C-ændringer i biomasse og jord og arealomlægning til 'By og infrastruktur'***
4G	Høstede træprodukter*	CO ₂ , kulstoftab fra træ-produktionsvarer
4(II)A	Skov*, dræning og vådlægning af organiske jorde	CH ₄ + N ₂ O, fra drænede, vådlagte og grøfte-arealer
4(II)B	Organisk jord i omdrift	CO ₂ (dissocieret organisk kulstof) + CH ₄ , fra drænede nuværende eller tidligere landbrugsjorde og grøfter
4(II)C	Organisk jord med permanent græs	CO ₂ (dissocieret organisk kulstof) + CH ₄ , fra drænede nuværende eller tidligere landbrugsjorde og grøfter
4(II)D	Vådområder (inkl. tørveindvinding)	CH ₄ , fra vådlagte arealer, CH ₄ og N ₂ O fra drænpåvirket tørveindvindingsområde CH ₄ fra grøfter i tørveindvindingsområde
4(V)	Afbrænding af biomasse	CH ₄ + N ₂ O, primært kontrolleret afbrænding på hede/krat-arealer
4(III)	Mineralisering og immobilisering af C	N ₂ O, regnes for alle arealomlægninger fra 'Skov' og fra alle arealomlægninger til 'By- og infrastruktur'

*Alle beregninger på udledninger og optag af kulstof i de danske skove samt fra høstede træprodukter udføres af Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning ved Københavns Universitet (IGN).

**begrebet for arealer under omlægning, dvs. områder, der er under omlægning fra en til en ny arealklasse jf. den årlige opgørelse over det danske areal. Når arealer er under omlægning, antages det beregningsteknisk, at der sker et

skifte i ligevægtstilstanden for kulstofindholdet i jorden. For kulstof i jord antages skiftet at ske over en samlet omlægningsperiode på 30 år, hvor kulstofindholdet skifter fra den antagne gennemsnitlige ligevægtstilstand i den tidligere arealklasse til den antagne gennemsnitlige ligevægtstilstand i den nye arealklasse. For biomassen antages skiftet i den stående biomasse at ske øjeblikkeligt i det første år efter omlægning. Se Nielsen et al. (2023) for yderligere detaljer.

Udledninger fra landbrugets forbrug af procesenergi og brændstof samt fra biogasproduktion (energi) opgøres i den nationale emissionsopgørelse under energisektoren, og er derfor udeladt her.

4.5.3 Beregning af udledninger under Landbrugssektoren; Husdyr og kvælstof tilførsel til marken

Størstedelen af landbrugssektorens udledninger beregnes i et omfattende modelkompleks kaldet IDA (Integrated Database model for Agricultural emissions). Modellen er bygget op omkring en lang række selvstændige datasæt på aktivitetsdata, emissions- og reduktionsfaktorer, som opdateres hvert år. Databasen trækker på både nationale data og standard-emissionsfaktorer fra IPCC guidelines, hvoraf langt de fleste nationale data stammer fra forskning fra Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug (DCA, Aarhus Universitet), fra data udgivet af Danmarks Statistik samt data tilvejebragt eller gjort tilgængeligt af SEGES Innovation. Derudover indgår en større mængde data om bl.a. gødningsforbrug, staldtyper og data for biogasproduktion, som udleveres direkte fra Landbrugsstyrelsen og Energistyrelsen. For husdyrene opereres der med 42 husdyrtyper i modellen, som yderligere er delt op alt efter staldsystem og gødningstype på i alt 288 kombinationer, hvor emissionen beregnes for hver af disse kombinationer. For mange underkategorier anvendes dog samme parametre eller emissionsfaktorer, hvis der ikke er datagrundlag, der understøtter en skelnen. Der kan læses mere om det konkrete datagrundlag, sammensætning af databasen, husdyrkategorier og beregningsmetoden i NIR'en (Nielsen et al., 2023) og den seneste sektorrapport fra 2021 (Albrektsen et al., 2021).

Husdyrproduktion (husdyrs fordøjelse)

Klimavirkemidlerne for 'Husdyrproduktion' vedrører alene kvæg, og beskrivelsen i det følgende er derfor begrænset til denne dyregruppe. Emissionen af CH_4 fra husdyrenes fordøjelse beregnes på Tier2 niveau som en fast estimeret andel af dyrets optag af bruttoenergi, der omdannes til metan, den såkaldte Y_m -faktor, der udtrykkes i procent. Der anvendes en national estimeret Y_m specifikt for malkekvæg, men en standard IPCC Y_m -faktorer for 'øvrige kvæg' og som er udregnet af DCA og baseret på data fra forsøg udført af Institut for Husdyrvidenskab v. AU (Hellwing et al., 2016). Y_m -faktoren opdateres løbende, når der vurderes at være sket væsentlige ændringer i fodersammensætningen. Siden 2018 har Y_m -faktoren for malkekvæg yderligere været specificeret for hhv. jersey og stor race og de bagvedliggende data anvendt til DCA's udarbejdelse af Y_m -faktoren for 2021-er beskrevet i Lund et al. (2023). Fodermængde og energiindhold i fodersammensætningen, baseres på årligt opdaterede tal opgjort i Normtallene fra DCA. De nyeste normtal kan findes i Børsting & Hellwing (2023). Normtallene udarbejdes primært med produktionsdata, der går et år tilbage, hvorfor Normtal 2022/23 omhandler produktionsdata fra 2021 og derfor anvendes i opgørelsen over 2021. Foderindholdet for kvæg har siden 2015/16 været baseret på data fra foderopgørelser i fodervurderingssystemet NorFor (Børsting et al. 2021). Datagrundlaget dækker over mere end halvdelen af danske malkekvægsbesætninger og slagtekalve og betragtes som et repræsentativt gennemsnit for den danske mælkeproduktion (Børsting, pers. komm.). I den samlede beregning af CH_4 udledningen fra kvægs fordøjelse indgår således følgende faktorer (enkelte kun inkluderet for særlige typer af kvæg);

- Antal dyr under hver kombination af staldsystem og gødningstype
- Y_m -faktoren, i % af MJ fra det samlede foderindtag

- Fodermængde, i kg, tørstof per år (kun for malkekøer, baseret på Normtallene)
- Fodersammensætning, i MJ per kg tørstof fra forskellige typer af foder (kun for malkekøer)

Referenceudledningen for husdyrene afhænger derved af hvilken dyretype/kvægtype, der er tale om og den gennemsnitlige udledning fra en bestemt kategori vil afhænge af, hvilket niveau udledningerne ønskes afspejlet på og de varierer fra år til år på baggrund af ændringer i fodersammensætning, Ym-faktoren og de forskellige underkategoriers andele af den samlede husdyrproduktion. I den seneste opgørelse for 2021, udgivet i 2023, blev den gennemsnitlige udledning fra malkekvæg estimeret til 162 kg CH₄ per dyr, mens det seneste fem-års gennemsnit lander på 160 kg CH₄ per dyr. Den gennemsnitlige udledning per år svarer til det der på engelsk i emissionsopgørelsen henvises til som *implied emission factor (IEF)*. Tabel 4.5.3 viser en oversigt over de seneste års IEF for de grupper, der er relevante for Klimavirkemiddelkataloget, som de er udregnet i den nationale emissionsopgørelse.

Tabel 4.5.3 Vægtede emissionsfaktorer for enterisk CH₄ fra malkekvæg og øvrigt kvæg som opgjort i emissionsopgørelsen fra 2017 – 2021, og som fem års gennemsnit, i kg CH₄ per dyr per år:

Type af kvæg	2017	2018	2019	2020	2021	5 års gns.
Malkekøer	159	159	161	157	162	160
Tung race	163	163	165	162	166	164
Jersey	134	134	135	132	135	134
Øvrigt kvæg (kvier, kalve, tyre, ammekøer)	40	39	40	40	40	40

Husdyrgødning (stald og lager)

Ændringer i mængden af eller håndteringen af husdyrgødningen vil påvirke CH₄ og direkte og indirekte N₂O. Klimavirkemidlerne i rapporten vedrører alene tiltag og reduktionseffekter for kvæg- og svinegylle, og beskrivelsen af udledningerne fra gødningshåndtering er derfor begrænset til disse kategorier. Udledningerne fra husdyrgødningen beregnes på grundlag af data om mængde, indhold og øvrige aspekter for den udskilte gødning baseret på en Tier2-tilgang.

For CH₄ anvendes for kvæg- og svinegylle en Arrhenius-model, der som omtalt i afsnit 4.1, kan anvendes til at beskrive metanproduktionen fra omsætningen af det organiske materiale, opgjort som flygtigt organisk stof (VS, volatile solids). Resultatet af modellen bliver brugt som metankonverteringsfaktoren (MCF), som er et udtryk for metantab i procent af samlet VS. Modellens parametre og dertilhørende usikkerheder er beskrevet i afsnit 4.1.2. I emissionsopgørelsen bruges modellen lige nu til at estimere en samlet-udledning fra stald og lager. Der arbejdes på en ny beregningsteknisk opsætning, hvor de to led adskilles, for yderligere at detaljere opgørelsen og lette implementeringen af teknologier, der kun reducerer udledningen fra enten stalden eller lageret. Emissionsfaktoren bestemmes dernæst i en ligning sammen med mængden af VS i gødningen og en maksimal metankapacitet, der varierer mellem dyretyperne og er fastsat af IPCC.

Beregning af CH₄ udledningen fra håndtering af husdyrenes gødning i hhv. staldbygningen og ude i lageret sker således med inklusion af følgende inputfaktorer fra produktionen;

- Antal dyr for hver kombination af staldsystem og gødningstype,
- Mængden af udskilt organisk stof (VS) i gødningen, inkl. strølsesforbrug
- Gødningens opholdstid i stalden opgjort som gennemsnitlig hydraulisk retentionstid (HRT)

- på tværs af forskellige staldsystemer
- Gødningens opholdstid i lageret, og
- Gødningens temperatur i hhv. stald og lager
- Mængden af gødning anvendt til biogasproduktion

Indholdet af VS beregnes med afsæt i tørstofindhold fra Normtallene fra DCA (Børsting & Hellwing, 2023). Opholdstiden for gødningen i stalden er lige nu fastsat efter data i Kai et al. (2015), hvilket ikke inkluderer restgylle eller differentierer den gylle der afsættes til biogasanlæg. I lageret er opholdstiden for svinegylle defineret af en udbringningsprofil centreret omkring primært marts og april og for kvæg og til dels afgasset gylle yderligere fordelt med udbringning over sommermånederne, som estimeret af DCE i samarbejde med både SEGES og DCA. Temperaturen for svinegylle i stalden er beregningsteknisk ens hele året, fastsat til 18,6°C, baseret på data fra SEGES (Holm et al. 2017). For kvæggylle varierer den over året med et gennemsnit på 12,4°C, efter data fra Petersen et al. (2016). Se også afsnit 4.1.2.2. Gylletemperaturen i lageret er defineret som en funktion afhængig af lufttemperaturen udenfor, tilpasset efter målte gylletemperaturer tilbage fra 1994-2015 (Husted, 1994; Rohde et al. 2009, 2012, 2015) og en landsnorm for temperaturen i årtiet 2001 – 2010, der tilsammen giver en gennemsnits-gylletemperatur på 9,5°C. Endeligt er der i beregningen taget højde for græsningsdage, ved at den samlede emission reduceres med den andel, der afsættes under afgræsning. Der anvendes herudover en række faste parametre og faktorer, som er beskrevet i afsnit 5.4.2 i NIR'en og for kobling med miljøteknologi i NIR'ens Annex 3D (Nielsen et al. 2023). Biogasbehandlet gylle indgår lige nu i modellen som et særligt gødningssystem, som tilskrives en LnA^1 værdi, der er lavere end svine- og kvæggylle (se værdier i Tabel 4.2.1). Derudover tilskrives den afgassede gylle et lavere $\text{CH}_4:\text{CO}_2$ forhold, hvilket vil sige at en mindre del af det kulstof der nedbrydes, bliver til CH_4 .

I Tabel 4.5.4 og Tabel 4.5.5 præsenteres CH_4 udledningerne fra kvæg- og svinegylle som vægtede gennemsnit på tværs af staldtyper per kg VS og per ton gylle ab dyr. De beregnede referenceudledninger i tabellerne er lavere end de referencetal der opnås med den beregningsmetode, som er beskrevet i kapitel 4.2 og anvendes i kapitel 6 om klimavirkemidler til husdyrgødning. Afvigelserne skyldes primært anvendelse af forskellige input parametre for opholdstider og gylletemperaturer, hvor udledningen i emissionsopgørelsens beregninger fx ikke kan isoleres på en konkret staldtype med individuel opholdstid, men er påvirket af en gennemsnitlig betragtning på landsplan. På nuværende tidspunkt er biogas den eneste miljøteknologi med en klimaeffekt på CH_4 , som kan tælles med i emissionsopgørelsen, og denne gødningstype er derfor angivet særskilt. Datagrundlaget for gylle, der afsættes til biogasanlæg, angiver alene mængderne fordelt på kvæg- og svinegylle, og derfor er der taget et beregningsteknisk valg om at tilskrive mængderne til malkekvæg (tung race) og slagtesvin. For fast gødning og dybstrøelse bruges en MCF fastsat af IPCC, som giver hhv. en lavere og højere udledning per ton, pga. en højere andel af VS og tørstof, men udledningerne herfra er ikke inddraget, da der ikke er nogen klimavirkemidler der vedrører de typer af gødning.

Tabel 4.5.4 Emissioner af CH₄ fra gødningen i gyllebaserede staldsystemer, der ikke afgasses i biogasanlæg, i 2021, i kg CH₄/kg VS og /t gylle ab dyr.

Gødningstype	Kg CH ₄ /kg VS	Kg CH ₄ / t gylle	Kg CO ₂ - ækv./kg VS	Kg CO ₂ - ækv./ t gylle
Kvæg (alle typer, vægtet gns.)	0,02	2,06	0,55	57,76
Malkkvæg	0,02	2,03	0,62	56,96
Svin (alle typer, vægtet gns.)	0,06	3,41	1,69	95,53
Slagtesvin	0,05	3,47	1,50	87,57
Søer	0,09	3,48	2,57	97,32
Smågrise	0,05	3,13	1,50	87,57

Tabel 4.5.5 Emissioner af CH₄ fra gødningen i gyllebaserede staldsystemer, der afgasses i biogasanlæg, i 2021, i kg CH₄/kg VS og /t gylle ab dyr.

Gødningstype	Kg CH ₄ /kg VS	Kg CH ₄ / t gylle	Kg CO ₂ - ækv./kg VS	Kg CO ₂ - ækv./ t gylle
Kvæg, afgasset gylle	0,01	1,01	0,31	28,41
Svin, afgasset gylle	0,03	2,11	0,86	59,11

For N₂O udledningen, er udregningen baseret på;

- Antal dyr for hver kombination af staldsystem og gødningstype,
- N-indhold i gødningen afhængig af staldsystem
- Emissionsfaktorer for direkte N₂O udledning, udtryk i N₂O per kg N udskilt
- Emissionsfaktoren for indirekte N₂O udledning udtrykt i kg N₂O -N per kg NH₃-N og NO_x-N
- Udbredelsen af gylle leveret til biogasanlæg

For N-indholdet i gødningen anvendes de nationale data i Normtalsystemet for alle de dyregrupper, der er relevante i sammenhæng til klimavirkemidlerne. I emissionsopgørelsen anvendes IPCC standard-emissionsfaktorer for direkte N₂O-udledning, hvor der for kvæg og svin differentieres mellem fast gødning og gylle (flydende gødning) og yderligere er gyllen vægtet ift. andel med og uden etablering af flydelag. Den afgassede gylle har også sin egen direkte N₂O lagringsfaktor, som er noget lavere end ubehandlet gylle (IPCC, 2019 – tabel 10.21). I Tabel 4.5.6 og 4.5.7 ses, tilsvarende CH₄, en oversigt over N₂O udledningerne fra kvæg- og svinogylle som vægtede gennemsnit på tværs af staldtyper og underinddelt på de overordnede dyregrupper. Derudover medregnes i opgørelsen også et bidrag fra den indirekte udledning af N₂O relateret til NH₃- og NO_x-udledningerne fra både stald og lager, hvilke udregnes i forbindelse med Danmarks luftforureningsopgørelse ud fra nationale emissionsfaktorer for NH₃ og standarder angivet i EMEP/EEA Guidebook (2019) for NO_x. Herefter multipliceres med en standard omdannelsesfaktor til N₂O fra IPCC som er fastsat til 0,01 kg N₂O-N/kg N frigivet. Alle virkemidler der også påvirker NH₃ eller NO_x har derved en afledt effekt på denne udledningskilde.

Tabel 4.5.6 Emissioner af N₂O fra gødningen i gyllebaserede staldsystemer, der ikke afgasses i biogasanlæg, i 2021, i kg N₂O/kg VS og /t gylle ab dyr.

Gødningstype	Kg N ₂ O/ kg VS	Kg N ₂ O/t gylle	Kg CO ₂ -ækv./ kg VS	Kg CO ₂ -ækv./ t gylle
Kvæg (alle typer, vægtet gns.)	0,0005	0,05	0,12	12,63
Malkekvæg	0,0005	0,04	0,13	11,78
Svin (alle typer, vægtet gns.)	0,0007	0,04	0,19	10,51
Slagtesvin	0,0006	0,04	0,16	10,68
Søer	0,0012	0,04	0,30	11,55
Smågrise	0,0006	0,03	0,15	8,79

Tabel 4.5.7 Emissioner af N₂O fra gødningen i gyllebaserede staldsystemer, der afgasses i biogasanlæg, i 2021, i kg N₂O/kg VS og /t gylle ab dyr.

Gødningstype	Kg N ₂ O / kg VS	Kg N ₂ O / t gylle	Kg CO ₂ -ækv./ kg VS	Kg CO ₂ -ækv./ t gylle
Kvæg, afgasset gylle	0,00006	0,005	0,02	1,43
Svin, afgasset gylle	0,00007	0,005	0,02	1,35

Beregningen af CH₄ fra kvæg- og svinegylle forventes at rykke op på Tier3 niveau ved implementeringen af det pågående modelarbejde, der vil gøre det muligt at adskille stald- og lagerudledningerne og muliggøre en differentiering mellem dyre- og stalddtype kombinationer for en række inkluderede produktionsfaktorer så som opholdstid og temperaturer, på forudsætning om tilgængelige aktivitetsdata. For N₂O udledningen vil en Tier3 ligeledes kræve at der udvikles en national beregningsmodel og at de nødvendige aktivitetsdata er tilgængelige.

N tilførsel ved dyrkning af landbrugsjorden

For ændringer i afgrødeproduktionen og arealanvendelsen såsom øget græs, øget brakareal, etablering af vådområder mv. vil indflydelsen på landbrugssektorens udledninger være relateret til ændringerne i næringsstofftilførslen til landbrugsjorden i form af bl.a. handelsgødning, husdyrgødning og afgrøderester, som giver anledning til direkte N₂O udledning. Som følge af dyrkningsændringer, vil der også ske en påvirkning af den indirekte N₂O-udledning via ændringer i NH₃ og NO_x udledningen og kvælstofudvaskningen.

For at isolere virkemidlerne fra hinanden rent beregningsteknisk antages det, at størrelsen af husdyrproduktionen og deraf husdyrgødningsmængderne ikke påvirkes af arealanvendelsesændringer, som fremlagt i afsnit 4.3. For alle ændringer vil effekten dog være afhængig af udledningerne forbundet med status quo-referencen. Da det ofte ikke er givet på forhånd, hvilke arealer der vil blive omlagt fra, er der i det følgende taget udgangspunkt i et teoretisk referencescenarie for afgrødeproduktion. Referencescenariet er baseret på dyrkning af følgende afgrøder; hvede, rug, byg, havre, triticale og raps, som årligt dækker omkring 1,5 – 1,6 mio. hektar, svarende til ca. 60 % af landbrugsarealet som opgjort i DST's tabel AFG5 (DST, 2024). De

samlede udledninger ligger på 1231 kg CO₂-ækv./ha. Det samlede bidrag, fordelt på de kilder, der er inkluderet i referenceberegningen, er fremstillet i Tabel 4.5.8.

Der er små afvigelser i de angivne emissioner mellem tabel 4.5.8 i dette kapitel og i tabel 4.3.1 i kapitel 4.3, hvilket formodentlig kan skyldes forskelle i antallet af inkluderede decimaler i beregningen. Afvigelsen er dog af mindre betydning og har derfor ikke en væsentlig betydning på resultatet af effektberegningerne.

Tabel 4.5.8 Udledninger af direkte N₂O og indirekte N₂O fra referencescenariet; dyrkning af areal med korn og raps, beregnet på baggrund af data fra den seneste emissionsopgørelse for 2021. af rapporteret i foråret 2023, angivet i kg. CO₂-ækv./ha.

Udledningskilde	Reference-udledning fra areal med kornafgrøder og raps, kg. CO ₂ -ækv. per ha
Direkte N ₂ O, handelsgødning	715
Direkte N ₂ O, afgrøderester (inkl. efterafgrøder)	287
Indirekte N ₂ O, NH ₃ og NO _x fra handelsgødning og NH ₃ fra voksende afgrøder (atmosfærisk deposition)	30
Indirekte N ₂ O, N-udvaskning	199
Total, samlede udledninger	1231

De samlede direkte N₂O-udledninger vil være påvirket af flg. faktorer;

- Mængden af kvælstof udbragt på arealerne
- Arealet og typen af afgrøderester efterladt på marken, herunder fra efterafgrøder
- Emissionsfaktoren for direkte N₂O udledning per kg N tilført

Udledningerne af N₂O fra gødskning med handelsgødning beregnes i emissionsopgørelsen med en Tier1 metode baseret på data over det samlede handelsgødningsforbrug fra Landbrugsstyrelsens handelsstatistikker (Landbrugsstyrelsen, 2022). Enkelte historiske år er dog regnet på data fra gødningsregnskaberne, som også bliver udarbejdet af Landbrugsstyrelsen. For begge dele gælder, at data ikke udspecificeres på afgrødeniveau, men anvendes som en national total. Et simpelt regnestykke over kvælstofforbrug per hektar vil dermed dække over et meget blandet totalareal med alt fra ekstensivt græs, byg, hvede og grøntsager til omdriftsgræs med et meget varierende gødskningsniveau. For at kunne estimere udledningerne fra gødningsforbruget fra referenceafgrøde-arealerne alene er der derfor taget udgangspunkt i gødskningsnormerne fra 2021¹ for de udvalgte afgrøder; korn og raps, på JB5-6 (Landbrugsstyrelsen, 2021). JB5-6-normen repræsenterer den største andel, godt 40%, af arealet med de udvalgte afgrøder i 2021 (egen analyse baseret på de indsendte Gødningskvote og Efterafgrøder-skemaer (GKEA) for 2021). I praksis må ændringer i afgrødeproduktionen dog forventes at finde sted på en langt mere varieret baggrund af reference-arealer, som vil påvirke den reelle effekt i begge retninger. Beregning ud fra normen er udtryk for en

¹ Gødskningsnormen for planåret 2021/2022 udvalgt fordi seneste historiske år er 2021 og da der desuden er ubetydelig forskel på den år normerne for hhv. 2019/2020 og 2022/2023.

maksimal tilladt gødskning, hvilket kan give en vis overestimering af udledningerne og dermed også af effekten af en given ændring.

I den teoretiske reference vil arealerne have tilknyttet en udnyttet kvælstofnorm og -tilførsel på 172 kg N/ha svarende til 2,70 kg N₂O/ha eller 715 kg CO₂-ækv./ha. Ud fra afgrødernes relative arealfordeling er der taget et vægtet gennemsnit af gødskningsnormen og et vægtet gennemsnit på fordelingen af jordbundstyper. Beregning af N₂O-udledningen er baseret på IPCC standardfaktor på 0,01 kg N₂O-N/kg N tilført (IPCC, 2006). Med IPCC's 2019 Refinement er der åbnet op for disaggregerede emissionsfaktorer, der skelner mellem vådt og tørt klima og yderligere mellem husdyr- og handelsgødning (IPCC, 2019). Det er under vurdering om emissionsopgørelsen fremadrettet kan anvende adskilte emissionsfaktorer og vurderingen vil også inkludere forskningsresultater, der afspejler danske drifts- og dyrkningsforhold såsom estimatet i Petersen et al. (2023) og kommende resultater fra øvrige igangværende projekter.

Beregning af N₂O udledning fra afgrøderester baseres på den mængde N, der tilføres både via de efterladte afgrøderester fra hovedafgrøden og eventuelle efterafgrøder. For hovedafgrøden anvendes nationale data fra Danmarks Statistiks HST77 for udbytte (DST, 2022) og grunddata for omregningsfaktorerne for tørstof fra en fodermiddeltabel (SEGES, 2005). Beregningen inddeler afgrøder i en række bestemte afgrødetyper og anvender IPCC's faktorer for forholdet mellem N-indhold i udbyttet og forholdet mellem udbytte og efterladt plantemateriale, både over og under jorden, og er således baseret på en Tier-1-metode (IPCC 2019, Tabel 11.2). Da denne kilde er udbytte- og dermed klimaafhængig, er der for referencescenariet regnet på et 10-års gennemsnit, så tallene afspejler årsvariationer i klima og giver et gennemsnitligt N-input på 69 kg/ha fra afgrøderester (ekskl. efterafgrøder), hvilket svarer til en udledning på 1,08 kg N₂O/ha eller 287 kg CO₂-ækv./ha.

De indirekte N₂O-udledninger stammer fra NH₃ og NO_x-udledningerne og fra udvaskning af kvælstof. De afhænger primært af de følgende faktorer;

- Mængde N tilført marken med forskellige typer handelsgødning, husdyrgødning og slam
- Dyrket areal med forskellige afgrødetyper
- Emissionsfaktoren for NH₃-N per kg N tilført og per ha dyrket
- Emissionsfaktoren for N₂O-udledning fra atmosfærisk deposition af N (NH₃-N) og ved udvaskning af N

Tallene for NH₃ og NO_x-udledningerne baseres på emissionsopgørelsen over luftforurening og omfatter derfor de samme kilder som drivhusgasopgørelsen, hvilket inkluderer handels- og husdyrgødning (husdyr antages stadig upåvirket i den fremlagte referenceberegning) og voksende afgrøder (kun NH₃). Luftforureningsopgørelsen omfatter ikke NH₃ fra afgrøderester² og for yderligere at fokusere beregningen er de mindre bidrag fra afbrænding, NH₃-behandlet halm, slam og andre organiske gødninger ekskluderet. De seneste ti år varierer NH₃ fra handelsgødning mellem 0,04-0,05 kg NH₃-N/kg N alt efter, hvilke typer handelsgødning der har været mest anvendt og lander gennemsnitligt på 0,042 kg NH₃-N/kg N tilført (4,2%), tilsvarende 0,05 kg NH₃/kg N tilført³. Med de 172 kg N/ha i det teoretiske referencescenarie, giver det anledning til en emission på 7,2 kg NH₃-N og derved 0,11 kg-N₂O tilsvarende 30 kg CO₂-ækv./ha.

² Emissionsopgørelsen over luftforurening i 2023, der vil blive udgivet i 2025, forventes at indeholde en opdatering der inkluderer NH₃ fra afgrøderester, som formentlig vil blive afspejlet i drivhusgasopgørelsen.

Indirekte N₂O fra udvaskning af kvælstof til rodzonen baseres i de nationale emissionsopgørelser på data fra NLES-modellen (Rolighed, 2022), mens udvaskning til hav og vandløb baseres på målte data kombineret med modelberegninger (Tornbjerg, 2022) – begge data sæt er fra det nationale overvågningsprogram NOVANA som varetages af Institut for Ecoscience ved AU. Det er således ikke muligt at påvirke denne udledningskilde gennem opdaterede aktivitetsdata, men effekten skal måles i praksis. Det vil samtidig sige, at der anvendes data opgjort på nationalt plan, som ikke kan differentieres på afgrødeniveau eller særligt for kornafgrøder og raps, som kunne ligge en anelse højere end gennemsnittet af den nationale total anvendt per gennemsnitlig dyrket hektar. Emissionsfaktorerne er IPCC standardfaktorer, som ligger på 0,006 kg N₂O-N/kg N til rodzonen(grundvandet), på 0,0026 kg-N₂O-N/kg N til og yderligere 0,0026 kg N₂O-N/kg N til vandløb (IPCC, 2019; vol.4, p11.36). Ud fra data beregnes en vægtet emissionsfaktor per kg N udvasket fra rodzonen, som derved også afspejler den videre emission til hav og vandløb, som gennemsnitligt over de seneste fem år lander på 0,0082 kg N₂O-N/kg N udvasket fra rodzonen (ikke at forveksle med IPCC-standardværdien på 0,0086 kg N₂O-N/kg N). Udvasningen til rodzonen har gennemsnitligt over de seneste 10 år ligget på 59 kg N/ha dyrket areal, hvilket giver anledning til en emission på 0,48 kg N₂O-N/ha eller 199 CO₂-ækv./ha.

Der er ikke nogen virkemidler der påvirker græsningsperioden og dermed relaterer sig til-N₂O udledninger fra 'Urin og gødning afsat af afgræssende dyr.

I relation til anvendelse af Tier niveau for N₂O emissionskilder knyttet til dyrkning af marken er disse baseret på Tier 1 level for de direkte emissioner og Tier 2 level for de indirekte emissionskilder.

Udledningen af direkte N₂O emissionskilder, hvoraf emission fra udbragt handelsgødning og husdyrgødning er de vigtigste, så beregnes disse på nuværende tidspunkt efter en Tier1 tilgang, fordi emissionsfaktoren er baseret på IPCC standard. I relation til aktivitetsdata, dvs. mængden af N udbragt på marken tages højde for en række forskellige forhold som dyretype, N-udskillelse, husdyrgødningstype, tilført strøelse, handelsgødningstype. En udvikling til Tier3 beregningsmetode vil kræve et beregnings setup med mulighed for at inkludere effekten på emissionen af forhold som f.eks. jordtype, pH forhold i jorden, udbringningspraksis, aktuelle nedbør og fordampningsforhold eller andre variable som via forskning viser sig, at have en væsentlig betydning for emissionen. Baseret på fremtidige forskningsresultater kan der på sigt være mulighed for at indregne variable som i højere grad reflektere danske dyrknings- og klimaforhold i forhold til en beregning baseret på anvendelse af IPCCs standard emissionsfaktorer. Beregning på Tier3 niveau kunne f.eks. være en modelberegning baseret på en lang række data/målinger, hvor der er statistisk belæg for at kunne dokumentere af de inkluderede variable har en effekt på emissionen og en kvantitativ estimering effekten.

Hvad angår de indirekte N₂O emissionskilder fra atmosfærisk deposition og N-udvaskning, så kan disse betragtes som værende baseret på en Tier2 tilgang, fordi beregningen er baseret på nationale estimater for NH₃ emissioner fra stald, lager og udbringning, ligesom der anvendes nationale data for N-udvasket til rodzonen, vandløb og hav baseret på målinger og modelberegninger fra NOVANA programmet. Som for de direkte N₂O emissioner, vil en udvikling af beregningen til en Tier3 tilgang, kræve en mere detaljeret beregningsmodel, som kan godtgøre en sammenhæng mellem betydende variable og dets påvirkning på emissionen. Dette kunne f.eks. være en opgørelse opdelt på vandløbsoplade, hvor der kunne tages højde for forskellige specifikke virkemidler, som dyrkningsfrie bræmmer eller efterafgrøder, hvor effekten givetvis vil være forskellig afhængig af f.eks. jordtype og nærhed til vand.

4.5.4 Beregning af udledninger under LULUCF med fokus på landbrugsarealerne; ændringer i kulstofpuljerne og udledninger fra kulstofrige jorde

Ud fra virkemidlerne i kataloget er det vurderet relevant at give en uddybende beskrivelse af beregningerne og 'referenceniveaue' for følgende udledningskilder under LULUCF-sektoren: Ændringer i kulstofinput til jorden (til hhv. mineral- og organisk jord), ændringer i kulstof i den stående biomasse, dyrkning af kulstofrig organisk jord med over 6 % organisk kulstof (OC) og etablering af vådområder (på hhv. mineral- og organisk jord). Den følgende beskrivelse dækker dermed ikke den række kilder, der er relateret til 'arealer under omlægning' med undtagelse af omlægning til vådområder, ligesom kilder relateret til tørveudvinding heller ikke dækkes her. Som tidligere nævnt er udledning og optag i skovene ikke inkluderet i det videre, da disse beregninger varetages af IGN, Københavns Universitet, ligesom der på nuværende tidspunkt ikke er nogen virkemidler med direkte relevans herfor.

LULUCF-opgørelsen er bygget op omkring kendskab til, hvordan Danmarks areal fordeler sig imellem seks definerede arealklasser, hvoraf omdriftsareal, permanente græsarealer og vådområder er relevante her. Hvert år laves der et kort, som er en væg-til-væg opgørelse over, hvordan arealanvendelsen fordeler sig – den såkaldte arealmatrice. Arealmatricens opbygning og datarundlag er beskrevet i Levin et al. (2014), Levin & Gyldenkerne (2022) og overordnet i emissionsopgørelsen i Nielsen et al. (2023). For de nævnte relevante arealklasser ligger særligt Internet Markkort (IMK) samt kortdata for udpegning af vådområder til grund for den årlige opdatering. For disse datakilder er Landbrugsstyrelsen (LBST) dataleverandør.

Foruden arealmatricen udgøres aktivitetsdata i LULUCF-sektoren også af statistikker for høstudbytter fra Danmarks Statistik, data om jordbundstyper inklusive opdeling i mineraljord og organisk jord fra DCA, data om læhegn fra analyse af højdemodellen (Digital Elevation Model (DEM), Digital Surface Model (DSM)) kombineret med data fra Miljøministeriet omkring nye hegn, samt info om afgrøder fra IMK via LBST. Klimavariabel data som månedlige gennemsnitstemperatur indhentes fra Danmarks Meteorologiske Institut (DMI). Der kan læses mere om det konkrete datagrundlag og historiske metodevalg mv. i NIR'en (Nielsen et al., 2023), videnssynthese om kulstofrig lavbundsjord (Gyldenkerne & Greve, 2021) eller definitionen af arealændringer til kortlægningen af arealmatricen (Levin & Gyldenkerne, 2022). En detaljeret metode-rapport for LULUCF-sektorens udledningskilder er under udarbejdelse.

I LULUCF-opgørelsen ses der overordnet kun på de årlige ændringer i C-puljerne, idet ændringerne svarer til emissioner (tab fra puljen) eller optag (puljen øges), hvilket betyder, at det ikke er anvendeligt som en opgørelse over den samlede masse af C på et givent tidspunkt³.

Dyrkning af landbrugsarealerne; mineraljord og organisk jord under landbrug

Udledning/binding af C fra jorderne beregnes forskelligt alt efter, om der er tale om mineraljord med <6 % OC eller organisk jord med ≥ 6 % OC. Ifølge den danske jordklassificering (Madsen et al., 1992) svarer organisk jord til JB11, mens mineraljorder er JB1-10. For mineraljorde beregnes ændringer i jordens kulstofindhold, mens der for de organiske jorde beregnes årlige udledninger per ha samt udledninger af CH₄ og N₂O. N₂O emissionerne afrapporteres under landbrug.

³ Skov-arealkategorien afviger fra dette princip, i det arbejde der udføres af IGN, men dette behandles ikke yderligere i dette kataloget.

Mineraljorder

Ændringer i kulstofpuljen i mineraljorder beregnes med C-TOOL-modellen svarende til en Tier3-metode. Taghizadeh-Toosi et al. (2014) og Taghizadeh-Toosi (2015) beskriver modellen. Modellen beregner kulstofændringer i jord samlet for alle landbrugsarealer på mineraljord, der registreres i IMK, både dem med en-årige afgrøder under omdrift og med permanent græs eller brak. For arealer med vedplanter eller flerårige afgrøder såsom frugttræer og pil samt læhegn antages jordens kulstofindhold at være i ligevægt, og disse arealer indgår derfor ikke i beregningerne i C-TOOL. I C-TOOL er Danmark inddelt i otte landsdele, som hver er karakteriseret i forhold til jordtyper, hvilket giver i alt 20 underopdelinger. For hver underopdeling er modellen initialiseret med data om kulstofindhold, C:N-forhold og lerindhold ud fra målinger i landbrugets kvadratnet i 1986 (Madsen et al., 1992). Disse er antaget at være gældende som initialiseringsværdier for 1980, som er året for opstart af modelkørslerne. Udviklingen i jordens kulstofindhold kan således følges som resultat af modellens grundlæggende parameterisering og følgende årsvariable som inputdata:

- C-input til jordene, fra afgrøder
 - o Typerne af dyrkede afgrøder hentes fra IMK og registerdata fra ansøgninger om landbrugsstøtte ('GLR') via LBST, som kategoriseres til i alt 26 afgrødekategorier, med hver deres allometriske funktioner og tørstofindhold.
 - o Udbytter på landsdelsniveau – hentet fra DST⁴ og fordeles på jordbundsniveau via normudbytter fra Gødningsvejledningens Tabel 1, for de respektive jordbundstyper, til et korrigeret aktuelt udbytte for hver landsdel og jordbundstype.
 - o For græs i omdrift og vedvarende græs anvendes faste input faktorer per hektar per år beregnet af DCA. Der skelnes kun mellem disse typer.
- C-input fra efterafgrøder
 - o Arealet hentes fra GKEA (GødningsKvote- og EfterAfgrødeskemaet) via LBST.
- C-input fra halm- og afgrøderester som føres tilbage til jorden
 - o Opgøres som mængden af avner, stakke, blade, strå og stub minus mængden af halm, som anvendes til foder, strøelse eller energiformål, hentet fra DST⁵
- C-input fra tilførsel af husdyrgødning
 - o Data fra Landbrugsopgørelsen, opgjort efter gødningsproduktionens tørstof ud fra Normtallene omregnet til omsætteligt tørstof og kulstof er angivet som total for hele Danmark. Den fordeles herefter på de 20 underinddelinger baseret på den geografiske placering af de enkelte landbrugsbedrifter og mængden af anvendt kvælstof i husdyrgødning fra gødningsregnskabet. Denne fordeling korrigerer således for import og eksport af husdyrgødning på den enkelte bedrift.
- Månedlige gennemsnitstemperaturer, der er en vigtig faktor for omsætning i jorden – hentes fra DMI⁶

⁴ <https://www.statistikbanken.dk/statbank5a/default.asp?w=1920>, tabel HST77

⁵ <https://www.statistikbanken.dk/statbank5a/default.asp?w=1920>, tabel HALM og HALM1

⁶ <https://www.dmi.dk/vejarkiv/manedens-sasonens-og-arets-vejr/tabeller-maned/>

Således anvender C-TOOL-modellen både bedriftsspecifikke informationer (afgrødevalg), nationale statistikker på landsdelsniveau (høstudbytter, afgrøderester, jordtyper) og målte temperaturer på landsdelsniveau. Brugen af klimavirkemidler kan således blive afspejlet direkte igennem de valg omkring dyrkning, landbrugeren tager, som lægges ind i GLR/IMK, og indirekte i form af ændringer i de gennemsnitlige udbytter, som opgøres af Danmarks Statistik eller gødningstilførslen. Lige nu er modellen begrænset til at kunne differentiere C input fra afgrøderne på de 26 kategorier:

1) Vårbyg, 2) vårhvede, 3) havre, 4) majs til modenhed, 5) vinterbyg, 6) vinterhvede, 7) rug, 8) tritcale og andet korn til modenhed, 9) vårraps, 10) vinterraps, 11) hør, 12) bælgsgødning til modenhed, 13) Frø til udsæd, 14) læggekartofler, 15) kartofler til melproduktion, 16) spisekartofler, 17) sukkerroer til fabrik, 18) lucerne, 19) anden industrifrø, 20) korn og bælgsgødning til ensilering, 21) majs til opfodring, 22) græsarealer udenfor omdrift, 23) græs- og kløvermark i omdrift, 24) foderroer, 25) bælgsgødning, fodermarkkål og andet grøntfoder, 26) frilandsgrøntsager

Mens C-input for størstedelen er udbyttebaseret, bliver 22) og 23), hhv. vedvarende græs og græs i omdrift beregnet med faste inputfaktorer per hektar per år beregnet af DCA. Brak har ligeledes en fast inputfaktor, og der foreligger på nuværende tidspunkt ikke dokumentation for at skelne mellem forskellige braktyper i C-TOOL. Kun arealer som ligger inden for IMK indgår i den modelberegnete kulstofudledning/binding i den nationale opgørelse. Arealer, som i opgørelsen kategoriseres som landbrug, men som ligger uden for IMK forudsættes ikke at have årlige ændringer i deres kulstofindhold i jorden. Det forventes at den næste opdatering af C-TOOL vil føre til ændringer i en række af disse værdier.

Ud fra ovenstående dannes årlige outputtabeller med C-input per ha på landdels- og jordbunds niveau for hhv. planterester, husdyrgødning og efterafgrøder, som anvendes som input til C-TOOL. C-TOOL beregner herefter de årlige C-mængder i jordens øverste 100 cm ud fra temperatur- og indbyggede nedbrydningsfunktioner. Forskellen mellem to års gennemsnitlige kulstofmængder (ændringen per ha) ganges efterfølgende på arealet fra IMK til beregning af den samlede ændring mellem to på hinanden følgende år. Herved inddrages kun ændringer i det indgåede areal. Denne opgørelsesmetode betyder, at et justeret landbrugsareal ikke vil påvirke den årlige C-pulje ændring, fordi de arealer, som udgår, ikke får påvirket deres kulstofbalance (ændring = 0). Det gennemsnitlige årlige C-input ved afgrødeproduktionen i Danmark inkl. tildeling af husdyrgødning over de seneste fem år (2017-2021) spænder fra 4,1 t C/ha i lerblandet sandjord på Fyn til 5,6 t C/ha i den hhv. lerblandede sand og sandblandede ler i Syd- og Nordjylland. Ud fra en simpel gennemsnitsbetragtning, dvs. uden vægtning af landsdel- og jordtypernes relative areal har gennemsnittet ligget på 5 t C/ha på tværs af underinddelingerne. For hver hektar efterafgrøder tilføres jorden 2,2 t C/ha/år, men der skelnes ikke mellem forskellige typer efterafgrøder. Særligt input af C fra husdyrgødningen varierer mellem landsdelene og ligger f.eks. i 2021 på mellem 0,1 t C/ha/år på lerjord i hovedstadsområdet/Nordsjælland og 1,3 t C/ha/år på sandjord i Sydjylland.

Grundlæggende vil et højere C-input føre til en stigning i C i jorden (et optag), mens et lavere C input vil føre til et fald (en emission). Om en given driftsmæssig ændring vil føre til en stigning, afhænger dels af om driftsændringen vil ligge højere eller lavere end det eksisterende gennemsnitlige C input. Derudover vil det også afhænge af det aktuelle niveau for jordens C-indhold i den konkrete underinddeling, baseret på de tidligere års drift på arealerne og vejret hen over året, der både påvirker omsætningen i modellen og de reelle udbytter (C-input) fra afgrøderne. Det er derfor meget vanskeligt at udtale sig om den præcise effekt af en ændring, ligesom et afgrænset kornsædskifte ikke kan isoleres i modellen. [De seneste 10 år (2012-2021) har de årlige modelleringer af C ændringerne vist både tab og lagring af kulstof, hvor lerjordene

generelt viser nedgang, mens der ses mindre stigninger på JB1-4 jordene. Gennemsnitligt viser modelkørs- lernes resultater en opbygning af kulstof i jorden på 0,03 t C/ha/år på tværs af de dyrkede arealer på mineraljordene, som indgår i C-TOOL. Dette tal er i lige høj grad påvirket af C-input og initialiseringsværdi- erne. Det kan ikke anvendes som en reference, men er angivet for at indikere en størrelsesorden for den aktuelle udvikling på landsplan.

Er der regionale underinddelinger hvor der f.eks. sker et tab af C et år, vil der blive påregnet et tab af N₂O fra mineraliseringen af kulstof, uanset at der samlet set er sket en nettostigning i kulstof på landsplan. Disse lattergasemissioner opgøres under Landbrugssektoren, se Tabel 4.5.1. Beregningen af dette lattergastab sker på baggrund af et estimeret C:N forhold i det organiske materiale på 10, efter retningslinjerne i IPCC (2019, p.11.19).

C-TOOL-modellen arbejder med tre kulstofpuljer, som udgør den samlede mængde organisk kulstof i jor- den, med varierende omsætningshastigheder: FOM (Fresh Organic Matter), HUM (Humified Organic Matter) og ROM (Resilient Organic Matter). FOM indgår ikke i afrapporteringen under emissionsopgørelsen, idet den udgør en meget lille del af den samlede kulstofmængde og er meget varierende fra år til år, hvorfor den ikke bidrager til en forståelse af de langsigtede tendenser i udviklingen af jordens kulstofpulje. ROM har en halveringstid på 400-600 år og har derfor minimal betydning i det tidsperspektiv, der arbejdes med i opgø- relsen. Med en halveringstid på 20-30 år er HUM den vigtigste pulje at se på i udviklingen af jordens kulstof- indhold, for at sige noget om effekter inden for en tidshorisont på 10-20 år.

Organiske jorder

Beregning af emissioner som følge af dyrkning af organiske jorder beregnes på baggrund af arealet af organiske jorder inddelt i to kulstofklasser, hhv. 6-12 % OC og > 12 % OC, på baggrund af Tekstur2014 (Adhikari et al., 2013; Greve et al., 2011; Greve et al., 2021) differentieret ift. hovedafgrøde, som indhentes fra IMK. Det betyder at alle jorde der registreres i IMK og overlapper med kortet over organiske jorder tilskri- ves en emission som dyrket organisk jord, med undtagelse af arealer, som arealmatrixen kategoriserer som uden for landbrugs- og græsarealet såsom skovarealer og vådområder. Ift. de omfattede afgrøder sondres alene mellem omdriftsafgrøder og ekstensive afgrøder som permanent græs. Inddelingen i disse to kate- gorier er baseret på DCEs vurdering af de enkelte afgrødekoder. Med emissionsopgørelsen for 2022, der offentliggøres i 2024, integreres et nyt og opdateret kort over organiske jorder gældende for 2022 i vurde- ringen af jordenes kulstofklasse til Tørv2022 (Beucher et al., 2023).

Både kulstofklassen og afgrødevalget har dermed betydning for, hvilken emissionsfaktor arealet tildeles. På nuværende tidspunkt er der lavet en simpel antagelse, så 6-12 % OC-jorder tildeles emissionsfaktorer, der svarer til 50 % af emissionsfaktorerne for jorder med > 12 % OC. Hertil er der forskel på, om det betragtes som en omdriftsafgrøde eller som permanent græs. For estimeringen af CH₄ og N₂O emissioner fra organi- ske jorder anvendes Tier1 beregninger med standardemissionsfaktorer fra IPCC (2014) og Tier2 for CO₂, idet der her anvendes nationalt fastsatte emissionsfaktorer fra Elsgaard et al. (2012). Tier3 vil for både CO₂, CH₄ og N₂O kræve udvikling af en dynamisk modelberegning, der med en veldokumenteret, repræsentativ og mere retvisende metode kan estimere udledningerne fra dyrket organisk jord og tager højde for de faktorer, der vil påvirke udledningen mest, herunder f.eks. dybden på det organiske jordlag og vandstanden i jorden. Det vurderes at når KEFM projektet "Udvikling og implementering af ny viden om de organiske jordens udledninger af drivhusgasser i den nationale drivhusgasopgørelse" at et tilstrækkeligt højt Tier-ni- veau er opnået for CO₂, for landbrugsjorder og vådområder, men at der udestår en udvikling af en højere

Tier for CH₄ og N₂O. Afhængig af modellernes inputfaktorer skal de nødvendige aktivitetsdata samtidig være tilgængelige.

De anvendte emissionsfaktorer for emissionsopgørelsen over 2021 er angivet i Tabel 4.5.10. Emissionsfaktoren er afgørende, når et virkemiddel på organisk jord giver anledning til et skift fra f.eks. omdrift til permanent græs, eller arealet tages ud af drift. Det kunne være omlægning fra omdriftsafgrøder til permanent brak (som i virkemidlet "Udtag af omdriftsareal til permanent ugødet brak"). Hertil vil grøfter på de dyrkede organiske jorde også give anledning til en – relativt til resten af arealet – høj metanemission, som aktuelt tillægges et areal på 5% af det dyrkede areal jf. standardtal fra 2006 IPCC Guidelines.

Vådlægning af arealer

Vådlægning af arealer som virkemiddel betyder, at arealet går fra at blive kategoriseret som landbrugsareal i emissionsopgørelsen til at blive kategoriseret som vådområde jf. arealmatricen. Kategoriseringen har betydning for, hvilken emissionsfaktor der anvendes. Som det fremgår af Tabel 4.5.9, vil vådlægning af et areal, der har været omdrift eller permanent græs på organisk jord, resultere i en væsentligt lavere samlet emissionsfaktor for både 6-12 og > 12 % OC-jorder, hvor der kun differentieres i emissionsfaktoren for CH₄. En omlægning fra Tier1 antagelsen fra IPCC om, at der ikke sker tab af kulstof eller N₂O fra vådområder på organiske jorde vil kræve solid dokumentation. Tier3-tilgang til CH₄ udledningerne vil især kræve veldokumenteret indsigt i grundvandsstandens betydning for CH₄-udledningen, og afspejling heraf i en dertil udviklet dynamisk modelberegning for at give et mere retvisende estimat af udledningerne end den eksisterende Tier1 tilgang.

Vådlægning af arealer på mineraljord vil afhænge af den konkrete reference (f.eks. dyrket afgrøde) inden vådlægning jf. C-TOOL-beskrivelse ovenfor. Emissionsfaktoren efter vådlægning antages at være 0 (nul) for både kulstof (CO₂) og N₂O, mens der fra og med opgørelsen for 2022 anvendes IPCC's standardemissionsfaktor for vådlægning af mineraljorder er 235 kg CH₄ /ha/år, som følger en simpel Tier1 tilgang og standardemissionsfaktor fra IPCC (2014; sektion 5.2.2.2). Tier3 vil for denne kilde også kræve en nyudviklet modelberegning, der kan tage højde for de mest betydningsfulde faktorer for udledningen.

Tabel 4.5.9 Emissionsfaktorer for kulstof, CH₄ og N₂O for organiske jorder i omdrift, jorder under permanent græs og for vådområder, som anvendt i emissionsopgørelsen for 2021.

Emission	Kulstof klasse	Omdrift	Permanent græs	Vådområder	Kilde
C, ton/ha/år	6-12 % OC	5,8	4,2	0	For omdrift og permanent græs: Ekspertvurdering; antaget 50 % af emissionen fra jorder > 12 % OC; For vådområder: Tier 1-antagelse jf. IPCC 2014.
	> 12 % OC	11,5	8,4	0	For omdrift og permanent græs: Elsgaard et al., 2012; For vådområder: Tier 1-antagelse jf. IPCC 2014.
CH ₄ , kg CH ₄ /ha/år	6-12 % OC	0	8,0	144,0	Ekspertvurdering; antaget 50 % af emissionen fra jorder > 12 % OC;
	> 12 % OC	0	16,0	288,0	For omdrift og permanent græs: IPCC 2014; sektion 2.2.2.1 For vådområder: IPCC 2014; sektion 3.2.2

N ₂ O, kg N ₂ O-N/ha/år	6-12 % OC	6,5	4,1	0	For omdrift og permanent græs: Ekspertvurdering; antaget 50 % af emissionen fra jorder > 12 % OC
	> 12 % OC	13,0	8,2	0	For omdrift og permanent græs: IPCC 2014; sektion 2.2.2.2; For vådområder: Tier1-antagelse jf. IPCC 2014.
Samlede udledninger, CO ₂ -ækv., ton/ha/år	6-12 % OC	23,8	17,3	6,6	
	> 12 % OC	47,6	34,7	8,1	

I 2024 afsluttes tredje delprojekt om udledningerne fra kulstofrige lavbundslande, som forventes at give anledning til en justering af ovenstående emissionsfaktorer for kulstoffabet på både 6-12 og >12% OC jordene. I denne forbindelse vil emissionsberegningen samtidig blive koblet til et nyt grundvandsstandskort fra GEUS (Koch et al. 2023) for at inkludere denne parameter. Med inkludering af yderligere faktorer i beregningen af kulstoffabet fra organiske jorde forventes det, at beregningens Tier niveau løftes højere op.

Kulstof – ændringer i kulstofpuljen i biomasse

Der opgøres emissioner baseret på beregnede ændringer i den levende biomasse – både over og under jorden. I LULUCF-sektoren er den grundlæggende regel, at så længe et areal forbliver i den samme arealklasse antages biomasse mængden at være konstant, dvs. uden ændringer i den samlede C-pulje i biomasse, og der estimeres derfor ikke hverken positive eller negative emissioner. Inden for landbrugsarealet differentieres der dog imellem forskellige kategorier af afgrøder, der estimeres at have væsentligt forskellige C-indhold i biomassen, med fokus på vedplanter jf. IPCC, se standardtal for C i biomasserangeret fra højest til lavest i Tabel 4.5.10. Skift imellem disse afgrødekategorier inden for landbrugsarealet vil kunne give anledning til emissioner eller optag.

Omdriftsafgrøder (eksklusive græs i omdrift) antages generelt at have det samme kulstofindhold på i alt 5,9 t C/ha over og under jorden. Så længe arealet med omdriftsafgrøder indgår i landbrugsarealet sker der ingen ændringer i biomassen jf. IPCC's 2019 retningslinjer (Vol. 4, sektion 5.2.1). Hvis arealet i arealmatricen overgår til permanent græs eller f.eks. skov justeres den stående biomasse per ha. Af tabel 4.5.10 kan man udlede, at omlægning til flerårige afgrøder, indenfor landbrugsarealet, såsom frugttræer og pil vil resultere i et optag på de pågældende arealer, mens en omlægning fra flerårige afgrøder med stor stående kulstofmængde til f.eks. omdriftsafgrøder, eller græs vil give anledning til en udledning i omlægningsåret. Effekten afhænger dog helt af, hvilke afgrøder der skiftes imellem, og således er der også flerårige afgrøder, f.eks. bærbuske og vindruer, som har et lavere kulstofindhold i biomassen end etårige omdriftsafgrøder.

Vedplanter såsom frugttræer og pil behandles således anderledes i opgørelsen af landbruget, end det gør under skovopgørelsen, da der ikke er tilgængelige data for alderen på alle disse arealer. Derfor er det ikke muligt at beregne den levende biomasse på baggrund af vækstkurver. I stedet anvendes nedenstående faste faktorer baseret på tilgængelige estimater for den maksimale biomasse for en given arealanvendelse, se tabel 4.5.10. Dette er beskrevet nærmere i NIR-afsnit 6.4.4. Tilgangen til beregning af biomassen varierer på tværs af plante- og afgrødetyperne, men følger generelt Tier2, idet der anvendes nationalt fastsatte estimater for mængde C i biomasse. Tier3-beregning kan udvikles som et højt differentieringsniveau

mellem typer af afgrøder, målebaseret prøvetagning eller alternativt en procesmodel, der tager højde for forskelle i regionalt klima, jordforhold, dyrkningspraksis eller lignende afgørende faktorer.

Tabel 4.5.10 Antaget kulstofindhold i biomassen ved forskellige afgrøder og græs samt en række flerårige afgrøder. Biomassen inddeles i overjordisk (over jorden og ned til 30 cm under jordoverfladen) og underjordisk biomasse (30-100 cm under jordoverfladen).

	C i overjordisk biomasse	C i underjordisk biomasse	C i biomasse i alt
	t C/ha		
Kirsebær, blommer, hyld, hassel og valnød	10,3	2,5	12,7
Pil	4,3	4,5	8,7
Elefantgræs	4,3	4,5	8,7
Hyben, pærer og anden træfrugt	5,6	1,4	7,0
Omdriftsafgrøder inkl. græs i omdrift (salgsafgrøder)	4,8	1,1	5,9
Permanent græs	1,1	3,1	4,2
Solbær, vindruer og andre bær	2,1	0,5	2,6

4.5.5 Fremskrivningen på landbrugsområdet

Fremskrivningen af Danmarks udledning af drivhusgasser kan anvendes som en vurdering af niveauet for udledningerne i mållårene for Danmarks reduktionsforpligtigelser. Den beskriver dermed samtidig potentialet for yderligere reduktioner indenfor de forskellige udledningskilder. DCE er også ansvarlige for at udarbejde fremskrivningen af drivhusgasudledningerne på landbrugsområdet til Energistyrelsens (ENS) årlige rapport Klimastatus og -fremskrivning. Udarbejdelsen af fremskrivningen, er på linje med emissionsopgørelsen altid et større samarbejde med andre forskningsinstitutioner, virksomheder og offentlige myndigheder. Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi ved Københavns Universitet (IFRO) står for udarbejdelsen af Landbrugsfremskrivningen, som fremskriver antallet af husdyr og fordelingen af afgrødearealet. Klima-, Energi- og Forsyningsministeriet, Miljøministeriet, Landbrugsstyrelsen og Energistyrelsen leverer de væsentligste forudsætningsdata om det baseline scenarie for den hidtil vedtagne politik (også kaldet 'frozen policy'), der er med til at påvirke landbrugs- og klimafremskrivningen. Dette inkluderer bl.a. CAP- og øvrige tilskudsordninger til landbruget, ny vedtaget lovgivning på området og forventet fremtidig biogasproduktion.

Resultaterne af fremskrivningen udgives både i ENS' egen hovedrapport og bagvedliggende sektornotater, der alle kan tilgås på ENS' hjemmeside (2023) og i en uddybende videnskabelig DCE rapport. En uddybende indholds- og metodebeskrivelse af den seneste fremskrivning af landbrugets udledninger kan findes i seneste fremskrivningsrapport 'Projection of Greenhouse Gases 2022 - 2040' i Nielsen et al. (2023a). Fremskrivningen er ikke formelt underlagt de samme dokumentationskrav som emissionsopgørelsen, men da der er krav om konsistens til den historiske opgørelse følges IPCC's principper og beregningstekniske guidelines stadig. Datagrundlaget og den metodisk fremgangsmåde er således den samme, og der vil kun i sær-

lige tilfælde være afvigelser mellem opgørelsen og fremskrivningen. Den primære forskel er, at der i Landbrugssektoren indregnes en reduktionseffekt på CH₄ fra husdyrgødning, når der anvendes staldteknologi som forsuring og gyllekøling, hvilket endnu ikke er tilstrækkeligt dokumenteret til at indgå i emissionsopgørelsen. Derudover er politisk vedtagne tiltag så som hyppig udslusning i svinestalde og reduktion af enterisk metan fra kvæg inkluderet i fremskrivningen, fra implementeringsåret i hhv. 2023 og 2025. Hyppig udslusning er implementeret i fremskrivningen ved at beregne en ny vægtet opholdstid, på baggrund af at opholdstiden reduceres for de dyre-, og staldkombinationer, hvor tiltaget skal og kan implementeres, dvs. med øje for dispensationsordninger. Fedtfodring inkluderes ved implementeringen af en særlig Ym-faktor for den andel af malkekvægene, der bliver underlagt krav om reduktion af udledningerne fra husdyrenes fordøjelse, også udarbejdet af DCA. I fremskrivningen skelnes der også mellem økologiske og konventionelle malkekvæg. Hvis beregningsmetoden i fremskrivningen adskiller sig fra den i emissionsopgørelsen, er det angivet under det enkelte klimavirkemiddel.

Referencer

- Adhikari K., Bou Kheir R., Greve M.B., Bøcher P.K., Malone B.P., Minasny B., McBratney A.B., Greve M.H. (2013). High-Resolution 3-D Mapping of Soil Texture in Denmark. *Soil Sci. Soc. Am. J* 77, doi:10.2136/sssaj2012.0275.
- Albrektsen, R., Mikkelsen, M.H. & Gyldenkærne, S. (2021). Danish emission inventories for agriculture. Inventories 1985 – 2018. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 202 pp. Scientific Report No. 443. Tilgængelig online (02.02.2024) via: <http://dce2.au.dk/pub/SR443.pdf>
- Beucher, A., Weber, P.L., Hermansen, C., Pesch, C., Koganti, T., Møller A.B., Gomes, L., Greve, M. & Greve, M.H. (2023). Updating the Danish peatland map with a combination of new data and modelling approaches. Advisory report from DCA – Danish Centre for Food and Agriculture, Aarhus University, 66 pages. Submitted 19.12.2023.
- Børsting, C.F.(Ed.) et al. (2021). Normtal for husdyrgødning, DCA Rapport nr. 191, 306 sider. Tilgængelig online (31.01.2024) via <https://dcapub.au.dk/djfpublikation/djfpdf/DCArapport191.pdf>
- Børsting C. F. & Hellwing A. L. F. (2023). Normtal 2023/24. Normtal for husdyrgødning – 2023/24, 41 sider. Tilgængelig online (31.01.2024) via <https://pure.au.dk/portal/en/publications/normtal-20232024-tabeller-for-n%C3%A6ringsstofudskillelse>
- DST, Danmarks Statistik (2024). Statistikbanken. AFG5: Det dyrkede areal efter område, enhed og afgrøde. Tilgængelig online (12.02.2024) via <https://www.statistikbanken.dk/statbank5a/selectvarval/define.asp?PLanguage=0&subword=tabssel&MainTable=AFG5&PXSlid=235610&tablestyle=&ST=SD&buttons=0>
- EMEP/EEA (2019). EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019. Technical guidance to prepare national emission inventories. EEA Report No 13/2019. Tilgængelig online (23.02.2024) via: <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2019>
- EMEP/EEA (2023). EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook (2023). Technical guidance to prepare national emission inventories. EEA Report 06/2023. Tilgængelig online (12.02.2024) via: <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2023>

- EEA (2023). Submission April 15 (2023): National Inventory Report and inventories 1990-2021. Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change. European Environment Agency. CRF tabeller og rapport tilgængelig online via Eionet Central Data Repository (04.01.2024): https://cdr.eionet.europa.eu/dk/Air_Emission_Inventories/Submission_UNFCCC/colzdpsvg/
- Elsgaard L., Görres, C.M., Hoffman, C.C., Blicher-Mathiesen, G., Schelde K. & Petersen S.O. (2012). Net ecosystem exchange of CO₂ and carbon balance for eight temperate organic soils under agricultural management. *Agriculture Ecosystems and Environment* 162:52-67.
- ENS (2023). Klimastatus og -fremskrivning 2023. Hjemmeside tilgængelig (11.03.2024) på: <https://ens.dk/service/fremskrivninger-analyser-modeller/klimastatus-og-fremskrivning-2023>
- Greve, M.H., Greve, M.B., Christensen, O.F., Bou-Kheir, R. (2011). Mapping of the organogenic soils on agricultural land. Final report, SINKs (DP6).
- Greve, M. H. (red.), Greve, M. B., Peng, Y., Pedersen, B. F., Møller, A. B., Lærke, P. E., Elsgaard, L., Børgesen, C. D., Bak, J. L., Axelsen, J. A., Gyldenkærne, S., Heckrath, G., Zak, D. H., Strandberg, M. T., Krogh, P. H., Iversen, B. V., Sørensen, E. M., & Hoffmann, C. C. (2021). Vidensyntese om kulstofrig lavbundsjord: Rådgivningsrapport fra DCA – National Center for Fødevarer og Jordbrug, 137 pp. Aarhus University.
- Gyldenkærne, S. & Albrektsen, R. (2009). Emission of NH₃ and NMVOC emission from agricultural crops. Internal note. Department of Environmental Science, Aarhus University.
- Gyldenkærne S. & Greve M.H. (2021). Drivhusgasemissioner fra kulstofrig jord, i: Greve M.H. (Ed.), Greve M.B., Pedersen B. F., Møller A.B., Lærke P.E., Elsgaard L., Børgesen C.D., Bak J.L., Axelsen J.A., Gyldenkærne S., Heckrath G.J., Zak D.H., Strandberg M.T., Krogh P.H., Iversen B.V., Sørensen E.M. & Hoffmann C.C., 2021: Vidensyntese om kulstofrig lavbundsjord. Rådgivningsrapport fra DCA – National Center for Fødevarer og Jordbrug.
- Holm, M., Sørensen K.B., Nielsen, M.B.F. (2017). Ammoniak- og lugtreduktion ved gyllekøling i slagtesvinestalde. SEGES, meddelelse nr. 1105.
- Husted, S. (1994). Seasonal variation in methane emission from stored slurry and solid manures. *J Environ Qual.* 23:585–592.
- IPCC (2006). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Available at: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.htm> (Marts 2024).
- IPCC (2014). 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands, Hiraiishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M. and Troxler, T.G. (eds). Published: IPCC, Switzerland. Available at: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/wetlands/> (Marts 2022).
- IPCC (2019). 2019 Refinement to 2006 IPCC Guidelines for National Green-house Gas Inventories. Available at: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/index.html> (Marts 2024)
- Kai, P., Birkmose, T. & Petersen, S. (2015). Slurry volumes and estimated storage time of slurry in Danish livestock buildings. AGROTECH for Biogas Taskforce, Danish Energy Agency, pp 32. Tilgængelig online (02.02.2024) via:

https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Bioenergi/slurry_volumes_and_estimated_storage_time_of_slurry_in_danish_livestock_buildings-1.pdf

- Koch, J., Elsgaard, L., Greve, M.H., Gyldenkærne, S., Hermansen, C., Levin, G., Wu, S. & S. Stisen, (2023). Water-table-driven greenhouse gas emission estimates guide peatland restoration at national scale. *Biogeosciences*, 20, 2387–2403. Tilgængelig fra: <https://doi.org/10.5194/bg-20-2387-2023>
- Landbrugsstyrelsen (2021). Vejledning om gødsknings- og harmoniregler. Planperioden 1. august 2021 til 31. juli 2022. Tilgængelig online (12.02.2024) via: https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Goedningsregnskab/Vejledning_om_goedskning_og_harmoniregler_2021_2022.pdf
- Landbrugsstyrelsen (2022). Rapport over solgt gødning. Planperioden 2020/2021. Tilgængelig online (05.02.2024) via: https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Virksomheder/Handelsgoedning/Statistik_salg_af_handelsgoedning/Rapport_over_solgt_goedning_for_2020-2021.pdf
- Levin, G., Blemmer, M., Gyldenkærne, S., Johannsen, V.K., Caspersen, O.H., Petersen, H.S., Nyed, P.K., Becker, T., Bruun, H.G., Fuglsang, M., Münier, B., Bastrup-Birk, A. & Nord-Larsen, T. (2014). Estimating land use/land cover changes in Denmark from 1990 – 2012. Technical documentation for the assessment of land use/land cover changes for estimation of carbon dioxide fixation in soil. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 34 pp. Technical Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 38 <http://www.dce.au.dk/pub/TR38.pdf>
- Levin, G. & Gyldenkærne, S. (2022). Estimating Land Use/Land Cover and Changes in Denmark. Technical documentation for the assessment of annual land use/land cover and changes since 2011. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, pp 39. Technical Report No. 227. Tilgængelig online (15.02.2024) via: <http://dce2.au.dk/pub/TR227.pdf>
- Lund, P., Hellwing, A.L.F., Weisbjerg, M.R. (2023). Fremskrivning af metanombildningsfaktoren (Y_m) for malkekøer frem mod 2040. 20 sider. Rådgivningsnotat fra DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet, leveret: 15. januar 2023. Tilgængelig online (02.02.2023) via: https://pure.au.dk/ws/portalfiles/portal/303229494/METAN_2022_150123.pdf
- Madsen, H.B., Nørr, A.H., Holst, K.A. & Selskab, K.D.G. (1992). Atlas over Danmark: serie 1: Den danske jordklassificering. Bind 3.
- Mikkelsen, M.H., Albrektsen, R., Gyldenkærne, S. (2022). Sammenligning af klimaeffekter - Emissionsopgørelse, emissionsfremskrivning og Klimaeffekttabel. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 166 s. - Videnskabelig rapport nr. 501 <http://dce2.au.dk/pub/SR501.pdf>
- Nielsen, O.-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Nielsen, M., Gyldenkærne, S., Mikkelsen, M.H., Albrektsen, R., Hjelgaard, K., Fauser, P., Bruun, H.G., Levin, L., Callisen, L.W., Andersen, T.A., Johannsen, V.K., Nord-Larsen, T., Vesterdal, L., Stupak, I., Scott-Bentsen, N., Rasmussen, E., Petersen, S.B., Baunbæk, L., & Hansen, M.G. (2023). Denmark's National Inventory Report 2023. Emission Inventories 1990-2021 - Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 766 pp. Scientific Report No. 541, tilgængelig online (25.01.2024) via: <https://dce2.au.dk/pub/SR541.pdf>

- Nielsen, O.-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Hjelgaard, K., Nielsen, M., Mikkelsen, M.H., Albrektsen, R., Andersen, T.A. & Gyldenkærne, S., (2023). Projection of greenhouse gases 2022-2040. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 145 pp. Scientific Report No. 572, tilgængelig online (25.01.2024) via: https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Videnskabelige_rapporter_500-599/SR572.pdf
- Petersen, S.O., Olsen, A.B., Elsgaard, L., Triolo, J.M. & Sommer, S.G. (2016). Estimation of Methane Emissions from Slurry Pits below Pig and Cattle Con-finements. *PLoS ONE* 11(8): e0160968. doi:10.1371/journal.pone.0160968
- Petersen, S.O., Peixoto, L.E.K., Sørensen, H., Tariq, A., Brændholt, A., Hansen, L.V., Abalos, D., Christensen, A.T., Nielsen, C.S., Pullens, J.W.M., Bruun, S., Jensen, L.S., Olesen, J.E. (2023). Higher N₂O emissions from organic compared to synthetic N fertilisers on sandy soils in a cool temperate climate. *Agric. Ecosys. Environ.* 358, 108718.
- Rolighed, J., (2022). Jonas Rolighed, data received per mail. Aarhus University, Department of Ecoscience – Catchment Science and Environmental Management.
- SEGES (2005). Møller, J., Thøgersen, R., Helleshøj, M.E., Weisbjerg, M.R., Søe-gaard, K. & Hvelplund, T. Fodermiddeltabel 2005. Rapport nr. 112. The Dan-ish Agricultural Advisory Service, Department for Cattle. (In Danish).
- Sørensen, P. (2021). First estimate for N content in catch crops. Internal note, unpublished, Department of Agroecology - Soil Fertility, Aarhus University.
- Taghizadeh-Toosi, A., Christensen, B.T., Hutchings, N.J., Vejlin, J., Kätterer, T., Glendinin, M. & Olesen, J.E. (2014). C-TOOL: A simple model for simulat-ing whole-profile carbon storage in temperate agricultural soils, *Ecological Modelling* 292, 11–25.
- Taghizadeh-Toosi, A. (2015). C-TOOL A simple tool for simulation of soil car-bon turnover Technical report, October 2015. Tilgængelig online (15.02.2024) via: https://envs.au.dk/fileadmin/envs/Emission_inventories/Support-ing_documentation/NIR/2018DNKA33_-_C-TOOL_Documentation.pdf
- Tornbjerg, H. (2022). Henrik Tornbjerg, data received per mail. Aarhus University, Department of Ecoscience – Catchment Science and Environmental Management.
- UNFCCC (2014). Decision 24/CP.19. Revision of the UNFCCC reporting guidelines on annual inventories for Parties included in Annex I to the Convention. Tilgængelig online (marts 2024): <https://unfccc.int/resource/docs/2013/cop19/eng/10a03.pdf>
- UNFCCC (2019). Decision 18/CMA.1. Modalities, procedures and guidelines for the transparency framework for action and support referred to in Article 13 of the Paris Agreement. Tilgængelig online (marts 2024): https://unfccc.int/sites/default/files/resource/CMA2018_03a02E.pdf
- UNFCCC (2022). Decision 5/CMA.3. Guidance for operationalizing the modalities, procedures and guidelines for the enhanced transparency framework referred to in Article 13 of the Paris Agreement. Tilgængelig online (marts 2024): https://unfccc.int/sites/default/files/resource/CMA2021_L10a2E.pdf
- UNFCCC (2024). National Inventory Submissions 2023. Tilgængelig online (marts 2024):<https://unfccc.int/ghg-inventories-annex-i-parties/2023>

5 Husdyrproduktion

Forfatter: Christian F. Børsting, Institut for Husdyr- og Veterinærvidenskab

Fagfællebedømmer: Martin Riis Weisbjerg

Drøvtyggere (kvæg) er i langt højere grad end enmavede dyr (grise), afhængige af mikroorganismer i mavetarmkanalen for at omsætte og udnytte deres foder. Hos voksende grise udskilles der af denne årsag kun små mængder af metan, mens udskillelsen er større hos søer, fordi de får et mere fiberrigt foder, men dog langt mindre end hos drøvtyggere. Vommen hos drøvtyggere fungerer således som en bioreaktor, hvor mikroorganismene nedbryder svært tilgængelige, strukturelle kulhydrater (fibre) og mere let nedbrydelig stivelse til mindre sukkerenheder, der efterfølgende forgæres til organiske syrer – især eddikesyre, propionsyre og smørsyre. Disse kortkædede fedtsyrer optages over vomvæggen og indgår i koens stofskifte. Ved forgæringsprocesserne dannes der også kuldioxid (CO₂) og brint (H₂). Ved dannelsen af propionsyre forbruges brint, mens der ved dannelsen af eddikesyre og smørsyre dannes både kuldioxid og brint. Hvis den dannede brint ophobes i vommen kan den, pga. termodynamiske forhold, hæmme visse forgæringsprocesser og dermed koens foderudnyttelse. En særlig gruppe bakterielignende mikroorganismer, såkaldte metan-dannende arkæer eller blot metanogener, kan imidlertid omdanne kuldioxid og brint til metan (CH₄), som koen ikke kan udnytte, og derfor udskilles primært via "bøvser".

5.1 Generelle ændringer i foderrationen (KVM5.1)

Forfattere: Christian F. Børsting, Institut for Husdyr- og Veterinærvidenskab (afsnit 5.1.0-5.1.5), Trine Anemone Andersen, Rikke Albrechtsen Institut for Miljøvidenskab (afsnit 5.1.6), Mathias Neumann Andersen fra Institut for Agroøkologi, Guilherme Amorim Franchi og Margit Bak Jensen, Institut for Husdyr- og Veterinærvidenskab (afsnit 5.1.7).

Fagfællebedømmer: Martin Riis Weisbjerg (afsnit 5.1.0 – 5.1.5), Institut for Husdyr- og Veterinærvidenskab, Ole Kenneth Nielsen. Institut for Miljøvidenskab (afsnit 5.1.6), Christian Friis Børsting, Mette S. Herskin og Mogens A. Krogh, Institut for Husdyr- og Veterinærvidenskab (afsnit 5.1.7)

Metan fra drøvtyggernes fordøjelsesprocesser (enterisk metan) kan reduceres via sammensætningen af foderrationen. Metan er ikke relateret til fodermidlerne som sådan, men til deres indhold af næringsstoffer, og næringsstoffernes omsætning i vommen. Nogle næringsstoffer kan reducere udledningen af metan pr. kg optaget tørstof (TS), men der er grænser for, hvor meget rationen kan ændres, før det kan påvirke dyrenes sundhed, produktivitet og i nogle tilfælde også produktkvaliteten. Der skal typisk ændres på rationens indhold af flere fodermidler, hvis der fx anvendes mere kraftfoder, for at alle relevante krav til foderrationen er opfyldt. Dette vil delvis udjævne de forskelle i næringsstofsammensætning, som er årsag til reduktionen i metanemissionen. Kvægbrugere sammensætter som udgangspunkt foderrationen ud fra et økonomisk optimum under hensyn til dyrenes forsyning med næringsstoffer, mælkeydelse og sundhed. Det er derfor også sandsynligt, at tilpasning af foderrationen for at opnå en reduktion af den enteriske metanproduktion vil begrænse kvægbrugerens muligheder i forhold til en økonomisk optimering af rationen.

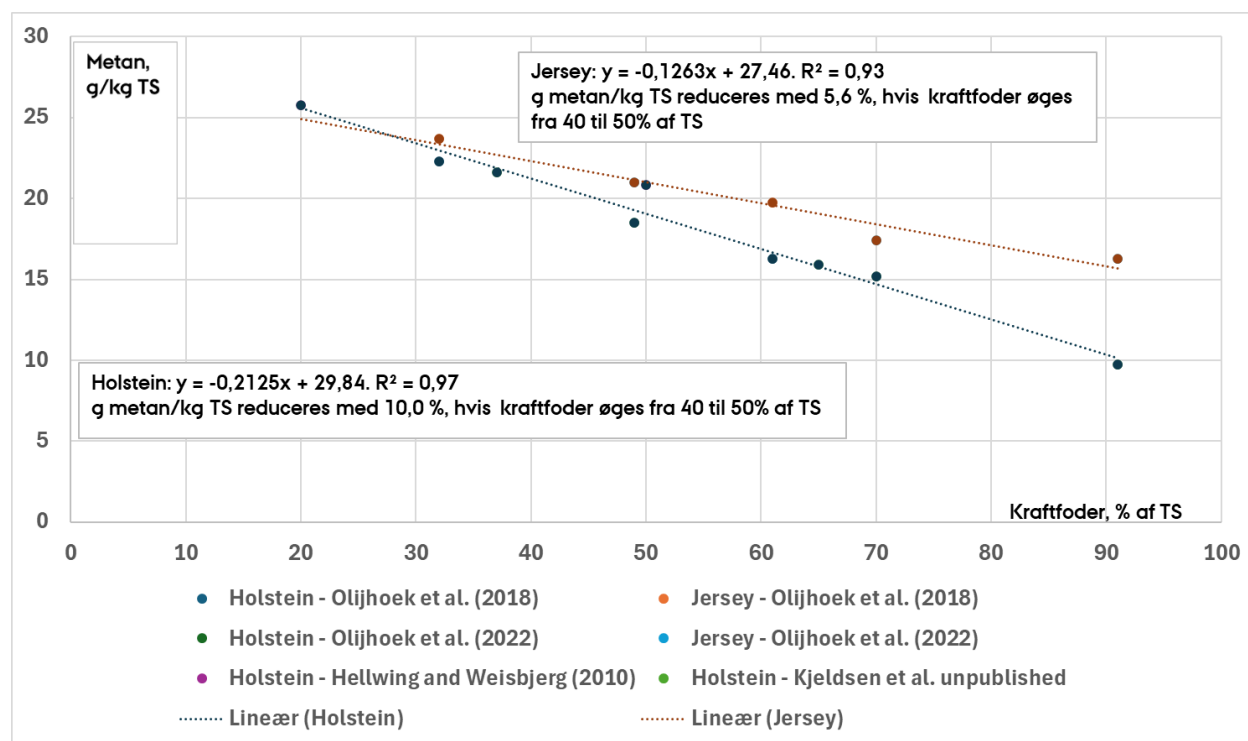
Malkekøer

Øget andel af kraftfoder til malkekøer

Der er i de senere år gennemført 4 forsøg ved AU for at undersøge effekten på metan emissionen af stigende andel af kraftfoder i rationen. I Figure 5.1.1 ses, at der på tværs af disse forsøg var et lineært fald i g metan pr. kg tørstofoptagelse med stigende andel af kraftfoder. For både Jersey ($R^2=0,92$) og Holstein ($R^2=0,98$) var der en meget tæt sammenhæng mellem g metan/kg TS og andelen af kraftfoder på tværs alle forsøgshold i de 4 forsøg, der er repræsenteret i Figure 5.1.1. De 4 forsøg repræsenterede et bredt udsnit af foderrationer, der anvendes i Danmark med forskelle i både grovfodertyper (kløvergræs- og majsensilage), grovfoderkvalitet (kløvergræsensilage med forskellige udviklingstrin og dermed forskellige fordøjeligheder) og forskellige kraftfodertyper (valset korn, sodabehandlet korn og roepiller).

Der var en tydelig race effekt. For Jersey faldt metan pr. kg tørstof med ca. 0,12 g/kg for hver procent ekstra kraftfoder i tørstof. For Holstein var tallet helt oppe på 0,22 g/kg TS, dvs. næsten det dobbelte. Disse fald kan ikke umiddelbart omregnes til et procentvis fald, da det procentvise fald ved en given øgning af kraftfoderandelen vil være større, når kraftfoderandelen i forvejen er høj, fordi metanudskillelsen i forvejen er lav.

Hvis andelen af kraftfoder i udgangspunktet er 40 %, som blev anvendt i gennemsnit for alle besætninger i praksis i 2018 (Børsting et al., 2020b) (som også er det maksimalt tilladte til økologiske køer) bliver øget til 50 %, ville det give en reduktion i metan på ca. 5 % for Jersey og ca. 10 % for Holstein (Figure 5.1.1).



Figur 5.1.1 Sammenhængen mellem emissionen af enterisk metan og foderets andel af kraftfoder for henholdsvis Holstein og Jersey malkekøer.

Stor øgning af kraftfoderandelen er således et potentielt virkemiddel til reduktion af enterisk metan. Forsøg rapporteret af Oliejhoek et al. (2022) og Børsting et al. (2019) viste, at der var risiko for vomacidose især hos Holstein ved et niveau på 70 % kraftfoder i forhold til 50 % kraftfoder, så dette niveau er ikke realistisk at anvende i praksis, i hvert fald ikke til Holstein. Øget andel af kraftfoder følges af et højere niveau af stivelse. Børsting et al. (upubliceret) har vist, at de kraftfodertyper, der giver den største reduktion i metan også giver den største risiko for reduceret sundhed og reduceret fedtprocent i mælken.

Derimod var der ingen indikationer på vomacidose i forsøget af Kjeldsen et al. (upubliseret), når de fodrede med 65 % kraftfoder i TS og 35 % grovfoder (F35). Metan i g/kg TS var 26 % lavere, når kørerne fik denne høje kraftfoderandel sammenlignet med en ration med 37 % kraftfoder og 63 % grovfoder i TS (F63). Stivelsesindholdet i F35 og F63 var hhv. 239 og 150 g/kg TS, mens NDF-indholdet udgjorde hhv. 292 og 334 g/kg TS, heraf en del NDF fra roepiller, der udgjorde 9 % af TS i kraftfoderet. pH i vommen var 6.30 og 6.47 for hhv. F35 og F63 ($P < 0.001$), men niveauet var langt over pH 5.5 - 5.6, som i litteraturen er angivet som værende grænsen for vomacidose (Cooper & Klopfenstein, 1996, Kleen et al. 2003). Koncentrationen af eddikesyre og propionsyre i vommen var hhv. lavere og højere, når kørerne fik rationen med den høje kraftfoderandel. Som konsekvens af den lavere eddikesyrekoncentration i vommen ved høj kraftfoderandel var der med al sandsynlighed en lavere de novo fedtsyresyntese, idet fedtprocenten i mælken var 3.90 % mod 4.31 % ved lav kraftfoderandel. Proteinprocenten og kg mælk var dog højere, når kørerne fik rationen med den høje kraftfoderandel, hvilket forårsagede, at EKM (kg/d) var højere, når kørerne fik rationen med den høje kraftfoderandel Kjeldsen et al. (upubliseret).

Det vil som regel være væsentligt dyrere at fodre med en så høj andel af kraftfoder i forhold til fodring med mere grovfoder.

Øgning af andelen af kraftfoder fra 50 til 90 % førte til en reduktion i metan emissionen på 48 % for Holsten og 23 % for Jersey (Oliejhoek et al. 2022, Børsting et al. 2019, Børsting et al. 2023). Til gengæld var klimabelastningen større ved dyrkningen af rationen med 90 % kraftfoder, når belastningen blev beregnet ved en livscyklusanalyse, der inddrager alle forhold ved dyrkning af foderet baseret på gennemsnitsudbytter i Danmark. De anvendte udbytter var henholdsvis 8,1 og 9,9 tons tørstof pr. ha for kløvergræs og majs. Når den samlede klimaeffekt blev beregnet pr. kg energikorrigeret mælk var effekten 0 % hos Holstein og en øgning af klimabelastningen på 11 % for Jersey til trods for den store reduktion i metanemissionen. Det skal bemærkes, at der ved sammensætningen af kraftfoderet, der erstattede grovfoderet, ikke var taget hensyn til at vælge fodermidler med en lav belastning ved dyrkning og forarbejdning, fx indgik der ved 90 % kraftfoder større mængder af roepiller og tørret bærme, der begge kræver klimabelastende energi til tørring.

Til trods for at kraftfoder til erstatning af grovfoder kan sammensættes på mange måder viser eksemplet, at det er vigtigt at se på den samlede klimaeffekt og ikke bare på den reducerende effekt på metan, når metan ønskes reduceret ved brug af mere kraftfoder.

Anvendelse af større andel af majsensilage på bekostning af græsensilage.

Børsting et al. (2020a og 2022a) og Brask-Pedersen et al. (2023) har undersøgt effekten af at ændre på forholdet mellem kløvergræs- og majsensilage, når de to grovfodertyper udgjorde 70 % af TS i rationen. Andelen af grovfoder fra kløvergræsensilage udgjorde 100 %, 67 %, 33 % og 0 % i 4 rationer, mens majsensilage udgjorde resten af grovfoderet. Øgning af andelen af majsensilage gav et lineært fald fra 22,0 g metan pr. kg TS ved 100 % kløvergræsensilage til 18,8 g ved 100 % majsensilage, hvilket var et fald på 15 %. Til gengæld var klimabelastningen ved dyrkningen af de to rationer 10 % større ved majsrationen

end ved kløvergræsrationen pga. en stor kulstofaflejring i jorden ved dyrkning af kløvergræsset. Disse tal blev beregnet ved en livscyklusanalyse baseret på gennemsnitsudbytter i Danmark. I denne analyse blev desuden inddraget klimaeffekten af emission fra husdyrgødning, samt energiforbrug til kvægproduktionen (excl. energi til foderdyrning). Det betød, at den samlede drivhusgasudledning kun var 4 % lavere ved brug af 100 % af grovfoderet fra majsensilage. Det blev desuden vist, at nettoudbyttet i marken har stor betydning for den samlede klimaeffekt. Hvis udbyttet af majs på en bedrift er større end det gennemsnitlige udbytte i Danmark, så giver det en større fordel til brug af majsensilage, mens kløvergræsensilage kan blive mest fordelagtig på bedrifter med højere udbytte af kløvergræs end gennemsnittet.

Hellwing et al. (2014) sammenlignede to rationer med 61 % af TS fra henholdsvis kløvergræs- og majsensilage. Metanproduktionen var henholdsvis 25,6 g og 21,9 g per kg TS, dvs. 15 % lavere ved fodring med majsensilage.

Tabel 5.1.1 Effekt af fedttype (ved 51 g fedtsyrer/kg tørstof) og grovfodertype på foderoptagelse, mælkeproduktion og enterisk metanemission fra Holstein køer (Børsting et al., 2024).

	Foderration				P-værdier	
	80:20	20:80	80:20	20:80	Grovfodertype	Fedttype
Kløvergræs:majsensilage Fedtkilde	Raps	Raps	Mættet	Mættet		
Stivelse, g/kg tørstof	185	255	185	255		
Fedtsyrer, g/kg tørstof	51	51	51	51		
Tørstofoptagelse, kg/dag	22,0	23,3	23,4	24,8	0,04	0,03
CH ₄ , g/kg tørstofoptagelse	16,2	13,5	17,4	14,0	<0,001	0,16
Fedt % i mælken	3,57	2,58	4,19	3,51	<0,001	<0,001
EKM, kg/dag	34,4	31,7	38,2	36,4	0,02	<0,01

De nyeste resultater af Børsting et al. (2024, Tabel 5.1.1) viste store forskelle ved fodring med henholdsvis høj majs- og høj kløvergræsensilage ratio i fodertørstof, når rationerne med høj andel majsensilage havde et væsentligt højere indhold af stivelse. Ved en 20:80 majs:græs ratio var metanemissionen på tværs af fedtkilde i gennemsnit 16,8 g metan/kg TS, mens den ved 80:20 majs:græs ratio i var gennemsnit 13,75 g metan/kg TS, dvs. 18% lavere. Der var ikke vekselvirkning mellem fedttype og grovfodertype, hverken for metanemission, tørstofoptagelse eller mælkeproduktionssegenskaber. Uanset fedtkilde var mælkenes fedtprocent og EKM ydelsen væsentligt lavere ved den høje andel af majsensilage.

Brask et al. (2013) fodrede med 65 % af TS fra kløvergræsensilage med tidlig udviklingstrin, kløvergræsensilage med sen udviklingstrin eller majsensilage. Fordøjeligheden af organisk stof for de 3 rationer med disse grovfodertyper var 76, 72 og 71 %. Metanproduktionen var 20,8 g pr. kg TS ved fodring med kløvergræsensilage med høj fordøjelighed, 22,8 g ved kløvergræsensilage med lav fordøjelighed og 19,0 g med majsensilage. Dermed var metanproduktionen ved majsfodring 17 % lavere sammenlignet med græsensilage fra sen slæt, og 9 % lavere end ved kløvergræsensilage fra tidlig slæt. Forsøget viste dermed også, at øget fordøjelighed af kløvergræsensilage kan reducere metanproduktionen, i dette tilfælde 9 % lavere metanproduktion med ensilage med høj fordøjelighed i forhold til kløvergræsensilage med lav fordøjelighed.

I de tre sidstnævnte studier blev der ikke lavet en LCA analyse af den samlede klimabelastning incl. effekt af dyrkning af de forskellige grovfodertyper.

Slagtekalve og opdræt af malkeracer samt kødkvæg

Under danske forhold bliver en stor del af slagtekalvene fodret med en stor andel af kraftfoder samt en lille mængde halm. I nogle tilfælde erstattes en del af dette med ensilage af hele majs, majscolber eller majskeer. I sjældne tilfælde anvendes græsensilage. Selvom både kraftfoder og de forskellige majsensilager giver rationer med meget højt indhold af stivelse og lavt indhold af fibre, så har danske forsøg vist store forskelle i metan emissionen mellem disse typer af foder (Hellwing et al., 2018). De fandt, at udskiftning af 10 % halm og ca. 44 % kraftfoder på TS-basis fra en typisk kraftfoderbaseret ration med 40 % kolbemajs og 14 % roepiller førte til, at enterisk metan blev øget med ca. 25 %. Når 10 % halm og 50 % kraftfoder blev udskiftet med 60 % græsensilage steg enterisk metan med hele 75 %.

I et andet forsøg fandt Hellwing et al. (2011), at ombytning af 40 % kraftfoder med 35 % kernemajs og 5 % halm øgede enterisk metan med hele 70 %. Ombytning af 68 % kraftfoder med 61 % kernemajsensilage og 7 % halm øgede også enterisk metan med ca. 70 %.

Der findes ikke tilstrækkelig viden om effekt på enterisk metan ved fodring af kvier af malkeracer samt kødkvæg med øget mængde stivelse eller større andel af kraftfoder.

Tyrekalvene fra kødkvæg fodres efter fravæning ved 5-6 måneders alderen typisk på samme måde som slagtekalve af malkeracer.

5.1.1 Anvendelse

Den maksimale anvendelse af fodersammensætninger, der kan reducere enterisk metan, defineres for alle dyrekategorier som et niveau, hvor der ikke forventes direkte afledte negative effekter på dyrenes sundhed eller produkternes ernæringsværdi i kombination med de praktiske muligheder.

Øget andel af kraftfoder kan som udgangspunkt anvendes til alt kvæg, som fodres på stald, mens det ikke kan anvendes til kvæg, der går ude hele døgnet, dvs. kødkvæg og en del af kvierne af malkerace. Hos slagtekalve, der i forvejen fodres med størstedelen af foderet i form af kraftfoder, kan der ikke opnås yderligere reduktion, mens effekten er ukendt hos kvier og kødkvæg. Økologisk kvæg må maksimalt fodres med 40% af tørstof fra kraftfoder.

Ombytning af kløvergræsensilage med majsensilage kan anvendes til malkekøer og kvier (dog med risiko for at kvierne bliver for fede) og kødkvæg, der i de fleste besætninger får en relativ stor andel af grovfoder i form af græsprodukter.

Øget fordøjelighed af græsensilage vil især være brugbar hos malkekøer, da der også er mulighed for positiv effekt på ydelse (fx Johansen et al., 2017). Mindre relevant til kvier og kødkvæg, der ikke har ekstra tilvækst, der kan kompensere for ekstra udgifter til at opnå højere fordøjelighed. Ikke relevant til slagtekalve, fordi de i de fleste besætninger ikke får ret meget græsensilage.

5.1.2 Relevans og potentiale

Økologiske bedrifter kan generelt ikke øge græssets fordøjelighed under afgræsning uden konsekvens for køernes sundhed, da der typisk allerede er en høj fordøjelighed i græsset, der afgræsses.

For slagtekalve forventes det ikke muligt at opnå en effekt af ændret fodermiddelsammensætning pga. risikoen for forringet sundhed hos kalvene, da fodringen her allerede er baseret på letfordøjeligt, stivelsesrigt foder. Til trods for at kraftfoder kan føre til mindre metanudskillelse end brugen af forskellige typer af majsensilage, kan det ikke anbefales kun at anvende kraftfoder og halm, da det øger risikoen for sygdom, og desuden vil det ofte være dyrere udelukkende at anvende kraftfoder. Tyrekalvene og en del af kvierne fra kødkvæg fodres efter fravæning ved 5-6 måneders alderen typisk på samme måde - som slagtekalve af malkekvægsracer.

Kødkvæg og malkekrækvier, der går på græs, får normalt ikke tilskudsfoder, så med mindre der afholdes ekstra udgifter til kraftfoder og arbejde vil det ikke være muligt at reducere deres metanemission med ændret fodring i sommerhalvåret. I staldperioden, vil det være muligt at give køer og kvier af kødkvægsracer rationer med mindre fibre og mere stivelse, men som beskrevet ovenfor kendes effekten ikke.

Det er ikke muligt at beregne det samlede potentiale af alle de forskellige metanreducerende fodermiddelsammensætninger, der kan anvendes til alle kategorier af kvæg.

5.1.3 Effekt på drivhusgasudledning

Effekten af ændret fodring mht. ændringer i typen og fordøjeligheden af grovfoder er svært at estimere. Men generelt vil en ændret fodring med mere stivelse i rationen på bekostning af NDF reducere emission af enterisk metan fra malkekøer, uanset om dette opnås ved ændringer i grovfoderet eller ved ændret forhold mellem grovfoder og kraftfoder. Som beskrevet ovenfor vil en øgning fra 40 % til 50 % kraftfoder give en reduktion i enterisk metan på ca. 5 % for Jersey og ca. 10 % for Holstein. Dette virkemiddel kan ikke anvendes af økologer, da de har krav om at anvende maks. 40% kraftfoder.

Antages det, at emissionen af enterisk metan er 164 kg og 134 kg pr. årsko for henholdsvis Tung race og Jersey (Tabel 4.5.3) så svarer det til henholdsvis 4.589 og 3.749 kg CO₂-ækv. pr. årsko ved brug af en omregningfaktor på 28 kg CO₂-ækv. pr. kg metan (AR 5). Ved at øge kraftfoderandelen 10 %-enheder vil det give en reduktion på henholdsvis ca. 459 og ca. 187 kg CO₂-ækv. per årsko for henholdsvis Holstein og Jersey.

For at belyse Ym emissions faktorens validitet (se 4.1) til at beskrive ændringer i metan i forhold til øget andel af kraftfoder, er der for de 4 forsøg vist i Figur 5.1 lavet en sammenligning af den prædikterede reduktion ud fra Ym faktoren og den målte reduktion i de 4 forsøg. Denne sammenligning viser, at den store reduktion, der er fundet i de 4 forsøg ved at øge kraftfoderandelen i foderet ikke påvirker Ym-faktoren i nær så høj grad, som det påvirker den målte reduktion, idet reduktionen i den målte emission var op til 5 gange større end det, der blev prædikteret med Ym-faktoren. Dette viser, at hvis der i praksis anvendes en højere andel af kraftfoder som virkemiddel, så vil det ikke påvirke Ym-faktoren beregnet med den nugældende ligning i tilstrækkelig grad. Effekten af øget kraftfoder vil således blive undervurderet både i den nationale opgørelse (jf. metodebeskrivelsen i afsnit 4.4.3) og i regnskabet for den enkelte bedrift, hvis beregning af enterisk metan baseres på denne Ym faktor. Der er behov for yderligere analyser af denne problemstilling, dels i relation til hvordan effekter af forskelle i kraftfoderandel skal indregnes, men også en analyse af om den nuværende prædiktionsligning for Ym-faktoren generelt prædikterer korrekte effekter af ændret fodring.

Som beskrevet ovenfor kan der være samspil mellem virkemidler og afledte effekter. For de fodringsmæssige tiltag skal det således ved vurderingen af effekten indregnes, at der kan være en større emission af drivhusgasser knyttet til produktionen af foderet. Ved øget anvendelse af kraftfoder er der stor

risiko for, at den gunstige effekt på enterisk metan delvis opvejes af ekstra klimapåvirkning ved dyrkning af foderet. Derfor skal disse sammenhænge belyses nærmere og inddrages i regnskabet, hvis øget kraftfoder anvendes som et virkemiddel.

5.1.4 Samspil til andre virkemidler

I afsnit 5.2.5 er samspillet med fedt beskrevet.

Effekten af Bovaer på enterisk metanproduktion ser ud til at være afhængig af rationens sammensætning og særligt rationens fiberniveau og -type og stivelsesniveau og -type, hvilket er beskrevet i afsnit 5.3.5. Generelt ses en større metanreducerende effekt af Bovaer i majsbaserede rationer end i græs-baserede.

5.1.5 Usikkerheder

De angivne effekter på drivhusgasudledningen ved ændret fodermiddelsammensætning er baseret på et beskedent antal forsøg. Disse forsøg kan derfor ikke repræsentere alle de forskelle, der kan være i praksis mht. kombinationer af fodermidler og deres kvaliteter. Det forventes dog, at de beskrevne effekter giver en indikation af, hvilke effekter der som gennemsnit kan opnås. Det er ikke muligt at skønne den potentielle udbredelse af disse virkemidler. Til trods for de nævnte muligheder for reduceret klimapåvirkning ved ændret fodermiddelsammensætning, kan disse ikke på nuværende tidspunkt inddrages i den nationale emissionsopgørelse, da samspillet mellem effekten på enterisk metan og klimaeffekten af en ændret afgrødesammensætning og klimaeffekten ved indkøb af kraftfodermidler kræver yderligere undersøgelser.

5.1.6 Afspejling af effekten i den nationale emissionsopgørelse (og klimafremskrivningen)

Landbrug

Udledningerne af enterisk metan fra kvæg i emissionsopgørelsen afhænger, som beskrevet i afsnit 4.4.3, primært af Y_m-faktoren og for malkekøer også årligt opdaterede tal for foderets energiindhold og mængde. Antages kraftfoderandelen og ratio mellem kløvergræs- og majsensilage ikke at ændre på det samlede bruttoenergi-optag, vil det kunne indregnes via justeringer af Y_m-faktoren. De foreløbige analyser i effekten på Y_m-faktoren, som beskrevet omkring Figur 5.1, har imidlertid vist at ændringer i kraftfoderandelens og -sammensætningens effekt på Y_m-faktoren ikke vil tilsvare de målte reduktionseffekter. Dette udgør således en barriere for at emissionsopgørelsen vil kunne afspejle klimavirkemidlet om ændret foder-sammensætning i form af en øgning af kraftfoderandelen hos malkekøer. Der vil være behov for solid dokumentation af effekten og undersøgelser af samspillet til beregningerne bag Y_m-faktoren, der skal justeres eller give grundlag for udvikling af en ny ligning. Herunder dokumentation af at ændret kraftfoderandel og sammensætning ikke vil føre til ændringer i bruttoenergiindholdet i foderplanerne, jf. ovenstående afsnit.

For at kunne indgå direkte i det gældende beregnings-setup i IDA (Integrated Database model for Agricultural emissions) skal Y_m-faktoren (eller alternativ), derudover regnes som en vægtet faktor, der tager højde for den andel af besætningerne, der fodrer med øget kraftfoder. Hvis der udvikles en Y_m-faktor eller en decideret ny ligning til beregning af udledningen for malkekøer med og uden øget kraftfoderandel, kræver det, at de øvrige datasæt der er nødvendige og indgår deri, kan opdeles på samme vis, ligesom at

aktivitetsdata på andelen af hhv. tung race og jersey, der fodrer med øget kraftfoder, skal være tilgængeligt.

Under antagelse om et i øvrigt uændret bruttoenergi-optag, og en simpel reduktionseffekt i den samlede CH₄ emission på 10% og 5% for hhv. Holstein og Jersey, som det beregnes i afsnit 5.1.3, vil effekten i den nationale emissionsopgørelse være den samme som angivet i 5.1.3 og i Klimaeffekttabellen. Det pointeres, at reduktionseffekten ikke kan opfanges af det eksisterende datasæt og beregningsmetode, men at beregningsøvelsen, kan teste og indikere betydningen af de reduktionseffekter, der er opnået i de udførte og refererede forsøg per årsko. Der er i beregningen ikke taget højde for anderledes påvirkning af emissionen under afgræsning, hvilket også vil påvirke den samlede effekt i emissionsopgørelsen.

5-10% reduktionseffekt – på tværs af malkekvægsracer: 223 – 447 kg CO₂-ækv. /årsko

Tages der højde for den differentierede udledning mellem racerne, som er tilgængelig i de opdaterede basisemissioner fra Tabel 4.5.3 fås følgende estimat for reduktionseffekten:

10% reduktionseffekt – tung race (Holstein):	459 CO ₂ -ækv. /årsko
5% reduktionseffekt – Jersey:	187 kg CO ₂ -ækv. /årsko

Hvis ændringerne fører til en ændret afgrødesammensætning på det danske landbrugsareal, vil dette også give anledning til ændringer i N₂O fra dyrkningen og kulstofpuljerne i LULUCF, men det har ikke været muligt på de eksisterende forudsætninger at estimere den potentielle effekt.

I emissionsopgørelserne og fremskrivninger indgår der hverken andelen af kraftfoder, ratio mellem kløvergræs- og majsensilage eller fordøjeligheden af grovfoderet. Til gengæld vil disse forskelle i foderrationens sammensætning i nogen grad påvirke emissionsfaktoren Y_m. I Y_m faktoren indgår således foderets indhold af stivelse, der øges ved øget indhold af kraftfoder og øget indhold af majsensilage, mens indholdet af NDF reduceres. Begge ændringer reducerer Y_m-faktoren. Øget fordøjelighed i grovfoderet vil hænge sammen med reduceret NDF, og dermed en reduceret Y_m-faktor. For malkekøer bruges der i emissionsopgørelserne en estimeret Y_m-faktor, som hvert år beregnes ud fra den gennemsnitlige fodersammensætning baseret på data indsamlet fra en stor del af de danske malkekvægsbesætninger.

Foruden Y_m afhænger metanemissionen af foderets indhold af bruttoenergi, men den er stort set uafhængig af fordelingen mellem kraftfoder og grovfoder, uafhængig af grovfodertype og uafhængig af foderets fordøjelighed, så længe fedt- og proteinindholdet i den samlede ration ikke ændres.

I Klimafremskrivningen bruges hhv. denne Y_m for den gennemsnitlige fodersammensætning, hhv. en fremskrivning baseret på øget tildeling af fedt.

5.1.7 Sideeffekter

Klimatilpasning

Græs og kløvergræs til grovfoder har på grund af den længere vækstsæson end majs og afgrøder til kraftfoder et betydeligt større vandingsbehov end sidstnævnte (ten Damme & Andersen, 2018). Derfor kan øget andel af majs i foderrationen være en fordel med hensyn til at sikre en stabil produktion over året i relation til klimændringer og klimatilpasning. Dette skyldes, at der forudses flere ekstrem-hændelser af tørke i fremtiden (Andersen et al. 2023) og at de enkelte gårdes vandingstilladelser ikke er tilstrækkelige til at dække behovet i tørkeår.

Miljø

Både øget dyrkning af majs og kraftfoder vil bevirke en højere udvaskning af kvælstof end det er tilfældet med græs. Dette skyldes, at disse afgrøder er dårligere end græs til at optage N i marken Børgesen et al. (2019). I henhold til NLES (Børgesen et al., 2019) vil dyrkning af majs øge N-udvaskningen med omkring 27 kg N/ha ved fuld substitution og gennemsnitlig udbytniveau som beskrevet af Brask-Pedersen et al. (2023), og for kraftfoder med sammensætning som beskrevet i Børsting et al., (2023) øges N-udvaskningen med få kg N/ha ved en fodersammensætning med 70% kraftfoder. I sidstnævnte eksempel opvejes den større N-udvaskning fra korn i forhold til græs delvist af at der blev brugt en mindre majsandel i diæten. Hvis ændringer i foderets sammensætning fører til et højere proteinindhold kan det påvirke N-mængden udskilt i gødning, som kan give anledning til ændringer i emissioner af NH₃, NMVOC fra stalde, lager og marker. Der er dog ingen tilgængelig information om dette klar i 2024.

Biodiversitet

Græsdyrkning medfører ofte en større diversitet i jordfaunaen end der findes i majsmarker og i de enårige afgrøder, der anvendes til kraftfoder (Griffiths et al., 2007). Der er for tiden fokus på at inkludere et større antal plantearter i græsmarkerne omfattende blomstrende arter, som kan være til gavn for insektbiodiversiteten.

Dyrenes Velfærd

Foderrationer med en for høj kraftfoderandel kan medføre vomacidose (Ishaq et al., 2017; Plaizier et al., 2008), hvilket er en fordøjelselidelse hos drøvtyggere. Vomacidose disponerer for yderligere sygdomme med yderligere negative velfærdseffekter. Vomacidose er kendetegnet ved en lav pH i vommen (pH < 5.5; Knapp et al., 2014; Blanch et al., 2010) og svag eller ophørt vommotorik (Ingvarsen et al., 2006). En høj andel af kraftfoder i rationen øger desuden køernes ædehastighed og reducerer deres drøvtygningstid, hvilket reducerer spyttproduktionen og yderligere disponerer for vomacidose (Beauchemin et al., 2003; Castillo-Lopez et al., 2023). Vomacidose kan medføre beskadigelse af vomvæggen, hvilket i sig selv kan medføre smerte (som defineret af Raja et al., 2020) og ubehag (som defineret af Franchi et al., upubliceret). Desuden kan beskadigelse af vomvæggen medføre passage af bakterier via blodbanen til leveren og dannelse af leverbylder, der kan medføre nedstemthed og tegn på bughulesmerter (Ingvarsen et al., 2006). Et andet tegn på smerte eller ubehag pga. skader på vomvæggen er nedsat foderindtag (Danscher et al., 2015; Plaizier et al., 2008). Smerte og ubehag medfører i sig selv reduceret dyrevelfærd (Franchi et al., upubliceret; Raja et al., 2020). Derudover vil smerte og ubehag reducere køernes motivation for normal social adfærd, komfortadfærd og ædeadfærd, hvilket yderligere kan kompromittere dyrevelfærden (Kofler et al., 2023).

Vomacidose er en multifaktoriel lidelse. Fodersammensætning, herunder kraftfoderandelen, har stor betydning for risiko for vomacidose, men derudover kan andre managementforhold, f.eks. konkurrence om foderet, være årsag til den betydelige variation der er mellem besætninger i forekomsten af vomacidose (Kleen et al., 2009). Det er således ikke alene kraftfoderandelen, der er afgørende for om fodringen er velfærdsmæssigt problematisk, men det må forventes at jo højere kraftfoderandel, jo højere er risikoen for vomacidose for den enkelte ko. Det er svært at fastsætte en entydig grænseværdi for den maksimale kraftfoderandel i foderet, som ikke giver negative effekter på dyrenes sundhed, og de følgende resultater skal ses i det lys. En forøgelse af kraftfoderandelen fra 32% til 53% gav f.eks. ikke anledning til vomacidose (pH mellem 6,4 og 6,6; Aguerre et al., 2011). Derimod medførte foderrationer med mere end 50 % kraftfoder symptomer på vomacidose. For eksempel medførte en forøgelse af kraftfoderandelen fra 40% til 55% (ca.

30% stivelse af tørstof) vomacidose (pH<5,5 og nedsat drøvtygningstid; De Vries et al., 2009), og en forøgelse af kraftfoderandelen fra 55% til 75% (ca. 23% stivelse af tørstof) medførte nedsat drøvtygningstid og metaboliske ændringer forbundet med højere risiko for vomacidose (Cavallini et al., 2021).

Referencer

- Andersen, M. N., Olesen, J. E., Holst, N., Skovgård, H., Kudsk, P., Jørgensen, L. N., Børgesen, C. D., Munkholm, L. J., Iversen, B. V., Gregersen, P. L., Holme, I., Brinch-Pedersen, H., Kongsted, A. G., Børsting, C. F., Sørensen, J. T., Henriksen, B. I. F., Callesen, H., Woyengo, T. A., Ejrnæs, R., Fløjgaard, C., Krogh, P. H., Villumsen, T. M., Adamsen, A. P. S., Rasmussen, M. D., Guldborg, L. B. & Rong, L. (2023). Vidensyntese om klimatilpasning og landbrug. DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. DCA rapport Nr. 214 <https://dcapub.au.dk/djfpublikation/djfpdf/DCArapport214.pdf>
- Beauchemin, K. A., Yang, W. Z., Rode, L. M., & Farr, B. I. (2003). Effects of particle size of alfalfa-based dairy cow diets on chewing activity, ruminal fermentation, and milk production. *Journal of Dairy Science*, 86(2), 630-643.
- Blanch, M., Calsamiglia, S., Devant, M., & Bach, A. (2010). Effects of acarbose on ruminal fermentation, blood metabolites and microbial profile involved in ruminal acidosis in lactating cows fed a high-carbohydrate ration. *Journal of Dairy Research*, 77(1), 123-128.
- Brask, M., Lund, P., Hellwing, A.L.H., Poulsen, M., Weisbjerg, M.R. (2013). Enteric methane production, digestibility and rumen fermentation in dairy cows fed different forages with and without rapeseed fat supplementation. *Anim. Feed Sci. a. Technol.* 184, 67-79.
- Brask-Pedersen, D. N., Lamminen, M., Mogensen L., Hellwing, A.L.F., Johansen, M., Lund, P., Larsen, M., Weisbjerg, M.R., Børsting, C.F. (2023). Effect of substituting grass-clover silage with maize silage for dairy cows on nutrient digestibility, rumen metabolism, enteric methane emission and total carbon footprint. *Livestock Sci.* vol 274, 12 pp. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2023.105273>.
- Børgesen, C. D., Sørensen, P., Blicher-Mathiesen, G., Kristensen, K., Pullens, J. W. M., Zhao, J., & Olesen, J. E. (2020). NLES5: an empirical model for predicting nitrate leaching from the root zone of agricultural land in Denmark. Aarhus Universitet - DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. DCA rapport Nr. 163 <http://web.agrsci.dk/djfpublikation/index.asp?action=show&id=1313>
- Børsting, C. F., Lashkari, S., Kjeldsen, M. H. (2024). Effect of rape seed fat and saturated fat on milk production and enteric methane, when added to diets with different ratios between grass and maize silage. Abstract for Int. Symp. on Ruminant Physiol. Chicago. August 2024.
- Børsting, C. F., Weisbjerg, M. R., Larsen, M., Hellwing, A. L. F., et al. 2020c. Udredning af mulighed for implementering af krav om reduceret råprotein i slagtesvin- og malkekægfoder i forbindelse med NEC-udvalgsarbejdet. Beregning af ammoniakreduktionseffekt samt udredning af sideeffekter: Besvarelse vedr. malkekægfoder, Nr. 2020-0098663, 20 p. https://pure.au.dk/portal/files/194924304/Reduce-ret_r_protein_til_malkeke_er_100620.pdf
- Børsting, C.F., Brask-Pedersen, D.N., Mogensen, L., Lamminen, M., Johansen, M., Lund, P. (2020a). Græs versus majs – er det grovfoderet eller rationens sammensætning, der påvirker metan emissionen og mælkenes klimaaftryk. Indlæg ved Fodringsdagen 9 september 2020. [Internship \(landbrugsinfo.dk\)](https://landbrugsinfo.dk)

- Børsting, C.F., Brask-Pedersen, D.N., Mogensen, L., Lund, P. (2022a). Majs reducerer metan fra kørne – og kan reducere den samlede klimaeffekt ved høje majsudbytter. Plantekongressen. Februar 2022. [Internship \(landbrugsinfo.dk\)](https://landbrugsinfo.dk).
- Børsting, C.F., Hellwing, A.L., Weisbjerg, M.R., Lund, P., Nielsen, N.I. (2019). Race og grovfoderandel har stor betydning for malkekøernes klimapåvirkning. 2019. Indlæg ved Fodringsdagen september 2019. [Internship \(landbrugsinfo.dk\)](https://landbrugsinfo.dk).
- Børsting, C.F., Johansen, M., Lund, P., Møller, H.B. (2020b). [Notat vedr. optimeret fodring med øget fedt til kvæg og reduktionseffekt på enterisk metan](#). Notat til Miljø- og Fødevarerministeriet. 11 pp.
- Børsting, C.F., Olijhoek, D.W., Hellwing, A.L.F., Moyes, K.M., Østergaard, S., Weisbjerg, M.R., Lund, P., Larsen, M., Mogensen, L., Raun, B.M., Røjen, B.A. & Kristensen, N. B. (2023). Replacing silage with large amounts of concentrate and straw affects milk production, economics and climate differently in Holstein and Jersey cows. *Livestock Sci.* vol 275, 9 pp. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2023.105293>.
- Castillo-Lopez, E., Rivera-Chacon, R., Ricci, S., Khorrami, B., Haselmann, A., Reisinger, N., & Zebeli, Q. (2023). Dynamics of chewing and eating behavior, lying behavior, and salivary characteristics associated with duration of high grain feeding in cows with or with no phytogetic supplement. *Applied Animal Behaviour Science*, 261, 105877.
- Cavallini, D., Mammi, L. M. E., Buonaiuto, G., Palmonari, A., Valle, E., & Formigoni, A. (2021). Immune-metabolic-inflammatory markers in Holstein cows exposed to a nutritional and environmental stressing challenge. *Journal of Animal Physiology and Animal Nutrition*, 105, 42-55.
- Cooper, R., and Klopfenstein, T. (1996). Effect of Rumensin and feed intake variation on ruminal pH. In: Scientific Update on Rumensin. Tylan/Mycotil for the Professional Feedlot Consultant. pp A1–A14. Elanco Animal Health, Indianapolis, IN.
- Dansch, A. M., Li, S., Andersen, P. H., Khafipour, E., Kristensen, N. B., & Plaizier, J. C. (2015). Indicators of induced subacute ruminal acidosis (SARA) in Danish Holstein cows. *Acta Veterinaria Scandinavica*, 57, 1-14.
- De Vries, T. J., Beauchemin, K. A., Dohme, F., & Schwartzkopf-Genswein, K. S. (2009). Repeated ruminal acidosis challenges in lactating dairy cows at high and low risk for developing acidosis: Feeding, ruminating, and lying behavior. *Journal of Dairy Science*, 92(10), 5067-5078.
- Franchi, G. A., Bagaria, M., Boswijk, H.H., Fàbrega, E., Herskin, M. S., & Westin, R. Animal discomfort: a concept analysis using the domesticated pig (*Sus scrofa*) as a model. *Livestock Science*. Under review.
- Franchi, G. A., Larsen, M. L. V., Herskin, M. S., Foldager, L., Larsen, M., & Jensen, M. B. (2022). Effects of changes in diet energy density and milking frequency and a single injection of cabergoline at dry-off on feeding behavior and rumination time in dairy cows. *JDS Communications*, 3(3), 195-200. <https://doi.org/10.3168/jdsc.2021-0162>
- Griffiths, B. S., Caul, S., Thompson, J., Birch, A. N. E., Cortet, J., Andersen, M. N., & Krogh, P. H. (2007). Microbial and microfaunal community structure in cropping systems with genetically modified plants. *Pedobiologia*, 51, 195-206.
- Grummer, R. R., & Carroll, D. J. (1991). Effects of dietary fat on metabolic disorders and reproductive performance of dairy cattle. *Journal of Animal Science*, 69(9), 3838-3852.

- Hellwing, A.L.F, Jørgensen, K.F, Vestergaard, M., Weisbjerg, M.R. (2011). Methane production in bull calves fed rations based on grain or different levels of high-moisture corn kernel silage. Proceedings of the 2nd Nordic Feed Science Conference. Report no. 277 from Swedish University of Agric. Sci.48-52.
- Hellwing, A.L.F, Weisbjerg, M.R. (2010). Effect of digestibility of grass-clover silage and concentrate to forage ratio on methane emission from dairy cows. In: McGeugh E.J. and McGinn S.M. Proceedings of the 4th International conference on Greenhouse Gases and Animal Agriculture, Banff, Canada, October 3-8. P. 120
- Hellwing, A.L.F, Weisbjerg, M.R., Møller, H.B. (2014). Enteric and manure-derived methane emissions and biogas yield of slurry from dairy cows fed grass silage or maize silage with and without supplementation of rapeseed. *Livestock Science*. 165, 189-199.
- Hellwing, A.L.F., Lund, P, Mogensen, L., Vestergaard, M. (2018). Growth, feed intake, methane emissions and carbon footprint from Holstein bull calves fed four different rations. *Livestock Science*. 214, 51-61.
- Ingvartsen, K. L., & Moyes, K. (2013). Nutrition, immune function and health of dairy cattle. *Animal*, 7(S1), 112–122.
- Ingvartsen, K. L., Thomsen, P., Bennedsgaard, T. W., & Rasmussen, M. D. (2006). Kvægets produktionssygdomme. In L. Munksgaard, & E. Søndergaard (Eds.), *Velfærd hos malkekøer og kalve* (pp. 75-105). Aarhus Universitet, Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet.
- Ishaq, S. L., AlZahal, O., Walker, N., & McBride, B. (2017). An investigation into rumen fungal and protozoal diversity in three rumen fractions, during high-fiber or grain-induced sub-acute ruminal acidosis conditions, with or without active dry yeast supplementation. *Frontiers in microbiology*, 8, 1943.
- Johansen, M., Søegaard, K., Lund, P., Weisbjerg, M. R. (2017). Digestibility and clover proportion determine milk production when silages of different grass and clover species are fed to dairy cows. <https://doi.org/10.3168/jds.2017-13401>. *J. Dairy Sci.* 100, 8861-8880.
- Kjeldsen, M. H., Jensen, M. B., & Lund, P. (2023). Potent methane reducing feed additives in a Danish context, and their reduction potential, additive effects, risks related to animal welfare and carry-over to milk, and potential trade-offs. *DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug*.
- Kjeldsen, M. H., Weisbjerg, M. R., Walker, N. D., Hellwing, A. L. F., & Lund, P. (2022). Gas exchanges and Dry Matter Intake When Lactating Dairy Cows are Fed 3-NOP and Fat. Abstract, 8th International Greenhouse Gas and Animal Agriculture Conference.
- Kleen, J. L., Hooijer, G. A., Rehage, J., & Noordhuizen, J. P. T. M. (2009). Subacute ruminal acidosis in Dutch dairy herds. *Veterinary Record*, 164(22), 681-684.
- Kleen, J. L., Hooijer, G. A., Rehage, J., and Noordhuizen, J. P. T. M. (2003). Subacute Ruminal Acidosis (SARA): a Review. *Journal of Veterinary Medicine Series A*. 50:406-414. <https://doi.org/https://doi.org/10.1046/j.1439-0442.2003.00569.x>.
- Kofler, J., Hoefler, M., Hartinger, T., Castillo-Lopez, E., Huber, J., Tichy, A., ... & Zebeli, Q. (2023). Effects of High Concentrate-Induced Subacute Ruminal Acidosis Severity on Claw Health in First-Lactation Holstein Cows. *Animals*, 13(8), 1418.

- Lashkari, S., Weisbjerg, M. R., Foldager, L., & Børsting, C. F. (2024). Fat supplement for dairy cows during early lactation—potentials, challenges, and risks—a meta-analysis. *Journal of Applied Animal Research*, 52(1), 2323625.
- Leroy, J. L. M. R., Vanholder, T., Mateusen, B., Christophe, A., Opsomer, G., de Kruif, A., Genicot, G. & Van Soom, A. (2005). Non-esterified fatty acids in follicular fluid of dairy cows and their effect on developmental capacity of bovine oocytes in vitro. *Reproduction*, 130(4), 485–495.
- Maigaard, M. (2024). Combining feed additives to mitigate methane emission and redirect hydrogen in dairy cows. Aarhus University.
- Maigaard, M., Weisbjerg, M. R., Johansen, M., Walker, N., Ohlsson, C., & Lund, P. (2024). Effects of dietary fat, nitrate, and 3-nitrooxypropanol and their combinations on methane emission, feed intake, and milk production in dairy cows. *Journal of Dairy Science*, 107(1), 220-241.
- Millman, S. T. (2007). Sickness behaviour and its relevance to animal welfare assessment at the group level. *Animal Welfare*, 16(2), 123-125.
- Nylø, E., Prestløkken, E., Eknæs, M., Eikanger, K. S., Heldal Hagen, L., & Kidane, A. (2023). Inclusion of Red Macroalgae (*Asparagopsis taxiformis*) in Dairy Cow Diets Modulates Feed Intake, Chewing Activity and Estimated Saliva Secretion. *Animals*, 13(3), 489.
- Olijhoek, D.W., Hellwing, A.L.F., Noel, S.J., Lund, P., Larsen, M., Weisbjerg, M.R., Børsting, C.F. (2022). Feeding up to 91% concentrate to Holstein and Jersey dairy cows: effects on enteric methane emission, rumen volatile fatty acids, nutrient digestibility, production, feeding behavior, and rumen bacterial community structure. *J. Dairy Sci.* TBC:1–19 <https://doi.org/10.3168/jds.2021-21676>.
- Olijhoek, D.W., Løvendahl, P., Lassen, J., Hellwing, A.L.F., Höglund, J.K., Weisbjerg, Noel, S.J., McLean, F., Højberg, O., Lund, P. (2018). Methane production, rumen fermentation, and diet digestibility of Holstein and Jersey dairy cows being divergent in residual feed intake and fed at 2 forage-to-concentrate ratios. *J. Dairy Sci.* 101, 9926–9940. <https://>.
- Plaizier, J. C., Krause, D. O., Gozho, G. N., & McBride, B. W. (2008). Subacute ruminal acidosis in dairy cows: The physiological causes, incidence, and consequences. *The Veterinary Journal*, 176(1), 21–31.
- Raja, S. N., Carr, D. B., Cohen, M., Finnerup, N. B., Flor, H., Gibson, S., ... & Vader, K. (2020). The revised International Association for the Study of Pain definition of pain: concepts, challenges, and compromises. *Pain*, 161(9), 1976-1982.
- Rodríguez, A., Mellado, R., & Bustamante, H. (2020). Prepartum fat mobilization in dairy cows with equal body condition and its impact on health, behavior, milk production and fertility during lactation. *Animals*, 10(9), 1478.
- ten Damme, L. & Andersen, M.N. 2018. The gross- and net-irrigation requirements of crops and model farms with different root zone capacities at ten locations in Denmark 1990-2015. DCA rapport, nr. 112, bind 112, DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug,. <http://web.agrsci.dk/djfpublikation/index.asp?action=show&id=1254>

5.2 Øget fodring med fedt til kvæg (KVM5.2)

Forfatter: Christian F. Børsting (afsnit 5.2.0 – 5.2.6) Institut for Husdyr- og Veterinærvidenskab, Trine Anemone Andersen og Rikke Albrechtsen (afsnit 5.2.6), Institut for Miljøvidenskab, Guilherme Amorim Franchi (afsnit 5.2.7) and Margit Bak Jensen (afsnit 5.2.7), Institut for Husdyr- og Veterinærvidenskab.

Fagfællebedømmer: Martin Riis Weisbjerg (afsnit 5.2.0 – 5.2.6), Institut for Husdyr- og Veterinærvidenskab, Ole Kenneth Nielsen (afsnit 5.2.6), Institut for Miljøvidenskab, Mette S. Herskin (afsnit 5.2.7) og Mogens A. Krogh (afsnit 5.2.7), Institut for Husdyr- og Veterinærvidenskab

Fodring med en øget andel af fedt i rationen kan reducere dannelsen af metan i vommen og dermed udledningen af metan pr. kg fodertørstof fra dyrenes fordøjelse af foderet (Niu et al., 2018). Fedtsyrer forgæres ikke i vommen, og ombytning af fermenterbart organisk stof (fx stivelse eller fiber) med fedt, vil derfor reducere produktionen af enterisk metan. Under danske forhold kommer en væsentlig del af tilskudsfedtet fra rapsprodukter, der har en betydelig andel af umættede fedtsyrer. Disse binder brint ved biohydrogenering i vommen, og dermed sænkes metanproduktionen.

Desuden har fedt en inhiberende effekt på særligt de fibernedbrydende og metanogene mikroorganismer i vommen (Niu et al., 2018), hvilket også bidrager til reduktion af metanproduktion. Da fermentering af fiber hovedsageligt er koblet til produktionen af eddikesyre vil denne inhibering, som beskrevet ovenfor, medføre et fald i produktionen af brint og kuldioxid og dermed mindre substrat for metanproduktion. Palmefedt udgør også en betydelig del af fedttilskuddet i danske foderrationer til malkende køer. Da denne fedttype er forholdsvis mættet, kan den teoretisk set forventes at give en lidt mindre metanreduktion pga. mindre biohydrogenering og mindre effekt på de fibernedbrydende mikroorganismer. Børsting et al. (2024) har dog fundet, at ved tilsætning af ca. 25 g/kg TS ekstra fedtsyrer i rationen i form af fedtsyrer fra enten rapsfedt eller en fedtblanding med 90% mættede fedtsyrer (Lipitec® Bovi LM), så var metanproduktionen pr. kg indtaget tørstof ikke signifikant lavere ved rapsfedt (14,9 g/kg tørstof) i forhold til mættet fedt (15,7 g/kg tørstof). Begge fedtkilder blev tilsat, så der i den totale ration var ca. 50 g fedtsyrer/kg TS. Der var ikke vekselvirkning mellem fedtkilden og fordelingen mellem majs- og kløvergræsensilge mht. effekten på metanproduktionen.

På tværs af en række danske rationer er det beregnet, at 10 g/kg TS ekstra fedtsyrer i rationen kan reducere produktionen af enterisk metan med ca. 4 % baseret på beregninger i NorFor (Børsting et al., 2020b). Dette svarer godt til de 3,4 – 4,1 % som Niu et al. (2018) fandt i en metaanalyse med forsøg fra mange steder i verden.

Børsting et al. (2021) anvendte SEGES data for rationernes fedtindhold i ca. 1.600 besætninger med stor race og ca. 250 jerseybesætninger fra hvert af årene 2017 - 2019. I opgørelserne var besætningerne desuden opdelt i økologiske og konventionelle. De malkende Jerseykøer fik i konventionelle besætninger 37 g fedtsyrer/kg TS og i økologiske 30 g fedtsyrer/kg TS. De malkende køer af stor race fik i konventionelle besætninger 33 g fedtsyrer/kg TS og i økologiske 26 g fedtsyrer/kg TS. Det vil sige, at Jersey får et højere indhold af fedtsyrer i foderet end Stor race, og for begge racer anvendes 6-7 g mindre fedtsyrer/kg TS ved økologisk produktion. Jersey får typisk et højere fedtniveau for at understøtte deres evne til at producere mælk med en højere fedtprocent. Det lavere indhold af fedtsyrer i de økologiske rationer skyldes typisk, at den økologiske produktion er mere begrænset i udvalget af tilladte råvarer og fedtkilder. Goldkøer af Jerseyracen fik 23 g fedtsyrer/kg TS, mens de hos stor race fik 20 g. Ud fra litteraturen tyder det på, at ekstra

fedtsyrer til goldkøer vil have ca. samme reducerende effekt pr. kg. TS som fundet for malkekøer, og at der ikke vil være negative effekter for sundhed og produktion efter kælvning (Olijhoek & Børsting, 2023).

Laskari et al. (2022) og Børsting et al. (2022b) 'har i en metanalyse over tilgængelig litteratur ikke kunnet påvise øget risiko for stofskifteproblemer, selvom køerne i denne periode også mobiliserer meget fedt fra kroppen. Derfor vurderes det, at være muligt at fodre med samme mængde tilskudsfedt i tidlig laktation som i resten af laktationen.

Om dette fedtniveau er økonomisk optimalt, afhænger af forholdet mellem prisen for ekstra fedt og prisen for mælk. I Danmark anvendes bl.a. palmefedt og danskavlede rapsfrø og -kager. Klimaaftrykket af palmefedt er ca. det tredobbelte af rapskager, hvis den direkte effekt af regnskovsrydningen regnes ind. Ved brug af importeret palmefedt i stedet for dansk producerede rapsprodukter vil den nationale emission reduceres væsentligt, mens den globale emission kun vil blive reduceret lidt eller evt. være uforandret, da reduktionen i enterisk metan helt eller delvist modsvarer af en øget emission ved dyrkning af palmefedt.

Der findes ikke studier af effekt af tilskudsfedt til slagtekalve fodret med en meget stor andel af kraftfoder. Fordi fodring med en høj andel af kraftfoder, og dermed et højt indhold af stivelse, giver meget mindre metanemission, end når en stor del af kraftfoderet udskiftes med ensilage af græs, helsædsmajs, kolbemajs eller kernemajs (som beskrevet i afsnit 5.1), må det formodes, at emissionen ikke kan reduceres væsentligt, hvis der også tilsættes fedt. Hvis slagtekalve, derimod fodres med større andele af en af de majsensilage typer, som er beskrevet i afsnit 5.1, er det uvist om fedt vil have en effekt. Alt i alt, regnes der ikke med at fedt kan reducere emissionen af metan fra slagtekalve (tabel 5.2.1).

Olijhoek & Børsting (2023) har fundet litteratur, der tyder på samme effekt af tilskudsfedt til kvier af malkeracer samt kødkvæg, som angivet ovenfor for malkekøer.

5.2.1 Anvendelse

Tiltaget kan som udgangspunkt anvendes til alt kvæg, som fodres på stald, mens kvæg der går på græs hele døgnet, dvs. kvier af malkerace samt kødkvæg på græs i sommerhalvåret normalt ikke får tilskudsfoder, så med mindre der afholdes ekstra udgifter til kraftfoder og arbejde, vil det ikke være muligt at reducere deres metanemission med ændret fodring i sommerhalvåret

Baseret på mange forsøg konkluderede Weisbjerg & Lund (2020), at der er positiv effekt på EKM-ydelsen op til 45 – 50 g fedtsyrer pr. kg TS. Ved mættet fedt og Ca-forsæbet fedt er der positiv effekt ved højere fedtniveau, mens maksimal ydelse nås ved et lavere niveau ved tilskud af stærk umættet fedt. I et nyere dansk forsøg med tilsætning af rapsfrø op til et niveau på 54 g fedtsyrer/kg TS fandt Giagnoni et al. (2022) maksimal EKM-ydelse (svarende til en stigning på 3,0 % EKM i forhold til ingen fedttilskud) ved 42 g fedtsyrer/kg TS, mens EKM-ydelsen ved 54 g/kg TS var marginalt mindre (-0,6%) i forhold til ingen fedttilskud.

Lau-Jensen et al. (2023) anvendte 0,7 – 1,0 kg formalede eller valsede rapsfrø til at øge det gennemsnitlige niveau af fedtsyrer fra 33 til 41 g/kg TS til de malkende køer i 10 danske besætninger. Der var et signifikant fald i fedtprocenten i mælken fra gennemsnitligt 4,61 til 4,41, mens EKM ydelsen steg fra 34,0 til 34,5 kg/dag (ikke signifikant). Fedtprocenten faldt i alle besætninger, og i to besætninger var faldet så stor som 0,40 procentenheder. En

Det nyeste forsøg (Tabel 5.1.1, Børsting et al., 2024) til undersøgelse af effekten af forskellige fedt- og grovfodertyper viste en meget lav fedtprocent og EKM-ydelse ved en kombination af høj andel

majs:kløvergæsensilage (80:20) og tilskud af ca. 25 g fedtsyrer/kg TS fra rapsfedt ved et total niveau på 51 g fedtsyrer/kg TS i rationen til Holstein køer. Ved denne høje andel af majsensilage var fedtprocenten således helt nede på 2,58 ved tilskud af rapsfedt mod 3,51 ved tilskud af mættet fedt. Også ved rationer med høj andel græsensilage var fedtprocenten lavere ved tilskud af 2,5 % rapsfedt end ved tilskud af samme mængde mættet fedt, nemlig 3,57 mod 4,19. Derimod var der ikke en signifikant effekt af fedttypen på g CH₄/kg tørstofoptagelse, ligesom der ikke var vekselvirkning mellem fedt- og grovfodertype for nogle af de nævnte parametre.

Den nyeste viden tyder derfor på, at 50 g fedtsyrer/kg TS fra rapsfedt ved en stivelsesrig/majsensilagerig ration kan give uønskede effekter på bl.a. mælkenes sammensætning, således at mere mættede fedtkilder bør anvendes ved høj fedttildeling til stivelsesrige rationer. Det ser således ud til, at kombinationen af en stor andel umættede fedtsyrer og en høj andel stivelse i rationen leder til en ændret vomomsætning, der fører til dannelse af konjugeret linolsyre og vaccensyre, der kan have en væsentlig negativ effekt på yverets egen fedtsyresyntese (Nielsen et al., 2005).

Baseret på de nyeste danske resultater, er det næppe realistisk at øge det gennemsnitlige fedtsyreniveau i rationen til danske malkekøer lige så meget som tidligere antaget. Til konventionelle lakterende malkekøer foreslås det, at der kan dermed anvendes op til ca. 48 g fedtsyrer/kg TS og ca. 52 g fedtsyrer/kg TS til henholdsvis stor race og Jersey, hvilket svarer til 15 g/kg TS ekstra fedtsyrer i forhold til niveauet i praksis på henholdsvis 33 og 37 g pr. kg TS for de to racer (Børsting et al., 2021). Dette niveau er i god overensstemmelse med, at Weisbjerg & Lund (2020) konkluderede, at der er positiv effekt på EKM-ydelsen op til 45 – 50 g fedtsyrer pr. kg TS, mens der med mættet fedt og Ca-forsæbet fedt er positiv effekt ved et højere fedtniveau, mens maksimal ydelse nås ved et lavere niveau ved tilskud af stærk umættet fedt. Ud fra metaanalysen af Lashkari et al. (2024) er det muligt at anvende samme niveau som i resten af laktationen i tidlig laktation, hvis kvægbrugeren ikke ønsker at anvende en særskilt foderblanding med lidt lavere fedtniveau i tidlig laktation.

Da økologiske rationer indeholder en større mængde græsprodukter, som har en større andel af polyumættede fedtsyrer i fedtet, og fordi færre fedtkilder er til rådighed fodres økologiske køer med mindre fedt, nemlig henholdsvis 27 og 30 g fedtsyrer pr. kg TS til henholdsvis Holstein og Jersey (Børsting et al., 2021). Det antages, at økologiske køer kan tildeles henholdsvis 42 og 45 g fedtsyrer/kg TS for stor race og Jersey, så det gennemsnitlige fedtniveau også til disse kan øges med 15 g/kg TS i gennemsnit ligesom til konventionelle køer.

Hellwing et al. (2012) fandt et fald på 6 % i andelen af bruttoenergien, der blev til metan, når der blev givet et tilskud af 27 g fedtsyrer per kg TS til kvier, men effekten per kg TS-optagelse var ikke signifikant. Da der ikke er fundet studier af effekt på metan af tilskudsfeedt til slagtekalve er de angivne effekter i tabel 5.2.2, derfor anslåede effekter.

5.2.2 Relevans og potentiale

Da både fedtprodukter og fodermidler med et relativt højt fedtindhold kan anvendes til at øge rationens fedtindhold kan tiltaget straks tages i brug. Det forventes, at reduktion af metanemissionen i første omgang kan tages i anvendelse til malkekøer, og at ekstra fedt kan bruges til både konventionelle og økologiske malkekøer, dog kan de økologiske besætninger have sværere ved at skaffe brugbare fedtkilder.

5.2.3 Effekt på drivhusgasudledning

Det vurderes, at danske malkekøer i gennemsnit kan tildeles yderligere 15 g/kg TS i forhold til niveauet i 2017-2019 (Børsting et al. 2021). De økologiske besætninger har i praksis sværere ved at tilsætte yderligere 15 g fedtsyrer pr. kg TS pga., at der er færre økologiske fodermidler med et højt fedtindhold.

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

Tabel 5.2.1 Estimeret maksimal udbredelse brug af tilskudsfedt i 2030, % pr. årscyklus.

Produktionssystem	Malkekøer	Opdræt, malkeæge	Slagtekalve, malkeæge	Ammekvæg
Konventionel	100	100	0	40
Økologisk	100	100	0	40

Tabel 5.2.2 Estimeret effekt af fodringstiltag (% reduktion i metan pr. årscyklus) i 2030 for de dyr, hvor tiltaget implementeres med ekstra 15 g fedtsyrer pr. kg TS.

Produktionssystem*	Malkekøer	Opdræt, malkeæge	Slagtekalve, malkeæge	Ammekvæg
Konventionel	6	3	0	3
Økologisk	4,5	2,5	0	2,5

*For konventionelle malkekøer er effekten baseret på forsøg, mens det for de øvrige kategorier er skønnede effekter. Der er regnet med lavere effekt for økologiske malkekøer, fordi de i sommerhalvåret er på græs en del af døgnet. For opdræt og ammekvæg er der regnet med mindre effekt end for malkekøer, fordi en del af disse er på græs hele døgnet i en del af året, idet der i denne periode ikke anvendes tilskudsfoder, og dermed heller ikke fedt.

Antages det, at emission af enterisk metan er 164 kg pr årsko (Albrechtsen et al., 2021), så svarer det til 4.469 kg CO₂-ækv. pr årsko ved brug af en omregningfaktor på 28 kg CO₂-ækv. pr. kg metan. Med et reduktionspotentiale for 15 g ekstra fedtsyrer pr. kg TS på henholdsvis 6 og 4,5 % for konventionelle og økokøer vil det svare til en reduktion på henholdsvis 268 og 201 CO₂-ækv. pr årsko.

I emissionsopgørelserne indgår andelen af tildelte fedtsyrer i foderrationen indirekte via foderets fedtindhold, da emissionen beregnes ud fra emissionsfaktoren Y_m, hvori fedtindholdet indgår. Den årlige opdatering af Y_m faktoren baseres på foderets gennemsnitlige sammensætning, der for malkekøer kendes fra data indsamlet fra en stor del af de danske malkekvægsbesætninger. I denne opgørelse indgår både indholdet af fedt og fedtsyrer, så en ændring i det gennemsnitlige fedtsyreindhold vil blive afspejlet i den årlige opdatering af Y_m faktoren. Niu et al. (2018) og Børsting et al. (2020b) har anvendt andre ligninger til beregning af fedtniveauets effekt på Y_m. Disse giver dog nogenlunde samme effekt af fedt som den nuværende Y_m ligning i Emissionsopgørelsen.

5.2.4 Usikkerheder

De angivne effekter for konventionelle malkekøer er baseret på mange forsøg, så som gennemsnit forventes den anførte reduktion i tabel 5.2.1 at være af den rette størrelsesorden for køer fodret på stald med rationer, der er typiske på nuværende tidspunkt. Til gengæld har der været en del variation imellem

effekten på tværs af forsøgene. Effektens størrelse er mere usikker under afgræsning, og derfor er de økologiske køer sat til en mindre reduktion. For opdræt og ammekvæg er værdierne anslået ud fra en vurdering i forhold til reduktionen hos malkekøer og litteraturværdier (Olijhoek & Børsting, 2023).

Det er usikkert om den skønnede maksimale udbredelse kan nås i praksis.

5.2.5 Samspil til andre virkemidler

Samspil med Bovaer

I afsnit 5.3 er der en omfattende gennemgang af forsøg til at belyse samspillet mellem foderets fedtindhold og tilskud af additivet Bovaer, så her gives kun et resume af disse forsøg. Kjeldsen et al. (2023) undersøgte effekten af at kombinere Bovaer (80 mg/kg tørstof) med tildeling af fedt til malkekøer. Der var signifikant effekt af at tildele Bovaer, men der blev ikke fundet en signifikant ekstra effekt af samtidigt at tildele 30 g ekstra råfedt pr. kg TS. Et forsøg af Maigaard et al. (2023) har også vist, at effekten af de to tiltag ikke var additiv, dvs. der var ingen ekstra effekt af at øge fedtniveauet, når man også tildelte Bovaer.

Samspil med grovfodertype

Børsting et al. (2024) fandt meget lav fedtprocent og EKM ydelse, når der blev tilsat ca. 25 g rapsfedtsyrer/kg TS i rationer med høj andel af majsensilage (Tabel 5.1.1). Der var dog ikke vekselvirkning mellem andel kløvergræs:majsensilage og fedtkilde, hverken mht. enterisk metan/kg TS, fedtprocent eller EKM-ydelse. Brask et al. (2013) har undersøgt effekten på enterisk metan af fedttilsætning til rationer med 65 % af TS fra henholdsvis tidlig slæt og sen slæt kløvergræsensilage samt majsensilage. Dette gav en reduktion i g metan pr. kg TS på 3-6 % pr. ekstra 10 g fedtsyrer/kg TS uden vekselvirkning til grovfodertypen.

Samspil med gyllehåndtering

Fodring med fedtholdige produkter kan i teorien give større udledninger af metan fra gylle i stalden og fra gyllelageret som følge af højere indhold af fedt i fæces og dermed i gyllen. Et forsøg af Hellwing et al. (2014) tydede dog på det modsatte.

Andet

Tilskudsfedtets fedtsyresammensætning kan i nogen grad påvirke mælkens fedtsyresammensætning, hvilket kan påvirke mælkens effekt på human sundhed og mælkens teknologiske egenskaber i både positiv og negativ retning.

5.2.6 Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen

Landbrug

Udledningerne af enterisk metan fra kvæg i emissionsopgørelsen afhænger, som beskrevet i afsnit 4.5.3, primært af Y_m-faktoren og for malkekøer også årligt opdatere tal for foderets energiindhold og mængde. Øget mængde af fedtsyrer per kg TS i foderrationen er inkluderet i Klimafremskrivningen fra 2025 i form af en særskilt Y_m-faktor for foderplaner med øget fedttildeling, hvortil udbredelsen er defineret til alle konventionelle malkekvæg. Rent beregningsteknisk er det muligt at inkludere virkemidlet i emissionsopgørelsen på samme måde. Endelig implementering kræver dog en opdateret skriftlig vurdering, der sammenstiller de gældende lovkrav om øget fedttildeling med en opdateret Y_m-faktor, og sikrer, at de tilknyttede data

er repræsentative for alle relevante former for sammensætning af foderplaner, der kan anvendes til at opfylde lovkravet. Derudover vil implementeringen afhænge af hvilke besætninger, der omfattes af lovkravet og at der kan fastsættes en dokumenteret udbredelse til brug som aktivitetsdata, der tager hensyn til lovkravets undtagelser. I emissionsopgørelserne opdeles der ikke i konventionel og økologisk produktion, da det pt ikke er muligt at skaffe opdelt baggrundsdata for alle relevante parametre, der indgår i beregningen. En ny standard Y_m skal derfor gælde for en gennemsnitsko, der inkluderer både konventionel og økologisk produktion. Udbredelse af virkemidlet til øvrigt kvæg vil kræve særskilte Y_m-faktorer og tilgængelighed af aktivitetsdata for udbredelsen af virkemidlet.

Under antagelse om et i øvrigt uændret bruttoenergi-optag, og en simpel reduktionseffekt i den samlede CH₄ emission, vil vi estimere de samme reduktionseffekter i den nationale emissionsopgørelse som anført under 5.2.3 og i Klimaeffekttabellen. Der er i dette ikke taget højde for eventuel manglende effekt under afgræsning, jf. afsnit 5.2.4.

4,5-6% reduktionseffekt - malkekvæg: 201-268 kg CO₂-ækv. /årsko

Det er vigtigt at nævne at effektestimaterne ikke er helt retvisende, idet at de er baseret på basisudledning, der ikke er opdelt efter økologiske og konventionelle (og dermed påvirket af et tværsnit af alle foderplaner og et vægtet antal græsningsdage), men er medtaget som testberegninger for størrelsesordenen af den mulige reduktionseffekt. Udføres testberegningen på de gennemsnitlige historiske referenceudledninger for gruppen af 'øvrigt kvæg', for at estimere den potentielle effekt på opdræt og ammekøer, vil resultatet se således ud:

2,5-3% reduktionseffekt - øvrigt kvæg: 28-33 kg CO₂-ækv. /dyr

Effekt på emissionsopgørelsen

For malkekvæg bruges der i emissionsopgørelserne en Y_m faktor, som er baseret på den gennemsnitlige fodersammensætning, mens der i fremskrivninger bruges to forskellige Y_m faktorer for hhv. gennemsnitlig fodersammensætning og foder med øget tildeling af fedt. Y_m er i fremskrivningerne vægtet i forhold til andel af økologiske malkekvæg (i 2020), da kravet til øget tildeling af fedt i fodret kun medregnes for konventionelle malkekøer.

Effekt på landbrugsopgørelsen

Når effekten af øget fedttildeling på reduktion i metanemissionen fra malkekøer ændres fra tidligere 8 % til nu 6 %, som foreslået for konventionelle køer i Tabel 5.2.2, så vil det påvirke effekten angivet i klimaeffekttabellen. Der tages ikke længere forbehold mht., at der ikke kan anvendes samme fedttilskud i de første 8 uger af laktationen, hvilket delvis vil kompensere for den lavere effekt i resten af laktationen, når fedtniveauet kun kan øges til 48 g fedtsyrer per kg tørstof. Der forventes ikke ændringer i foderets bruttoenergi.

5.2.7 Sideeffekter

Klimatilpasning

Substitution af kløvergræs, majs og korn med fedt fra raps (Helwing et al., 2012) vil medføre et marginalt større areal dyrket med raps og en reduktion i korn og grovfoderareal. Alternativt kan ekstra fedt komme fra importeret fedt, typisk baseret på palmefedt. Dette vil kunne reducere den danske klimapåvirkning, men risikerer at øge den globale emission pga afledte effekter af øget palmeolieproduktion.

Miljø

Øget dyrkning af raps vil bevirke en højere udvaskning af kvælstof end det er tilfældet med græs. Dette skyldes, at raps er dårligere end græs til at optage N i marken. I henhold til NLES (Børgesen et al., 2019) vil dyrkning af raps øge N-udvaskningen med omkring 6 kg N/ha i forhold til græs.

Biodiversitet

Græsdyrkning medfører ofte en større diversitet i jordfaunaen end der findes i de enårige afgrøder, der anvendes til kraftfoder (Griffiths et al., 2007). Der er for tiden fokus på at inkludere et større antal plantearter i græsmarkerne omfattende blomstrende arter, som kan være til gavn for insektbiodiversiteten.

Dyrenes Velfærd

Et øget fedtoptag kan resultere i øget risiko for fedtleversyndrom og ketose, især hos malkekøer i overgangsperioden til ny laktation, hvor køerne typisk mobiliserer (Grummer og Carroll, 1991; Ingvarsen og Moyes, 2013). Fedtleversyndrom og ketose er desuden relateret til reproduktionsproblemer, såsom forsinket brunst og nedsat fertilitet, hvilket medfører øget kælvningsinterval (Leroy et al., 2005; Rodríguez et al., 2020). Symptomer på ketose omfatter reduceret appetit og vægttab, og ketose er formentlig forbundet med smerte og/eller ubehag. Da fodring af malkekøer med en for høj andel fedt i rationen øger risikoen for fodringsbetingede sygdomme, udgør dette en risiko for dyrevelfærd.

På baggrund af en netop publiceret metaanalyse vurderer Lashkari et al. (2024), at der ikke er en øget risiko for stofskiftesygdomme ved øget tildeling af fedt til et niveau på ca. 48 g pr. kg tørstof. Forfatterne nævner dog at resultaterne skal tages med dét forbehold at kun 30% af de studier, der indgik i metaanalysen, omfattede køer mindre end 30 dage efter kælvning, dvs. køer med en høj risiko for stofskiftesygdomme.

Referencer

- Albrektsen, R., Mikkelsen, M.H., Gyldenkærne, S. (2021). Danish emission inventories for agriculture. Inventories 1985 – 2018. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 202 pp. Scientific Report No. 443. <http://dce2.au.dk/pub/SR443.pdf>
- Beauchemin, K. A., Yang, W. Z., Rode, L. M., & Farr, B. I. (2003). Effects of particle size of alfalfa-based dairy cow diets on chewing activity, ruminal fermentation, and milk production. *Journal of Dairy Science*, 86(2), 630–643.
- Blanch, M., Calsamiglia, S., Devant, M., & Bach, A. (2010). Effects of acarbose on ruminal fermentation, blood metabolites and microbial profile involved in ruminal acidosis in lactating cows fed a high-carbohydrate ration. *Journal of Dairy Research*, 77(1), 123-128.
- Brask, M., Lund, P., Hellwing, A.L.H., Poulsen, M., Weisbjerg, M.R. (2013). Enteric methane production, digestibility and rumen fermentation in dairy cows fed different forages with and without rapeseed fat supplementation. *Anim. Feed Sci. a. Technol.*, 184, 67-79.
- Børgesen, C. D., Sørensen, P., Blicher-Mathiesen, G., Kristensen, K., Pullens, J. W. M., Zhao, J., & Olesen, J. E. (2020). NLES5: an empirical model for predicting nitrate leaching from the root zone of agricultural land in Denmark. Aarhus Universitet - DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. DCA rapport Nr. 163 <http://web.agrsci.dk/djfpublikation/index.asp?action=show&id=1313>

- Børsting, C. F., Lashkari, S., Kjeldsen, M. H. (2024). Effect of rape seed fat and saturated fat on milk production and enteric methane, when added to diets with different ratios between grass and maize silage. Abstract for Int. Symp. on Ruminant Physiol. Chicago. August 2024.
- Børsting, C.F., Johansen, M., Lund, P., Møller, H.B. (2020b). Notat vedr. optimeret fodring med øget fedt til kvæg og reduktionseffekt på enterisk metan. Notat til Miljø- og Fødevarerministeriet. 11 pp.
- Børsting, C.F., Lashkari, S., Weisbjerg, M.R., Foldager, L. (2022b). Notat vedr. tildeling af fedt til malkekøer i tidlig laktation belyst ved en meta-analyse af resultater fra litteraturen samt gennemgang af andre forhold vedr. fodring af malkekøer med tilskudsfedt. Notat til Miljø- og Fødevarerministeriet. 9 pp.
- Børsting, C.F., Weisbjerg, M.R., Lund, P., Kjeldsen, M.H., Johansen, M., Adamsen, A.P. S., Møller, H.B. (2021). Notat vedr. anvendelse af fedt til malkekøer som virkemiddel til reduktion af drivhusgasser. Notat til Miljø- og Fødevarerministeriet. 14 pp. No. 2020-0166156.
- Castillo-Lopez, E., Rivera-Chacon, R., Ricci, S., Khorrami, B., Haselmann, A., Reisinger, N., & Zebeli, Q. (2023). Dynamics of chewing and eating behavior, lying behavior, and salivary characteristics associated with duration of high grain feeding in cows with or with no phytogetic supplement. *Applied Animal Behaviour Science*, 261, 105877.
- Cavallini, D., Mammi, L. M. E., Buonaiuto, G., Palmonari, A., Valle, E., & Formigoni, A. (2021). Immune-metabolic-inflammatory markers in Holstein cows exposed to a nutritional and environmental stressing challenge. *Journal of Animal Physiology and Animal Nutrition*, 105, 42-55.
- Danscher, A. M., Li, S., Andersen, P. H., Khafipour, E., Kristensen, N. B., & Plaizier, J. C. (2015). Indicators of induced subacute ruminal acidosis (SARA) in Danish Holstein cows. *Acta Veterinaria Scandinavica*, 57, 1-14.
- De Vries, T. J., Beauchemin, K. A., Dohme, F., & Schwartzkopf-Genswein, K. S. (2009). Repeated ruminal acidosis challenges in lactating dairy cows at high and low risk for developing acidosis: Feeding, ruminating, and lying behavior. *Journal of Dairy Science*, 92(10), 5067-5078.
- Franchi, G. A., Bagaria, M., Boswijk, H.HH, Fàbrega, E., Herskin, M. S., & Westin, R. Animal discomfort: a concept analysis using the domesticated pig (*Sus scrofa*) as a model. *Livestock Science*. Under review.
- Franchi, G. A., Larsen, M. L. V., Herskin, M. S., Foldager, L., Larsen, M., & Jensen, M. B. (2022). Effects of changes in diet energy density and milking frequency and a single injection of cabergoline at dry-off on feeding behavior and rumination time in dairy cows. *JDS Communications*, 3(3), 195-200. <https://doi.org/10.3168/jdsc.2021-0162>
- Giagnoni, G. Lund, P., Johansen, M., Weisbjerg, M. (2022). Effect of rapeseed and palm kernel oil dietary inclusion levels on milk production, feed efficiency, methane and economy. *Fodringsdag august 2022*. <https://www.landbrugsinfo.dk/-/media/landbrugsinfo/public/d/1/e/fd22effectrapeseedpalmkerneloildietaryinclusionlevelsmilkprodeeffmethane-economygiuliogiagnoni.pdf>
- Griffiths, B. S., Caul, S., Thompson, J., Birch, A. N. E., Cortet, J., Andersen, M. N., & Krogh, P. H. (2007). Microbial and microfaunal community structure in cropping systems with genetically modified plants. *Pedobiologia*, 51, 195-206.

- Grummer, R. R., & Carroll, D. J. (1991). Effects of dietary fat on metabolic disorders and reproductive performance of dairy cattle. *Journal of Animal Science*, 69(9), 3838-3852.
- Hellwing, A.L.F., Sørensen, M.T., Weisbjerg, M.R., Vestergaard, M., Lund, P. (2012). Can crushed rapeseed lower methane emission from heifers? DOI:10.1080/09064702.2013.788203. *Acta Agric. Scand., Sect. A., Anim. Sci.* 62, 259-262.
- Ingvartsen, K. L., & Moyes, K. (2013). Nutrition, immune function and health of dairy cattle. *Animal*, 7(S1), 112-122.
- Ingvartsen, K. L., Thomsen, P., Bennedsgaard, T. W., & Rasmussen, M. D. (2006). Kvægets produktionssygdomme. In L. Munksgaard, & E. Søndergaard (Eds.), *Velfærd hos malkekøer og kalve* (pp. 75-105). Aarhus Universitet, Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet.
- Ishaq, S. L., AlZahal, O., Walker, N., & McBride, B. (2017). An investigation into rumen fungal and protozoal diversity in three rumen fractions, during high-fiber or grain-induced sub-acute ruminal acidosis conditions, with or without active dry yeast supplementation. *Frontiers in microbiology*, 8, 1943.
- Johansen, M., Søegaard, K., Lund, P., Weisbjerg, M. R. (2017). Digestibility and clover proportion determine milk production when silages of different grass and clover species are fed to dairy cows. <https://doi.org/10.3168/jds.2017-13401>. *J. Dairy Sci.* 100, 8861-8880.
- Kjeldsen, M. H., Jensen, M. B., & Lund, P. (2023). Potent methane reducing feed additives in a Danish context, and their reduction potential, additive effects, risks related to animal welfare and carry-over to milk, and potential trade-offs. DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug.
- Kjeldsen, M. H., Weisbjerg, M. R., Walker, N. D., Hellwing, A. L. F., & Lund, P. (2022). Gas exchanges and Dry Matter Intake When Lactating Dairy Cows are Fed 3-NOP and Fat. Abstract, 8th International Greenhouse Gas and Animal Agriculture Conference.
- Kjeldsen, M., Weisbjerg, M.R., Larsen, M., Højberg, O., Ohlsson, C., Walker, N., Hellwing, A.L.F., Lund, P. (2023). Gas exchanges and dry matter intake when lactating cows are fed 3-NOP and fat. Gas exchange, rumen hydrogen sinks, and nutrient digestibility and metabolism in lactating dairy cows fed 3-NOP and cracked rapeseed. *J. Dairy Sci. TBC* <https://doi.org/10.3168/jds.2023-23743>.
- Kleen, J. L., Hooijer, G. A., Rehage, J., & Noordhuizen, J. P. T. M. (2009). Subacute ruminal acidosis in Dutch dairy herds. *Veterinary Record*, 164(22), 681-684.
- Kofler, J., Hoefler, M., Hartinger, T., Castillo-Lopez, E., Huber, J., Tichy, A., ... & Zebeli, Q. (2023). Effects of High Concentrate-Induced Subacute Ruminal Acidosis Severity on Claw Health in First-Lactation Holstein Cows. *Animals*, 13(8), 1418.
- Lashkari, S., Weisbjerg, M. R., Foldager, L., & Børsting, C. F. (2024). Fat supplement for dairy cows during early lactation—potentials, challenges, and risks—a meta-analysis. *Journal of Applied Animal Research*, 52(1), 2323625.
- Lashkari, S., Weisbjerg, M., Foldager, L., Børsting, C.F. (2024). Fat supplement for dairy cows during early lactation – potentials, challenges, and risks – a meta-analysis. 2022. Submitted
- Lau-Jensen, F. H., Kristensen, M. Ø., Kjeldsen, A. M. H., Nielsen, N. I. (2023). Effekt af fodring med rapsfrø på mælkeproduktionen og mælkenes klimaaftryk. Rapport fra Seges Innovation. 17 pp.

- Leroy, J. L. M. R., Vanholder, T., Mateusen, B., Christophe, A., Opsomer, G., de Kruif, A., Genicot, G. & Van Soom, A. (2005). Non-esterified fatty acids in follicular fluid of dairy cows and their effect on developmental capacity of bovine oocytes in vitro. *Reproduction*, 130(4), 485–495.
- Maigaard, M. (2024). Combining feed additives to mitigate methane emission and redirect hydrogen in dairy cows. Aarhus University.
- Maigaard, M., Weisbjerg, M. R., Johansen, M., Walker, N., Ohlsson, C., & Lund, P. (2024). Effects of dietary fat, nitrate, and 3-nitrooxypropanol and their combinations on methane emission, feed intake, and milk production in dairy cows. *Journal of Dairy Science*, 107(1), 220-241.
- Maigaard, M., Weisbjerg, M.R., Johansen, M., Walker, N., Ohlsson, C., Lund, P. (2023). Effects of dietary fat, nitrate, and 3-nitrooxypropanol and their combinations on methane emission, feed intake, and milk production in dairy cows *J. Dairy Sci.* 107:220–241 <https://doi.org/10.3168/jds.2023-23420>
- Millman, S. T. (2007). Sickness behaviour and its relevance to animal welfare assessment at the group level. *Animal Welfare*, 16(2), 123-125.
- Nielsen, T.S., Andersen, H.R., Sørensen, M.T., Weisbjerg, M.R., Strårup, E.M. & Sejrsen, K. (2005). Konjugeret linolsyre (CLA) og vaccensyre i dansk mælk – betydning af fodring og andre produktionsrelaterede faktorer. DJF rapport nr. 64, 73 pp.
- Niu, M., E. Kebreab, A.N. Hristov, J. C. Arndt, A. Bannink, A.R. Bayat, A.F. Brito, T. Boland, D. Casper, L. A. Crompton, J. Dijkstra, M.A. Eugène, P.C. Garnsworthy, M.N. Haque, A.L.F. Hellwing, P. Huhtanen, M. Kreuzer, B. Kuhla, P. Lund, J. Madsen, C. Martin, S.C. McClelland, M. McGee, P. J. Moate, S. Muetzel, C. Muñoz, P. O’Kiely, N. Peiren, C. K. Reynolds, A. Schwarm, K.J. Shingfield, T. M. Storlien, M.R. Weisbjerg, D. R. Yáñez-Ruiz, & Z. Yu. (2018). Prediction of enteric methane production, yield, and intensity in dairy cattle using an intercontinental database. *Glob. Change Biol.*, 1-22.
- Nylø, E., Prestløkken, E., Eknæs, M., Eikanger, K. S., Heldal Hagen, L., & Kidane, A. (2023). Inclusion of Red Macroalgae (*Asparagopsis taxiformis*) in Dairy Cow Diets Modulates Feed Intake, Chewing Activity and Estimated Saliva Secretion. *Animals*, 13(3), 489.
- Olijhoek, D.W., Børsting, C.F. (2023). Dietary fat supplementation as methane mitigation strategy in heifers and dry cows and effects on performance and health. 22 pp. Advisory report from DCA – Danish Centre for Food and Agriculture, Aarhus University, 20.12.2023.
- Plaizier, J. C., Krause, D. O., Gozho, G. N., & McBride, B. W. (2008). Subacute ruminal acidosis in dairy cows: The physiological causes, incidence, and consequences. *The Veterinary Journal*, 176(1), 21–31.
- Raja, S. N., Carr, D. B., Cohen, M., Finnerup, N. B., Flor, H., Gibson, S., ... & Vader, K. (2020). The revised International Association for the Study of Pain definition of pain: concepts, challenges, and compromises. *Pain*, 161(9), 1976-1982.
- Rodríguez, A., Mellado, R., & Bustamante, H. (2020). Prepartum fat mobilization in dairy cows with equal body condition and its impact on health, behavior, milk production and fertility during lactation. *Animals*, 10(9), 1478.
- Weisbjerg, M.R., Lund, P. (2020). Fedt i foderet – potentielt virkemiddel til reduktion af metan fra kvæg, Indlæg ved Kvægekongressen februar 2020.

5.3 Anvendelse af metan-reducerende tilsætningsstoffer i foder til kvæg (KVM5.3)

Forfattere: Peter Lund (afsnit 5.3.0 – 5.3.5), Maria Holst Kjeldsen (afsnit 5.3.0 – 5.3.5) & Morten Maigaard (afsnit 5.3.0 – 5.3.5), Institut for Husdyr- og Veterinærvidenskab, Trine Anemone Andersen (afsnit 5.3.6) og Rikke Albrektsen (afsnit 5.3.6), Mathias Neuman Andersen (afsnit 5.3.7), Institut for Agroøkologi. Guilherme Amorim Franchi (afsnit 5.3.7 dyrevelfærd) og Margit Bak Jensen (5.3.7 dyrevelfærd), Institut for Husdyr- og Veterinærvidenskab.

Fagfællebedømmer: Martin Riis Weisbjerg (afsnit 5.3.0 – 5.3.5, Ole Kenneth Nielsen (afsnit 5.3.6). Institut for Miljøvidenskab Peter Lund (afsnit 5.3.7), Mette S. Herskin (5.3.7 dyrevelfærd) og Mogens A. Krogh (5.3.7 Dyrevelfærd) Institut for Husdyr- og Veterinærvidenskab.

Der findes en række tilsætningsstoffer (defineret som enten et fodermiddel eller et foderadditiv) til drøvtyggere som f.eks. nitrat, sulfat, 3-nitrooxypropanol (3-NOP, Bovaer), forskellige tangarter og essentielle olier, tanniner og saponiner, som alle har haft en reducerende effekt på enterisk metan i laboratorieforsøg og/eller dyreforsøg (Almeida et al., 2021; Arndt et al., 2022). I de følgende to afsnit beskrives nitrat og tang som tilsætningsstof, hvorefter resten af virkemiddel 5.3 omhandler 3-NOP, Bovaer.

Nitrat er godkendt som et fodermiddel og kan derfor tilføjes foderrationen som et virkemiddel til at opnå en metan-reducerende effekt uden at denne effekt som sådan skal certificeres, som det ellers er tilfældet for Bovaer. Firmaet Cargill har således udviklet et kommercielt produkt, SilvAir, baseret på nitrat og som er tilgængeligt i visse EU-lande. Brugen af nitrat til reduktion af enterisk metan er undersøgt i en række danske forsøg. Olijhoek et al. (2016) fandt i et intensivt dosis respons-forsøg med vom- og tarmfistulerede malkekøer at tildeling af 5, 14 og 21 g nitrat pr. kg fodertørstof medførte en reduktion i enterisk metan pr. kg fodertørstof på henholdsvis 6, 12 og 23 %, mens ændringen i foderoptagelse var henholdsvis -2, +2, -6 % (dog ikke signifikante ændringer). I et andet intensivt forsøg fandt Maigaard et al. (upubliceret, indsendt til publicering) en 12 % reduktion i metan pr. kg tørstofoptag ved 10 g nitrat pr. kg fodertørstof, mens der ingen signifikant effekt var på foderoptagelsen. I et senere produktionforsøg med 48 malkekøer fandt Wang et al. (2023) en reduktion i foderoptagelse på ca. 4 % ved brug af 10 g nitrat pr. kg fodertørstof, og at dette fald i foderoptagelse var drevet af et mere udtalt fald for ældre køer (6 %) end for 1. kalvs køer (2 %). Denne forskel mellem køer i forskellige laktationer indikerer, at det ikke kun er koncentration af nitrat, men også den absolutte mængde indtaget (som er større hos ældre køer qua den højere foderoptagelse), som er af betydning for effekt på foderoptagelsen. Enterisk metan (g CH₄/kg fodertørstof) blev reduceret med 18 %, hvilket er højere end forventet på baggrund af den internationale litteratur for forsøg med samme dosis (ca. 10 % reduktion). Reduktionen i metan pr. kg fodertørstof var i modsætning til reduktionen i foderoptagelse uafhængig af paritet. Tilsvarende fandt Maigaard et al. (2024) i et produktionsforsøg med 48 malkekøer at tildeling af 10 g nitrat pr. kg fodertørstof medførte en reduktion i foderoptagelse på 3% for 1. kalvs køer og 7% for ældre køer. Enterisk metan (g CH₄/kg fodertørstof) blev i dette forsøg reduceret med 12-13%, når der tages højde for samspillet mellem nitrat og andre virkemidler. Denne reduktion var uafhængig af paritet. Baggrunden for de meget markante forskelle mellem forsøg i respons i reduktion af enterisk metan og foderoptagelse er ikke kendt, men der synes at være en sammenhæng således at et højt reduktionspotentiale er ledsaget af en reduktion i foderoptagelse. Nitrat har i ældre forsøg vist at medføre en stigning i methemoglobin (MetHb), som reducerer blodets evne til transport af ilt, men i de danske forsøg har der ikke været betydende effekt på indholdet af MetHb i blodet fra køer tildelt nitrat. Tildeling af nitrat kan medføre en stigning i indholdet af nitrat i mælken, og en stigende enterisk emission af lattergas. Det vurderes, at brug af nitrat, f.eks. i form af det kommercielle produkt SilvAir fra Cargill,

medfører en markant reduktion i enterisk metan (g CH₄/kg fodertørstof) i størrelsesordenen 10-20 %, men i de forsøg, hvor reduktionspotentialitet har været højt har det også været ledsaget af en markant reduktion i foderoptagelse for 1.kalvskøer. Endvidere er de eventuelle praktiske barrierer for implementering og eventuelle effekter på dyrets velfærd ikke tilstrækkeligt undersøgt. For en mere detaljeret gennemgang af nitrat som foderadditiv til reduktion af enterisk metan hos kvæg henvises til Kjeldsen et al. (2023).

Tang er godkendt som et fodermiddel og kan derfor tilføjes foderrationen som et virkemiddel til at opnå en metan-reducerende effekt uden at denne effekt skal certificeres af fx national eller EU kommissær for sundhed og fødevarerikkerhed, som det er tilfældet for Bovær. Effekten af tang som foderadditiv til reduktion af enterisk metan har indtil nu primært været knyttet til forskellige typer af rødalgen *Asparagopsis* (*A. taxiformis*; *A. armata*), men en række andre arter har indgået i forsøg omend generelt uden eller med betydeligt mindre effekt på enterisk metan end ved tildeling af *Asparagopsis* spp. En af udfordringerne ved brug af *Asparagopsis* spp. er at der i nogle forsøg ses markante reduktioner i foderoptagelse og at det aktive stof er bromoform, som er kendetegnet ved at have uheldige sideeffekter i forhold til f.eks. human sundhed og nedbrydning af ozonlaget i atmosfæren. Wasson et al. (2022) har samlet resultaterne fra dyreforsøg med *A. taxiformis* og *A. armata* og fandt, at for *A. taxiformis* blev enterisk metan (g CH₄/kg fodertørstof) reduceret med fra ikke-signifikante ændringer og op til 98 % reduktion, mens foderoptagelsen faldt med fra ikke-signifikante ændringer og op til 14%. For *A. armata* blev enterisk metan (g CH₄/kg fodertørstof) reduceret med 26-67 %, mens foderoptagelsen faldt med 10-38 %. Reduktionerne i foderoptagelse ved brug af *Asparagopsis* spp er generelt mere udtalte ved tildeling til malkekøer end ved tildeling til opdræt og får, hvilket indikerer, at ikke kun koncentration, men også mængde, er afgørende for de observerede effekter. Antallet af dyreforsøg med *Asparagopsis* spp og andre tangarter er for nærværende meget begrænset, og det vurderes at selvom tang er godkendt som et fodermiddel, er der ikke produkter på vej på markedet med et veldokumenteret reduktionspotentiale, således at tang kan indgå som et aktuelt virkemiddel. Dette kan imidlertid ske meget hurtigt da der er en række store internationale producenter som er på vej på markedet med metanreducerende tangprodukter. Endvidere vurderes det, at potentiel overførsel af bromoform til mælk og kød og eventuelt effekt på dyrets adfærd, velfærd og sundhed ikke er tilstrækkeligt belyst. For en mere detaljeret gennemgang af tang som foderadditiv til reduktion af enterisk metan hos kvæg henvises til Kjeldsen et al. (2023), som anbefaler, at der udføres studier under danske forhold, før effekt kan optages i den nationale opgørelse.

For at et tiltag til reduktion af metan kan vurderes som validt, forventes det imidlertid at effekten er konsistent og dokumenteret i en række forsøg udført på forskellige forsøgsinstitutioner og ved brug af den aktuelle dyreart og dyregruppe. I dette tilfælde er dyrearten kvæg, og dyregrupperne er primært malkekøer, men også opdræt og kødkvæg. Endvidere er det ønskeligt, at effekten er målt med de mest præcise og anderkendte målemetoder, hvor GreenFeed målesystemet til måling af individuel emission af metan fra en gruppe af fritgående dyr i større grupper og respirationskamre (Golden Standard metoden) til måling på få og opbundne dyr, er de foretrukne metoder. Endeligt er det afgørende, at effekten er publiceret i en række peer-reviewede tidsskrifter, som er anerkendte inden for forskningsområdet og gerne i form af meta-analyser, hvor data er samlet fra en række forsøg inden statistisk databehandling på tværs af forsøgene. Metanreducerende tilsætningsstoffer falder i 2 hovedgrupper: Foderadditiver som f.eks. 3-nitrooxypropanol, hvor en EFSA verificering er nødvendig og fodermidler som f.eks. nitrat og forskellige tangarter, hvor en EFSA verificering i forhold til reduktionspotentiale ikke er nødvendig, da det pågældende produkt allerede er godkendt som et fodermiddel. Reduktionspotentialet af disse tilsætningsstoffer fastlægges efterfølgende nationalt. 3-nitrooxypropanol er det eneste foderadditiv, hvor effekten er verificeret af EFSA (EFSA, 2021) og godkendt i EU under tilsætningsstoffekategorien "zootekniske tilsætningsstoffer" og den funktionelle gruppe "stoffer, der har en gavnlig indvirkning på miljøet" og "som

tilsætningsstof til foder til malkekøer og avlskøer” (EU, 2022). Det er dog ikke umiddelbart klart, hvad ”avlskøer” her dækker over, men forventes at dække opdræt fra de er konstateret drægtige Fodermidler med potentiel metan-reducerende effekt som f.eks. nitrat og forskellige tangarter vurderes ikke til for nærværende at være på et niveau, hvor de er tilgængelige kommercielt, omend det kan ske meget hurtigt, og de behandles derfor kun i begrænset omfang i dette kapitel. Dette kapitel vil derfor primært omhandle 3-nitrooxypropanol (3-NOP). Handelsnavnet for 3-nitrooxypropanol er Bovaer, og handelsnavnet vil blive brugt i den resterende del af kapitlet, med mindre der direkte henvises til det aktive stof som sådan.

5.3.1 Anvendelse

Formålet med brug af Bovaer er at opnå en reduktion i produktionen af enterisk metan fra den mikrobielle fermentering i vommen hos kvæg. Firmaet DSM-Firmenich, som producerer tilsætningsstoffet, fortolker ovenstående EU godkendelse som, at Bovaer må bruges til kvier efter første inseminering og til køer uanset om det er malkende køer, goldkøer eller kødkvæg (Christer Ohlsson, pers. med. 2022). Godkendelsen omfatter en dosering på 53-80 mg 3-NOP/kg fuldfoder med 12% vand (EU, 2022) svarende til 60 til 91 mg 3-NOP/kg fodertørstof. Virkningsmekanismen er, at det aktive stof, 3-nitrooxypropanol, hæmmer et særligt enzymssystem, methyl-coenzym M reductase (MCR), som er unikt for metanogenerne, der producerer metan. Både 3-nitrooxypropanol og nedbrydningsproduktet nitrit binder til dette enzymssystem, hvorved nikkel oxideres fra Ni^+ til Ni^{2+} og enzymet inaktiveres. Under inaktivering af MCR enzymet nedbrydes 3-nitrooxypropanol til nitrit (Duin et al., 2016). Nitrat kan være tilstede i den normale foderration og særligt ved fodring med meget græsrigte rationer, mens nitrit kan dannes ved den naturlige omsætning af nitrat i vommen, og derfor ikke forventes at have en negativ effekt ved den foreslåede dosering (Olijhoek et al., 2016), en dosering som er meget lav i forhold til hvad der naturligt kan forekomme af nitrat i foderet.

5.3.2 Relevans og potentiale

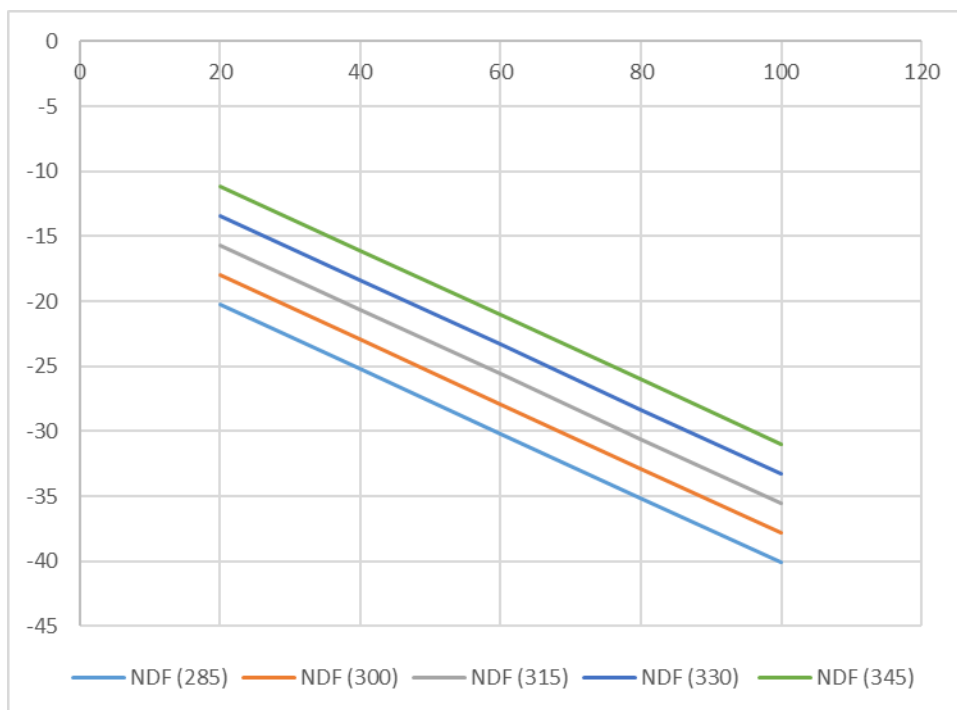
Da produktet er godkendt i EU, kan det allerede tages i brug som tilsætningsstof. Det forventes, at Bovaer i første omgang vil blive taget i anvendelse til malkende køer og at Bovaer potentielt kan bruges til alle konventielle malkekøer, men ikke til økologiske køer for nærværende.

5.3.3 Effekt på drivhusgasudledning

Dijkstra et al. (2018) har samlet den daværende litteratur baseret på data fra malkekøer og kødkvæg, og hvor metan er kvantificeret ved hjælp af en af de to ovennævnte metoder. Der indgår data fra 9 artikler, 11 forsøg og i alt 38 forskellige behandlinger. Analysen viste at produktionen af metan (g/d) faldt med gennemsnitligt 39 % for malkekøer og med 22 % for kødkvæg, mens metan udtrykt som g/kg fodertørstof faldt med gennemsnitligt 39 % for malkekøer og med 17 % for kødkvæg, hvilket indikerer, at niveauet af 3-nitrooxypropanol skal være højere i foder til kødkvæg sammenlignet med malkekøer for at opnå en tilsvarende reduktion i metan. Den højere effekt af 3-nitrooxypropanol i malkekøer i forhold til kødkvæg kan eventuelt skyldes forskelle i rationens sammensætning samt forskelle i foderniveau. På tværs af dyregrupper og ved den gennemsnitlige dosis af 3-nitrooxypropanol (123 mg 3-NOP/kg fodertørstof) var reduktionen i metan produktion (g/d) 33 % og den var 29 %, når den blev sat i relation til foderoptagelse, og udtrykt i g/kg fodertørstof. Endvidere viste analysen, at en øgning af indhold af 3-nitrooxypropanol i rationen med yderligere 10 mg 3-NOP/kg fodertørstof i forhold til gennemsnittet på 123 mg/kg fodertørstof reducerede produktionen af metan med yderligere 2,6 % og metan udtrykt som g/kg fodertørstof faldt med 2,5 % for hver ekstra 10 mg 3-NOP/kg fodertørstof. En tilsvarende mindre reduktion i enterisk metan ses, hvis dosis sænkes tilsvarende. Et øget indhold af NDF i rationen vil som udgangspunkt medføre en højere

produktion af metan, da fiber fremmer produktionen af eddikesyre i vommen, og dermed produktionen af brint som kan indgå i metanogenesen. Meta-analysen viste i overensstemmelse med dette, at en øgning af indholdet af NDF (fiber) i rationen på 10 g NDF/kg fodertørstof i forhold til gennemsnittet på 331 g NDF/kg fodertørstof, reducerede effekten af 3-nitrooxypropanol på produktionen af metan med 1,6 % og metan udtrykt som g/kg fodertørstof med 1,5 % for hver ekstra 10 g NDF/kg fodertørstof. Et tilsvarende øget respons i enterisk metan ses, hvis indholdet af NDF sænkes. van Gastelen et al. (2019) har også samlet den relevante litteratur og konkluderede, at tilsætning af 3-nitrooxypropanol reducerede metan med 25-41 % hos malkekøer. Nedenstående Figur 5.3.1 viser effekt på enterisk metan (% reduktion, y-akse) ved forskellige koncentrationer af Bovaer i rationen (mg 3-NOP/kg tørstof, x-akse) og ved forskellige indhold af NDF i rationen, baseret på modellen af Dijkstra et al. (2018).

På baggrund af en række danske og hollandske forsøg (se nedenfor) forventes dosis af 3-nitrooxypropanol under danske forhold at være 60 mg/kg tørstof baseret på en afvejning af reduktionspotentiale og risiko for reduktion i foderoptagelse. Samtidig er indholdet af NDF i danske rationer i gennemsnit 319 g/kg tørstof (Martinussen & Kjeldsen, 2023). Dette svarer ifølge Figur 5.3.1 til et reduktionspotentiale på 25 % under danske forhold.



Figur 5.3.1 Effekt på enterisk metan (g/kg fodertørstof) udtrykt i % (y-akse) ved forskellige koncentrationer af 3-nitrooxypropanol i rationen (20-100 mg 3-NOP/kg fodertørstof, x-akse) og ved forskellige indhold af NDF i rationen (285-345 g NDF/kg fodertørstof), baseret på modellen af Dijkstra et al. (2018): $Effekt (\%) = -38,8 - 0,248x([3-NOP]-[3-NOP]_{middel}) + 0,152x([NDF]-[NDF]_{middel})$, hvor $[3-NOP]_{middel}$ er 123 mg 3-NOP/kg fodertørstof og $[NDF]_{middel}$ er 331 g NDF/kg fodertørstof.

Kebreab et al. (2023) gennemførte en opfølgende meta-analyse, baseret på et udvidet datasæt med data fra 14 forsøg med malkekøer.

Analysen viste at den procentvise ændring i enterisk metan udtrykt som g/kg optaget fodertørstof var afhængig af dosis af 3-NOP (3-NOP; mg/kg tørstof), indhold af NDF (NDF, % af tørstof), indhold af råfedt (råfedt, % af tørstof) og indhold af stivelse (stivelse, % af tørstof), se ligning nedenfor. Et højere indhold af 3-

NOP og stivelse medførte et højere reduktionspotentiale, mens et højere indhold af NDF og råfedt medførte et lavere reduktionspotentiale. Den procentvise ændring i enterisk metan udtrykt som g CH₄/kg fodertørstof kunne beregnes som:

$$\text{Ændring i CH}_4/\text{kg fodertørstof (\%)} = -30,8 - 0,226 \times (3\text{-NOP} - 70,5) + 0,906 \times (\text{NDF} - 32,9) + 3,871 \times (\text{råfedt} - 4,2) - 0,337 \times (\text{stivelse} - 21,1) \quad (\text{Kebreab et al., 2023})$$

Hvor 3-NOP er koncentrationen af 3-NOP i mg 3-NOP/kg fodertørstof, NDF er indholdet af NDF i foderrationen (% af tørstof), råfedt er indholdet af råfedt i foderrationen (% af tørstof) og stivelse er indholdet af stivelse i foderrationen (% af tørstof). Indsættes det gennemsnitlige indhold af NDF (31,9 % af tørstof), råfedt (4,62 % af tørstof) og stivelse (19,0 % af tørstof) i rationer for danske malkekøer (Martinussen & Kjeldsen, 2023) og en koncentration af 3-NOP på 60 mg/kg fodertørstof vil dette svare til et reduktionspotentiale på 27 % under danske forhold.

Beregnes den procentvise ændring i enterisk metan i stedet relativt til mælkeydelse (EKM) som g CH₄/kg EKM var ændringen i enterisk metan ikke afhængig af indholdet af stivelse og råfedt i rationen, men alene indhold af 3-NOP (mg 3-NOP/kg fodertørstof) og NDF (% af tørstof):

$$\text{Ændring i CH}_4/\text{kg EKM (\%)} = -33,0 - 0,275 \times (3\text{-NOP} - 70,5) + 0,723 \times (\text{NDF} - 32,9) \quad (\text{Kebreab et al., 2023})$$

Dette svarer til et reduktions-potentiale på 31 % under danske forhold.

Kebreab et al. (2023) har også angivet en ligning for prædiktion af den procentvise reduktion i metanproduktion (g/d). Da brug af 3-NOP i en række danske undersøgelser har været ledsaget af signifikante eller numeriske reduktioner i foderoptagelse vurderes denne prædiktionsmodel ikke at være aktuel under danske forhold.

Det skal bemærkes, at der ikke indgår danske data i prædiktionsmodellerne i Dijkstra et al. (2018) og Kebreab et al. (2023), men der indgår hollandske data i begge analyser og tyske data i meta-analysen af Kebreab et al. (2023)

I et dansk intensivt forsøg med 4 vom- og tarmfistulerede malkekøer fodret med kombinationer af 3-NOP (0 eller 80 mg 3-NOP/kg fodertørstof) og 2 forskellige fedtniveauer fandt Kjeldsen et al. (2024), at tildeling af 3-NOP i en dosis på 80 mg 3-NOP/kg fodertørstof reducerede enterisk metan (g CH₄/kg fodertørstof) med 21-28 % (gennemsnit 25 %).

I et efterfølgende dansk produktionsforsøg med 48 malkekøer, som blev fodret kombinationer af 3-NOP, nitrat og fedt fandt Maigaard et al. (2024), at tildeling af 3-NOP i en dosis på 80 mg 3-NOP/kg tørstof reducerede enterisk metan (g CH₄/kg fodertørstof) med 27 % når tildeling alene af 3-NOP blev sammenlignet med kontrol. Tildeling af en kombination af 3-NOP, nitrat og mere fedt reducerede enterisk metan (g CH₄/kg fodertørstof) med 23 %.

I et dansk produktionsforsøg med 72 malkekøer, som blev fodret kombinationer af 3-NOP (0, 60 og 80 mg 3-NOP/kg fodertørstof) og forskellige forhold mellem græsensilage og majsensilage i rationen fandt Maigaard et al. (2022), at tildeling af 3-NOP i en dosis på 60 mg 3-NOP/kg fodertørstof reducerede enterisk metan (g CH₄/kg fodertørstof) med 30 % i en græs-baseret ration og 38 % i en majs-baseret ration. Derudover viste forsøget, at tildeling af 3-NOP i en dosis på 80 mg 3-NOP/kg fodertørstof reducerede enterisk metan (g CH₄/kg fodertørstof) med 27 % og 35 % i henholdsvis en græs- og en majs-baseret ration, men reduktionen i metan (g CH₄/kg fodertørstof) var ikke signifikant større ved at bruge en dosis af 3-NOP på 80 mg 3-NOP/kg fodertørstof sammenlignet med en dosis på 60 mg 3-NOP/kg fodertørstof. I et tilsvarende

hollandsk produktionsforsøg fandt van Gastelen et al. (2022) en reduktion i enterisk metan (g CH₄/kg fodertørstof) på ca. 27 % i en græs-baseret ration og ca. 35 % i en majs-baseret ration ved en dosis på 60 mg 3-NOP/kg fodertørstof. Ved 80 mg 3-NOP/kg fodertørstof var de tilsvarende reduktioner henholdsvis ca. 29 % og 42 %. I et andet hollandsk studie med malkekøer i tidlig laktation fandt van Gastelen et al. (2020) at en dosis på 51 mg 3-NOP/kg fodertørstof i en ration, hvor græsensilage udgjorde størstedelen af grovfoderet, reducerede enterisk metan (g CH₄/kg fodertørstof) med 16 %.

I 2 nye danske studier (Johansen et al., 2023a; Johansen et al., 2023b) med 48 malkekøer og rationer med henholdsvis et højt indhold af græsensilage og et højt indhold af majsensilage suppleret med 60 mg 3-NOP/kg fodertørstof, fandt man en reduktion i enterisk metan (g CH₄/kg fodertørstof) på 26-29% i de 2 rationer med højt indhold af græsensilage og 27-28% i de 2 rationer med højt indhold af majsensilage.

Både den gennemsnitlige opnåede reduktion i enterisk metan (g CH₄/kg fodertørstof) og den gennemsnitlige beregnede reduktion (ud fra Kebreab et al. (2023)) for de 3 danske forsøg (Maigaard et al., 2022; Johansen et al., 2023a; Johansen et al., 2023b) med 60 mg 3-NOP/kg fodertørstof er 28% (Figur 5.3.2).

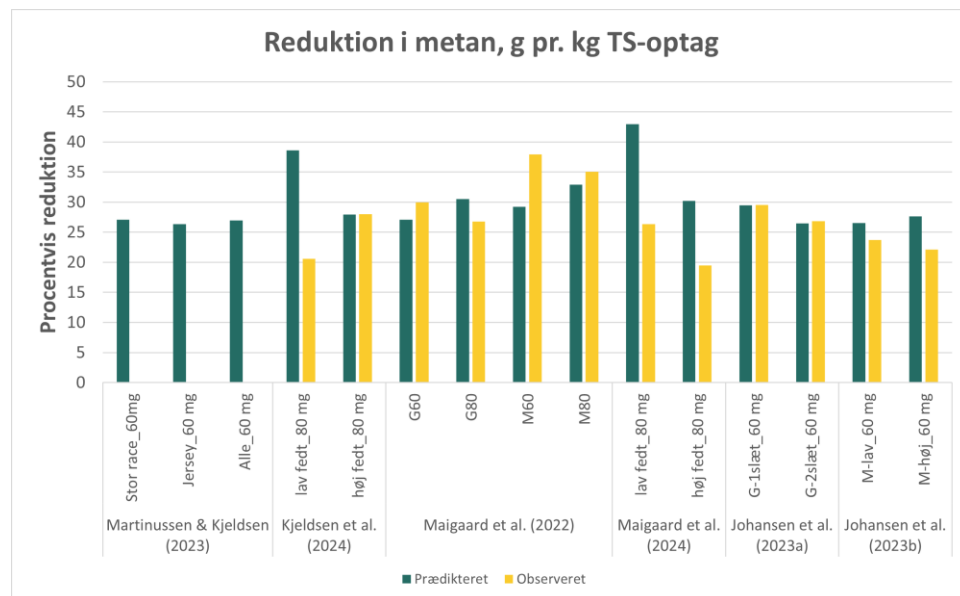
SEGES Innovation har gennemført afprøvninger af Bovaer på kvægbrug og konkluderer at 3-NOP i en koncentration på 60 mg 3-NOP/kg fodertørstof kan reducere enterisk metan med 26-44% (Nielsen et al., 2023).

I nedenstående Figur 5.3.2 er den beregnede reduktion ved brug af ligningen i Kebreab et al. (2023) for reduktion i enterisk metan (g CH₄/kg fodertørstof) anvendt under danske forhold. Først er den beregnede reduktion vist baseret på et indhold af Bovaer på 60 mg 3-NOP/kg fodertørstof og det gennemsnitlige indhold af NDF, råfedt og stivelse i rationer til malkekøer af Tung race, Jersey og et vægtet gennemsnit (85% Tung race; 15% Jersey) (Martinussen & Kjeldsen, 2023). Den forventede reduktion er i størrelsesordenen 27%. Herefter er vist den observerede og beregnede reduktion i Kjeldsen et al. (2024) (80 mg 3-NOP/kg fodertørstof og 2 forskellige niveauer af råfedt), Maigaard et al. (2022) (60 og 80 mg 3-NOP/kg fodertørstof i rationer med højt indhold af henholdsvis græsensilage eller majsensilage), Maigaard et al. (2024) (80 mg 3-NOP/kg fodertørstof i rationer med 2 forskellige niveauer af råfedt), og Johansen et al. (2023a, 2023b) (60 mg 3-NOP/kg fodertørstof og henholdsvis 2 forskellige slæt af kløvergræsensilage og 2 forskellige stubhøjder i majsensilage). På tværs af forsøg er der en rimelig sammenhæng mellem prædikeret og observeret reduktion i enterisk metan (g CH₄/kg fodertørstof), mens der mellem forsøgsbehandlinger ses store forskelle i differencen mellem prædikeret og observeret reduktion i enterisk metan, som svinger fra en overprædiktion på 18 procent-point på behandlingen med 80 mg 3-NOP/kg fodertørstof og lavt niveau af råfedt i rationen (Kjeldsen et al., 2024) til en underprædiktion på 9 procent-point i behandlingen med 60 mg 3-NOP/kg tørstof og høj majsandel i Maigaard et al. (2022). Ved brug af en dosis på 60 mg 3-NOP/kg fodertørstof synes der at være en god sammenhæng mellem det gennemsnitlige målte reduktionspotential i danske forsøg (28 %) og det tilsvarende beregnede reduktionspotential vha. Kebreab et al. (2023) (28 %) og disse reduktionspotentialer er helt tilsvarende det beregnede reduktionspotential for en gennemsnitlig dansk ration (27 %) til malkekøer (Figur 5.3.2).

Et nyt hollandsk produktionsforsøg (van Gastelen et al., 2024) har undersøgt effekten af 3-nitrooxypropanol i et langtidsstudie (1 år), hvor forsøget startede i senlaktation og kørerne efterfølgende blev fulgt igennem goldperioden samt i tidlig laktation og midtlaktation i den efterfølgende laktationsperiode. Her medførte en gennemsnitlig dosis på 70 mg 3-NOP/kg fodertørstof en reduktion i enterisk metan (g CH₄/kg fodertørstof) på henholdsvis 26 % i senlaktation, 16 % i goldperioden, 20 % i tidlig laktation og 16 % i midtlaktation. Disse reduktionspotentialer er forholdsvis lave sammenlignet med hvad der forventes ud fra modellen i Kebreab et al. (2023), idet reduktionen udgjorde 58-91 % af den forventede reduktion.

Mælkeydelsen steg samtidig med 6,5 % og foderoptagelsen var uændret. Reduktionspotentialet synes at være påvirket af rationens sammensætning og kan være faldende over tid, dog ikke kontinuerligt. Den eventuelle reducerede effekt over tid kommer f.eks. til udtryk ved beregning af reduktionen i metan i forhold til den forventede reduktion baseret på Kebreab et al. (2023). Dette forhold faldt fra 91 % af forventet effekt i senlaktation til 87 % i goldperioden, 73 % i tidlig laktation og 58 % i midtlaktation, hvor køer i senlaktation, goldperiode, tidlig laktation og midtlaktation blev tildelt Bovaer i op til henholdsvis 12, 7, 20 og 11 uger. Det skal bemærkes at laktationsstadiet og rationens sammensætning er konfunderet med tid.

I et hollandsk studie med malkekøer i tidlig laktation fandt van Gastelen et al. (2020) at en dosis på 51 mg/kg tørstof reducerede enterisk metan (g/kg tørstof) med 16 %.



Figur 5.3.2 Procentvis reduktion i enterisk metan (g CH₄/kg fodertørstof) prædikeret vha. Kebreab et al. (2023) baseret på et indhold af Bovaer (3-NOP) på 60 mg 3-NOP/kg fodertørstof og det gennemsnitlige indhold af NDF, råfedt og stivelse i danske rationer til malkekøer (Martinussen & Kjeldsen, 2023) samt prædikeret og observeret reduktion i enterisk metan (g CH₄/kg fodertørstof) baseret på 5 forsøg ved AU med forskellige doser af 3-NOP og forskellige foderrationer.

Antages det, at emission af enterisk metan er 165 kg pr årsko (Albrektsen et al., 2021) så svarer det til 4620 kg CO₂-ækv. pr årsko ved brug af en omregningsfaktor på 28 for at gå fra kg metan til kg CO₂-ækv. Det vurderes, at Bovaer (3-NOP) ikke bør anvendes i en højere dosis end 60 mg 3-NOP/kg fodertørstof under nord-europæiske forhold, og at dette svarer til et reduktionspotentialt på 25-30 %. Det skal hertil bemærkes, at reduktionspotentialt er meget afhængigt af rationens sammensætning – særligt i forhold til valg af grovfodertype og sandsynligvis også grovfoderkvalitet. Et reduktionspotentialt for Bovaer på 25-30 % vil derfor svare til en reduktion på 1155-1386 kg CO₂-ækv. pr. årsko. Det skal dog bemærkes at de målte reduktionspotentialer i forsøg alene er for rationer til malkende køer. Rationer til goldkøer vil i praksis forventes at have et højere indhold af NDF og et lavere indhold af stivelse sammenlignet med en ration til lakterende køer og dermed også forventeligt et lavere reduktionspotentialt end i en ration til lakterende malkekøer, jf. ligningerne i Kebreab et al. (2023), men der er meget begrænset evidens for reduktionspotentialt ved brug i en goldkoration. Schilde et al. (2021) tildelte 3-nitrooxypropanol til rationer med forskelligt grovfoder:kraftfoder forhold både før og efter kælvning. Der er ikke angivet værdier for

reduktionspotentialiet ved brug af 3-nitrooxypropanol før og efter kælvning, men en simpel aflæsning af en figur i artiklen synes ikke at vise en markant forskel i reduktionspotential før og efter kælvning.

5.3.4 Samspil til andre virkemidler

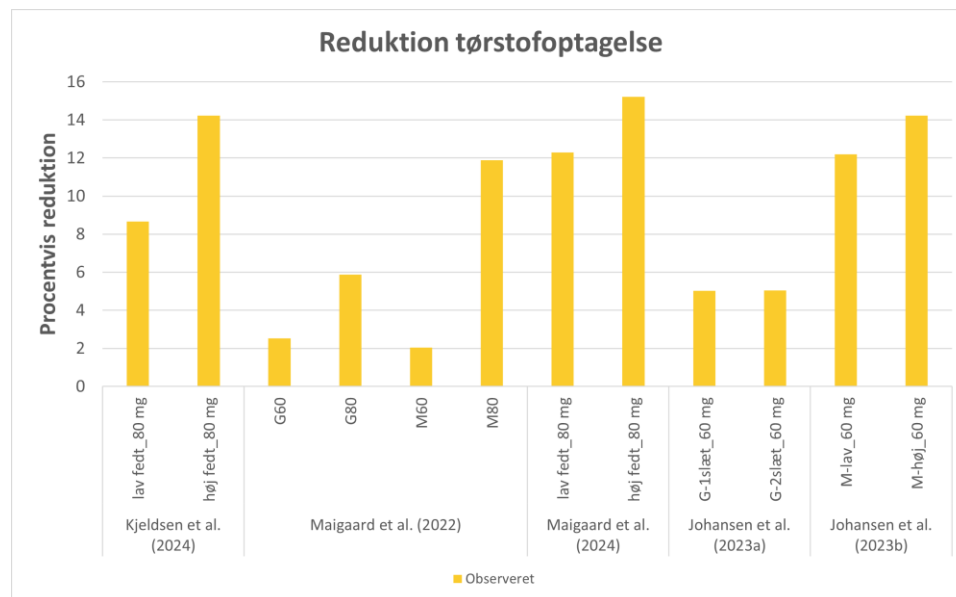
Kjeldsen et al. (2024) undersøgte effekten af at kombinere 3-NOP (80 mg 3-NOP/kg fodertørstof) med tildeling af fedt i et intensivt forsøg med vom- og tarmfistulerede malkekøer. Der var i dette forsøg ikke vekselvirkning mellem tildeling af 3-NOP og øget fedtniveau i rationen i forhold til metanproduktion, men der kunne heller ikke påvises en signifikant effekt af tildeling af øget mængde fedt på produktionen af enterisk metan.

Maigaard et al. (2024) undersøgte i et større dansk produktionsforsøg med 48 malkekøer effekten af 3-NOP (80 mg 3-NOP/kg fodertørstof) når det blev brugt alene eller sammen med tildeling af fedt og/eller nitrat, som værende de 3 mest lovende strategier til reduktion af enterisk metan hos malkekøer. Forsøget viste, at effekterne af de 3 strategier på enterisk metan ikke var additive, og der var ingen ekstra effekt af at tildele nitrat eller øge fedtniveauet i rationen, når man samtidig tildelte 3-NOP.

Valg af grovfoder kan påvirke det samlede klimaaftryk i både positiv og negativ retning både pga. forskelle i aftryk fra dyrkning af foderet og som følge af forskelle i enterisk metan, når f.eks. græsensilage udskiftes med majsensilage. Effekten af Bovaer på enterisk metan-produktion synes at være afhængig af rationens sammensætning og særligt rationens fiberniveau og -type og stivelsesniveau og -type. Der er således set forskelle i respons afhængig af type af grovfoder (van Gastelen et al., 2022; Maigaard et al., 2022). van Gastelen et al. (2022) fandt, at udskiftning af græsensilage med majsensilage medførte en øget reduktion i enterisk metan udtrykt i g CH₄/dag, g CH₄/kg fodertørstof og g CH₄/kg EKM, når 3-nitrooxypropanol blev tildelt i doser på enten 60 og 80 mg 3-NOP/kg fodertørstof. Helt tilsvarende fandt Maigaard et al. (2022) i et dansk forsøg, at reduktionen i enterisk metan (g CH₄/kg fodertørstof) var 30 % i en græsbaseeret ration og 38 % i en majsbaseeret ration, når 3-nitrooxypropanol blev tildelt i en dosis på 60 mg 3-NOP/kg fodertørstof. Når reduktionen i enterisk metan istedet blev udtrykt som g CH₄/kg EKM var reduktionen 31 % i den græsbaseerede ration og 38 % i den majsbaseerede ration. Responset i metan-reduktion ved en dosis på 80 mg 3-NOP/kg fodertørstof for de forskellige foderrationer var helt tilsvarende responset med en dosis på 60 mg 3-NOP/kg fodertørstof. I de nyeste forsøg fra AU var reduktionen i enterisk metan (g CH₄/kg fodertørstof) imidlertid højere i rationer baseeret på højt indhold af græsensilage (27-30 %) end i rationer baseeret på majsensilage (22-24 %). Reduktionen udtrykt i forhold til mælkeydelse var imidlertid ikke afhængig af grovfodertype (Johansen et al., 2023a; 2023b). Overordnet set kan disse forskelle mellem typer og kvalitet af grovfoder henføres til forskelle i den kemiske sammensætning som vist i Figur 5.3.2, men der er behov for data som på sigt inddrager fordøjeligheden af de forskellige næringsstoffer (Kebreab et al., 2023). Schilde et al. (2021) fandt at en dosis på ca. 50 mg 3-NOP/kg fodertørstof reducerede enterisk metan (g CH₄/kg fodertørstof) med 22 % i rationer med højt indhold af grovfoder og med 33 % i rationer med højt indhold af kraftfoder. Meget overraskende synes effekten af tildeling af 3-nitrooxypropanol at blive drastisk reduceret over tid for rationen med et højt indhold af grovfoder.

Metaanalysen af Kebreab et al. (2023) adresserer desværre ikke en eventuel effekt af brug af 3-nitrooxypropanol på foderoptagelse. Der skal bemærkes at brug af 3-nitrooxypropanol (Bovaer) i forsøg ved AU har været ledsaget af numeriske eller signifikante reduktioner i foderoptagelse, hvilket er vist i Figur 5.3.3. Baggrunden for disse reduktioner i foderoptagelse er for nærværende ikke beskrevet i litteraturen. Afprøvninger i praksis af Arla og SEGES Innovation under danske forhold har imidlertid ikke vist en signifikant reduktion i foderoptagelse (SEGES, 2023) på tværs af besætninger og opgjort på gruppeniveau indenfor besætning, omend mængde af kraftfoder, andel af kraftfoder og indholdet af fedt i rationen var signifikant

højere i de perioder hvor der blev tildelt 3-nitrooxypropanol, hvorfor resultaterne skal tages med forbehold for dette. Endvidere er brug af 3-nitrooxypropanol konfunderet med tidspunkt, da det sjældent er muligt i praksis at tildele 2 forskellige rationer samtidigt på den enkelte bedrift. Baggrunden for disse forskelle i respons i foderoptagelse under kontrollerede forhold og i praksis er ikke afklaret for nærværende.



Figur 5.3.3 Procentvis reduktion i foderoptagelse (kg tørstof/dag) i forsøg med Bovaer (60-80 mg 3-NOP/kg fodertørstof) ved Aarhus Universitet.

I et intensivt forsøg med 4 vom- og tarmfistulerede malkekøer fodret med kombinationer af 3-nitrooxypropanol (0 eller 80 mg 3-NOP/kg fodertørstof) og forskelligt fedtniveau fandt Kjeldsen et al. (2024), at tildeling af 3-nitrooxypropanol i en dosis på 80 mg 3-NOP/kg fodertørstof reducerede foderoptagelsen (kg tørstof/dag) med 9-14 %.

I et produktionsforsøg med 48 malkekøer, hvor der blev fodret med kombinationer af 3-nitrooxypropanol, nitrat og fedt fandt Maigaard et al. (2024), at tildeling af 3-nitrooxypropanol (80 mg 3-NOP/kg fodertørstof) reducerede foderoptagelsen (kg tørstof/dag) med 12 % i en direkte sammenligning med køer på kontrolbehandlingen, og køer som alene fik tildelt 3-nitrooxypropanol og ikke nitrat eller højt fedtniveau.

Maigaard et al. (2022) fandt, at foderoptagelsen (kg tørstof pr dag) ved tildeling af 3-nitrooxypropanol i en dosis på 80 mg 3-NOP/kg fodertørstof blev signifikant reduceret med 12 % i en majsbaseret ration, men reduktionen kun var numerisk i græsbaseerede rationer (6 %). I rationer med en dosis på 60 mg 3-NOP/kg fodertørstof var reduktionerne i foderoptagelse kun numeriske og på henholdsvis 3 % og 2 % i græs- og majsbaseerede rationer.

Van Gastelen et al. (2022) fandt, at foderoptagelsen (kg tørstof/dag) blev signifikant reduceret både ved en dosis på 60 mg 3-NOP/kg fodertørstof (3 %) og ved en dosis på 80 mg 3-NOP/kg fodertørstof (6 %), og at denne reduktion var uafhængig af rationens indhold af majs- og græsensilage. Det var imidlertid kun ved en dosis på 80 mg 3-NOP/fodertørstof at også mælkeydelsen var signifikant reduceret.

I et hollandsk studie med malkekøer i tidlig laktation fandt van Gastelen et al. (2020), at en dosis på 51 mg 3-NOP/kg fodertørstof ikke påvirkede foderoptagelsen (kg tørstof/dag). I et tysk studie med tildeling af 3-

nitrooxypropanol både 28 dage før kælning og 120 dage efter kælning blev foderoptagelsen ikke signifikant påvirket af tildeling af 50 mg 3-NOP/kg fodertørstof.

I de nyeste forsøg fra AU med 60 mg 3-NOP/kg fodertørstof fandt Johansen et al. (2023a) en signifikant reduktion i foderoptagelse på 5% i rationer med et højt indhold af kløvergræsensilage, mens reduktionen i foderoptagelse i rationer med et højt indhold af forskellige majsensilager var 12-14 % (Johansen et al., 2023b).

Et nyt stort hollandsk studie (van Gastelen et al., 2024), som fulgte kørerne i et år fandt ingen reduktion i foderoptagelse ved en dosis på 70 mg 3-NOP/kg fodertørstof, men derimod en øget mælkeydelse (kg EKM).

5.3.5 Usikkerheder

Som tidligere nævnt synes den metan-reducerende effekt af Bovaer (3-nitrooxypropanol, 3-NOP) at være afhængig af dosis og rationens sammensætning, og dette synes baseret på danske forsøg at være særligt gældende under nord-europæiske forhold. Der er derfor et akut forskningsbehov for forsøg, som undersøger sammenhængen mellem brugen af Bovaer ved en dosis på 60 mg 3-NOP/kg fodertørstof og forskellige andre virkemidler/foderadditiver. Endvidere er der behov for kvantificering af, om en dosis på 60 mg 3-NOP/kg fodertørstof har en potentiel negativ effekt på foderoptagelse og produktion, samt forskning som kan bidrage til en afklaring af den vom-fysiologiske baggrund for disse eventuelle fald i foderoptagelse. Der skal tilvejebringes data, som kan fastslå om den metan-reducerende effekt er ens på tværs af f.eks. foderrationens sammensætning, race, produktionsniveau, produktionssystem mm. Dette vil sikre, at der er grundlag for en bedriftsspecifik vurdering af effekten på enterisk metanproduktion ved brug af Bovaer. Effekten af Bovaer i et produktionssystem baseret på afgræsning er ikke afklaret. Der er behov for forskning, som afdækker effekten af Bovaer ved en lavere dosis end 60 mg 3-NOP/kg fodertørstof, som pt. er den nedre grænse i forhold til EU godkendelse, og om en lavere dosis medfører markante reduktioner i enterisk metan, men uden risiko for reduktion i foderoptagelse.

5.3.6 Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen

Brugen af Bovaer indgår ikke endnu i den nationale emissionsopgørelse eller i klimafremskrivningen, men dette bør være muligt, hvis der kan tilvejebringes valide aktivitetsdata for brug af virkemidlet på nationalt niveau.

Landbrug

Reduktionseffekter på udledningen af enterisk CH₄ fra kvæg fra både foderadditiver som 3-NOP (Bovaer) eller fodermidler som nitrat og tang, er ikke afspejlet i den nationale emissionsopgørelse, hvor udledningen alene afhænger af Y_m-faktoren over omsætningen af dyrenes optag af bruttoenergi til CH₄, jf. afsnit 4.4.3.

For at reduktionseffekten fra disse tilsætningsstoffer kan implementeres i emissionsopgørelsen, skal reduktionseffekten ved den givne dosis være solidt dokumenteret under danske forhold, for alle relevante racer, dyregrupper og foderrationer jf. afsnit 5.3.5. Herudover vil det være nødvendigt med dokumentation og analyser af betydningen af laktations-stadier og alder. Dokumentationskrav gælder også for reduktionseffekten af fodermidler, selvom de ikke kræver EFSA verificering for at blive anvendt i praksis på bedrifterne. For at følge det nuværende beregningssetup, skal der udvikles en Y_m-faktor (eller alternativ

metode), der tilsvarende den eller de dyregrupper der kan tilregnes reduktionseffekten, for hver kombination af tildeling, reduktionseffekt, dyregruppe og foderration. Det skal igennem undersøgelser og analyser kunne dokumenteres, at der er taget højde for eventuelle ændringer i bruttoenergioptaget som følge af potentiel fodring med fodertilsætningsstofferne. Dertil kræves at der er kontinuert tilgængelige aktivitetsdata for udbredelsen, der gør det muligt at fastslå hvor stor en andel af hvilke undergrupper af dyrene der tildeles det konkrete tilsætningsstof. Udvikles en ny beregningsmodel til prædiction af reduktionseffekten for den konkrete tildelingskombination, gælder ligeledes at alle afhængige variable, faktorer og inputdata skal være tilgængelige på kontinuert basis.

Under antagelse om et i øvrigt uændret bruttoenergi-optag, at reduktionseffekten dokumenteres og fastsættes til 25-30% af den samlede CH₄ emission, og at der udvikles en Y_m-faktor der afspejler dette, vil effekten i emissionsopgørelsen beregningsmæssigt tilsvare den fremlagte i Klimavirkemiddeltabellen og afsnit 5.3.3, begrænset til den periode tilsætningsstoffet kan tildeles.

Malkekvæg, gns.: 1117-1341 kg CO₂-ækv. /årsko

Malkekvæg, tung race: 1147-1377 kg CO₂-ækv. /årsko

Malkekvæg, jersey: 937-1125 kg CO₂-ækv. /årsko

Med nuværende vidensniveau forventes ingen effekter på øvrige udledningsskilder i hverken landbrugs- eller LULUCF-sektoren, men der kan komme mindre afledte effekter såfremt næringsstofindholdet i gødningen eller arealanvendelsen ændres som følge af fodring med tilsætningsstoffer.

5.3.7 Sideeffekter

Klimatilpasning

Der forventes ingen betydelige effekter i relation til klimatilpasning fra anvendelsen af fodertilsætningsstoffer.

Miljø

Der forventes det ingen betydende effekter på miljø af brugen af fodertilsætningsstoffer under forudsætning af at brug af nitrat som metan-reducerende virkemiddel ikke fører til højere tab af kvælstof. FEEDAP panelet under EFSA (EFSA FEEDAP Panel, 2021) har tidligere konkluderet, at brugen af Bovaer® 10 i husdyrnæringen i henhold til de foreslåede retningslinjer ikke gav anledning til bekymring med hensyn til forbrugersikkerhed eller miljø. Der er klar evidens for, at Bovaer bliver metabolisk omsat til en række endogene stoffer resulterende i minimal miljøpåvirkning (Food Standard Agency, 2023)

Biodiversitet

Der forventes ingen betydelige effekter i relation til biodiversitet fra anvendelsen af fodertilsætningsstoffer.

Dyrenes Velfærd

Metan-reducerende tilsætningsstoffer til drøvtyggerses foder er f.eks. 3-NOP (3-nitrooxypropanol, handelsnavn Bovaer), nitrat, og forskellige tangarter (f.eks. rødalgen *Asparagopsis taxiformis* spp.), hvoraf 3-NOP anses for det vigtigste da det har det største reduktionspotentiale. De dyrevelfærdsmæssige konsekvenser ved brug af metan-reducerende tilsætningsstoffer i foder til kvæg er ikke undersøgt.

På tværs af danske undersøgelser er det dokumenteret at tilsætning af doser på 60-80 mg 3-NOP pr. tørstof til malkekøers foder reducerede foderoptagelsen enten signifikant (Kjeldsen et al., 2022; Maigaard et al., 2024) eller numerisk (Maigaard et al., 2022). Denne reduktion i foderoptagelse var i nogle undersøgelser forbundet med reduceret kropsvægt, hvilket kan give anledning til bekymring for dyrevelfærden. Reduktion i foderoptag kan skyldes flere årsager, men er et typisk sygdomstegn (Millman, 2007; Weary et al., 2009). Få af de tilgængelige undersøgelser omhandlende 3-NOP har omfattet registrering af ædeadfærd. I én undersøgelse fandt Maigaard et al. (2024) at køer som fik 3-NOP udførte et øget antal forsøg på at æde fra foderkasser, der ikke indeholdt 3-NOP, hvilket tyder på, at køerne forsøgte at undgå foder indeholdende 3-NOP og søgte alternativt foder. Det at søge alternativt foder er tidligere sat i forbindelse med sult hos malkekøer på en energifattig ration under afgoldning (Franchi et al., 2022).

Formodede årsager til reduceret foderoptagelse blandt køer, der tildeles foderrationer tilsat 3-NOP, er øget brinttryk i vommen (som gennemgået af Kjeldsen et al., 2023), akkumulering af skadelige metabolitter i vom eller blod (f.eks. methanol; Maigaard, 2024), og nedsat vomforgæring (som gennemgået af Kjeldsen et al., 2023). Alle disse tre vil formodentlig føre til ubehag, og derved medføre en reduceret foderoptagelse. En fjerde formodet årsag er mæthed som følge af øget propionatdannelse i vommen, men denne årsag anses for usandsynlig grundet de lave koncentrationer af propionat som dannes (Kjeldsen et al., 2023).

Videnskabelige undersøgelser af konsekvenser ved brugen af 3-NOP har fokuseret på tilsætningsstoffets effekt på metanproduktion, samt foderoptagelse, mælkeproduktion, mælke kvalitet og kropsvægt. Der savnes således undersøgelser af hvorfor køernes foderoptagelse reduceres, samt en afklaring af hvilke(n) af de førnævnte årsager, der giver anledning til reduceret foderoptagelse. Ligeledes savnes undersøgelser af virkningen af 3-NOP (og forskellige doser heraf) på forskellige indikatorer for smerte og ubehag, samt foderaversion. Endelig savnes undersøgelser, der strækker sig over længere forsøgsperioder, f.eks. over en hel laktation eller hele produktionscyklus, mhp. at vurdere eventuelle landtidsvirkninger på dyrevelfærden.

I lighed med 3-NOP blev der ikke fundet undersøgelser eller rapporter, der specifikt undersøgte betydning af tilskud af nitrat i foderrationen på malkekøers velfærd. Med hensyn til *Asparagopsis taxiformis*, viste en nylig norsk undersøgelse (Nyløyet al., 2023) at tilsætning 0,25% af rødalgen (af organisk stof) medførte en reduktion i foderoptagelse og en øget ædetid. Den reducerede foderoptagelse kan skyldes ubehag. Så vidt vi ved, er dette den eneste undersøgelse, der mere detaljeret dokumenterer ædeadfærden hos køer tildelt foder tilsat *Asparagopsis taxiformis*.

Samlet set viser ovenstående gennemgang at potentielle velfærdskonsekvenser ved tildeling af metanreducerende foderadditiver stadig er underbelyst. At der mangler viden om de dyrevelfærdsmæssige konsekvenser af anvendelse af metanreducerende foderadditiver til kvæg er også beskrevet og diskuteret af Kjeldsen et al. (2023).

Referencer

- Albrektsen, R., Mikkelsen, M.H., Gyldenkerne, S. (2021). Danish emission inventories for agriculture. Inventories 1985 – 2018. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 202 pp. Scientific Report No. 443. <http://dce2.au.dk/pub/SR443.pdf>
- Almeida, A.K., Hegarty, R.S., Cowie, A. (2021). Meta-analysis quantifying the potential of dietary additives and rumen modifiers for methane mitigation in ruminant production systems. *Animal Nutrition*, 7, 1219-1230. [/doi.org/10.1016/j.aninu.2021.09.005](https://doi.org/10.1016/j.aninu.2021.09.005).

- Arndt, C., Hristov, A.N., Price, W.J., McClelland, S.C., Pelaez, A.M., Cueva, S.F., Oh, J., Dijkstra, J., Bannink, A., Bayat, A.R., Crompton, L.A., Eugene, M.A., Enahoro, D., Kebreab, E., Kreuzer, M., McGee, M., Martin, C., Newbold, C.J., Reynolds, C.K., Schwarm, A., Shingfield, K.J., Veneman, J.B. Yanez-Ruiz, D., Yu, Z. (2022). Full adaptation of the most effective strategies to mitigate methane emissions by ruminants can help meet the 1.5 °C target by 2030 but not 2050. *PNAS*, 119, 20, 10 sider. doi.org/10.1073/pnas.2111294119.
- Beauchemin, K. A., Yang, W. Z., Rode, L. M., & Farr, B. I. (2003). Effects of particle size of alfalfa-based dairy cow diets on chewing activity, ruminal fermentation, and milk production. *Journal of Dairy Science*, 86(2), 630–643.
- Blanch, M., Calsamiglia, S., Devant, M., & Bach, A. (2010). Effects of acarbose on ruminal fermentation, blood metabolites and microbial profile involved in ruminal acidosis in lactating cows fed a high-carbohydrate ration. *Journal of Dairy Research*, 77(1), 123-128.
- Castillo-Lopez, E., Rivera-Chacon, R., Ricci, S., Khorrami, B., Haselmann, A., Reisinger, N., & Zebeli, Q. (2023). Dynamics of chewing and eating behavior, lying behavior, and salivary characteristics associated with duration of high grain feeding in cows with or with no phytogenic supplement. *Applied Animal Behaviour Science*, 261, 105877.
- Cavallini, D., Mammi, L. M. E., Buonaiuto, G., Palmonari, A., Valle, E., & Formigoni, A. (2021). Immune-metabolic-inflammatory markers in Holstein cows exposed to a nutritional and environmental stressing challenge. *Journal of Animal Physiology and Animal Nutrition*, 105, 42-55.
- Dansch, A. M., Li, S., Andersen, P. H., Khafipour, E., Kristensen, N. B., & Plaizier, J. C. (2015). Indicators of induced subacute ruminal acidosis (SARA) in Danish Holstein cows. *Acta Veterinaria Scandinavica*, 57, 1-14.
- De Vries, T. J., Beauchemin, K. A., Dohme, F., & Schwartzkopf-Genswein, K. S. (2009). Repeated ruminal acidosis challenges in lactating dairy cows at high and low risk for developing acidosis: Feeding, ruminating, and lying behavior. *Journal of Dairy Science*, 92(10), 5067-5078.
- Dijkstra, J., Bannink, A., France, J., Kebreab, E., van Gastelen, S. (2018). Short communication: Antimethanogenic effects of 3-nitrooxypropanol depend on supplementation dose, dietary fiber content, and cattle type. *Journal of Dairy Science*, 101, 9041-9047. doi.org/10.3168/jds.2018-14456.
- Duin, E.C., Wagner, T., Shima, S., Prakash, D., Cronin, B., Yáñez-Ruiz, D.R., Duval, S., Rübelen, R., Stemmler, R.T., Thauer, R.K., Kindermann, M. (2016). Mode of action uncovered for the specific reduction of methane emissions from ruminants by the small molecule 3-nitrooxypropanol. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 113, 6172-6177.
- EFSA (2021). Safety and efficacy of a feed additive consisting of 3-nitrooxypropanol (Bovaer® 10) for ruminants for milk production and reproduction (DSM Nutritional Products Ltd). *EFSA Journal*, 19, 6905, 35 sider. doi: 10.2903/j.efsa.2021.6905.
- EFSA FEEDAP Panel (EFSA Panel on Additives and Products or Substances used in Animal Feed), Bampidis V, Azimonti G, Bastos ML, Christensen H, Dusemund B, Fasmon Durjava M, Kouba M, Lopez-Alonso M, Lopez Puente S, Marcon F, Mayo B, Pechova A, Petkova M, Ramos F, Sanz Y, Villa RE, Woutersen R, Aquilina G, Bories G, Brantom PG, Gropp J, Svensson K, Tosti L, Anguita M, Galobart J, Manini P, Tarres-Call J

- and Pizzo F, 2021. Scientific Opinion on the safety and efficacy of a feed additive consisting of 3-nitrooxypropanol (Bovaer®) for ruminants for milk production and reproduction (DSM Nutritional Products Ltd). EFSA Journal 2021;19(11):6905, 35 pp. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2021.6905>
- EU (2022). Kommissionens gennemførelsesforordning (EU) 2022/565 af 7. april 2022 om godkendelse af et præparat af 3-nitrooxypropanol som tilsætningsstof til foder til malkekøer og avlskøer (indehaver af godkendelsen: DSM Nutritional Products Ltd, repræsenteret i EU af DSM Nutritional Products Sp. z o.o.). 3 sider.
- Food Standard Agency (2023). Outcome of assessment of 3-Nitrooxypropanol "3-NOP" as a feed additive for all ruminants for milk production and reproduction. <https://www.food.gov.uk/research/outcome-of-assessment-of-3-nitrooxypropanol-3-nop-assessment>
- Franchi, G. A., Bagaria, M., Boswijk, H.H., Fàbrega, E., Herskin, M. S., & Westin, R. Animal discomfort: a concept analysis using the domesticated pig (*Sus scrofa*) as a model. *Livestock Science*. Under review.
- Franchi, G. A., Larsen, M. L. V., Herskin, M. S., Foldager, L., Larsen, M., & Jensen, M. B. (2022). Effects of changes in diet energy density and milking frequency and a single injection of cabergoline at dry-off on feeding behavior and rumination time in dairy cows. *JDS Communications*, 3(3), 195-200. <https://doi.org/10.3168/jdsc.2021-0162>
- Grummer, R. R., & Carroll, D. J. (1991). Effects of dietary fat on metabolic disorders and reproductive performance of dairy cattle. *Journal of Animal Science*, 69(9), 3838-3852.
- Ingvartsen, K. L., & Moyes, K. (2013). Nutrition, immune function and health of dairy cattle. *Animal*, 7(S1), 112-122.
- Ingvartsen, K. L., Thomsen, P., Bennedsgaard, T. W., & Rasmussen, M. D. (2006). Kvægets produktionssygdomme. In L. Munksgaard, & E. Søndergaard (Eds.), *Velfærd hos malkekøer og kalve* (pp. 75-105). Aarhus Universitet, Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet.
- Ishaq, S. L., AlZahal, O., Walker, N., & McBride, B. (2017). An investigation into rumen fungal and protozoal diversity in three rumen fractions, during high-fiber or grain-induced sub-acute ruminal acidosis conditions, with or without active dry yeast supplementation. *Frontiers in microbiology*, 8, 1943.
- Johansen, M., Maigaard, M., Lund, P. (2023a). Effekten af Bovaer ved inklusion i foder med høj andel af kløvergræsensilage af forskellig kvalitet. Rådgivningsnotat, 2022-0328754, DCA, 7 s. https://pure.au.dk/admin/files/346177039/Sammendrag_bovaer_kl_vergr_seensilage_091023.pdf
- Johansen, M., Maigaard, M., Lund, P. (2023a). Effekten af Bovaer ved inklusion i foder med høj andel af majsensilage med forskellig stivelse-til-NDF-forhold. Rådgivningsnotat, 2022-038754, DCA, 7 s. https://pure.au.dk/admin/files/356463704/Udvidet_dansk_sammendrag_241123.pdf
- Kebreab, E., Bannink, A., Pressman, E.M., Walker, N., Karagiannis, A., van Gastelen, S., Dijkstra, J. (2023). A meta-analysis of effects of 3-nitrooxypropanol on methane production, yield, and intensity in dairy cattle. *J. Dairy Sci.*, 106-927-936.
- Kjeldsen, M. H., Jensen, M. B., & Lund, P. (2023). Potent methane reducing feed additives in a Danish context, and their reduction potential, additive effects, risks related to animal welfare and carry-over to milk, and potential trade-offs. DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug.

- Kjeldsen, M. H., Weisbjerg, M. R., Walker, N. D., Hellwing, A. L. F., & Lund, P. (2022). Gas exchanges and Dry Matter Intake When Lactating Dairy Cows are Fed 3-NOP and Fat. Abstract, 8th International Greenhouse Gas and Animal Agriculture Conference.
- Kjeldsen, M.H., Jensen, M.B., Lund, P. (2023). Potent methane reducing feed additives in a Danish context, and their reduktion potential, additive effects, risk related to animal welfare and carry-over to milk, and potential trade-offs. Advisory report, DCA, AU, 88 p.
- Kjeldsen, M.H., Weisbjerg, M.R., Larsen, M., Højberg, O., Ohlsson, C., Walker, N., Hellwing, A.L.F., Lund, P. (2024). Gas exchange, rumen hydrogen sinks, and nutrient digestibility and metabolism in lactating dairy cows fed 3-NOP and cracked rapeseed. *J. Dairy Sci.*, article in press.
- Kleen, J. L., Hooijer, G. A., Rehage, J., & Noordhuizen, J. P. T. M. (2009). Subacute ruminal acidosis in Dutch dairy herds. *Veterinary Record*, 164(22), 681-684.
- Kofler, J., Hoefler, M., Hartinger, T., Castillo-Lopez, E., Huber, J., Tichy, A., ... & Zebeli, Q. (2023). Effects of High Concentrate-Induced Subacute Ruminal Acidosis Severity on Claw Health in First-Lactation Holstein Cows. *Animals*, 13(8), 1418.
- Lashkari, S., Weisbjerg, M. R., Foldager, L., & Børsting, C. F. (2024). Fat supplement for dairy cows during early lactation-potentials, challenges, and risks-a meta-analysis. *Journal of Applied Animal Research*, 52(1), 2323625.
- Leroy, J. L. M. R., Vanholder, T., Mateusen, B., Christophe, A., Opsomer, G., de Kruif, A., Genicot, G. & Van Soom, A. (2005). Non-esterified fatty acids in follicular fluid of dairy cows and their effect on developmental capacity of bovine oocytes in vitro. *Reproduction*, 130(4), 485-495.
- Maigaard, M. (2024). Combining feed additives to mitigate methane emission and redirect hydrogen in dairy cows. Aarhus University.
- Maigaard, M. Weisbjerg, M.R., Johansen, M., Lund, P. (2024). Effects of dietary fat, nitrate, and 3-nitrooxypropanol and their combinations on methane emission, feed intake, and milk production in dairy cows. *J. Dairy Sci.*, 107,220-241.
- Maigaard, M., Weisbjerg, M. R., Johansen, M., Walker, N., Ohlsson, C., & Lund, P. (2024). Effects of dietary fat, nitrate, and 3-nitrooxypropanol and their combinations on methane emission, feed intake, and milk production in dairy cows. *Journal of Dairy Science*, 107(1), 220-241.
- Maigaard, M., Weisbjerg, M.R., Lund, P., Ohlsson, C., Walker, N. (2022). Effekten af 3-NOP afhænger af dosis og grovfodertype. Indlæg Fodringsdag 2022. https://www.landbrugsinfo.dk/-/media/landbrugsinfo/public/8/e/9/fd22_effekten_3nop_afh_af_dosis_og_grovfoder-type_morten_maigaard.pdf
- Martinussen, H., Kjeldsen, A.M. (2023). Datagrundlag for produktivitet og foderets indhold af protein, fosfor og kalium for malkekøer og opdræt 2022. Notat, SEGES Innovation. 16 sider.
- Millman, S. T. (2007). Sickness behaviour and its relevance to animal welfare assessment at the group level. *Animal Welfare*, 16(2), 123-125.
- Nielsen, N.I., Kristensen, M.Ø., Lau-Jensen, F.H. (2023). Bovaer reducerer metan hos både Holstein, Jersey og VikingRed. Indlæg Fodringsdag 2023. https://www.landbrugsinfo.dk/-/media/landbrugsinfo/public/8/1/d/fd23_fodringsdag_2023_bovaer_nicolaj.pdf

- Nyløy, E., Prestløkken, E., Eknæs, M., Eikanger, K. S., Heldal Hagen, L., & Kidane, A. (2023). Inclusion of Red Macroalgae (*Asparagopsis taxiformis*) in Dairy Cow Diets Modulates Feed Intake, Chewing Activity and Estimated Saliva Secretion. *Animals*, 13(3), 489.
- Ohlsson, C. (2022). Pers. comm., DSM.
- 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.
- Plaizier, J. C., Krause, D. O., Gozho, G. N., & McBride, B. W. (2008). Subacute ruminal acidosis in dairy cows: The physiological causes, incidence, and consequences. *The Veterinary Journal*, 176(1), 21-31.
- Raja, S. N., Carr, D. B., Cohen, M., Finnerup, N. B., Flor, H., Gibson, S., ... & Vader, K. (2020). The revised International Association for the Study of Pain definition of pain: concepts, challenges, and compromises. *Pain*, 161(9), 1976-1982.
- Rodríguez, A., Mellado, R., & Bustamante, H. (2020). Prepartum fat mobilization in dairy cows with equal body condition and its impact on health, behavior, milk production and fertility during lactation. *Animals*, 10(9), 1478.
- Schilde, M., von Soosten, D., Hutner, L., Meyer, U., Zeyner, A. Danicke, S. (2021). Effects of 3-nitrooxypropanol and varying concentrate feed proportions in the ration on methane emission, rumen fermentation, and performance of periparturient dairy cows. *Arch. Anim. Nutr.* 75, 79-104.
- SEGES (2023). Arla – Bovaer study. Statistical report, July 2023. SEGES Innovation, 17 pp.
- van Gastelen, S., Bannink, A., Dijkstra, J. (2019). Are dietary strategies to mitigate enteric methane emission equally effective across dairy cattle, beef cattle, and sheep? *J. Dairy Sci.*, 102, 6109-6130, doi: 10.3168/jds.2018-15785.
- van Gastelen, S., Burgers, E.E.A., Dijkstra, J., de Moi, R., Muizelaar, W., Walker, N, Bannink, A. (2024). Long-term effects of 3-nitrooxypropanol on methane emission and milk production characteristics in Holstein Friesian dairy cows. *J. Dairy Sci.* Article in press, uncorrected proof.
- van Gastelen, S., Dijkstra, J., Binnendijk, G., Duval, S.M., Heck, J.M.L., Kindermann, M., Zandstra, T., Bannink, A. (2020). 3-Nitrooxypropanol decreases methane emissions and increases hydrogen emissions of early lactation dairy cows, with associated changes in nutrient digestibility and energy metabolism. *J. Dairy Sci.*, 103, 8074-8093, doi.org/10.3168/jds.2019-17936.
- van Gastelen, S., Dijkstra, J., Heck, J.M.L., Kindermann, M., Klop, A., de Moi, R., Rijnders, D., Walker, N., Bannink, A. (2022). Methane mitigation potential of 3-nitrooxypropanol in lactating cows is influenced by basal diet composition. *J. Dairy Sci.*, 105, 4064-4082, doi.org/10.3168/jds.2021-20782.
- Wang, W., Lund, P., Larsen, M., Weisbjerg, M.R. (2023). Effect of nitrate supplementation, dietary protein supply, and genetic yield index on performance, methane emission, and nitrogen efficiency in dairy cows. *J. Dairy Sci.*, 106, 5433-5451.
- Wasson, D.E., Yarish, C., Hristov, A.N. (2022). Enteric methane mitigation through *Asparagopsis taxiformis* supplementation and potential algal alternatives. *Front. Anim. Sci.*, Volume 3. <https://doi.org/10.3389/fanim.2022.999338>.

5.4 Genetisk selektion af malkekvæg (KVM5.4)

Forfatter: Trine Michelle Villumsen (afsnit 5.4.0 – 5.4.5), Center for Kvantitativ Genetik og Genomforskning, Trine Anemone Andersen og Rikke Albrechtsen (afsnit 5.4.6), Institut for Miljøvidenskab.

Fagfællebedømmer: Peter Løvendahl (afsnit 5.4.0 – 5.4.5), Center for Kvantitativ Genetik og Genomforskning, Ole Kenneth Nielsen (5.4.6), Institut for Miljøvidenskab.

Genetisk selektion af malkekvæg med henblik på lavere klimabelastning har fokus reduktion af malkekøernes metanproduktion pr producerede kg mælk og kød. Der er overordnet set to måder hvor man via genetisk selektion kan påvirke klimabelastningen:

1. Inddragelse af egenskaber i avlsmålet der påvirker metanproduktionen.
2. Strukturelle ændringer af kvægavlen.

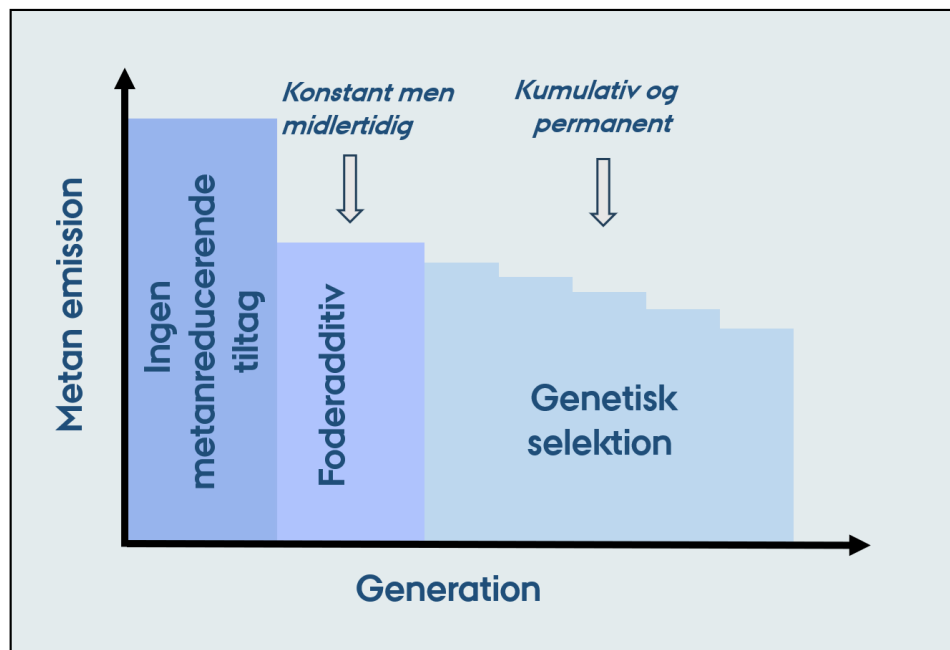
Relevante egenskaber i forbindelse med genetisk selektion af malkekvæg efter mindre klimabelastning omfatter både egenskaber hvor der selekteres direkte efter mindre metanproduktion på baggrund af individuelle metanmålinger på kørerne, samt egenskaber hvor der sker en indirekte selektion på baggrund af egenskaber som er genetisk korrelerede med metanproduktionen, fx mælkeydelse og fodereffektivitet (Manzanilla-Pech et al., 2022a).

De strukturelle ændringer er af mere overordnet karakter. De kan bl.a. omfatte et større fokus på produktion af kød fra malkekvæg og deres afkom, frem for kødkvæg, idet produktionen af kød på kødkvæg har et klimaaftryk som er tre gange højere end kød fra malkekvæg og afkom af disse, hvor størstedelen af klimabelastningen allokeres til mælk som er hovedproduktet (Mogensen et al., 2016). Dette kan fx ske ved at avle i retning af toformålscracers hvor kødproduktion har en relativt større vægt i avlsmålet. Et andet eksempel på en strukturel ændring er systematisk krydsning af racers for at opnå krydsningsfrodighed på egenskaber såsom sundhed og holdbarhed. Et tredje eksempel er mere systematisk anvendelse af kønssorteret sæd til at producere kvier, og kødkvægssæd på resterende køer til at producere slagtedyrs af høj kvalitet. Der forventes synergieffekter ved både at inddrage nye egenskaber og foretage strukturelle ændringer i kvægavlen

I forhold til selektion af malkekvæg for lavere klimabelastning har der rent forskningsmæssigt hidtil været størst fokus på inddragelse af nye egenskaber i avlsmålet, frem for det potentiale der er ved at ændre på strukturen i kvægavlen. Der er ligeledes begyndende fokus på etablering af et klimaindeks som supplement til det totaløkonomiske indeks.

Malkekøers metanproduktion har i mindre studier fra både Danmark og Internationalt vist sig at have en moderat arvbarhed i størrelsesordenen 0,1 til 0,3, men ofte omkring 0,2 afhængig af definitionen af metanfænotypen (fx Hayes et al., (2016), Lassen & Løvendahl (2016), Manzanilla-Pech et al. (2022a)). Arvbarheden er et udtryk for andelen af den variation man observerer mellem køers metanudskillelse, som skyldes deres gener. Der er dermed en begrundet forventning om, at genetisk selektion efter reduceret metanudledning pr kg mælk og kød kan blive en vigtig brik i reduktionen af klimagasser fra kvægproduktionen. Avl efter køer der producerer mindre metan pr kg mælk og kød er en langsommere proces end en et managementmæssigt tiltag som fx tilsætning af et foderadditiv, der har en øjeblikkelig effekt, men kun så længe additivet tilsættes. Genetiske ændringer er små for hver generation, men til forskel fra managementmæssige tiltag er ændringerne permanente og kumulative over hver efterfølgende

generation. Dette er illustreret skematisk i nedenstående figur 5.4.1, med et foderadditiv som eksempel på et managementmæssigt tiltag.



Figur 5.4.1 Skematisk illustration af forskellen mellem et managementmæssigt tiltag og avlsprogram til reduktion af metanproduktion hos malkekøer.

I dag selekteres malkekøer på baggrund af mange egenskaber såsom mælkeydelse, kælvningsevne og sygdomsforekomst, som sammen indgår i et totaløkonomisk indeks (Nordic Total Merit, NTM). I NTM har hver egenskab en økonomisk vægt der sammen med egenskaberne arvbaheder og genetiske korrelationer, er bestemmende for den genetiske fremgang for hver egenskab. Jo større relativ vægt der lægges på en given egenskab, jo større genetisk fremgang kan der opnås for egenskaben.

Fælles for egenskaberne i NTM er, at det er de omhyggelige registreringer fra danske kvægbesætninger, og indberetningen til en landsdækkende database, som giver grundlag for den genetiske fremgang.

Indirekte selektion for reduceret metanproduktion på baggrund af egenskaber korreleret til metanproduktionen er en brugbar strategi for at nedbringe metanproduktionen pr kg mælk og kød, men det vil altid være mere effektivt også at selekere direkte for reduceret metanproduktion pr. kg mælk og kød.

De første forudsætninger for at selekere køer direkte for reduceret metanudledning er, at der er gode registreringer af metanproduktionen fra et stort antal malkekøer, der repræsenterer et bredt udsnit af parametre som kan have betydning for metanproduktionen, såsom ydelsesniveau, race, produktionssystem, laktation og laktationsstadiet. Der er desuden behov for etablering af en central metandatabase som kan danne grundlag for udvikling af genetisk-statistiske modeller for metanproduktion.

Over en årrække har Aarhus Universitet (Center for Kvantitativ Genetik og Genomforskning) været involveret i udviklingen af et relativt prisbilligt apparat til måling af metankoncentration som kan anvendes i private malkebotbesætninger, en såkaldt sniffer som måler metan- og kuldioxidkoncentration i kørs

udåndingsluft i malkerobottens fodertrug under hver malkning, typisk 2-5 daglige målinger á 4-10 minutters varighed for hver ko.

Sniffermetoden har vist sig at være tilstrækkelig nøjagtig til, at det er muligt at anvende koncentrationerne som grundlag for genetisk selektion (Manzanilla-Pech et al., 2022a). Udviklingen af snifferen har dannet grundlag for, at det er muligt at opskalere antallet af metanmålinger til at omfatte målinger i mange private besætninger med malkeroboter.

Der er i øjeblikket flere igangværende forskningsprojekter, som har fokus på storskala metanmålinger i private besætninger, og udvikling af en database som sammen med afstammings- og DNA information skal danne grundlag for udviklingen af genomiske modeller til avlsværdiurdering, der kan rangere malkekøer efter deres metanproduktion. Der er med udgangen af 2023 metanmålinger fra ca 10.000 køer i metandatabasen. Det vil være muligt at avlsværdiurdere alle danske malkekøer, også dem uden egne metanmålinger, på baggrund af slægtskab og DNA information. Men sikkerheden på avlsværdierne vil blive højere jo mere information (egen/slægtnings) der ligger til grund for avlsværdien. Der er ligeledes igangværende forskningsprojekter som har fokus på hvordan information fra andre kilder såsom foderindtag, anvendelse af mælkepektredata samt kendskab til mikrober i vommen kan medvirke til at forbedre de genetiske modeller og dermed opnå mere sikre avlsværdier for metan. I Canada er der allerede implementeret en model for avlsværdiurdering for metan baseret på mælkepektredata, hvor det er vurderet at det nye metanindeks kan resultere i 1,5 % reduktion af metan/ pr ko pr år (van Doormaal et al., 2023). I NTM indekset selekteres der allerede for lavere klimabelastning, da der selekteres for egenskaber som er korreleret til metanproduktionen, fx mælkeydelse. Når køer selekteres for højere mælkeydelse sker der indirekte også en selektion for lavere metanproduktion pr kg mælk. Dette er bekræftet af et belgisk studie af Kandel et al. (2018) som fandt et korreleret respons mellem mælkeydelse og metan/kg mælk på -0,15 dvs. højere ydelse giver mindre metan/kg mælk, selv når metan ikke indgår i indekset.

Et simuleringstudie af Haas et al. (2021) baseret på det hollandske totaløkonomiske indeks og sammenhørende genetiske parametre fandt tilsvarende at der kan forventes 13 % mindre metan/kg produceret mælk i 2050 som et udtryk for, at der indgår egenskaber der er korreleret til metanproduktionen i indekset. Når metan/kg mælk blev inkluderet som en selvstændig egenskab i indekset med en økonomisk vægt svarende til CO₂ kvoteprisen i 2021, så kunne der forventes en reduktion i metanudledningen pr kg mælk på 24 % i 2050. I studiet understreges, at for at opnå tilstrækkelig sikkerhed på indekserne (>0,4) for at selektere for reduceret metan pr kg mælk, så kræves der tilstrækkelig med data fra køer i mange besætninger, samt DNA information fra disse køer. Studiet understreger desuden, at direkte selektion er mere effektiv end indirekte selektion.

Et review af Løvendahl et al. (2018) har beskrevet hvordan flere studier har vist en sammenhæng mellem fodereffektivitet og metanproduktion, hvor mere fodereffektive køer producerer mindre metan pr kg mælk.

Manzanilla-Pech et al., (2022, 2022b) har beregnet arvbarheder og genetiske korrelationer for forskellige metanfænotyper og forskellige definitioner af fodereffektivitet på baggrund af registreringer fra Danmarks Kvægforskningscenter. De fandt arvbarheder for henholdsvis metan- og fodereffektivitetsfænotyperne på hhv. omkring 0,2 og 0,15. De fandt også moderat gunstige genetiske korrelationer mellem metan/kg mælk og fodereffektivitet. Resultaterne viste at de genetiske parametre og sammenhænge er meget påvirket af hvordan egenskaberne defineres, og det derfor er vigtigt at få fastlagt hvilken definition af hhv. metanfænotype og fodereffektivitet der er den bedste kandidat til fremtidige avlsværdiurderinger med henblik på at reducere klimabelastningen. Dette studie bekræftede også, at den genetiske korrelation

mellem egenskaberne bevirker at en selektion for mere fodereffektive køer vil resultere i mindre metan/kg mælk, selv om metan ikke indgår i indekset, mens inddragelse af både metan og fodereffektivitet som selvstændige egenskaber i det totaløkonomiske indeks vil reducere klimabelastningen yderligere, ligesom det er tilfældet ved selektion for højere ydelse.

En af forudsætningerne for at beregne fodereffektivitet er kendskabet til individuel foderoptagelse. Individuel foderoptagelse er generelt omkostningstungt og tidskrævende at registrere, men gennem de seneste år har kvægavlsforeningen Viking Genetics har sammen med Teknologisk Institut udviklet en metode til at beregne individuel foderoptagelse for køer i private besætninger, på baggrund af 3D kameraovervågning, hvilket bl.a. har givet mulighed for storskala registrering af denne egenskab. Et igangværende forskningsprojekt, som foreløbigt er baseret på foderoptagelse fra omkring 4.000 køer viser en arvbarhed på omkring 0,15 til 0,19 for residual foderoptagelse som er en indikator for fodereffektivitet (Manzanilla-Pech et al., 2022c). I et simuleringsstudie baseret på Australiske forhold har Richardson et al. (2022) defineret et klimaindeks på baggrund af egenskaberne protein fedt, mælk, overlevelse, fodereffektivitet og metan. Simuleringsstudiet viste, at ved at selekttere efter klimaindekset kan der med et relativt lille økonomisk tab i form af mindre fremgang for det totaløkonomiske indeks opnås op til 8 % fald i residual metan produktionen (metan korrigeret for mælkeproduktion) over en 10-årig periode. I et dansk forskningsprojekt er der foretaget registreringer af metankoncentration og foderoptag på slagtekalve som er krydsninger af kød- og malkekævg, med henblik på at undersøge om disse krydsninger kan producere kød mere klimavenligt end renracede kalve af malkekævg. Metanregistreringerne skal anvendes til at udvikle en model til genetisk selektion efter reduceret metanudledning pr kg kød (Johansen et al., 2022)

5.4.1 Anvendelse

Genetisk selektion kan som udgangspunkt anvendes på alle kalve, kvier og køer med kendt afstamning og/eller en DNA-genotypning såfremt der er udviklet en genetisk model til avlsværdiurdering, og der er et tilstrækkeligt datagrundlag. Der vil dog være forskel på, hvor sikkert et individs avlsværdi bestemmes, afhængig af, om der foreligger egne registreringer eller om avlsværditallet baserer sig på registreringer fra beslægtede individer. Strukturelle ændringer af kvægavlen har ligeledes potentiale til at omfatte alle danske malkekøer.

5.4.2 Relevans og potentiale

Genetisk selektion med henblik på lavere klimabelastning kan enten foregå direkte på baggrund af metanmålinger eller indirekte form af egenskaber korreleret til metanudledningen pr kg mælk og kød, fx mælkeydelse og fodereffektivitet eller som en kombination af begge typer, da begge typer af egenskaber er relevante i avlsværdiurderingen hos malkekævg, med henblik på at opnå en lavere klimabelastning. Ligeledes kan nye metoder såsom oderindtag, anvendelse af mælkepektredata samt kendskab til mikrober i vommen potentielt forbedre de genetiske modeller.

Da både danske og internationale studier har vist arvbarheder omkring 20 % for metan, er der et væsentligt potentiale ved at inddrage metan i det totaløkonomiske indeks. Jo højere værdi (vægt) metanudledningen pr kg mælk og kød tillægges, jo større avlsfremgang og dermed lavere klimabelastning kan opnås, men høj vægt på metan vil generelt medføre mindre fremgang for egenskaber i indekset. Dette gælder især for egenskaber som genetisk er meget negativt korreleret til reduceret metanproduktion, mens egenskaber som genetisk er meget positivt korreleret til reduceret metanproduktion kan få et løft. Eksempler på

egenskaber som er negativt korreleret til reduceret metanproduktion er mælkeydelse, mens overlevelse og mastitiresistens er positivt korreleret (Richardson et al., 2021).

Da der i dag kun er udviklet sniffere til brug i malkeroboter, er der pt kun muligt at måle metan hos de 25 % af malkekøerne som malkes i robotter. Der findes andet udstyr til at måle i fx foderautomater, men dette er væsentligt dyrere end sniffere.

Fodereffektivitet er i flere studier fundet at være genetisk korreleret til metanproduktion pr kg mælk og har samtidig en arvbarhed og genetisk variation af en størrelsesorden som muliggør genetisk fremgang. Det ovenfor nævnte setup med 3D kameraer synes at have potentiale til at registrerer fænotyper for fodereffektivitet som på sigt kan anvendes i en avlsværdiurdering. Systemet har den fordel, at der i den igangværende udvikling er fokus på at understøtte daglige managementbeslutninger. Dette kan være med til at sikre, at systemet er relevant for en stor del af de danske kvægbesætninger. Kameraerne har dog bl.a. den begrænsning, at beregning af fodereffektivitet kræver at al foder indtages på foderbordet, hvilket bevirker at systemet ikke kan anvendes til at beregne fodereffektivitet i perioder med afgræsning.

Der synes ligeledes værd at undersøge om der er potentiale i at inddrage mælkespektredata fra ydelseskontrollen til at fastlægge en proxy metanfænotype for køer uden individuelle registreringer af metan fra sniffere.

Mælkeydelse indgår allerede i NTM indekset, og der er igangværende forskningsprojekter som sigter mod at få skabt et tilstrækkeligt datagrundlag for metanproduktion og fodereffektivitet som kan sikre udviklingen af genetiske modeller til avlsværdiurdering af egenskaberne.

Der har hidtil ikke været stor forskningsmæssig fokus på hvorledes strukturelle ændringer af kvægavlen kan være med til at reducere klimabelastningen fra produktionen af mælk og oksekød, hvilket kort er beskrevet i indledningen til afsnittet. Da 20 % af oksekødsproduktionen i Danmark foregår på kødkvæg, som er tre gange så klimabelastende, som den del der foregår på baggrund af malkekvæg, er der et meget stort reduktionspotentiale ved at ændre det danske avlsmål så der kommer en højere vægtning på kødproduktion, for at få avlsfremgang for denne egenskab. Der er et behov for et større forskningsmæssigt fokus på, hvordan strukturelle ændringer i kvægavlen kan være med til at reducere klimapåvirkningen fra mælk og kød i samspil med nye egenskaber.

5.4.3 Effekt på drivhusgasudledning

Det ovenfor nævnte hollandske simuleringsstudie fandt, at der kan forventes en metanreduktion på omkring 24 % pr. kg mælk i 2050 ved at inddrage en avlsværdiurdering for metan i det totaløkonomiske indeks med en økonomisk vægt for metan, svarede til CO₂ kvoteprisen i 2021. Ved at bevare det nuværende totaløkonomiske indeks i Holland forventedes en metanreduktion på omkring 13 % pr. kg mælk, som følge af den genetiske korrelation mellem metan og de nuværende egenskaberne i avlsmålet (de Haas et al., 2021). Det forventes, at disse tal stort set kan overføres til danske forhold. Et simuleringsstudie af Richardson et al. (2022) fandt ligeledes at genetisk selektion på baggrund af et klimaindeks kunne reducere metanproduktionen væsentligt, samtidig med at det kun i mindre grad påvirkede den genetiske fremgang for det totaløkonomiske indeks.

Effekten ved at inddrage metan og korrelerede egenskaber såsom fodereffektivitet i avlsmålet vil blive påvirket af faktorer såsom økonomisk vægt, hvor en højere økonomisk vægt på egenskaberne vil accelerere avlsfremgangen. Kvaliteten af registreringerne og størrelsen af datagrundlaget har en afgørende betydning for, med hvor stor sikkerhed avlsværdierne kan bestemmes, og dermed muligheden

for en sikker selektion af de bedste dyr. Overordnet set, synes det ikke urealistisk at forvente en avlsfremgang på 1 % pr. år, i et avlsprogram hvor der fortsat er fokus på egenskaber såsom længere levetid og øget ydelse, men hvor der også fremadrettet selekteres direkte på metanreduktion og forbedret fodereffektivitet.

En avlsmæssig ændring mod et større fokus på oksekødsproduktion fra malkekvæg men med uændret mælkeproduktion, vil betyde at der kan produceres mere kød fra malkekvæg og deres afkom end tilfældet er i dag. Hvis der reduceres tilsvarende i kød produceret på kødkvæg, vil det reducere klimaaftrykket fra det kød der flyttes fra kødkvægsproduktionen til malkekvægsproduktionen til en trediedel

5.4.4 Samspil til andre virkemidler

I de kommende år forventes at der bliver et større fokus på tilsætning af foderadditiver og udvikling af foderplanter, der resulterer i mindre enterisk metan. Der er væsentligt at få klarlagt om tilsætning af foderadditiver ændrer rangeringen af køer med hensyn til metanproduktion. Hvis dette er tilfældet, synes det også sandsynligt at dette kan blive tilfældet ved fodring med foderplanter som resulterer i mindre enterisk metan. Det er for nuværende ikke kendt, i hvor høj grad der vil forekomme vekselvirkninger mellem køernes gener og en ændring i foderrationen og tilsætning af additiver, som potentielt kan bevirke at der forekommer ændringer i avlsdyrenes indbyrdes rangering med hensyn til metanproduktion, og dermed kan påvirke muligheden for genetisk fremgang for metanindekset.

Der er ligeledes behov for en bedre forståelse for sammenhængen mellem koens genetik og vommens mikroorganismer. Selv om den mikrobielle sammensætning i vommen er ansvarlig for dannelse af metan, er man kun i den indledende fase med at forstå hvordan genetik påvirker denne. I et studie af vomvæske fra 750 køer i kommercielle danske malkekvægsbesætninger er det blevet vist, at mens koens genetik forklarer omkring 20 % af variationen i metanproduktionen, så forklarede den mikrobielle sammensætning i vommen 13 % af variationen (Difford et al., 2018). Studiet viste også, at de to komponenter tilsyneladende har en minimal vekselvirkning således at køer med en type af gener stadig vil have høj eller lav metanproduktion uanset hvilke mikrober der findes i vommen. Der er et igangværende forskningsprojekt hvor der ud over registrering af individuelt foderoptag og metanproduktion er udtaget vom- og blodprøver med henblik på at opnå en større forståelse på samspillet mellem koens gener og vommikrobiomet.

5.4.5 Usikkerheder

Hidtidige genetiske parametre for metan og fodereffektivitet i både danske og udenlandske studier er i de fleste tilfælde baseret på relativt små datasæt. Ved angivelse af effekt på drivhusgasudledning er det forudsat at storskalamålinger i private besætninger vil resultere i tilsvarende genetiske parametre.

5.4.6 Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse (og klimafremskrivningen)

Landbrug

Udledningen af enterisk metan fra malkekøer er ikke differentieret på genetik i emissionsopgørelsen. Såfremt der i fremtiden kommer besætninger af malkekvæg med særlige genetiske egenskaber, der har en veldokumenteret reduceret enterisk CH₄ udledning, sammenlignet med enten tidligere eller de øvrige malkekvæg, skal der således udvikles en ny beregningsmetode for at inkludere dette i emissionsopgørelsen. Det vil vil ligeledes være nødvendigt at have tilgængelige aktivitetsdata på

udbredelsen af denne type af malkekvæg, hvad enten der udvikles en særskilt beregning eller at det mest simpelt afspejles i de nationale gennemsnitstal. Det skal ligeledes dokumenteres såfremt den genetiske selektion resulterer i en løbende faldende udledning af enterisk CH₄ per årsko fra malkekvæg, som potentielt vil kunne afspejles via en justeret Y_m-faktor, hvortil det vil være nødvendigt at lave en analyse af potentielle afledte ændringer i fodrationsenergi. Strukturelle ændringer i kvægavlen og forskydning af kødproduktion fra kødkvæg til malkekvæg vil være afspejlet automatisk i emissionsopgørelsen via de årligt opdaterede aktivitetsdata for husdyrbestanden og ligeledes i Klimafremskrivningen via de opdaterede Landbrugsfremskrivninger. Da der ikke er angivet en potentiel reduktionseffekt i Klimaeffekttabellen, er der ikke set nærmere på afspejlingen af dette klimavirkemiddel.

Referencer

- Difford G.F., Plichta, D.R., Løvendahl, P., Lassen, J., Noel, S.J., Højberg, O., Wright, A.D.G., Zhu, Z., Kristensen, L., Nielsen, H.B., Guldbandsen, B., Sahana, G. (2018). Host genetics and the rumen microbiome jointly associate with methane emissions in dairy cows *PLoS genetics* 14:10: e1007580.
- de Haas Y., Veerkamp R.F., de Jong, G., Aldridge, M.N. (2021). Selective breeding as a mitigation tool for methane emissions from dairy cattle. *Animal*. 15, Suppl 1:100294. doi: 10.1016/j.animal.2021.100294.
- Hayes, B.J., Donoghue K.A., Reich C.M., Mason, B.A., Bird-Gardiner, T., Herd RM, Arthur PF. (2016). Genomic heritabilities and genomic estimated breeding values for methane traits in Angus cattle. *J Anim Sci*. 2016, 94:902-8. doi: 10.2527/jas.2015-0078.
- Johansen, K., Kargo, M., Bjerring, M., Løvendahl, P., Buitenhuis, A.J. (2022). Phenotypic differences and genetic parameters for methane concentration in BeefxDairy crossbred slaughter calves. *WCGALP 2022 proceedings*, Wageningen Academic Publishers doi: 10.3920/978-90-8686-940-4
- Lassen, L., Løvendahl, P. (2016). Heritability estimates for enteric methane emissions from Holstein cattle measured using noninvasive methods *J. Dairy Sci.*, 99:1959-1967. doi: 10.3168/jds.2015-10012
- Kandel, P., Vanderick, S., Vanrobays, M.L., Soyeurt, H., Gengler, N. (2018). Consequences of genetic selection for environmental impact traits on economically important traits in dairy cows. *Animal Production Science*, 58, 1779-1787. <https://doi.org/10.1016/j.animal.2021.100294>
- Løvendahl, P., Difford, G.F., Li, B., Chagunda, M.G.G., Huhthnen, P., Lidauer, M.H., Lassen, J., Lund, P. (2018). *Animal*, 2018, 12:52, 336-349. doi:10.1017/S1751731118002276
- Manzanilla-Pech, C.I.V., Difford, G.F., Løvendahl, P., Stephansen, R.B., Lassen, J. (2022a). Genetic (co)variation of methane emissions, efficiency, and production traits in Danish Holstein cattle along and across lactations. *J. Dairy Sci.*, 105: 9799-9807. doi: 10.3168/jds.2022-22121
- Manzanilla-Pech, C.I.V., Stephansen, R., Difford, G.F., Løvendahl, P., Lassen, J. (2022b). Selecting for Feed Efficient Cows will help to reduce methane gas emissions. *Front. Genet.*, 13: 885932 doi: 10.3389/fgene.2022.885932/full
- Manzanilla-Pech, C.I.V., Stephansen, R., Andersen, T., Lassen, J. (2022c). Genetic parameters for residual feed intake in three dairy cattle breeds in commercial farms using 3D cameras. *WCGALP 2022 proceedings*, Wageningen Academic Publishers.

- Mogensen, L., Nguyen, T.L.T, Madsen, N.T., Pontoppidan, O., Preda, T., Hermansen, J.E. (2016). Environmental impact of beef sourced from different production systems - focus on the slaughtering stage: input and output, *Journal of Cleaner Production*, 133, 284-293, doi: 10.1016/j.jclepro.2016.05.105
- Richardson, C.M., Sunduimijid, B., Amer, P., van den Berg, I., Pryce, J.E. (2021). A method for implementing methane breeding values in Australian dairy cattle. *Animal Production Science*. 61, 1781-1787. doi:10.1071/AN21055
- Richardson, C.M, Amer, P.R., Quinton, C., Crowley, J., Hely, F.S., van den Berg, I., Pryce, J.E. (2022). Reducing greenhouse gas emissions through genetic selection in the Australian dairy industry. *J. Dairy. Sci.* 105: 4272-4288. doi: 10.3168/jds.2021-21277
- Van Doormaal, B.J., Oliveira, H.R., Narayana, S.G., Fleming, A., Sweett, H., Machiodi, F., Jamrozik, J., Kistemaker, G.J., P.G. Sullivan, Miglior, F. (2023). Implementation of methane efficiency evaluations for Canadian Holsteins. *INTERBULL Bulletin* 59, 74-82.

6 Husdyrgødning

Forfattere: Anders Peter Adamsen og Frederik Rask Dalby, Institut for Bio- og Kemiteknologi

Fagfællebedømmer: Peter Kai og Anders Feilberg, Institut for Bio- og Kemiteknologi

Der er i forbindelse med modelleringen benyttet referencestalde til udregning af potentialet for reduktion af drivhusgasudledning. Referencestald skal forstås som alternativet, når man ikke udnytter den pågældende teknologi. De anvendte specifikationer på referencestaldene er vist i tabel 6.0. Reduktioner af CO₂ ækv. er opgivet pr. ton gylle ab dyr, hvor der ikke tages hensyn til teknologiudbredelse, og derudover total reduktion pr. stalddtype, hvor teknologiudbredelse er medtaget i beregningen. Udledninger og reduktioner af CO₂-ækv inkluderer udledning af CH₄ og N₂O, elforbrug hvis denne overstiger 1 CO₂-ækv. per. ton gylle ab dyr (kun relevant for gyllekøling og bioforgasning) samt fortrængning af fossile brændsler ved biogasproduktion. I hver af teknologitabellerne er også angivet udledning og reduktion for de overordnede dyregrupper, svin og kvæg. Ved udregning af disse inkluderes udelukkende de staldsystemer, som desuden fremgår af hver tabel.

Mængden af gylle kan opgøres på forskellige måder: ab dyr, ab stald og ab lager. Generelt vil gyllemængder stige ned af kæden, idet der til mængder ab dyr skal tillægges strøelse, vandspild, eventuelt foderspild, og for gyllemængder i lagre kan der komme ekstra bidrag fra ensilage, nedbør og befæstede arealer. For at man kan sammenligne med andre opgørelser, så er der i tabel 6.0 vist gyllemængder både ab dyr og ab lager.

Modelberegninger, inputdata og kodning forbundet med estimater i dette kapitel er offentligt tilgængeligt og kan findes på Github via følgende URL: <https://github.com/AU-BCE-EE/Dalby-2024-KVIK>.

Tabel 6.0 Referencestalde for svin og kvæg brugt i modellering af metanproduktion og reduktions-potentialet.

Dyre-type	Staldnavn ^a	Prod.-areal, m ² dyr	Kummeareal, % af prod.-areal	Udslusningsinterval, dage	Udbredelse, gylle ab dyr pr. dyretype, % ^b	Tørstof ab dyr, kt/år	Gylle ab dyr, kt/år	Gylle ab lager, kt/år
Smågrise	Toklimastald m. delvis spaltegulv	0,3	50	24	71	160	2193	3168
	Drænet gulv + spalter (50/50)	0,3	100	48	16	35	485	700
Slagtesvin	Drænet gulv + spalter (33/67)	0,65	100	29	49	393	5017	5519
	Delvist spaltegulv (50-75 % fast gulv)	0,65	50	15	11	85	1087	1174
	Delvist spaltegulv (25-49 % fast gulv)	0,65	75	22	38	305	3884	4195
Søer	Drægtighedsstalde., løs + individuel, delvis spalte ^c	2,5	39	30	69	235	2884	4193
	Farestalde., kassesti, delvis spalte	4,9	50	41	25	80	1051	1528
	Farestalde., kassesti, fuldspalte	4,9	100	41	5	15	197	287
Kvæg	Sengebåse, spalter, bagskyl/ringkanalanlæg	8,0 ^e	66	28	35	823	7495	8863
	Sengebåse, fast gulv, skraberanlæg	8,0 ^e	6	1	15	314	2880	3406
	Sengebåse, spalter, skraberanlæg ^d	8,0 ^e	-	-	19	403	3693	4366
	Sengebåse, drænet-fast gulv, 2% hæld, skrab ^d	8,0 ^e	-	-	5	109	1004	11487
	Andre gyllebaserede staldsystemer ^d	8,0 ^e	-	-	4	106	796	938

^a Staldnavn som angivet i DCE aktivitetsdata (Albrektsen et al., 2023).

^b Udbredelse baseret på gylleudskillelse ab dyr inden for hver dyretype. Ikke alle staldtyper er medtaget, hvorfor udbredelsen ikke summerer op til 100% inden for hver dyretype.

^c Drægtighedsstalde inkl. løbe og kontrolafsnit (også kaldet løbe- /drægtighedsstalde) med løsgående og individuelt opstaldede søer i bokse er slået sammen, da der er usikkerhed omkring fordelingen. Således bruges produktions- og kummeareal for løsgående søer for alle søer i løbe- og drægtighedsstalde, da søer i individuelle bokse udfases henimod 2035 og vurderes at udgøre en mindre andel af søer i løbe-/drægtighedsstalde pr. 2021.

^d Mangelfuld viden om kummeareal. I estimater antages derfor at disse stalde har samme CH₄ udledning som "Sengebåse, fast gulv, skraberanlæg".

^e Produktionsarealet for kvæg er udelukkende angivet for malkekvæg, tung race og brugt i modelsimuleringerne. De model-estimerede emissioner er derefter benyttet på kvæggylle fra alle kvægtyper indenfor hver staldtype.

6.1 Hyppig udslusning af gylle fra stalde (KVM6.1)

Forfattere: Frederik Rask Dalby (afsnit 6.1.0 – 6.1.5) og Anders Peter Adamsen (afsnit 6.1.0 – 6.1.5, 6.1.7), Institut for Bio- og Kemiteknologi, Rikke Albrektsen (afsnit 6.1.6), Institut for Miljøvidenskab.

Fagfællebedømmer: Lise Bonne Guldborg (afsnit 6.1.0 – 6.1.5), Institut for Bio- og Kemiteknologi, Ole Kenneth Nielsen (afsnit 6.1.6), Institut for Miljøvidenskab.

Modelkvalitetssikring: Michael Jørgen Hansen, Institut for Bio- og Kemiteknologi.

Hyppig udslusning af gylle dækker i princippet over udslusning, når det sker oftere end nødvendigt som følge af fyldte gyllekummer eller gyllekanaler. Oftest henviser hyppig udslusning dog til gyllesystemer, hvor gylle udsluses ugentligt eller hyppigere. Hyppig udslusning kan anvendes i de fleste gyllebaserede systemer og reducerer metanudledning fra gylle i stalden. Strategien ved hyppig udslusning er, at gyllen ønskes anvendt til biogas eller opbevaret i udendørslagre, hvor temperaturen typisk er lavere end i stalden. Ved at opbevare gyllen ved lavere temperatur, reduceres mikroorganismernes omsætningshastighed af det organiske materiale og således reduceres metanproduktionen. Hyppig udslusning kan med fordel benyttes i svinestalde, hvor staldtemperaturen typisk er omkring 20 °C og med gylletemperaturer mellem 18-20 °C (Albrektsen et al., 2021). I kvægstalde med naturlig ventilation følger staldtemperaturen (og gyllens temperatur) udetemperaturen (Albrektsen et al., 2021), men er typisk 2-3 °C højere, og derfor vil nettoeffekten af hyppig udslusning teoretisk set være lavere. I praksis er der en række andre forskelle, der påvirker metanproduktionen, f.eks. daglig produktion af gylle, højden af restgylle efter udslusning, udslusningshyppighed, foderspild osv. For både svine- og kvægstalde er det af betydning, hvor stor en mængde restgylle, der efterlades i gyllekanalerne eller gyllekummerne efter udslusning, da tilbageværende gylle kan fungere som podningsmateriale for frisk udskilt gylle og dermed fremskynde metanproduktionen (Dalby et al., 2021). Derfor vil installationer, hvor gyllen skrubes væk, reducere metanudledningen mere end ved standard rørudslusning, hvor der typisk observeres nogle centimeters restgylle efter udslusning. Det er helt centralt, at hyppig udslusning bruges i kombination med andre virkemidler i lageret, da en stor del af den opnåede klimagevinst i stalden ellers reduceres af en øget metanudledning fra udendørslageret.

6.1.1 Anvendelse

I svinestalde med rørudslusningssystemer (også kaldet vakuumudslusning), kan der normalvis ikke udsluses oftere end ugentligt, da udslusningssystemet kræver en bestemt gyllehøjde i kummerne for at fungere korrekt. Adamsen & Kai (2022) lavede en vurdering af driftmæssige udfordringer ved hyppig udslusning i svinestalde og fandt, at ugentlig udslusning var muligt i slagtesvinesstalde, løbedrægtighedsstalde med delvis spaltegulv og gyllekumme, samt for smågrise i to-klimastalde. Alternative systemer, såsom linespilsanlæg, gylletrugte eller gyllerønder kan implementeres for at øge udslusningshyppigheden og dermed reducere gyllens opholdstid i stalden, men disse teknologier kan kræve større staldbygninger. I kvægstalde findes flere løsninger, hvor gyllen dagligt eller op til 12 gange i døgnet skrubes ud til en gyllebrønd eller tværkanal. Tværkanalen kan være placeret både inde i stalden og udenfor og har en relativt begrænset gyllekapacitet i forhold til den daglige gylleproduktion fra dyrene, hvorfor gyllen herfra udsluses dagligt. Disse stalde praktiserer derfor allerede en hyppig udslusning og yderligere metanreduktioner vil derfor ikke kunne hentes i disse stalde, i forhold til at reducere gyllens opholdstid i stalden. I kvægstalde med ringkanal, som er mest udbredt i Danmark, opbevares gylle i en sammenhængende gyllekanal under spalteelementerne, hvor gyllen dagligt cirkuleres for at forhindre sedimentation og lagdeling. Her holdes gyllehøjden som minimum på 40 cm for at anlægget kan fungere, og der udsluses til eksternt lager, når gyllehøjden når 80 cm. Ringkanalers dybde er omkring 1,2 m.

6.1.2 Relevans og potentiale

For svinestalde er hyppig udslusning nemt at implementere i praksis, hvorfor ugentlig udslusning er lovpligtigt fra maj 2023 i alle slagtesvinestalde, undtaget stalde med staldforsuring og stalde med certificeret økologisk produktion. I nedenstående tabel 6.1.1 er potentialet beregnet ud fra en vurdering af, hvilke staldsystemer der kan implementere ugentlig udslusning i svinestalde og på basis af 2021 aktivitetsdata. Således er staldtyper, hvor skrabning allerede er en implementeret teknologi ikke indregnet som en del af potentialet. Der er ydermere lavet beregninger for effekt af linespilsanlæg i slagtesvinestalde og løbedrægtighedsstalde, hvor teknologien kan implementeres. Ved modellering af linespilsanlæg i svinestalde antages daglig udslusning og 1 cm restgylle i kummen. I kvægstalde vurderes det, at stalde med ringkanalsystem kan ombygges relativt billigt, ved f.eks. at udfylde ringkanalen og/eller lægge nyt fast gulv oven på det eksisterende gulv. Dermed vil potentialet udelukkende være for stalde med ringkanalsystemer og dermed ikke inkludere stalde, hvor hyppig udslusning allerede praktiseres. Hyppig udslusning i kvægstalde regnes som daglig udslusning med 40 cm restgylle.

Tabel 6.1.1 Estimeret metanreduktion i stald, lager og totalt ved ugentlig udslusning af svinegylle og daglig udslusning af kvæggylle. Endvidere udbredelsen i 2021 og potentiel udbredelse. De sidste to kolonner viser reduktion i CO₂-ækv. (CO₂-ækv. pr. ton gylle af dyr og i 1000 tons (kt) pr. staldtype). Daglig udslusning af kvæggylle er beregnet som gødning fra stalde med ringkanal-system, hvor det antages at staldene kan ombygges til stalde med fast gulv med skraber. Linespilsanlæg er indikeret som "LS" i Ref. kolonne. Enheder i pr. ton henviser til pr. ton gylle af dyr og kt er 1000. tons pr. staldtype. N₂O er både direkte og indirekte fra stald og lager.

Dyre-og staldtype	Ref.	CH ₄ , kg CH ₄ /ton			N ₂ O, Kg N ₂ O/ ton	Udbredelse, %		Reduktion netto	
		Stald	Lager	Total		2021	Poten- tiale	kg CO ₂ e- /ton	kt CO ₂ e/- stald- type
Kvæg, Sengebåse, spalter, bagskyl/ringkanalanlæg	Ja	1,6	1,9	3,6	0,05	0	100	20,3	152
Kvæg, Sengebåse, spalter, bagskyl/ringkanalanlæg	Nej	0,1	2,7	2,8	0,05				
Slagtesvin, Drænet gulv + spalter (33/67)	Ja	2,1	3,0	5,1	0,05	0	100	10,4	52
Slagtesvin, Drænet gulv + spalter (33/67)	Nej	1	3,8	4,8	0,05				
Slagtesvin, Drænet gulv + spalter (33/67)	LS*	0,2	4,3	4,5	0,05	0	100	18,0	90
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (25-49 % fast gulv)	Ja	1,7	3,3	5,0	0,05	0	100	7,5	29
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (25-49 % fast gulv)	Nej	0,9	3,8	4,7	0,05				
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (25-49 % fast gulv)	LS*	0,2	4,3	4,5	0,05	0	100	14,1	55
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (50-75 % fast gulv)	Ja	1,2	3,6	4,8	0,05	0	100	4,2	4,6
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (50-75 % fast gulv)	Nej	0,7	3,9	4,7	0,04				
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (50-75 % fast gulv)	LS*	0,1	4,3	4,5	0,04	0	100	10	11
Søer, Drægtighedstalde, løs + individuel, delvis spalte	Ja	2,1	2,9	4,9	0,06	0	100	10,3	18
Søer, Drægtighedstalde, løs + individuel, delvis spalte	Nej	0,1	3,6	4,6	0,05				
Søer, Drægtighedstalde, løs + individuel, delvis spalte	LS*	0,2	4,1	4,3	0,05	40	100	17,8	31
Søer, Farestalde, kassesti, delvis spalte	Ja	2,6	2,5	5,1	0,05	0	100	14,0	15
Søer, Farestalde, kassesti, delvis spalte	Nej	1,1	3,5	4,6	0,05				
Smågrise, Toklimastald m. delvis spaltegulv	Ja	1,6	2,9	4,6	0,04	0	100	7,6	17
Smågrise, Toklimastald m. delvis spaltegulv	Nej	0,8	3,5	4,3	0,04				
Kvægstalde	Ja	1,6	1,9	3,6	0,05	0	100	20,3	152
Kvægstalde	Nej	0,1	2,7	2,8	0,05				
Svinestalde	Ja	1,9	3,0	5,0	0,05	7	100	9,1	135
Svinestalde	Nej	0,9	3,7	4,6	0,05				

*Kræver ombygning af stalden, således at gyllekummen fyldes op og der etableres fast gulv.

** LS er linespilsanlæg og er i modelberegninger simuleret ved daglig udslusning og 1 cm restgylle. Model simuleringer med linespilsanlæg er ikke inkluderet i gennemsnit for svinestalde.

6.1.3 Effekt på drivhusgasudledning

Hyppig udslusning har en relativt stor effekt på metanudledning i svinestalde, men forventes ikke at have en effekt på ammoniakudledning, da emissionsoverfladen vil være uændret. Af samme grund påvirker strategien heller ikke det indirekte bidrag fra ammoniak til lattergas, og det følgende afsnit vil udelukkende koncentrere sig om effekter på metanudledning. Metanudledning fra svinestalde med hyppig udslusning er blevet målt flere gange, men ofte med en målemetode, som benytter sig af foto-akustisk spektroskopi (PAS). Denne metode har vist sig at være sensitiv overfor visse flygtige stoffer og vanddamp, når det gælder betemmelse af metankoncentration (Adamsen et al., 2018; Liu et al., 2020). Derfor må mange tidligere estimater betragtes som usikre. Holm et al. (2016) rapporterede en metanreduktion på 55% fra en slagtesvinestald med ugentlig udslusning med PAS metoden. Der er senere blevet målt en metanreduktion på 45% fratrukket enterisk metanproduktion fra en slagtesvinsstald med ugentlig udslusning og en bedre målemetode (Jørgensen et al., 2022). Dalby et al., (2023) rapporterede en metanreduktion på 38% fra stalden og 53% fra gyllen i en forsøgsstald med slagtesvin og ugentlig udslusning. Ved hyppigere udslusning end ugentligt, f.eks. ved at bruge gyllerender eller gylletrugte, blev der opnået en større metanreduktion på hhv. 81% og 89% fra gyllen (Dalby et al., 2023). Ligeledes er der i drægtighedsstalde med linespilsanlæg målt en metanreduktion fra gyllen på 90%, dog med PAS-metoden (Holm et al., 2019). I to slagtesvinestalde med linespilsanlæg er der målt 86 og 98% metanreduktion fra gyllen (Holm et al., 2022). Osada et al. (1998) målte en metanreduktion i den lave ende på 11% fra stalden med ugentlig udslusning og PAS metoden. Der er rapporteret stor variation i metanudledning fra svinestalde (Vansbreck et al., 2013), og derfor forventes også variation i effekten af hyppig udslusning. For kvæg udgør gyllens bidrag i stald og lager omkring 24% af den samlede metanudledning fra kvæg (Albrektsen et al., 2021). I stalden vil gyllens bidrag til metanudledning være endnu mindre, og nøjagtig kvantificering af dennes størrelse kræver gode estimater for den enteriske metanproduktion, som kan variere med fodersammensætning og dyrenes produktionscyklus. Derudover er metanproduktion fra kvæggylle lavere end for svinegylle grundet et lavere indhold af nedbrydeligt organisk materiale (VS_d) og en gennemsnitlig lavere gylletemperatur i kvægstalden. Der foreligger ikke god dokumentation for effekten af hyppig udslusning i kvægstalde.

Adamsen et al. (2021) udviklede en model baseret på Arrhenius sammenhængen mellem gylletemperatur og metanproduktionsrate (Petersen et al., 2016). I modellen blev der tilføjet en parameter, der delvist tager højde for inokulumeffekter i form af gyllens hydrauliske opholdstid. I denne opdatering er der foretaget mindre ændringer i modellen og der estimeres ca. 52% metanreduktion fra svinegylle fra en slagtesvinestald med 33% drænet gulv og 67% spaltegulv, hvilket er den mest udbredte slagtesvinestaldtype. I tabel 6.1.1 er denne model benyttet til estimering af metanreduktionen ved hyppig udslusning i svine- og kvægstalde. Modellen er benyttet på de staldtyper, som blev vurderet egnede til hyppig udslusning eller linespilsanlæg. Til beregning af reduktion benyttes referencestalde for forskellige svinestalde, inkl. smågrise, søer og slagtesvinestalde, og for kvægstalde med ringkanaler. Det antages, at der i svinestalde udsluses når gyllestanden når 35 cm, og efter udslusning er restgyllehøjden 5 cm, som er 2 cm mere end i denne tidligere udgave. I tilfælde hvor gyllestanden ikke når 35 cm ved slutningen af produktionscyklus, udsluses der ved slutningen af produktionscyklus. Dette vil være gældende i f.eks. farestalde. I svinestalde med hyppig udslusning udsluses der ugentligt, hvilket resulterer i forskellige gyllehøjder ved udslusningstidspunktet afhængigt af dimensionerne på gyllekummerne samt dyrekategori. Mængden af let nedbrydeligt organisk materiale (VS_d) sættes til 70% af total organisk materiale (VS_{tot}) for svinegylle (Møller et al., 2004a, b). Den udslusede gylle tilføres et gyllelager, som gradvis fyldes op fra april og tømmes igen efter et år. Yderligere detaljer omkring referencestald for de forskellige typer af svin kan findes i tabel 6.0 og Adamsen et al. (2021). I kvægstalde med ringkanal antages det at der udsluses der når gyllehøjden er 80 cm, og restgyllehøjden efter udslusning er 40 cm, svarende til udslusning hver 28. dag.

Ringkanal arealet sættes til 66% af produktionsarealet ud fra estimater baseret på sengebåstalde (Kai & Adamsen, 2017). Ved hyppig udslusning i kvægstalde antages det, at stalden er blevet ombygget med fast gulv og at gyllen skræbes 12 gange dagligt fra gangarealerne ned i en tværkanal. Denne ombygning kræver at ringkanalen fyldes op, så der ikke kan være gylle under gulvet. Tværkanalen udgør i vores beregninger 6% af produktionsarealet. Restgyllehøjden i tværkanalen efter udslusning antages at være 40 cm. Med 12 skræb pr. dag i gangarealerne, kan det antages at gyllen udelukkende opholder sig i tværkanalen. Fra tværkanalen udsluses dagligt. Mængden af VS_d i kvæggylle sættes til 42% af VS_{tot} . Dette estimat er baseret på en middelværdi fra to studier om biogaspotentialer af kvæggylle (Møller et al., 2004a,b). Gylle fra udendørs lageret køres ud i april og tømmes månedligt i perioden maj til september. Metanudledning estimeres pr. ton gødning ab dyr, dvs. eksklusiv strøelse og vaskevand.

Der fremgår af tabel 6.1.1 at effekten af ugentlig udslusning fra svinestalde, samt daglig udslusning i kvægstalde giver store metanreduktioner i staldene, men øger metanudledning fra lageret. Dette skyldes at en øget mængde omsætteligt organisk materiale og dermed potentialet for metanproduktion tilføres lageret, når det fjernes hyppigere fra stalden. For kvæggylle er reduktionen 20,3 kg CO_2 -ækv. / ton gødning ab dyr, og for svinegylle er det 9,1 kg CO_2 -ækv. / ton gødning ab dyr. Denne forskel skyldes dels at hyppig udslusning i kvægstalden er dagligt, og at kummearealet bliver reduceret væsentligt ved ombygning af kvægstalden. Derudover er metanbidraget fra lageret mindre for kvæggylle, da det udkøres oftere og dermed ikke når at udlede store mængder CH_4 derfra.

Opsummering med tal overført til klimavirkemiddeltabel

Reduktion svin = 9,1 kg CO_2 -ækv/ m^3 gylle ab dyr

Reduktion kvæg = 20,3 kg CO_2 -ækv/ m^3 gylle ab dyr

6.1.4 Samspil til andre virkemidler

Hyppig udslusning vil generelt være et foretrukket virkemiddel i svinestalde og kan kombineres med alle virkemidler i lageret. Den samlede strategi for at reducere drivhusgasudledning går generelt i retning af hyppig udslusning i stalden kombineret med et lagervirkemiddel. Dette skyldes, at ugentlig udslusning i svinestalde kan praktiseres uden større meromkostninger. Afhængigt af udslusningshyppighed vil der måske også være en betydelig gevinst ved at kombinere med forsurening af restgyllen. Denne kombinationsmulighed er dog ikke blevet undersøgt i praksis.

De mest oplagte virkemidler, som hyppig udslusning kan kombineres med, er:

1. Bioforgasning – da den udslusede gylle vil indeholde en højere mængde omsætteligt organisk materiale (VS_d), som omsættes i biogasanlægget og øger metanudbyttet.
2. Lagerforsuring – for eksempel lavdosis lagerforsuring, hvor et pilotstudie har vist at metanudledningen kan reduceres betydeligt på en omkostningseffektiv måde (Ma et al., 2022). Et igangværende projekt skal undersøge effekten i fuldskala.
3. Overdækning af gyllelagre kombineret med kontrolleret ventilering. Igangværende projekter undersøger pt effekten i fuldskala.

4. Overdækning af gyllelagre og fakkelafløb af metan, når koncentrationen er tilstrækkelig høj.

Sampil med ovennævnte virkemidler er beskrevet i de følgende afsnit og dækkes ikke yderligere her.

6.1.5 Usikkerheder

I afsnit 6.1.3 blev variationen mellem rapporterede effekter af hyppig udslusning belyst. Variationen kan skyldes både usikkerhed i bidraget af enterisk metan fra dyrene og usikkerhed i form af de brugte målemetoder. Dertil kommer forskelle i general staldhygiejne, vaskehyppighed, dyrenes velbefindende, gulvtype og fodersammensætning. Særligt staldhygiejne og vaskeproceduren vurderes at have effekt på gyllens metanudledning, da gammel gylle vil pode den friske udskilte gylle med mikroorganismer og fremskynde metanproduktionen (Dalby et al., 2021). Ngwabie et al. (2016) undersøgte effekten af mængden af gammel gylle, som står tilbage før frisk gylle blev tilsat i pilot lagertanke med kvæggylle. De fandt en lineær sammenhæng mellem mængden af gammel gylle i tanken til at starte med og den samlede metanudledning i vinterperioden (Ngwabie et al., 2016). Massé et al. (2016) undersøgte effekten af hyppigere tømning i kvæggyllelagre og målte 40-80% metanreduktion ved at tømme tankene 2-4 gange over sommeren (Massé et al., 2016). Dette er i god overensstemmelse med modelleringerne foretaget på kvæggylle her. I et igangværende projekt med vask af gyllekummer med vaskerobot i slagtesvinestalde ses også en signifikant reduktion af metanudledning fra gylle i stalden, men også ved efterfølgende lagring af gylle i 9 måneder (ikke publiceret). Dette underbygger yderligere betydningen af podemateriale.

Den benyttede model er forbundet med flere usikre modelparameter. Disse parametre bliver og vil blive nærmere undersøgt i igangværende og fremtidige projekter (Petersen & Gyldenkerne, 2020). Særligt mængden af VS_d i både svine- og kvæggylle (stald såvel som lager) er forbundet med usikkerhed (Møller et al., 2004a,b), hvilket påvirker metanudledningsestimaterne i stalden og lageret. For kvægstalde med ringkanalsystemer eller bagskyl vurderes modelestimaterne at ligge i den høje ende i forhold til de få målinger, der er foretaget hidtil og der gøres opmærksom på at tallene er behæftet med væsentlig usikkerhed. Kvægstalde er sjældent dimensioneret ens og både ringkanalarealet, samt areal og volumen af tværkanaler vil variere ganske betydeligt i danske stalde. I ringkanaler udregnes kummearealet i modellen ud fra gangarealet, da dette typisk er målsat på staldtegninger, men kummearealet er reelt lidt mindre, da gulvelementerne i gangarealerne hviler på kanalvægge. Ligeledes er der usikkerhed omkring arealet og dybden af tværkanaler i kvægstalde. Kai et al. (2015) undersøgte forskellige kvægstaldes kummearealer og estimerede gyllens hydrauliske opholdstid (HRT). Her blev HRT estimeret for 6 kvægstalde til mellem 16 og 85 dage i kvægstalde med ringkanal eller bagskyl og 4 dage i en enkelt stald med drænet gulv (Kai et al., 2015). Til sammenligning er HRT i nærliggende modelleringer af kvægstald med ringkanal og kvægstald med daglig udslusning beregnet til hhv. 42 og 3 dage. At sidstnævnte er højere end én dag skyldes mængden af restgylle i tværkanaler efter udslusning.

Der gøres opmærksom på at det for flere af staldsystemerne er svært at måle udledningerne fra gyllen direkte og at udledninger i dette kapitel er baseret på simuleringer med et modelværktøj. Særligt udledning af metan fra kvægstalde med ringkanalsystem vurderes at være i den høje ende i forhold til de systematiske målinger der er foretaget og der gøres opmærksom på at tallene er behæftet med væsentlig usikkerhed

6.1.6 Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen

I den nationale opgørelse antages det ikke at hyppig udslusning benyttes indenfor griseproduktion. I stedet benyttes en gennemsnitlig hydraulisk opholdstid for gylle i grisestalde på 17,9 dage. For kvæg regnes der med en hydraulisk opholdstid på 20,03 dage. Ved hyppig udslusning og antagelser om restgyllemængder efter udslusning vil den hydrauliske opholdstid i nærværende model være 8,3 og 3 dage for hhv. en slagtesvinestald med drænet gulv og 2/3 spaltegulv med ugentlig udslusning og en kvægstald med daglig udslusning.

I beregningen af CH₄ i emissionsopgørelserne indgår opholdstiden af gyllen i stalden, men indtil videre har hyppig udslusning ikke været inkluderet pga. manglende aktivitetsdata. Fra 2023 (hvorfra emissionen beregnes og rapporteres i 2025) er der krav om hyppig udslusning i svinestalde og det vil blive implementeret i emissionsopgørelsen, hvis aktivitetsdata omkring udbredelsen, herunder undtagelser, bliver tilgængelige.

Hyppig udslusning forventes ikke at have en effekt på ammoniakudledning og har dermed ikke effekt på indirekte N₂O emission.

Emissionen estimeret per ton gylle i emissionsopgørelserne (tabel 4.4.4) er lavere end estimeret ovenfor (vist i tabel 6.1.1), og derfor vil effekten af hyppig udslusning angivet i kg CO₂-ækv. per ton gylle også blive lavere i en simpel beregning ved brug af samme procentvise reduktionseffekt.

6.1.7 Sideeffekter

Klimatilpasning

Der er ikke nogen kendte sideeffekter af hyppig udslusning sammenlignet med referencerne.

Biodiversitet

Der er ikke nogen kendte sideeffekter af hyppig udslusning sammenlignet med referencerne.

Andet

Der er ikke nogen kendte sideeffekter af hyppig udslusning sammenlignet med referencerne.

Referencer

Adamsen, A.P. (2018). Measurement of climate gases from livestock barns with infrared photo-acoustic spectrometry (in Danish: Måling af klimagasser fra stalde med infrarød fotoakustisk spektrometri). Intern rapport fra SEGES.

Adamsen, A.P. S., Hansen, M.J., Møller, H.B. (2021). Effekt af hyppig udslusning af gylle på metanproduktion, Notat fra DCA Nr. 2020-0166155, 9 s., jan. 12, 2021.

Adamsen, A. P. S., & Kai, P. (2022). Faglig vurdering af tekniske- og driftsmæssige udfordringer ved ugentlig udslusning af gylle og gødning fra eksisterende staldsystemer, DCA. Nr. 2022-0376370, 15 s., jul. 04, 2022.

- Albrektsen, R., Mikkelsen, M.H., Gyldenkærne, S. (2021). Danish Emission Inventories for Agriculture (DCE-Number 443).
- Dalby, F.R., Hafner, S.D., Petersen, S.O., VanderZaag, A.C., Habtewold, J., Dunfield, K., Chantigny, M.H., Sommer, S.G. (2021). Understanding methane emission from stored animal manure: A review to guide model development. In *Journal of Environmental Quality* (Vol. 50, Number 4). <https://doi.org/10.1002/jeq2.20252>
- Dalby, F.R., Hansen, M.J., Guldborg, L.B., Hafner, S.D., Feilberg, A. (2023). Simple management changes drastically reduce pig-house methane emission in combined experimental and modelling study. *Environmental Science & Technology* (57, 3990-4002). <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c08891>
- Holm, M. (2016). Klimagas emission fra danske slagtesvinestalde. Rapport fra Seges.
- Holm, M., Kasper, O.G., Sørensen, B. (2019). Ammoniak- og metanemission fra drægtighedsstalde (Nr 1910). Rapport fra Seges.
- Holm, M., Myllerup, M., Grønborg, S. (2022). Methane reduction from pig units with frequent flushing of manure or daily removal of manure by scraper. *Zero Emission Agriculture*.
- Hutchings, N.J., Lærke, P.E., Munkholm, L., Elsgaard, L., Kristensen, T., Rasmussen, J., Lund, P., Børsting, C., Løvendahl, P., Mikkelsen, M.H., Albrektsen, R., Gyldenkærne, S., Møller, H.B., Hansen, M. J., Feilberg, A., Adamsen, A.P. (2020). Opdatering af effekter og potentialer af klimavirkemidler til anvendelse i landbrug.
- Jørgensen, M., Bache, J. K., Granath, S. W. Y. (2022). Gylleudslusning ugentligt samt hver 14. dag i en slagtesvinestald med drænet gulv. SEGES Innovation. Meddelelse nr. 1253. 10 pp + appendicer.
- Kai, P., Adamsen, A.P. (2017). Fra produktionsbaseret til arealbaseret emissionsberegning del 2: Emissionsfaktorer.
- Kai, P., Birkmose, T., Petersen, S. (2015). Slurry volumes and estimated storage time of slurry in Danish livestock buildings.
- Kai, P., Tybirk, P., Holm, M., Jensen, H.B., Bækgaard, H. (2022). Kapitel 8 Tab af næringsstoffer fra stalde – Normtal for husdyrgødning 2021 / 2022. https://anis.au.dk/fileadmin/DJF/Anis/dokumenter_anis/normtal/Normtal_lagt_paa_i_2022/Kap_8_Stalde_2021-22_med_datablad.pdf
- Liu, D., Rong, L., Kamp, J., Kong, X., Adamsen, A.P., Chowdhury, A., Feilberg, A. (2020). Photoacoustic measurement may significantly overestimate NH₃ emissions from cattle 2 houses due to VOC interferences. *Atmospheric Measurement Techniques*, 13, 259–272. <https://doi.org/10.5194/amt-13-259-2020>
- Ma, C., Dalby, F.R., Feilberg, A., Jacobsen, B.H., Petersen, S.O. (2022). Low-Dose Acidification as a Methane Mitigation Strategy for Manure Management. *ACS Agricultural Science and Technology*, 2(3), 437–442. <https://doi.org/10.1021/acsagscitech.2c00034>
- Massé, D. I., Jarret, G., Hassanat, F., Benchaar, C., Saady, N.M.C. (2016). Effect of increasing levels of corn silage in an alfalfa-based dairy cow diet and of manure management practices on manure fugitive methane emissions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 221, 109–114. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.018>

- Møller, H.B., Sommer, S.G., Ahring, B.K. (2004a). Methane productivity of manure, straw and solid fractions of manure. *Biomass and Bioenergy*, 26(5), 485–495. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2003.08.008>
- Møller, H.B., Sommer, S.G., Ahring, B.K. (2004b). Biological degradation and greenhouse gas emissions during pre-storage of liquid animal manure. *Journal of Environmental Quality*, 33(1), 27–36. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.2700>
- Ngwabie, N.M., Gordon, R.J., VanderZaag, A., Dunfield, K., Sissoko, A., Wagner-Riddle, C. (2016). The extent of manure removal from storages and its impact on gaseous emissions. *Journal of Environmental Quality*, 45(6), 2023–2029. <https://doi.org/10.2134/jeq2016.01.0004>
- Osada, T., Rom, H.B., Dahl, P. (1998). Continuous measurement of nitrous oxide and methane emission in pig units by infrared photoacoustic detection. *Transactions of the ASAE*, 41(4), 1109–1114.
- Petersen, S.O., Gyldenkerne, S. (2020). Redegørelse omkring forventede justeringer i beregning af metanemission fra husdyrgødning (Number Journal 2020-0066332).
- Petersen, S.O., Olsen, A.B., Elsgaard, L., Triolo, J.M., Sommer, S.G. (2016). Estimation of methane emissions from slurry pits below pig and cattle confinements. *PLoS ONE*, 11(8), 1–16. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0160968>

6.2 Forsuring af gylle i stalden (KVM6.2)

Forfattere: Peter Kai (afsnit 6.2.0 – 6.2.5), Anders Peter Adamsen (afsnit 6.2.0– 6.2.5) og Frederik Rask Dalby (afsnit 6.2.0 – 6.2.5), Institut for Bio- og Kemiteknologi, Søren O. Petersen (afsnit 6.2.0 – 6.2.5), Institut for Agro-økologi, Rikke Albrechtsen, Institut for Miljøvidenskab (afsnit 6.2.6), Anne Winding (afsnit 6.2.7) og Marianne Bruus (afsnit 6.2.7), Institut for Ecoscience, Dominik Zak (afsnit 6.2.7), Institut for Ecoscience.

Fagfællebedømmer: Anders Feilberg (afsnit 6.2.0 – 6.2.5), Institut for Bio- og Kemiteknologi, Ole Kenneth Nielsen (afsnit 6.2.6), Institut for Miljøvidenskab, og Anders Peter Adamsen (6.2.7). Institut for Bio- og Kemiteknologi.

Modelkvalitetssikring: Michael Jørgen Hansen, Institut for Bio- og Kemiteknologi.

Beskrivelse af teknologien er hovedsagelig fra Olesen et al. (2018) og Adamsen et al. (2021)

Forsuring af gylle med syre kan ske ved iblanding af organiske eller mineralske syrer, især svovlsyre, eller ved tilsætning af kulhydratholdige substrat som kan omsættes til carboxylsyrer, især eddikesyre eller mælkesyre. Sidstnævnte kan især være relevante for økologisk husdyrproduktion.

Tilsætning af stærk syre til svinegylle bevirker, at gyllens pH-værdi falder, hvorved opløst ammoniak (NH_3) omdannes til ammonium (NH_4^+). Dette medfører en markant reduktion af emissionen af NH_3 .

Typisk anvendes koncentreret svovlsyre, der er en forholdsvis billig og effektiv syre. Svovlsyrebehandling af gylle kan på den ene side medføre kortvarig frigivelse af betydelige mængder H_2S , men kan samtidig reducere den mikrobielle produktion af H_2S . H_2S er en giftig, ildelugtende gas, og svovlsyre er en stærk ætsende syre, som skal håndteres forsigtigt og efter gældende forskrifter.

Forsuring med svovlsyre kan ske i kvægstalde, hvor gyllesystemet er udformet som ringkanalsystem, og i svinestalde (se figur 6.1). Svovlsyre kan også tilsættes til gyllelageret for at forhindre emission af ammoniak fra udbringning af gylle. Endelig kan tilsætning af svovlsyre reducere dannelse og emission af metan i både stald og lagre, selv i lavere doser end nødvendigt for at reducere emission af ammoniak ved udbringning. Dette behandles i kapitel 6.4.

6.2.1 Anvendelse

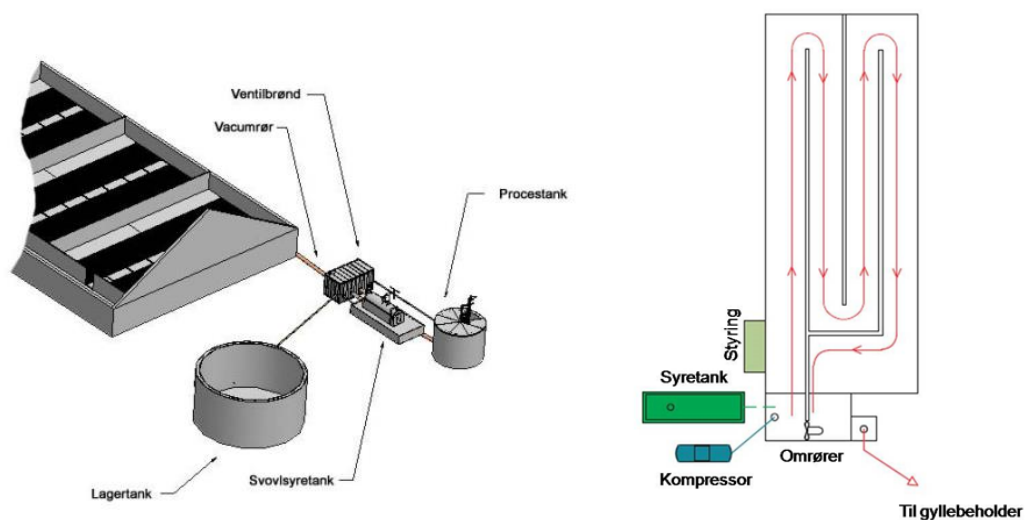
Der findes pt. to fabrikater af forsøringsanlæg i danske svinestalde, henholdsvis INFARMS "NH₄⁺ Staldforsuring" og JH Agros "JH forsuring NH₄⁺", der begges ejes af JH Agro A/S. De to fabrikater fungerer principielt ens, hvorfor der ikke er grund til at tillægge dem forskellige effekt. Det er dog pt. kun JH forsuring NH₄⁺, der forhandles, idet INFARM ikke længere markedsføres, men eksisterende anlæg serviceres af JH AGRO A/S.

JH Agros forsøringsanlæg "JH forsuring NH₄⁺" til svinestalde virker ved, at al gylle i stalden dagligt føres ud til en ekstern procestank, hvor gyllen under omrøring tilsættes syre til en pH-værdi på 5,5. Der anvendes 93-96 % koncentreret svovlsyre. Efter forsuring pumpes en del af gyllen tilbage i stalden, så der er en gyllehøjde på ca. 20 cm i gyllekummerne. Overskydende forsuret gylle pumpes til lagertank. Tømning og fyldning af gyllekummerne og procestanken foregår via et ventilarrangement, der er plc-styret (dvs. computerstyret). Ifølge JH Agro, den eneste producent i Danmark, kan forsøringsanlægget behandle gyllen fra 800 – 1500 m² gyllekumme pr. ventil. Procestanken dimensioneres efter den maksimale mængde gylle, der kontrolleres af en given ventil.

Der anvendes 10 – 13 kg syre pr. ton svinegyfle afhængig af tørstofindhold mv. (Riis, 2016; Riis og Jonassen, 2018). Det er undersøgt, om man kunne nøjes med at forsure to gange om ugen. Det medførte ikke et lavere syreforbrug, men til gengæld faldt reduktionseffektiviteten for ammoniak fra 62 % til 38 % (Riis & Jonassen, 2018).

I kvægstalde kan gylleforsuring anvendes i sengebåsestalde, der i køernes motions-/gangarealer har spal-tegulv med underliggende gyllekanaler. Gyllekanalerne er opbygget med ringkanalsystem eller med bagskylsanlæg. Der formodes at være langt flere ringkanalstalde end stalde med bagskylsanlæg. Bagskylsanlæg er opbygget, så der fra fortanken kan returpumpes gylle ind i den ene ende af gyllekanalen sam-tidig med, at gyllen i modsatte ende af gyllekanalen løber ud i fortanken. Forsuringsanlæg til stalde med bagskylsanlæg er principielt opbygget på samme måde som svinestalde.

Ved ringkanalsystemet er gyllekanalerne i stalden forbundne med en omrørebrønd uden for stalden. En pumpe i omrørebrønden bevirker, at gyllen i stalden dagligt omrøres. Der kan dog stadig være døde om-råder i bl.a. hjørner af gyllekanalerne og ved mellemgange i stalden, hvor gyllen ikke sættes i bevægelse og derved reelt ikke omrøres. Ligeledes kan der opstå problemer med bundfald, når gyllen efter passage gennem smalle tværkanaler ledes over i brede langsgående kanaler, med deraf følgende reduktion i flow-hastigheden. Ved gylleforsuring kobles forsuringsanlægget direkte til omrørebrønden, og fungerer derfor som et gennemløbsanlæg med kontinuerlig forsuring i modsætning til svinestalde, hvor en vis portion gylle behandles ad gangen. Syreforbruget er i en test i fire kvægstalde opgjort til mellem 5,4 og 6,3 kg/ton, dvs. noget lavere end i svinestalde (Andersen, 2013).



Figur 6.1 Skitse af forsuringsanlæg. T.v.: svinestald. T.h.: kvægstald med ringkanalsystem. Kilde: JH Agro A/S.

6.2.2 Relevans og potentiale

Der er udført flere laboratorieforsøg hvor staldforsuring simuleres ved løbende at tilsætte frisk gylle til inkubationsflasker samt løbende justering af pH. Fuchs et al., (2021) udførte sådanne forsøg på kvæggylle og målte en metanreduktion på 89% over 11 dage. Dalby et al., (2022) udførte lignende forsøg med svinegyfle,

men hvor der kun blev forsuret ugentligt og udelukkende på residualgyllen efter simuleret ugentlig udslusning. Dette resulterede i en CO₂-ækv. reduktion på 49%. I lignende forsøg med forsuring af residualgyllen er der målt ca. 40% reduktion af metan (Ambrose et al., ikke publiceret). Disse forsøg tyder på at forsuringseffekten vil være høj, hvis der forsures hyppigt, hvilket er normal praksis ved staldforsuring. Ambrose et al. (2023) opsummerer forsøg lavet med forsuring både i stald og lager og finder generelt høje reduktioner (>90%). Det skal dog tilføjes at langt størstedelen af forsøgene i Ambrose et al. (2023) og nedenfor nævnte studier ikke er udført med kontinuerlig tilførsel af frisk gylle og pH justering. Ved løbende tilførsel af frisk gylle (som ved staldforsuring) forventes effekten af forsuring at være lidt lavere end uden tilsætning, da der kan opstå lokale miljøer i gyllen hvor pH er tæt på neutral.

Forsøg i pilot-skala gyllebeholdere har vist en reduktion af udledning af metan på ~99% ved staldforsuret gylle lagret over 83 dage og uden tilførsel af ny gylle (Petersen et al., 2014). Et laboratorieforsøg har vist, at udledning af metan fra svovlsyrebehandlet kvæggylle var op til 87% lavere end fra den ubehandlede kontrolgylle ved lagring over 95 dage (Petersen et al., 2012). Forsøgene peger således entydigt på en reduktion af udledning af metan ved staldforsuring, både i stald og under lagring af gylle, idet det dog er vanskeligt at angive en størrelsesorden med sikkerhed.

I kvægstalde med ringkanalsanlæg kan der installeres forsuringsanlæg på eksisterende bedrifter, idet forsuringsanlægget kan placeres ved en udvendig omrøringsbrønd. Det kræver derfor ikke væsentlig ombygning af staldene.

Eksisterende kvægstalde med bagskyl bør også kunne etablere forsuringsanlæg uden større meromkostninger sammenlignet med implementering i nye stalde (hvor der typisk ikke vil være bagskyl eller ringkanalsystem til gyllen), men det skal sikres, at svovlbrinten er afgasset, inden den forsurede gylle pumpes tilbage i stalden.

I svinestalde kan der også monteres staldforsuringsanlæg i eksisterende stalde, afhængigt af gyllesystemets opbygning, men det kræver en ombygning, idet der skal laves rørføringer, der kan lede den forsurede gylle tilbage til de enkelte sektioner. Der er en markant størrelsesøkonomi i forsuringsanlæg, så jo større stalde, jo lavere omkostning pr. produceret enhed. For beregninger af anlægsomkostninger mv., henvises til teknologibeskrivelser publiceret af DCA i 2022⁷.

I svinestalde under planlægning og opførsel vil de nødvendige rørføringer kunne laves i forbindelsen med etablering af forsuringsanlæg, hvilket vil reducere meromkostningerne.

6.2.3 Effekt på drivhusgasudledning

Ammoniakdeposition er en indirekte kilde til lattergas, og derfor kan gylleforsuring potentielt reducere emissioner af lattergas ved at begrænse ammoniakfordampningen. På Ms Teknologiliste er ammoniakreduktionen fastsat til 64% for svinestalde og 33% for kvægstalde. For kvægstalde var reduktionen før sat til 50%, men en ny undersøgelse har medført justering til 33% (Kasper et al., 2022).

Effekten på ammoniak vil variere med staldtemperaturen og behovet for ventilation; således fandt Petersen et al. (2016), at reduktionen over 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

⁷ <https://dca.au.dk/raadgivning/bat>

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 i udbragt gylle, som kan fortrænge en tilsvarende mængde N i handelsgødning. Den samlede effekt på direkte og indirekte emissioner af N₂O tidligere opgjort til mellem 2 og 3,5 kg CO₂-ækv. pr. ton gylle (Olesen et al., 2018).

Danske forsøg med svovlsyre i laboratorieskala med kvæggylle (Petersen et al., 2012) viste reduktioner på 67-87% i metanudledningen over ca. 3 mdr. lagringsperiode. Andre laboratorieforsøg med kvæggylle, samt løbende tilsætning af frisk kvæggylle viste 89% metanreduktion (Fuchs et al., 2021). Forsøg med svinegylle i pilotskala har vist reduktioner på > 90% (Petersen et al., 2014) ved lagring over ca. 3 mdr. og uden tilførsel af ubehandlet gylle. Misselbrook et al. (2016) fandt i pilotskalaforsøg ved 7, 11 og 17 °C en reduktion af metanemissionen fra kvæggylle på hhv. 86, 91 og 63%, i overensstemmelse med de danske resultater.

Ved en undersøgelse i to sengebåsestalde med spaltegulv og ringkanal blev der i gennemsnit målt 16% lavere metanemission i perioder med forsuring sammenlignet med perioder uden (Kasper et al., 2022). Effekten af gylleforsuring på metanemissionen fra stalde vanskeliggøres af, at drøvtyggerses fordøjelsessystem bidrager med hovedparten af metanemissionen fra stalden, hvilket gør det vanskeligt at fastlægge den specifikke effekt af gylleforsuring i stalden. Effekterne er endnu ikke verificeret under praksisnære forhold, hvor metanemissionen fra gylle ikke kan adskilles fra den emission, som kommer fra dyrenes fordøjelse. En metanreduktion på 16% tyder dog på en høj reduktion i gyllen alene, da enterisk metan er den langt største kilde til metan fra kvægstalde. Det vurderes at mindst 70% metanreduktion fra gyllen ved staldforsuring er realistisk for både kvæg- og svinegylle. Dette estimat er konservativt sat da laboratorieforsøg samt de få fuldskalaforsøg, der er udført, entydigt indikerer en høj reduktion. Det er sandsynligt at effekten viser sig at være højere når yderligere fuldskala dokumentation tilvejebringes. Staldforsuring med svovlsyre forventes også at hæmme metanemission under den efterfølgende lagring uden for stalden og her er vist højere reduktioner (Petersen et al., 2014), men over kortere perioder. Ma et al. (2022) underbygger at selv om pH-værdier stiger i lageret over tid, så vil metanemission fortsat være reduceret. Derfor forventes reduktionen i lageret ligeledes at være høj og fastsættes også til 70%. Potentialet for staldforsurings effekt på drivhusgasudledning er estimeret i tabel 6.2.1.

Tabel 6.2.1 Estimeret drivhusgasudledning i stald, lager og totalt ved staldforsuring og udslusning ved fuld kumme. I lageret antages forsuringseffekten at fortsætte. Enheder i pr. ton henviser til pr. ton gylle ab dyr eller 1000 tons (kt) pr. stalddtype. For kvægstalder er kun medtaget gødning fra stalde med ringkanal eller bagskyl. For svinestalde er medtaget gødning fra stalde hvor rørudslusning kan benyttes. N₂O er både direkte og indirekte udledning fra stald og lager.

Dyre- og stalddtype	Ref.	CH ₄ , kg CH ₄ /ton			N ₂ O, kg N ₂ O/ton	Udbredelse, %		Reduktion netto	
		Stald	Lager	Total		Total	2021	Potentiale	kg CO ₂ e- /ton
Kvæg, Sengebåse, spalter, bagskyl/ringkanalanlæg	Ja	1,6	1,9	3,6	0,05	6,2	100	70,7	497
Kvæg, Sengebåse, spalter,bagskyl/ringkanalanlæg	Nej	0,5	0,6	1,1	0,05				
Slagtesvin, Drænet gulv + spalter (33/67)	Ja	2,1	3,0	5,1	0,05	2,5	100	102	500
Slagtesvin, Drænet gulv + spalter (33/67)	Nej	0,6	0,9	1,5	0,05				
Slagtesvin, Delvist spaltegulv(25-49 % fast gulv)	Ja	1,7	3,3	5,0	0,05	2,5	100	98,9	375
Slagtesvin, Delvist spaltegulv(25-49 % fast gulv)	Nej	0,5	1,0	1,5	0,05				
Slagtesvin, Delvist spaltegulv(50-75 % fast gulv)	Ja	1,2	3,6	4,8	0,05	2,5	100	95,4	101
Slagtesvin, Delvist spaltegulv(50-75 % fast gulv)	Nej	0,4	1,1	1,4	0,04				
Søer, Drægtighedstalder, løs + individuel, delvis spalte	Ja	2,1	2,9	4,9	0,05	2,4	100	98,1	276
Søer, Drægtighedstalder,løs + individuel, delvis spalte	Nej	0,6	0,9	1,5	0,05				
Søer, Farestalder, kassesti,delvis spalte	Ja	2,6	2,5	5,1	0,05	2,4	100	101,4	104
Søer, Farestalder, kassesti,delvis spalte	Nej	0,8	0,7	1,5	0,05				
Søer, Farestalder, kassesti, fuldspalte	Ja	3,0	2,2	5,2	0,05	2,4	100	105,7	20
Søer, Farestalder, kassesti, fuldspalte	Nej	0,9	0,7	1,6	0,05				
Smågrise, Toklimastald m,delvis spaltegulv	Ja	1,6	2,9	4,6	0,04	1,4	100	90,0	195
Smågrise, Toklimastald m,delvis spaltegulv	Nej	0,5	0,9	1,4	0,03				
Smågrise, Drænet gulv + spalter (50/50)	Ja	2,8	2,2	5,0	0,04	1,4	100	98,5	47
Smågrise, Drænet gulv + spalter (50/50)	Nej	0,8	0,6	1,5	0,04				
Kvægstalder	Ja	1,6	1,9	3,6	0,05	6,2	100	70,7	497
Kvægstalder	Nej	0,5	0,6	1,1	0,05				
Svinestalde	Ja	1,9	3,0	5,0	0,05	2,3	100	98,6	1618
Svinestalde	Nej	0,6	0,9	1,5	0,04				

Opsummering med tal overført til klimavirkemiddeltabel

Reduktion svin = 98,6 kg CO₂-ækv./m³ gylle ab dyr

Reduktion kvæg = 70,7 kg CO₂-ækv./m³ gylle ab dyr

6.2.4 Samspil til andre virkemidler

Der kan højst anvendes 20% forsuret gylle i biogasanlæg, og det vil udløse ekstraomkostninger til svovlrensning (Moset et al., 2012). Aktuelt er omfanget 0 - 20.000 tons forsuret gylle til biogas (Henrik B. Møller, Aarhus Universitet, pers. kommunikation). Hensynet til gasproduktion og udgifter til svovlrensning gør det indtil videre uinteressant at behandle forsuret gylle i biogasanlæg.

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

Der findes alternative metoder til at begrænse ammoniaktabet efter gylleudbringning. Den marginale effekt af gylleforsuring på ammoniaktabet er derfor først og fremmest tabet i stalden. Der vil være et overskud af svovl i forhold til udbringning af forsuret gylle og det er værd at overveje gylleforsuring med lavere dosis og med en prioritering af reduktion af emission af metan fremfor emission af ammoniak. Hittidige forsøgsresultater tyder på, at effekten på metanemission kan opnås med betydeligt lavere svovlsyremængder end effekten på ammoniak, fordi ikke kun pH er ansvarlig for hæmningen af metanproduktion (Ma et al., 2022). En mulig strategi kunne være at reducere opholdstiden for gylle i stalden kombineret med forsuring i lagertanken. Her vil der være praktiske og økonomiske udfordringer om behov for forsuring ved hver tilførsel af frisk gylle fra stalden; der er et videns- og udviklingsbehov vedrørende strategier til forsuring og omrøring i lagertanken.

6.2.5 Usikkerheder

I nærværende rapport vurderes det, at gylleforsuring i stalden medfører minimum 70% metanreduktion fra gyllen for både kvæg- og svinegylle. Dette estimat er fastsat ud fra et forsigtighedsprincip, da der endnu kun foreligger et begrænset datamateriale i form af laboratorieforsøg og få gennemførte fuldskalaforsøg, som dog alle entydigt indikerer en høj reduktion. Det er derfor sandsynligt, at metanreduktionen i praksis er højere, når dokumentation fra flere fuldskalaforsøg foreligger.

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. 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-gødskning. Undergødskning kan ikke længere antages i dansk konventionelt landbrug, og dermed forringes økonomien i gylleforsuring. På det seneste er kvælstofgødning steget markant i pris, hvilket så igen forbedrer økonomien.

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 en øget risiko for udvaskning af sulfat, som blev diskuteret af Olesen et al. (2018)

I lyset af en forventet fortynding af sulfat på grund af mere regn, 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. Som en del af aftalen om Grøn Omstilling af dansk landbrug blev det ved AU i 2023 igangsat et projekt, som skal belyse miljømæssige og eventuelle økologiske effekter af at udbringe forsuret gylle (se sideeffekter i 6.2.7).

Behovet for kalkning vil være større med anvendelse af forsuret gylle. Ammoniakbaseret gødning giver i forvejen en forsurening 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 svovlsyre til gyllen 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 ville kalkbehovet som følge af N-gødsning alene være 70 kg kalk/ha. Anvendelsen af forsuret gylle kunne forøge kalkbehovet med hhv. 145 og 257 kg/ha/år for kvæg- og svinegylle (Olesen et al., 2018). Den øgede kalkning vil også øge CO₂-udledningerne. Dette er dog ikke medregnet her.

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 forsurening mindsker eller forøger lugtgener, men at lugten ændrer karakter. Kontrollerede forsøg indikerer, at lugten under lagring efter tilsætning af svovlsyre præges relativt mindre af svovlbrinte, og mere af metanthiol (Eriksen et al., 2012). Ved udbringning af forsuret gylle er der målt højere koncentrationer af svovlbrinte og metanthiol (methylmerkaptan) umiddelbart efter udbringning og højere lugt af forsuret gylle sammenlignet med ikke-forsuret gylle under udbringning (Pedersen et al., 2021).

For kvægstalde med ringkanalsystemer eller bagskyl vurderes modelestimerne at ligge i den høje ende i forhold til de få målinger, der er foretaget hidtil og der gøres opmærksom på at tallene er behæftet med væsentlig usikkerhed.

6.2.6 Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen

Forsuring af gylle i stalden er inkluderet i emissionsopgørelserne, dog kun med effekt på NH₃ emissionen og ikke med effekt på CH₄ emissionen. Det vil sige, at reduktion i den indirekte N₂O -emission fra NH₃-fordampning er inkluderet i emissionsopgørelserne. Som beskrevet i afsnit 6.2.3 er der stor variation i målingerne for reduktion i CH₄ emissionen pga. forsurening af gyllen i stalden. For at effekten skal kunne indgå i emissionsopgørelserne, kræves det, at effekten dokumenteres med en repræsentativ effekt for danske forhold. Der er målinger på vej i et igangværende projekt, der forventes at bidrage til dette.

Emissionen estimeret per ton gylle i emissionsopgørelserne (tabel 4.4.4) er lavere end estimeret ovenfor (vist i tabel 6.2.1), og derfor vil effekten af staldforsuring angivet i kg CO₂-ækv. per ton gylle også blive lavere i en simpel beregning ved brug af samme procentvise reduktionseffekt.

6.2.7 Sideeffekter

Klimatilpasning

Der er ikke kendte sideeffekter af forsuring af gylle i stalden sammenlignet med referencen.

Miljø

Mulige miljøeffekter af at udbringe forsuret gylle på dyrkningsjorden blev gennemgået af Jensen et al. (2018). Det blev påpeget, at jorden tilføres langt mere svovl, end afgrøder kan udnytte, og at svovl i form af sulfat derfor vil udvaskes. Risikoen for mobilisering af fosfat som følge af en reaktion mellem jern og sulfat er blevet diskuteret for vandområder (Zak et al., 2009). Med en tilsvarende høj sulfatbelastning er det sandsynligt, at der sker en anionudveksling mellem sulfat og fosfat i jordens udvaskningshorisont. Hvis der er vandmættede forhold i jorden, er fosfatmobilisering også mulig på grund af den øgede dannelse af sulfider. Selv om der ikke forekommer sulfatvirkninger i selve jorden, kan sulfat udvaskes til grundvandet og derefter til nærliggende vandområder, når fosforbindingskapaciteten er tilstrækkelig høj. Anoxiske forhold dominerer i sedimenterne i vandområder, og sulfatinduceret P-frigivelse via dannelse af sulfider er meget sandsynligt (Zak et al., 2021). Korttidsstudier med tre gylleudbringninger over en vegetationsperiode i mineraljord med stigende sulfatkoncentrationer i gylle op til 14 kg sulfat/ton kogylle har ikke vist nogen signifikante effekter med hensyn til fosfatudvaskning (upublicerede resultater). Målingen af udvalgte parceller afslører, at P-mætningen ved jordoverfladen i gennemsnit var 27% og 20%, hvilket indikerer en risiko for fosforudvaskning i de to øverste jordlag, men faldt til ca. 10% i den dybere jord (0,75 m – 1 m dybde). Så længe der er oxiske forhold i jorden, kan sulfatinduceret P-udvaskning derfor kun forventes over en periode på flere år. Resultaterne viser dog også, at andelen af udvaskeligt sulfat stiger markant.

Når man ser på økotoxikologien af sulfat, som kan eksporteres via drænrør eller overfladeafløb, er det vigtigt at skelne mellem de direkte effekter af sulfat og de indirekte effekter af dets miljømetabolitter, især sulfid. Sulfid er det metaboliske slutprodukt af prokaryoter, der oxiderer organisk materiale ved hjælp af sulfat som en terminal elektronacceptor under anaerobe forhold (Lamers et al. 2013), og det har stærkt negative virkninger på ferskvandsorganismer som zooplankton, makrozoobenthos, mos, alger, amfibier og fisk (Zak et al. 2021). Sulfat i sig selv er blevet betragtet som den mindst giftige af de større ioner, der findes i overfladevand, og dets toksikologiske virkninger på vandlevende organismer er ofte blevet forbundet med osmotisk stress snarere end sulfat-giftighed i sig selv (f.eks. Timpano et al., 2015).

Biodiversitet

Effekter af forsuret gylle på jordens biodiversitet og funktionelle aktivitet er beskrevet i relativt få videnskabelige artikler, mens effekterne af forsuring på lattergasproduktion er grundigere beskrevet. Forsuring af jord generelt vil ændre N-kredsløbet og nedsætte nitrifikation og denitrifikation (Meng et al. 2024). For forsuret kvæggylle fandt et polsk studie (Wierzchowski et al. 2021) at kvæggylle øgede jordens NO₃ koncentration, mens forsuret gylle sænkede NO₃ koncentration i jord i en måned efter gødskning. Bakteriens genetiske diversitet var uændret. Tilsvarende viste et studie i Estland (Edesi et al. 2020), at jordens dehydrogenaseaktivitet ikke blev påvirket af forsuret svinegylle, mens bakteriesamfundenes struktur ændrede sig midlertidig; denne effekt var dog forsvundet ved høsttidspunktet. Mulige effekter af forsuret gylle på planter og jordbundsdyr er gennemgået i Jensen et al. (2018), som beskriver, at der dels kan være mulighed for direkte effekter via forsuringens indflydelse på balancen mellem ammoniak og ammonium, og dels kan forsuring have indirekte effekter ved at øge tilgængeligheden af metaller i jorden. Der forventes dog ikke tydelige effekter ved den forsuring, som den forsurede gylle giver anledning til, og for de fleste

metallers vedkommende er koncentrationerne i dansk landbrugsjord så små, at der formentlig ikke vil være øget giftighed, med zink som en mulig undtagelse pga. indholdet af dette metal i svinegylle.

I 2023 er der gennemført et forsøg ved AU, hvor effekter på jordens mikroorganismer af forsuret kvæggylle med hhv. 2, 7 og 14 kg svovlsyre/ton kvæggylle udbragt på kløvergræsmark er undersøgt 2 uger efter udbringning i juni og 1 uge efter udbringning i august. Data er under oparbejdning, men foreløbige resultater tyder på minimale effekter på jordens ekstracellulære enzymaktivitet målt i 0-20 cm. Direkte under gyllestrengen blev der dog fundet forøget enzymaktivitet, men uden signifikante effekter af forsuringen. I det samme forsøg er effekter på jordbundsdyr også undersøgt, og her viser de foreløbige resultater ingen effekter af den forsurede gylle på hverken regnorme eller mikroledyr sammenlignet med konventionel gylle.

I laboratorieforsøg er på mere detaljeret niveau undersøgt den horisontale og vertikale spredning og effekt på de mikrobielle samfund af forsuret gylle placeret ovenpå jorden, og data er under oparbejdning. Foreløbige resultater indikerer effekter af forsuring på den mikrobielle aktivitet i de øverste jordlag, mens varigheden af disse effekter ikke er analyseret.

Referencer

- Adamsen, A.P.S., Hansen, M.J., Møller, H.B. (2021). Effekt af hyppig udslusning af gylle på metanproduktion, Notat fra DCA Nr. 2020-0166155, 9 s., jan. 12, 2021.
- Ambrose, H.W., Dalby, F.R., Feilberg, A., Kofoed, M.V.W. (2023). Additives and methods for the mitigation of methane emission from stored liquid manure. *Biosystems Engineering*, 229, 209-245.
- Andersen, M. (2013). JH-FORSURING NH₄⁺ Jørgen Hyldgård Staldservice A/S Test report version 1-5. Agro-Tech A/S. 55 p.
- 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.
- Dalby, F.R., Guldborg, L.B., Feilberg, A., Kofoed, M.V.W. (2022). Reducing greenhouse gas emissions from pig slurry by acidification with organic and inorganic acids. *PLoS ONE* 17(5): e0267693.
- Edesi, L., Talve, T., Akk, E., Vősa, T., Saue, T., Loide, V., Vettik, R., Plakk, T., & Tamm, K. (2020). Effects of acidified pig slurry application on soil chemical and microbiological properties under field trial conditions. *Soil & Tillage Research*, 202, 104650. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104650>
- 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.
- Fuchs, A., Dalby, F. R., Liu, D., Kai, P., Feilberg, A. (2021). Improved effect of manure acidification technology for gas emission mitigation by substituting sulfuric acid with acetic acid. *Cleaner Engineering and Technology*, 4, 100263.
- Hansen, M.N., Sommer, S.G., Hutchings, N.J., Sørensen, P. (2008). Emission factors for calculation of ammonia volatilization by storage and application of animal manure. Aarhus University, Aarhus, DK.

- Jensen, J., Krogh, P. H., Sørensen, P., & Petersen, S. O. (2018). Potentielle miljøeffekter ved anvendelse af forsuret gylle på landbrugsjord. DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi Nr. 257 <http://dce2.au.dk/pub/SR257.pdf>
- Kasper, P. Dolriis, M.D., Fuchs, A., Kai, P., Riis, A.L. (2022). Svovlsyreforsuring i kvægstalde. Rapport, SEGES Innovation. Udgivet 14. marts 2022, 38 pp.
- Ma, C., Dalby, F.R., Feilberg, A., Jacobsen, B.H., Petersen, S.O. (2022). Low-Dose Acidification as a Methane Mitigation Strategy for Manure Management. *ACS Agricultural Science and Technology*, 2(3), 437–442. <https://doi.org/10.1021/acsagscitech.2c00034>
- Meng, Y., Chen, H., Wang, B., Wu, Y., Wu, L., Bai, Y., & Chen, D. (2024). Soil biota associated with soil N cycling under multiple anthropogenic stressors in grasslands. *Applied Soil Ecology*. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2023.105134>
- Misselbrook, T., Hunt, J., Perazzolo, F., Provolo, 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.
- Moset, V., Cerisuelo, A., Sutaryo, S., Møller, H.B. (2012). Process performance of anaerobic co-digestion of raw and acidified pig slurry. *Water Research*, 46(16), 5019–5027. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.06.032>
- Olesen et al. (2018). Virkemidler til reduktion af klimagasser i landbruget. DCA rapport 130
- Pedersen, P. & Albrechtsen, K. (2012). JH forsøringsanlæg i slagtesvinestald med drænet gulv. Meddelelse nr. 932, Videncenter for Svineproduktion, Den Rullende Afprøvning, 23 pp.
- Pedersen J, Nyord T, Hansen M J, Feilberg A. (2021). Måling af lugt ved udbringning af forsuret gylle. 19 sider. Rådgivningsrapport fra DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet, leveret: 24-11-2021.
- Petersen, S.O., Højberg, O., Poulsen, M., Schwab, C., Eriksen, J. (2014) Methanogenic community changes, and emissions of methane and other gases, during storage of acidified and untreated pig slurry. *J. Appl. Microbiology* 117, 160-172.
- Petersen, S. O., Hutchings, N. J., Hafner, S. D., Sommer, S. G., Hjorth, M., & Jonassen, K. (2016). Ammonia abatement by slurry acidification: A pilot-scale study of three finishing pig production periods. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 216, 258-268. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.09.042>
- Riis, A.L. (2016). Effekt af JH forsuring NH₄⁺ i slagtesvinestalde med drænet gulv. Videncenter for Svineproduktion, Den Rullende Afprøvning, meddelelse nr. 1078, 22 p.
- Riis, A.L., Jonassen, K.E.N. (2018). Test af forsøringshyppighed i svinestalde. SEGES Svineproduktion, Meddelelse nr. 1130, 12 p.
- 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.

- Timpano, A. J., Schoenholtz S. H., Soucek D. J., and Zipper, C. E. (2015). Salinity as a limiting factor for biological condition in mining-influenced central Appalachian headwater streams. *Journal of the American Water Resources Association* 51, 240-250.
- Wierzchowski P.S., Dobrzyński J., Mazur K., Kierończyk M., Wardal W.J., Sakowski T., Barszczewski J. (2021). Chemical Properties and Bacterial Community Reaction to Acidified Cattle Slurry.
- Zak, D., Rossoll, T., Exner, H.-J., Wagner, C., and Gelbrecht, J. (2009). Mitigation of sulfate pollution by rewetting of fens — a conflict with restoring their phosphorus sink function? *Wetlands* 29, 1093-1103.
- Zak, D., Hupfer, M., Cabezas, A., Jurasinski, G., Audet, J., Kleeberg, A., McInnes, R., Kristiansen, S. M., Petersen, R. J., Liu, H., & Goldammer, T. (2021). Sulphate in freshwater ecosystems: A review of sources, biogeochemical cycles, ecotoxicological effects and bioremediation. *Earth-Science Reviews*, 212, Article 103446. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103446>

6.3 Køling af gylle i grisestalde (KVM6.3)

Forfattere: Peter Kai (afsnit 6.3.0 – 6.3.5), Anders Peter Adamsen (afsnit 6.3.0 – 6.3.5) og Frederik Rask Dalby (afsnit 6.3.3), Institut for Bio- og Kemiteknologi, Trine Anemone Andersen og Rikke Albrechtsen (afsnit 6.3.6), Institut for Miljøvidenskab.

Fagfællebedømmer: Lise Bonne Guldborg (afsnit 6.3.0 – 6.3.5), Institut for Bio- og Kemiteknologi, Ole Kenneth Nielsen (afsnit 6.3.6) Institut for Miljøvidenskab.

Modelkvalitetssikring: Michael Jørgen Hansen, Institut for Bio- og Kemiteknologi.

Gyllekøling er en teknologi, som er udviklet til reduktion af ammoniakemission fra gyllekummer og -kanaler under spaltegulvet i grisestalde. Ammoniakemission udgør en indirekte kilde til lattergas, og reduktion af ammoniakemissionen fra stalde vil derfor reducere den indirekte lattergasemission. Desuden øges gyllens kvælstofværdi og kan, trods et formodet marginalt større tab under lagring af gylle i gyllebeholder inden udbringning, substituere handelsgødning svarende til den forøgede netto-ammoniummængde i gyllen på udbringningstidspunktet. Denne substituering er også en forudsætning for, at en reduktion af de indirekte lattergasemissioner er effektiv.

En sænkning af gyllens temperatur hæmmer også den biologiske omsætning i gyllen, og fører blandt andet til lavere metan- og lugtemissioner. Ikke-omsat organisk stof i gyllen overføres med gyllen til gyllebeholderen, hvor det kan give anledning til øget metanproduktion under den efterfølgende lagring. Størst effekt af gyllekøling vil derfor opnås, hvis gyllen efter udslusning afgasses i et biogasanlæg, idet der potentielt opnås både metanreduktion og en øget bioenergiproduktion. Andre virkemidler til at reducere metan-emission fra lagre er forsurening, overdækning af gylletanke med ventileret oxidation eller opsamling af gas fra overdækkede gylletanke og afbrænding i en fakkell.

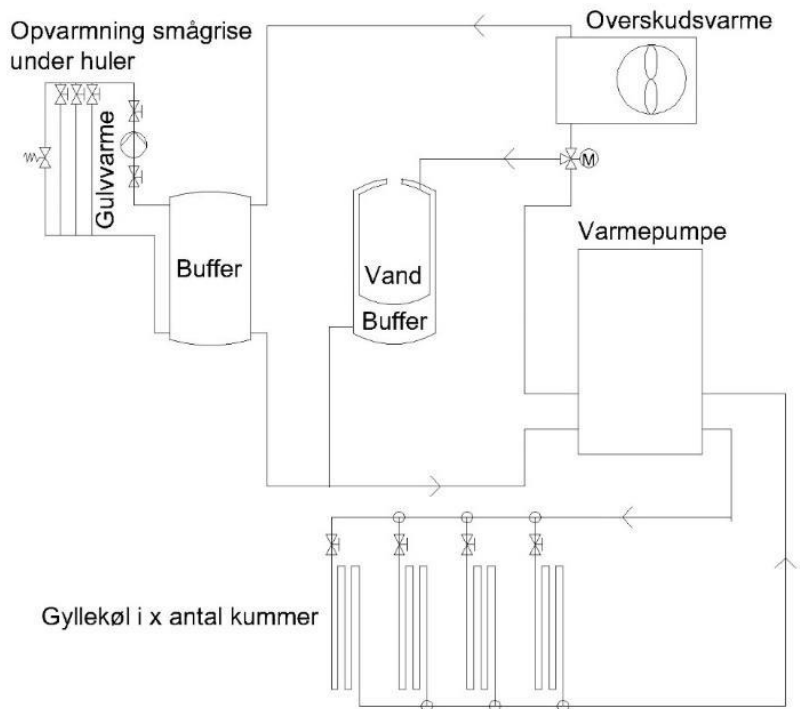
Gyllekøling foretages i reglen ved anvendelse af varmepumpe og er en energikrævende proces. Økonomien afhænger i høj grad af, i hvilket omfang den indvundne varmeenergi kan udnyttes til f.eks. rumopvarmning, hvorfor virkemidlet primært er relevant for bedrifter med smågriseproduktion.

6.3.1 Anvendelse

I Danmark etableres gyllekøling typisk ved nedstøbning af slanger af polyetylen (PE) i bunden af gylle- eller gødningskanalerne i stalden. Typisk udlægges køleslangerne oven på armeringsnettet og overstøbes med beton. Der isoleres normalt ikke under betonlaget. Slangerne udlægges typisk med en afstand på 40 cm. Slangerne kan også udlægges direkte oven på kanalbunden, hvorved der formodentlig kan opnås en større ammoniakreduktion men med risiko for problemer i forbindelse af udslusning af gylle i form af bundfældning og risiko for brud på køleslanger ved mekanisk rengøring af kummerne, selvom Pedersen (1997) bemærker, at "placering af kølerør på bunden i gyllekummens længderetning ikke havde nogen negativ indflydelse på udslusning af gylle". Der er os bekendt ingen erfaringer med denne fremgangsmåde fra andre stalde.

Køleslangerne fyldes med vand tilsat frostvæske og forbindes med en varmepumpe. Varmepumpen overfører energi (varme) fra kølevandskredsløbet (køleslangerne) til en varmtvandsbeholder på varmepumpens varmeside. Det varme vand kan bruges til opvarmning af stalde, servicerum, vådfoder, vaskevand eller boliger. Overskydende varme må fjernes med en luftkølet kondensator eller på andet vis for, at systemet kan fungere.

Det er almindeligt at dimensionere gyllekøling efter varmebehovet andre steder på bedriften, f.eks. smågrisestalde. Det betyder, at der oftest kun køles i den periode, hvor der anvendes varme. Såfremt gyllekølingen skal anvendes ud over det antal timer, der er behov for varme, skal der tilføjes en luftkølet kondensator til at bortskaffe overskydende varme.



Figur 6.2 Skitse af gyllekølingsanlæg med gyllekøling, varmepumpe og varmeafsætning i smågrisehuler i fare-stalden. Desuden er der vist en luftkølet kondensator til afsætning af overskydende varme. Miljøstyrelsen (2011).

Der findes eksempler på kvægstalde, som har nedlagt køleslanger i gyllekanalerne med henblik på indvindning af varmeenergien fra gyllen (alternativ til jordvarme), men der foreligger ingen måledata i forhold til NH_3 og andre gasser fra moderne stalde. Gyllekøling er derfor kun optaget på miljøstyrelsens teknologiliste til brug i svinestalde.

6.3.2 Relevans og potentiale

Kvægstalde er åbne og har en gennemsnitstemperatur i gyllekanalerne, som kun er få grader over udetemperaturen, hvilket begrænser effekten af gyllekøling. Desuden er gyllehøjden i gyllekanalerne i kvægstalde typisk mellem 40 og 80 cm, hvilket vanskeliggør nedkøling via køleslanger nedstøbt i kanalbunden. Gyllekøling er derfor ikke aktuel i kvægstalde.

Griseproduktion foregår typisk i isolerede stalde med mekanisk ventilation, som regulerer staldtemperaturen i forhold til grisenes krav. Dette giver et stort potentiale for ammoniak- og metanfordampning, og her har gyllekøling potentiale til at reducere emissionerne. Gyllekøling kan principielt anvendes i alle typer af grisestalde, hvor husdyrgødningen håndteres som gylle. I stalde med udeareal til økologisk produktion af grise vurderes effekten dog at være usikker. Der er i det følgende estimeret effekter for alle kategorier af grise i stalde med gyllesystem baseret på rørudslusning.

En opgørelse omfattende danske miljøgodkendelser i perioden 2007-2016 viser, at ca. 1800 miljøgodkendelser hvilket svarer til omkring 20% af alle miljøgodkendelser indeholder en eller anden form for teknologi til at reducere ammoniakemission (Albrechtsen et al., 2021). Af disse indgår gyllekøling i grisestalde i ca. 460 realiserede miljøgodkendelser og med en gennemsnitlig køleeffekt svarende til en beregnet ammoniakreduktion på 19,6%. Dette svarer til en årsmiddel køleeffekt på ca. 26 W/m². Baseret på analysen estimeres omfanget af gyllekøling i danske grisestalde i 2017 at være hhv. 3,4% af de producerede slagtegrise, 7,4% af årssøerne og 5,3% af de producerede smågrise.

En GIS-analyse omhandlende udbredelse af gyllekøling i danske grisestalde gennemført af firmaet Conterra viste, at mindst 4,4% af de producerede slagtegrise, mindst 10,2% af årssøerne og mindst 5,1% af de producerede smågrise i 2021 blev produceret i stalde med gyllekøling (Nehmdahl, 2022). Tallene kan være højere, da det ikke var muligt at verificere, om alle miljøgodkendelser med gyllekøling var blevet realiseret. Undersøgelsen viser endvidere, at der i gennemsnit af godkendelserne blev anvendt en årsmiddel køleeffekt på 16,8 W/m².

Principielt kan gyllekøling installeres i de fleste grisestalde med gyllesystemer med rørudslusning og mekanisk udmugning. Ved nyetablering nedstøbes køleslangerne i gyllekanalernes betonbund. Dette vurderes ikke at være muligt i eksisterende stalde. Udlægning af køleslanger oven på bunden af gyllekanalerne er teknisk muligt i stalde med rørudslusning, men kan ikke anvendes i stalde med mekanisk udmugning. Forsøg med gyllekøling i en slagtegrisestald med fuldspaltegulv og rørudslusning viste, at køleslangerne kan udlægges oven på kanalbunden uden væsentlig negativ indvirkning på udslusningsfunktionen, når køleslangerne ligger i stiens længderetning (Pedersen, 1997). Hvor ofte gyllen blev udsluset, er ikke angivet, men det formodes, at gyllekummerne blev tømt, når de var ved at være fyldt op, dvs. et par gange i løbet af et hold grise. Hyppig udslusning af gyllen vurderes imidlertid at være problematisk, fordi køleslangerne kan have en negativ indflydelse på udslusningsfunktionen, når der ikke er ret meget gylle i gyllekanalerne.

Eftermontering af gyllekøling i eksisterende grisestalde vurderes at være markant dyrere end ved nyetablering, hvilket vil være en væsentlig hindring for evt. øget udbredelse i eksisterende stalde. For nye stalde er omkostningerne til investering og drift af gyllekøling en barriere for udbredelsen, mens behovet for at opfylde miljøkrav er et væsentligt incitament.

Der arbejdes på at reducere energiforbrug ved bl.a. såkaldt frikøling, hvor den opsamlende varme i kølevandet sænkes ved direkte køling med en luftkondensator, dvs. uden anvendelse af en kompressorkøling. Kravet til frikøling er, at udeluftens temperatur er mindst 2 – 3 °C lavere end fremløbstemperaturen af kølevæskens. Med typiske fremløbstemperaturer på 11 – 13 °C i kølevandet, når det returnerer fra stalden, betyder at udetemperaturen skal være 9 °C eller lavere (Klimadan, 2020). Klimadan angiver at frikøling kan udføres med et energiforbrug på 10 – 15% af en varmepumpes energiforbrug. Frikøling er kun interessant, hvor varmen ikke kan nyttiggøres.

6.3.3 Effekt på drivhusgasudledning

Gyllekøling er et potentielt klimavirkemiddel, som reducerer ammoniakemissionen og dermed den indirekte emission 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.

Metan

Der er en veldokumenteret sammenhæng mellem dannelsen af metan som funktion af gyllens temperatur (f.eks. Petersen et al., 2016). Ved at modellere produktion af og den tilhørende omsætning af organisk stof med gyllens gennemsnitlig opholdstid kan man beregne den akkumulerede metanproduktion i stald og lager, hvilket også er metoden for de nationale opgørelser (Albrechtsen et al., 2016). Men mange stipladser (det behøver ikke at være hele stalden) med gyllekøling er dimensioneret efter varmebehovet på gården, hvilket er størst om vinteren, og dels varierer betragteligt mellem de enkelte bedrifter.

I forhold til metanproduktion er udfordringen med gyllekøling dels at kende temperaturen i gyllesøjlen, at vurdere påvirkning af gylleresten (inokulum) efter udslusning på metanproduktion fra frisk gylle, omsættelighed af udskilt organisk materiale, pH osv. Eksempelvis har forsøg vist, at gyllekøling med en konstant køleeffekt på 26 W/m^2 i slagtegrisestalde med rørudslusning giver et gennemsnitligt temperaturfald i gyllen 10 cm over bunden på $2,4 \text{ }^\circ\text{C}$ og ved bunden på $4,5 \text{ }^\circ\text{C}$ i forhold til en nabostaldsektion uden gyllekøling. Den gennemsnitlige gyllehøjde i staldene var 19-20 cm, og køleslangerne var nedstøbt i betonbunden (Holm et al., 2017).

En analyse af miljøgodkendelser og omfang af gyllekøling i danske svinestalde har vist, at der i gennemsnit installeres en kølekapacitet på 20 W/m^2 produktionsareal i miljøgodkendelserne (Nehmdahl et al., 2022). I gennemsnit forudsættes varmepumperne dog kun i drift i 7336 timer om året, hvilket giver en gennemsnitlig køleeffekt over året på $16,8 \text{ W/m}^2$. Samtidig har forsøg vist, at gyllens temperatur i gennemsnit falder med ca. $1,1 \text{ }^\circ\text{C}$ pr. 10 W/m^2 køleeffekt (udledt af Holm et al., 2017). Ved en gennemsnitlig årlig køleeffekt på $16,8 \text{ W/m}^2$ kan det derfor forventes, at gyllens gennemsnitstemperatur falder med $1,8 \text{ }^\circ\text{C}$ ved en gennemsnitlig gyllehøjde på ca. 20 cm. Disse forudsætninger er anvendt som input ved beregning af klimaefekten af gyllekøling i relevante typer svinestalde. Ved beregningerne er det forudsat, at gyllen efter udslusning fra stalden lagres uden yderligere behandling i gyllebeholder indtil udbringning.

Lattergas

Der er ikke fundet dokumentation for, at gyllekøling påvirker den direkte udledning af lattergas fra stalde. Gyllekøling reducerer derimod ammoniakfordampningen fra gyllekummerne i stalden og bidrager dermed til at reducere den indirekte udledning af lattergas. Gyllekøling er optaget på Miljøstyrelsens teknologiliste for staldindretning. For grisestalde med rørudslusning er følgende sammenhæng mellem køleeffekt ($x, \text{ W/m}^2$) og reduktion i ammoniakfordampning op til 30% angivet:

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

Mekanisk udmugning giver større effekt end rørudslusning, fordi gyllehøjden er lavere end i stalde med rørudslusning. For grisestalde med mekanisk udmugning (linespilsanlæg) angiver Miljøstyrelsens teknologiliste følgende sammenhæng mellem køleeffekt og reduktion i ammoniakfordampning op til 34%:

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

Ifølge formlerne reducerer en konstant køleeffekt på $16,8 \text{ W/m}^2$ gyllekumme ammoniakemissionen fra stalden med 13,2% i stalde med rørudslusning, mens der i stalde med hyppig mekanisk udmugning (linespil) opnås en reduktion på 22,2%.

Energiforbrug

Gyllekøling er forbundet med et forbrug af elektrisk energi, som primært går til drift af cirkulationspumper og varmepumpe (kompressor). Typisk er køleeffekten ca. 2,5 gange varmepumpens effektoptag (køleeffektfaktor), og varmeeffekten er ca. 3,5 gange effektoptaget (varmeeffektfaktor). Dette afhænger dog af lokale forhold som slangelængder, -tykkelser, antal ventiler, og ikke mindst af gylletemperaturen og temperaturen i varmtvandsbeholderen, hvor varmepumpen afleverer den indvundne varmeenergi.

Elforbruget til gyllekøling i er i en BAT-teknologibeskrivelse estimeret for forskellige køleeffekter fra 10 til 40 W/m² produktionsareal i grisestalde (Kai et al., 2022). Ud over anlæggets køleeffektfaktor afhænger elforbruget af den årlige gennemsnitlige køleeffekt pr. m² gyllekumme, og dermed afhænger elforbruget af stiernes gulvprofil samt, om der er gyllekanal under inspektionsgangen. For hver dyrekategori er der beregnet et vægtet gennemsnit af de hyppigst forekommende staldtyper. Ved beregningerne af udledningen af CO₂-ækv. forbundet med elforbrug er der ikke taget hensyn til i hvilket omfang den producerede varmeenergi anvendes til opvarmning af stalde eller lignende Substitution af anden opvarmingskilde med varme indvundet fra gyllekøling reducerer udledningen af CO₂-ækv., men en præcis beregning vanskeliggøres af, at behovet for opvarmning af stalde afhænger af årstiden og af grisenes alder.

Den samlede effekt på drivhusgasudledning ved gyllekøling i grisestalde er angivet i tabel 6.3.1

Tabel 6.3.1 Estimeret drivhusgasudledning fra stald, lager og totalt ved gyllekøling i grisestalde ved fuld kumme. Køleeffekten er 16,8 W/m². Enheder i pr. ton henviser til pr. ton gylle ab dyr eller 1000 tons (kt) pr. stalddtype. N₂O er både direkte og indirekte udledning fra stald og lager.

Dyre- og stalddtype	Ref.	CH ₄ , kg CH ₄ /ton			N ₂ O, kg N ₂ O/ton	Udbredelse, %		Reduktion netto	
		Stald	Lager	Total		Total	2021	Poten- tiale	kg CO ₂ e- /ton
Slagtesvin, Drænet gulv + spalter (33/67)	Ja	2,1	3,0	5,1	0,05	3,4	100	4,0	19,1
Slagtesvin, Drænet gulv + spalter (33/67)	Nej	1,8	3,3	5,0	0,04				
Slagtesvin, Delvist spaltegulv(25-49 % fast gulv)	Ja	1,7	3,3	5,0	0,05	3,4	100	3,0	11,2
Slagtesvin, Delvist spaltegulv(25-49 % fast gulv)	Nej	1,4	3,5	4,9	0,05				
Slagtesvin, Delvist spaltegulv(50-75 % fast gulv)	Ja	1,2	3,6	4,8	0,05	3,4	100	1,9	2,0
Slagtesvin, Delvist spaltegulv(50-75 % fast gulv)	Nej	1,0	3,8	4,7	0,04				
Søer, Drægtighedstalde, løs + individuel, delvis spalte	Ja	2,1	2,9	4,9	0,05	7,4	100	3,4	9,1
Søer, Drægtighedstalde,løs + individuel, delvis spalte	Nej	1,7	3,1	4,8	0,05				
Søer, Farestalde, kassesti,delvis spalte	Ja	2,6	2,5	5,1	0,05	7,4	100	3,6	3,5
Søer, Farestalde, kassesti,delvis spalte	Nej	2,2	2,8	5,0	0,05				
Søer, Farestalde, kassesti, fuldspalte	Ja	3,0	2,2	5,2	0,05	7,4	100	5,7	1,0
Søer, Farestalde, kassesti, fuldspalte	Nej	2,6	2,5	5,1	0,05				
Smågrise, Toklimastald m,delvis spaltegulv	Ja	1,6	2,9	4,6	0,04	5	100	2,0	4,1
Smågrise, Toklimastald m,delvis spaltegulv	Nej	1,3	3,1	4,5	0,04				
Smågrise, Drænet gulv + spalter (50/50)	Ja	2,8	2,2	5,0	0,04	5	100	4,0	1,9
Smågrise, Drænet gulv + spalter (50/50)	Nej	2,4	2,4	4,8	0,04				
Svinestalde	Ja	1,9	3,0	5,0	0,05	4,6	100	3,2	52
Svinestalde	Nej	1,6	3,2	4,8	0,04				

Opsummering med tal overført til klimavirkemiddeltabel

Reduktion svin = 3,2 kg CO₂-ækv./m³ gylle ab dyr

6.3.4 Samspil til andre virkemidler

Hyppig udslusning: Gyllekøling (med nedstøbte køleslanger) kan kombineres med hyppig udslusning i stalde med rørudslusning og mekanisk udmugning, og dette vil øge reduktionseffekterne for både metan og ammoniak. Hovedeffekten vil dog skyldes effekten af hyppig udslusning. Incitamentet for at tilvælge gyllekøling i kombination med hyppig udslusning i stalde med rørudslusning kan være begrundet i opfyldelse af ammoniakreduktionskrav – hyppig udslusning påvirker så vidt vides ikke ammoniakemissionen - samt i at gyllekøling under visse omstændigheder kan levere relativ billig energi til f.eks. opvarmning af bygninger og brugsvand i stalde, boliger og lignende.

Biogas: Gyllekøling medfører en mindre omsætning af organisk stof i stalden, hvilket betyder at mere organisk stof flyttes til lageret eller anvendes på biogasanlæg. Her vil det betyde en øget biogasproduktion.

Forsuring: Gyllekøling vurderes ikke at bidrage med yderligere reduktion af drivhusgasemissionerne i kombination med forsuring af gyllen i stalden. Gyllekøling i stalden i kombination med lav-dosis forsuring i lageret vil derimod øge den samlede reduktionseffekt på udledningen af metan fra stald og lager, fordi gyllekølingen påvirker metandannelsen i stalden, og lagerforsuringen påvirker metandannelsen i lageret.

Opsamling af gas i gyllelagre og afbrænding: Gyllekøling påvirker alene emissionerne metan og ammoniak i stalden. I kombination med opsamling af gas i gyllelagre og afbrænding af metanen vil der kunne opnås en additiv reduktionseffekt på den samlede metanemission fra stald og lager.

Overdækning af gylletanke med ventileret flydelag: Gyllekøling påvirker alene emissionerne metan og ammoniak i stalden. I kombination med overdækning af gylletanke med ventileret flydelag vil der kunne opnås en additiv reduktionseffekt på den samlede metanemission fra stald og lager.

6.3.5 Usikkerheder

Der indsamles ikke systematisk data vedrørende anvendelse af miljøteknologi i danske grisestalde. En miljøgodkendelse af en husdyrproduktion ledsages typisk af krav om anvendelse af ammoniak- eller lugtreducerende teknologi. Erhvervelse af en miljøgodkendelse er dog ingen garanti for at et projekt realiseres, og derfor kan man ikke bare udarbejde en statistik baseret på miljøgodkendelser, og derfor må flere kriterier nødvendigvis anvendes for at få et retvisende billede af udbredelsen.

I den foreliggende analyse er der taget udgangspunkt i en årsmiddel køleeffektfaktor på 16,8 W/m² produktionsareal i staldene. Der er dog stor forskel på årsmiddel køleeffekten i den enkelte stald. Ifølge en analyse foretaget af firmaet ConTerra var den gennemsnitlige kapacitet af gyllekølingsanlæg anført i danske miljøgodkendelser 20 W/m². Variationen var dog stor: 3 – 40 W/m² (Nehmdahl, 2022). Den faktiske køleeffekt afhænger også af antallet af driftstimer pr. år, og der viste ConTerras undersøgelse, at gyllekølingsanlæggene formodes at være i drift i gennemsnit 7336 timer pr. år. Men også her er der stor variation: 1116 – 8760 timer pr. år (Nehmdahl, 2022).

Effekten af gyllekøling på ammoniakemissionen er hovedsageligt baseret på målinger foretaget i slagtegrisestalde, idet den målte effekt formodes at kunne anvendes i andre typer af grisestalde. Dette er dog forbundet med en øget usikkerhed, da sammensætningen af gylle varierer mellem dyregrupper, ligesom staldenes indretning varierer.

Effekten af gyllekøling på udledningen af metan i de enkelte staldtyper bygger på modelberegninger ved anvendelse af normtal for udskillelse og omsætning af husdyrgødning. Der foreligger imidlertid ikke konkrete staldmålinger, der direkte dokumenterer sammenhængen mellem køleeffekt og metanudledning.

6.3.6 Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen

I beregningerne for CH₄-emission fra gødningshåndtering i emissionsopgørelsen er temperaturen af gyllen kun differentieret på tværs af de overordnede dyregrupper kvæg og svin og på stald og lager, se også afsnit 4.4.3. Det vil derfor med den nuværende beregningsmetode ikke være muligt at inkludere reduktion i CH₄-emissionen for gylle i staldsystemer med gyllekøling og det har ikke været muligt at beregne den tilsvarende effekt i emissionsopgørelsen. Som omtalt arbejdes der for at udvikle en model der estimerer udledningerne fra gylle på et mere detaljeret niveau for de forskellige dyregrupper og staldtyper end hidtil, for at kunne opdele udledningen på stald og lager. Såfremt det er muligt at inkludere temperatur som en

faktor, kan denne model potentielt også tillade at effekten af gyllekøling rent modelteknisk kan indregnes. Reduktionseffekten skal dog desuden dokumenteres og eftervises i repræsentative staldmålinger, da metan-reduktion med gyllekøling endnu kun er påvist som den modelteoretiske sammenhæng hvor gyllekøling reducerer temperaturen og lavere temperaturer reducerer metanudledningen. Derudover skal der tilvejebringes aktivitetsdata for hvor meget og hvilke typer af gylle der køles samt effekten af og tidspunktet for kølingen i form af temperaturpåvirkning gennem hele gyllesøjlen, hvilket lige nu ikke er oplysninger, der registreres eller indhentes, jf. variation og usikkerheder beskrevet i afsnit 6.3.5. CH₄ reduktionen er inkluderet i Klimafremskrivningen på baggrund af foreløbige effektestimater fra Hansen et al. (2015), som dog ikke er tilstrækkelig dokumentation til emissionsopgørelsen.

Reduktion i den indirekte N₂O -emission fra NH₃-fordampning er inkluderet i emissionsopgørelserne allerede, da gyllekølings effekt på emissionen af NH₃ er inkluderet i emissionsberegningerne til luftforureningsopgørelsen, som danner grundlag for beregningen i drivhusgasopgørelsen.

Emissionen estimeret per ton gylle i emissionsopgørelserne (tabel 4.4.4) er lavere end estimeret ovenfor (vist i tabel 6.3.1), og derfor vil effekten af gyllekøling angivet i kg CO₂-ækv. per ton gylle også blive lavere i en simpel beregning ved brug af samme procentvise reduktionseffekt.

Udledninger forbundet med energiforbrug indgår ikke i hverken landbrugs- eller LULUCF-sektoren og er derfor ikke vurderet yderligere. Udledninger fra energiforbrug er inkluderet i energisektoren, og stigninger eller fald i disse er dermed stadig af betydning for resultatet af Danmarks samlede drivhusgasopgørelse.

Referencer

- Adamsen, A.P.S., Hansen, M.J., Møller, H.B., (2021). Effekt af hyppig udslusning af gylle på metanproduktion, Notat fra DCA Nr. 2020-0166155, 9 s., jan. 12, 2021.
- Albrektsen, R., Mikkelsen, M.H., Gyldenkærne, S. 2021. Danish emission inventories for agriculture. Inventories 1985 – 2018. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 202 pp. Scientific Report No. 443. <http://dce2.au.dk/pub/SR443.pdf>
- Byggeri & Teknik (2020). Materiale udleveret på møde om gyllekøling i svinestalde den 29. sept. 2020 mellem Peter Kai og Anders Peter Adamsen, AU, og Svinerådgivningen, Sagro og Byggeri & Teknik.
- Energistyrelsen (2021). Basisfremskrivninger. <https://ens.dk/service/fremskrivninger-analyser-modeller/basisfremskrivninger>.
- Hansen, M.N., P. Kai, & T.S. Birkmose (2015). Vidensyntese om drivhusgasser og emissionsbaseret regulering i husdyrproduktionen. AgroTech.
- Holm, M., K.B. Sørensen, M.B.F. Nielsen (2017). Ammoniak- og lugtreduktion ved gyllekøling i slagtesvinestalde. Meddelelse nr. 1105, Videncenter for Svineproduktion, Den Rullende Afprøvning.
- Holm, M., K.B. Sørensen (2019). Ammoniak og metanemission fra drægtighedsstalde. Erfaring nr. 1910. Videncenter for Svineproduktion, Den Rullende Afprøvning.
- Kai, P., A.P. Adamsen (2017). Fra produktionsbaseret til arealbaseret emissionsberegning. Del 2: Emissionsfaktorer. Institut for Ingeniørvidenskab, Aarhus Universitet, Danmark. Technical report BCE –TR-12. 89 pp.
- Klimadan (2020). Personlig kommunikation og udleveret præsentation dateret 28. januar 2020.

- MELT (2017). Gyllekølings reducerende effekt på ammoniak og lugtemission. <https://mst.dk/media/169085/indstilling-af-gyllekoeling-mediemarkiv.pdf>
- Miljøministeriet (2010). Forudsætninger for de økonomiske beregninger ved gyllekøling. Søer og smågrise. Udarbejdet af NIRAS.
- Miljøstyrelsen (2011). Køling af gylle i stalde til søer og smågrise. Teknologiblad 26.1.2011, 10 sider.
- Nehmdahl, H. (2022). Dokumentation af udbredelse- og aktivitetsdata af gyllekøling i Danmark. Rapport udarbejdet af Conterra Aps for Miljøministeriet.
- Pedersen, P. (1997). Køling af gylle i slagtesvinestalde med fuldspaltegulv. Landsudvalget for svin, Meddelelse nr. 357, 6 pp.
- Pedersen, P. (2005). Linespilsanlæg med køling i drægtighedsstalde. Meddelelse nr. 694, Landsudvalget for Svin og Videncenter for Svineproduktion.
- RAV (2019). Regeling ammoniak en veehouderij. D 3 diercategorie vleesvarkens, opfokberen van ca. 25 kg tot 7 maanden, opfokzeugen van ca. 25 kg tot eerste dekking. <https://www.infomil.nl/onderwerpen/landbouw/stalsystemen/emissiefactoren-per/map-stalty-pen/3-diercategorie-0/>

6.4 Lav-dosis forsuring i gyllelagre (KVM6.4)

Forfatter: Søren O. Petersen (afsnit 6.4.0 - 64.5), Institut for Agroøkologi, Frederik Rask Dalby (tabel 6.4.2), Institut for Bio- og Kemiteknologi, Rikke Albrechtsen (afsnit 6.4.6), Institut for Miljøvidenskab, Anne Winding (afsnit 6.4.7), Marianne Bruus (afsnit 6.4.7) og Dominik Zak (afsnit 6.4.7), alle fra Institut for Ecoscience.

Fagfællebedømmer: Peter Kai (afsnit 6.4.0 – 76.4.5), Institut for Bio- og Kemiteknologi, Ole Kenneth Nielsen (afsnit 6.4.6), Institut for Miljøvidenskab, Anders Peter Adamsen (afsnit 6.4.7). Institut for Bio- og Kemiteknologi.

Modelkvalitetssikring: Michael Jørgen Hansen, Institut for Bio- og Kemiteknologi.

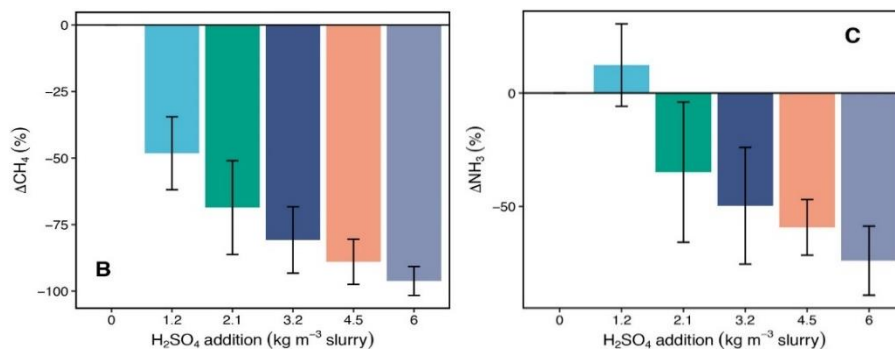
Forsuring af gylle i lagertanken er en velkendt praksis, der anvendes for at begrænse ammoniaktab i forbindelse med den efterfølgende udbringning. Krav til forbruget af 96%-koncentreret svovlsyre (se tabel 6.4.1) er beskrevet i den gældende gødningsanvendelsesbekendtgørelse (BEK 1025 af 30/06/2023).

Tabel 6.4.1 Krav til syretilsætning (kg/ton) ved lagerforsuring før udbringning.

	Under udbringning	I lageret, max 72 før udbringning	I lageret, max 4 uger før udbringning
Kvæggylle	3,0	3,0	4,4
Svinegylle	2,9	2,9	5,7
Afgasset kvæg- og svinegylle	11,0	11,0	14,0

Det er velkendt, at gylleforsuring også hæmmer emissionen af metan under opbevaring af gylle, men det forudsætter forsuring ved lagringens begyndelse, og de aktuelle regler for lagerforsuring er dermed ufornelige med brug af forsuring som klimavirkemiddel.

Et lagringsforsøg i pilotskala blev gennemført i 2021 som led i klimaforskningsprojektet "Integreret reduktion af metanemission fra husdyrgødning" (INTERMET), hvor effekten af at forsure svinegylle med forskellige doser blev undersøgt (Ma et al., 2022). Den højeste dosis var 6 kg/ton svarende til normal forsuring, og derudover omfattede forsøget behandlinger med ubehandlet svinegylle og gylle med ca. 20, 40, 60 og 80% af normal dosis. Metan- og ammoniakemission, såvel som emission af lugtstoffer, blev fulgt i 8 uger; den samlede emission i perioden er vist i figur 6.3. Resultaterne viste en gradvist mere effektiv metanreduktion med stigende syredosering, og det samme var tilfældet for ammoniak.



Figur 6.3 Ændring i emission af metan (t.v.) og ammoniak (t.h.) under otte uges lagring efter forsuring med forskellige doser af 96% svovlsyre (Ma et al., 2022).

6.4.1 Anvendelse

Lagerforsuring er en kendt teknologi, og der er allerede i dag maskinstationer, som leverer denne ydelse. Gylleomrøring uden forsuring er ligeledes kendt praksis, som altid finder sted forud for udbringning. Virkemidlet er således tilgængeligt for alle bedrifter, som ikke gør brug af andre metanreducerende virkemidler. Men der er som sagt tale om en alternativ anvendelse af forsuring, som ikke opfylder kravene til at bruge forsuring som ammoniakvirkemiddel.

6.4.2 Relevans og potentiale

Der er omkostninger forbundet med gylleforsuring, dels i form af indkøb af syre, men også omrøring i forbindelse med tilsætning. Forskellige strategier kan tænkes anvendt, såsom forsuring flere gange i lagringsperioden, eller forsuring en enkelt gang og efterfølgende omrøring i løbet af lagringsperioden, som skal sikre at ubehandlet gylle tilført fra stalden blandes op med allerede forsuret gylle. Det sidste scenarie har den fordel, at syrekonzentrationen så vil være relativt høj sommer og efterår, hvor potentialet for metan- og ammoniakemission også er størst. Behovet for omrøring er ukendt.

6.4.3 Effekt på drivhusgasudledning

I ovennævnte undersøgelse (Ma et al., 2022) blev der lavet foreløbige beregninger af omkostningseffektivitet for drivhusgasreduktion, som indikerede at forsuring med 2 kg/ton gav den bedste økonomi. Her viste forsøget en 70% reduktion af metanemissionen, mens reduktionen af ammoniakemission var mindre end 50%. Sammenlignelige resultater er rapporteret fra Canada i et pilotskalaforøg med fortyndet kvæggylle (Sokolov et al., 2021). Med priser på under 50€ (350-400 kr.) pr. ton CO₂-ækv. ved et omrøringsbehov på 1-3 gange i lagringsperioden synes dette at være en omkostningseffektiv strategi.

I beregningen af omkostningseffektivitet blev der taget højde for effekten på tab af ammoniak, som er en indirekte kilde til lattergas. Det blev antaget, at differencen mellem forsøgsbehandlinger vil afspejles i forbruget af handelsgødning.

Reduktion af drivhusgasudledning fra lavdosis forsuring i lageret ses i tabel 6.4.2.

Tabel 6.4.2. Estimeret drivhusgasudledning fra stald, lager og totalt ved udslusning af gylle ved fuld kumme og lav-dosis forsuring i lager. Der regnes med 70% reduktion af metan fra lageret og 50% reduktion af ammoniak fra lageret. For kvægstalde er medtaget gødning fra stalde med ringkanal eller bagskyl, drænet fast gulv med skraber, spaltegulv med gødningskanal med skraber og fast gulv. De sidste to kolonner viser reduktion i CO₂-ækv. (CO₂-ækv. pr. ton gylle af dyr og i 1000 tons (kt) pr. stalddtype. For svinestalde er medtaget gødning fra stalde, hvor rørudslusning kan benyttes. Enheder i pr. ton henviser til pr. ton gylle af dyr. N₂O er både direkte og indirekte udledning fra stald og lager. Elforbrug ved lavdosisforsuring er ubetydeligt og derfor ikke medregnet her.

Dyre-og stalddtype	Ref.	CH ₄ , kg CH ₄ /ton			N ₂ O, kg N ₂ O/ton	Udbredelse, %		Reduktion netto	
		Stald	Lager	Total		Total	2021	Poten- tiale	kg CO ₂ e- /ton
Kvæg, Sengebåse, spalter, bagskyl/ringkanalanlæg	Ja	1,6	1,9	3,6	0,05	0	100	38,4	288
Kvæg, Sengebåse, spalter, bagskyl/ringkanalanlæg	Nej	1,6	0,6	2,2	0,05				
Kvæg, Sengebåse, fast gulv, skraberanlæg	Ja	0,1	2,7	2,8	0,05	0	100	53	153
Kvæg, Sengebåse, fast gulv, skraberanlæg	Nej	0,1	0,8	0,9	0,05				
Kvæg, Sengebåse, spalter, skraberanlæg	Ja	0,1	2,7	2,8	0,05	0	100	53	196
Kvæg, Sengebåse, spalter, skraberanlæg	Nej	0,1	0,8	0,9	0,05				
Kvæg, Sengebåse, fast gulv, 2% hæld, skrab	Ja	0,1	2,7	2,8	0,05	0	100	53	53
Kvæg, Sengebåse, fast gulv, 2% hæld, skrab	Nej	0,1	0,8	0,9	0,05				
Kvæg, andre stalde med hyppig udslusning	Ja	0,1	2,7	2,8	0,05	0	100	53	42
Kvæg, andre stalde med hyppig udslusning	Nej	0,1	0,8	0,9	0,05				
Slagtesvin, Drænet gulv + spalter (33/67)	Ja	2,1	3,0	5,1	0,05	0	100	59,5	298
Slagtesvin, Drænet gulv + spalter (33/67)	Nej	2,1	0,9	3,0	0,05				
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (25-49 % fast gulv)	Ja	1,7	3,3	5,0	0,05	0	100	65,2	253
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (25-49 % fast gulv)	Nej	1,7	1,0	2,7	0,05				
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (50-75 % fast gulv)	Ja	1,2	3,6	4,8	0,05	0	100	71,5	78
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (50-75 % fast gulv)	Nej	1,2	1,1	2,3	0,05				
Søer, Drægtighedstalde, løs + individuel, delvis spalte	Ja	2,1	2,9	4,9	0,05	0	100	56,1	162
Søer, Drægtighedstalde, løs + individuel, delvis spalte	Nej	2,1	0,9	2,9	0,05				
Søer, Farestalde, kassesti, delvis spalte	Ja	2,6	2,5	5,1	0,05	0	100	49,1	52
Søer, Farestalde, kassesti, delvis spalte	Nej	2,6	0,7	3,4	0,05				
Søer, Farestalde, kassesti, fuldspalte	Ja	3,0	2,2	5,2	0,06	0	100	43,3	9
Søer, Farestalde, kassesti, fuldspalte	Nej	3,0	0,7	3,7	0,06				
Smågrise, Toklimastald m, delvis spaltegulv	Ja	1,6	2,9	4,6	0,04	0	100	57,9	127
Smågrise, Toklimastald m, delvis spaltegulv	Nej	1,6	0,9	2,5	0,04				
Smågrise, Drænet gulv + spalter (50/50)	Ja	2,8	2,2	5,0	0,04	0	100	42,4	21
Smågrise, Drænet gulv + spalter (50/50)	Nej	2,8	0,6	3,5	0,04				
Kvægstalde	Ja	0,8	2,3	3,2	0,05	0	100	46,1	732
Kvægstalde	Nej	0,9	0,7	1,6	0,05				
Svinestalde	Ja	1,9	3,0	5,0	0,05	0	100	59,5	999
Svinestalde	Nej	1,9	0,9	2,8	0,04				

Opsummering med tal overført til klimavirkemiddeltabel

Reduktion svin = 59,5 kg CO₂-ækv./m³ gylle ab dyr

Reduktion kvæg = 46,1 kg CO₂-ækv./m³ gylle ab dyr

6.4.4 Samspil til andre virkemidler

Der er en konflikt mellem anvendelsen af gylleforsuring som klimavirkemiddel og som kvælstofvirkemiddel. En effektiv hæmning af metanemissionen kræver en behandling ved lagringens begyndelse, og formentlig kan syreforbruget reduceres væsentligt. I modsætning hertil kræver en effektiv hæmning af ammoniakemissionen ved udbringning, at forsuring sker sent i lagringsperioden, og at syremængderne i tabel 6.4.1 anvendes. Der er et oplagt potentiale for synergi med hyppig udslusning, således af forsuring af gylle sker så tidligt i lagringsperioden som muligt.

6.4.5 Usikkerheder

Det er uklart, hvilken grad af opblanding det kræver at sikre en effektiv metanreduktion igennem hele lagringsperioden. Skal opblanding af gyllen ske hver gang, der tilføres frisk gylle, eller er færre gange tilstrækkeligt? Kan metoden til udpumpning af gylle fra stalden justeres, så der sikres en bedre kontakt med den allerede forsurede gylle i lagertanken? Strategier til lavdosis-forsuring bliver undersøgt i et nyt projekt med finansiering fra "Aftale om grøn omstilling af dansk landbrug" af 4. oktober 2021.

Risici for miljøeffekter ved udbringning af forsuret gylle blev diskuteret af Jensen et al. (2018) i lyset af, at tilførslen af svovl til jorden i form af sulfat er mindst dobbelt så stor som afgrødens behov. Den videre skæbne af sulfat i miljøet er ukendt, men potentielt kan sulfat føre til mobilisering af fosfor i vådområder eller sedimenter (Zak et al., 2006). Med den stigende udbredelse af gylleforsuring ved udbringning er det påtrængende nødvendigt at vurdere risikoen for, at dette sker under danske forhold. Med lavdosis-forsuring vil svovlmængden være langt bedre afstemt med afgrødernes behov, og risikoen for sulfatudvaskning og fosformobilisering tilsvarende mindre. Miljøeffekter af gylleforsuring vil også blive undersøgt i et nyt projekt med finansiering fra "Aftale om grøn omstilling af dansk landbrug".

For kvægstalde med ringkanalsystemer eller bagskyl vurderes modelestimerne at ligge i den høje ende i forhold til de få målinger, der er foretaget hidtil og der gøres opmærksom på at tallene er behæftet med væsentlig usikkerhed.

6.4.6 Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen

En metan-reduktion med lavdosis-forsuring er endnu kun påvist i pilotskala. Et igangværende projekt med støtte fra Miljøministeriet vil dokumentere effekten af lavdosis-forsuring i fuld skala, men en eventuel ibrugtagning som klimavirkemiddel vil afhænge af konsistensen i det datasæt, bestående af kemiske analyser, laboratoriemålinger og fuldsalamålinger, som det er muligt at gennemføre.

Beregningerne for CH₄-emission fra gødningshåndtering er i emissionsopgørelserne ikke opdelt i emission fra stald og emission fra lager, men regnes med én emissionsfaktor, der dækker både stald og lager, se også afsnit 4.4.3. Det vil derfor med den nuværende beregningsmetode ikke være muligt at inkludere reduktion i CH₄-emissionen for lav-dosis lagerforsuring. For at dette skal kunne indgå i emissionsopgørelserne, kræver det at emissionsberegningen kan opdeles i stald- og lager emission. Dette arbejde er i gang og der er en række forskningsprojekter i gang, som kan byde ind til en sådan emissionsmodel. Ydermere skal der findes dokumentation af reduktionseffekten, da metan-reduktion med lavdosis-forsuring endnu kun er påvist i pilotskala. Et igangværende projekt med støtte fra Miljøministeriet vil dokumentere effekten af lavdosis-forsuring i fuld skala, men en eventuel ibrugtagning som klimavirkemiddel i emissionsopgørelsen vil af-

hænge af konsistensen i det datasæt, bestående af kemiske analyser, laboratoriemålinger og fuldska-
målinger, som det er muligt at gennemføre. Derudover skal der tilvejebringes aktivitetsdata for hvor meget
og hvilke typer af gylle der lagerforsures, hvilket lige nu ikke er oplysninger der registreres eller indhentes.

Reduktion i den indirekte N₂O-emission fra NH₃-fordampning er inkluderet i emissionsopgørelserne, da re-
duktion i emissionen af NH₃ pga. forsuring er inkluderet i emissionsberegningerne. Forsuring i lagret til re-
duktion af NH₃ sker ofte lige før udbringning og vil derfor ikke have effekt på CH₄ emission fra lagret.

Emissionen estimeret per ton gylle i emissionsopgørelserne (tabel 4.4.4) er lavere end estimeret ovenfor (vist
i tabel 6.4.2), og derfor vil effekten af lav-dosis forsuring i lageret angivet i kg CO₂-ækv. per ton gylle også
blive lavere i en simpel beregning ved brug af samme procentvise reduktionseffekt.

6.4.7 Sideeffekter

Klimatilpasning

Stigende temperaturer fremmer betingelserne for metanproduktion i gylle under lagringen, og dermed ri-
sikoen for metanemission. Lavdosis-forsuring af gylle i lagertanken er et virkemiddel til metanreduktion, hvis
betydning dermed kan blive endnu større.

Miljø

Mulige miljøeffekter af at udbringe forsuret gylle på dyrkningsjorden blev gennemgået af Jensen et al.
(2018). Det blev påpeget, at jorden tilføres langt mere svovl, end afgrøder kan udnytte, og at svovl i form af
sulfat derfor vil udvaskes. Risikoen for mobilisering af fosfat som følge af en reaktion mellem jern og sulfat
(Zak et al., 2008) blev diskuteret.

Lavdosisforsuring kan tilsyneladende give en markant metanreduktion med anvendelse af blot 2 kg svovl-
syre pr. ton gylle, det vil sige højst en tredjedel af den mængde, som anvendes med traditionel forsuring
(Ma et al., 2022). Denne dosering er langt bedre tilpasset landbrugsafgrøders behov. En negativ sideeffekt
af lavdosis-forsuring, sammenlignet med traditionel forsuring, er den mindre effektivitet i forhold til ammo-
niakreduktion (Ma et al., 2022). Det vil være nødvendigt med andre virkemidler, såsom flydelag eller fast
overdækning, til begrænsning af ammoniaktab under lagring af gylle, ligesom indarbejdning eller ned-
fældning af gylle skal anvendes i større omfang ved udbringningen.

Biodiversitet

I øjeblikket undersøges effekter af gylleforsuring på jordlevende organismer i et nyt forskningsprojekt. Hvis
dette projekt finder tegn på økotoksikologiske effekter, vil disse også være mindre med lavdosis-forsuring.

Referencer

- Jensen, J., Krogh, P.H., Sørensen, P., Petersen, S.O. (2018). Potentielle miljøeffekter ved anvendelse af forsuret
gylle på landbrugsjord. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, nr. 257, bind
257, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Ma, C., Dalby, F.R., Feilberg, A., Jacobsen, B.H., Petersen, S.O. (2022). Low-dose acidification as a methane
mitigation strategy for manure management. *Agricultural Science and Technology* 2, 437-442.

- Sokolov, V., Habtewold, J., VanderZaag, A., Dunfield, K., Gregorich, E., Wagner-Riddle, C., Venkiteswaran, J. J., Gordon, R. (2021). Response curves for ammonia and methane emissions from stored liquid manure receiving low rates of sulfuric acid. *Frontiers in Sustainable Food Systems* 5 (224), 678992.
- Zak, D., Kleeberg, A., Hupfer, M. (2006). Sulphate-mediated phosphorus mobilization in riverine sediments at increasing sulphate concentration, River Spree, NE Germany. *Biogeochemistry* 80, 109-119.
- 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.

6.5 Gylle og bioforgasning (KVM6.5)

Forfattere: Anders Peter Adamsen (afsnit 6.5.0 – 6.5.5, 6.5.7) og Frederik Rask Dalby (afsnit 6.5.0 – 6.5.5), Institut for Bio- og Kemiteknologi, Rikke Albrektsen (afsnit 6.5.6). Institut for Miljøvidenskab.

Fagfællebedømmer: Henrik B. Møller (afsnit 6.5.0 – 6.5.5, 6.5.7), Institut for Bio- og Kemiteknologi, Ole Kenneth Nielsen (afsnit 6.5.6). Institut for Miljøvidenskab.

Modelkvalitetssikring: Michael Jørgen Hansen og Henrik B. Møller (biogasmodul), begge fra Institut for Bio- og Kemiteknologi.

Dette afsnit beskriver almindelig håndtering af gylle som efterfølgende anvendes i et biogasanlæg (bioforgasses). Emnet er udførligt behandlet i DCA-rapport nr. 175 (Olesen et al., 2020), som også er publiceret som en fagfællebedømt artikel (Møller et al., 2022).

6.5.1 Anvendelse

Bioforgasning af gødning kan anvendes på alle typer gødninger, på nær forsuret gylle, hvor kun en mindre andel kan anvendes uden at hæmme biogasudbyttet og forøge svovlbrienteindholdet i biogassen. Gylle fra kvægstalde med sand i sengebåse kan dog være problematiske at anvende til bioforgasning. Faste gødningstyper, f.eks. hønsemøg med højt fosfor- og kvælstofindhold, kan ligeledes være problematiske, og kan kun tilsættes i mindre andel, medmindre man ønsker afgasset biomasse med højt indhold af bestemte næringsstoffer, eller har separation med afsætning af fiberfraktion. Det vil ofte kræve en efterbehandling af den afgassede biomasse.

6.5.2 Relevans og potentiale

Bioforgasning er relevant for alle typer husdyrgødning, også dybstrøelse, men det kræver at biogasanlægget er dimensioneret til at håndtere gylle med højere tørstofindhold og med passende opholdstider i reaktorerne. Den behandlede mængde er stærkt stigende.

Potentialet er nærmest at alt husdyrgødning kan bioforgasses. Det kræver dog en kraftig udbygning af hele biogassektoren og gasledningsnettet, men potentialet er der. I 2021 blev ca. 18 % af svinegylle og 29 % af kvæggylle behandlet i biogasanlæg.

6.5.3 Effekt på drivhusgasudledning

For svinegylle antages et gennemsnitligt udbytte på 80 % af biogaspotentialer (Alastair Ward, personlig kommunikation, 2024), hvilket giver 280 liter metan ved standard tryk og temperatur pr. kg organisk stof (VS) ved opholdstid på 30 dage. Det svarer til at 20 vægt% af organisk stof omsættes til metan, og i alt omsættes 65 % af det organiske stof under biogasprocessen til biogas.

For kvæggylle antages et gennemsnitligt udbytte på 80 % af biogaspotentialer (Ward, 2024), hvilket giver 220 liter metan pr. kg organisk stof ved en opholdstid på 30 dage. Det svarer til at 16 vægt% af organisk stof omsættes til metan, og i alt omsættes 51 % af det organiske stof under biogasprocessen til biogas.

Det skal understreges, at der kun er beregnet udledning af det organisk stof der tilføjes med gylle. I de fleste biogasanlæg tilsættes der andre biomasse, så som dybstrøelse, halm, husholdningsaffald, organisk industriaffald mv., som ikke er medregnet. Disse biomasse vil give anledning til en udledning af metan og ammoniak, men udledningens omfang er usikkert og indregnes ikke i husdyrgødningens emission.

Det antages at 1 kg metan i biogas kan fortrænge 1 kg metan i naturgas. Et kg naturgas har en gennemsnitlig udledning på 0,068 kg CO₂-ækv. pr. MJ (BioGrace, 2015). Da et kg metan indeholder 50,4 MJ energi (nedre brændværdi) betyder det, at et kg produceret metan i biogas ved fortrængning af naturgas vil have en negativ emission på 3,4 kg CO₂-ækv., da biogas i sig selv ikke bidrager til mer-emission af CO₂, udover de emissioner der er forbundet med brug af fossile brændstoffer til proces og transport af biomasse samt lækage af metan fra anlægget.

I DCA-rapporten "Bæredygtig biogas" er der for et anlæg med 40% svinegylle, 40% kvæggylle og resten som dybstrøelse beregnet, at metan i biogas erstatter fossilt metan i naturgas som dermed har en negativ emission på 48,35 kg CO₂-ækv. pr. ton biomasse (Olesen et al., 2020, tabel 7.1 M1b, som er et biogasanlæg med varmeveksling af afgasset biomasse). Dertil skal der lægges emissioner af fossilt CO₂ til procesenergi og transport, hvilket udgør 5,2 kg CO₂-ækv. pr. tons biomasse. Dertil kommer lækage (tab til atmosfæren) af metan på anlægget som sættes til 2,9% (KEFM 2024), hvilket udgør en stor del af den negative emission af biogas ved fortrængning af naturgas. Hvis man korrigerer den negative emission på 3,4 kg CO₂-ækv. pr. kg metan ved fortrængning af naturgas med emissionerne fra proces, transport og lækager, så fås en negativ nettoemission på 2,3 kg CO₂-ækv. pr. kg metan i biogas ved anvendelse i naturgasnettet.

For svinegylle tilført biogasanlægget vil der således være en negativ emission på 0,20 kg CH₄ pr. kg VS · 2,3 kg CO₂-ækv. pr. kg CH₄ tilført ved fortrængning af naturgas, hvilket giver 0,46 kg CO₂-ækv. pr. kg VS.

For kvæggylle tilført biogasanlægget vil der således være en emission på 0,16 kg CH₄ pr. kg VS · 2,3 kg CO₂-ækv. pr. kg CH₄ tilført ved fortrængning af naturgas, hvilket giver 0,37 kg CO₂-ækv. pr. kg VS.

Emission af metan fra stalde, afhentningstanke, biogasanlæg og gylletanke nyttiggøres ikke som biogas og har en emission på 28 kg CO₂-ækv. pr. kg metan. Det antages at kulstoflagring af afgasset gylle i forhold til ikke-afgasset gylle vil være på samme niveau efter 100 år, hvorfor dette ikke medregnes

Tabel 6.5.1. *Estimeret drivhusgasudledning fra stald, lager og totalt ved udslusning af gylle ved fuld kumme, ophold i afhentningstank i 2 dage og bioforgasning. For kvægstalde er medtaget gødning fra stalde med ringkanal eller bagskyl, fastdrænet gulv med skraber, spaltegulv med skraber og fast gulv med 2% hæld og skraber. Kolonnen "Fortrængning" viser emission i CO₂-ækv. ved anvendelse af den producerede biogas til erstatning af naturgas. De sidste to kolonner viser reduktion i CO₂-ækv. (CO₂-ækv. pr. ton gylle af dyr og i 1000 tons (kt) pr. stalddtype. For svinestalde er medtaget gødning fra stalde hvor rørudslusning kan benyttes. For referencetalde er bioforgasning ikke medregnet. N₂O er både direkte og indirekte udledning fra stald og lager.*

Dyre-og stalldtype	Ref.	CH ₄ , kg CH ₄ /ton			N ₂ O, kg N ₂ O/ton	For-træng-ning	Udbredelse, %		Reduktion netto	
		Stald	Lager	Total			Total	kg CO ₂ e/ton	Poten-tiale	kg CO ₂ e-/ton
Kvæg, Sengebåse, spalter, bagskyl/ringkanalanlæg	Ja	1,6	1,9	3,6	0,05		29	100	82,2	437
Kvæg, Sengebåse, spalter, bagskyl/ringkanalanlæg	Nej	1,7	0,3	2,0	0,01	28,0				
Kvæg, Sengebåse, fast gulv, skraberanlæg	Ja	0,1	2,7	2,8	0,05		29	100	105	215
Kvæg, Sengebåse, fast gulv, skraberanlæg	Nej	0,2	0,4	0,6	0,02	31,7				
Kvæg, Sengebåse, spalter, skraberanlæg	Ja	0,1	2,7	2,8	0,05		29	100	105	276
Kvæg, Sengebåse, spalter, skraberanlæg	Nej	0,2	0,4	0,6	0,02	31,7				
Kvæg, Sengebåse, fast gulv, 2% hæld, skrab	Ja	0,1	2,7	2,8	0,05		29	100	105	75
Kvæg, Sengebåse, fast gulv, 2% hæld, skrab	Nej	0,2	0,4	0,6	0,02	31,7				
Kvæg, andre stalde med hyppig udslusning	Ja	0,1	2,7	2,8	0,05		29	100	105	59
Kvæg, andre stalde med hyppig udslusning	Nej	0,2	0,4	0,5	0,02	31,7				
Slagtesvin, Drænet gulv + spalter (33/67)	Ja	2,1	3,0	5,1	0,05		18	100	108	445
Slagtesvin, Drænet gulv + spalter (33/67)	Nej	2,3	0,1	2,3	0,01	23,0				
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (25-49 % fast gulv)	Ja	1,7	3,3	5,0	0,05		18	100	117	373
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (25-49 % fast gulv)	Nej	1,8	0,1	1,9	0,01	24,4				
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (50-75 % fast gulv)	Ja	1,2	3,6	4,8	0,05		18	100	127	113
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (50-75 % fast gulv)	Nej	1,4	0,1	1,5	0,01	25,9				
Søer, Drægtighedstalde, løs + individuel, delvis spalte	Ja	2,1	2,9	4,9	0,05		18	100	103	244
Søer, Drægtighedstalde, løs + individuel, delvis spalte	Nej	2,2	0,1	2,3	0,01	21,8				
Søer, Farestalde, kassesti, delvis spalte	Ja	2,6	2,5	5,1	0,05		18	100	92,5	80
Søer, Farestalde, kassesti, delvis spalte	Nej	2,8	0,1	2,8	0,02	20,1				
Søer, Farestalde, kassesti, fuldspalte	Ja	3,0	2,2	5,2	0,06		18	100	83,6	14
Søer, Farestalde, kassesti, fuldspalte	Nej	3,2	0,1	2,8	0,02	18,8				
Smågrise, Toklimastald m, delvis spaltegulv	Ja	1,6	2,9	4,6	0,04		18	100	103	186
Smågrise, Toklimastald m, delvis spaltegulv	Nej	1,8	0,1	1,9	0,01	21,9				
Smågrise, Drænet gulv + spalter (50/50)	Ja	2,8	2,2	5,0	0,04		18	100	79,5	32
Smågrise, Drænet gulv + spalter (50/50)	Nej	2,9	0,01	3,0	0,01	18,2				
Kvægstalde	Ja	0,8	2,3	3,2	0,05		29	100	94,3	1062
Kvægstalde	Nej	0,9	0,3	1,3	0,01	30,0				
Svinestalde	Ja	1,9	3,0	5,0	0,05		18	100	108	1487
Svinestalde	Nej	2,1	0,1	2,2	0,02	22,8				

Opsummering med tal overført til klimavirkemiddeltabel

Reduktion svin = 108 kg CO₂-ækv./m³ gylle ab dyr

Reduktion kvæg = 94,3 kg CO₂-ækv./m³ gylle ab dyr

6.5.4 Samspil til andre virkemidler

Bioforgasning af husdyrgødning har et stort positivt samspil med hyppig udsugning og køling af gylle i stalde. Bioforgasning har negativt samspil med forsuring af gylle i stalden, da forsuring med svovlsyre hæmmer metanproduktionen både i stald, lagre og lagre. Den afgassede gylle kan ved lagring forsures for at reducere emission af ammoniak, hvilket også vil reducere metanemission ved den efterfølgende lagring. Den afgassede gylle kan også opbevares med i lagre med teltoverdækning og ventileret flydelag eller i lagre med teltoverdækning og opsamling af gas med afbrænding i fakkel.

6.5.5 Usikkerheder

Der er en lang række usikkerheder ved bioforgasning af husdyrgylle. Det er især metan-udbytter, indhold af tørstof og organisk stof i gødning, procesforhold, lækager på anlæg, samt anvendelse af biogas.

For kvægstalde med ringkanalsystemer eller bagskyl vurderes modelestimerne at ligge i den høje ende i forhold til de få målinger, der er foretaget hidtil, og der gøres opmærksom på at tallene er behæftet med væsentlig usikkerhed.

6.5.6 Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen

Reduktion af CH₄ og direkte N₂O emission, samt øget emission af indirekte N₂O pga. øget NH₃ emission fra lagret og udbragt bioforgasset gylle er inkluderet i emissionsopgørelserne. Emissionen estimeret per ton gylle i emissionsopgørelserne er lavere end estimeret ovenfor (vist i tabel 6.5.1) og da fortrængning af energi indgår ikke i emissionsopgørelserne for landbrugssektoren, men indgår i energisektoren, vil effekten af bioforgasning angivet i kg CO₂-ækv. per ton gylle også blive markant lavere.

6.5.7 Sideeffekter

Klimatilpasning

Højere temperaturer vil kunne forøge udledning af metan fra gylletanke, før og efter biogasproduktion. Det vurderes ikke at højere temperaturer vil påvirke selve biogasprocessen.

Miljø

Afgasset biomasse har en højere pH end ikke afgasset gylle, samtidig med at noget af det organisk-bundne kvælstof er omdannet til ammonium-kvælstof, hvilket kan forøge udledning af ammoniak ved opbevaring og udbringning. Tidligere har man antaget at afgasset biomasse hurtigere sivede ned i jorden, hvilket skulle ophæve effekten af den forhøjede pH og mere ammonium-kvælstof. Nyere undersøgelser har dog stillet spørgsmål ved denne antagelse (Pedersen et al., 2021).

Der er derfor stillet krav om, at udbringning af afgasset biomasse skal nedfældes eller forsuring (BEK nr. 1551 af 02/07/2021).

Biodiversitet

Anvendelse af afgasset gylle skønnes ikke at have nogen effekt på biodiversitet.

Referencer

- Adamsen, A.P.S., Hafner, S.D. (2021). Emissionsfaktorer for ammoniak fra ALFAM2 for afgasset biomasse. Rådgivningsnotet fra DCA.
- BioGrace (2015). BioGrace-1 Excel tool. Version 4d. <https://www.biograce.net/content/ghgcalculation-tools/recognisedtool/>
- KEFM (2024). Klimastatus og -fremskrivning 2024. Produktion af folie, gas og VE-brændstoffer. Sektorforudsetningsnotet,
- Hafner, S.D., Nyord, T., Sommer, S.G., Adamsen, A.P.S. (2021). Estimation of Danish emission factors for ammonia from field-applied liquid manure for 1980 to 2019. 138 pages. Advisory report from DCA – Danish Centre for Food and Agriculture, Aarhus University, submitted: 23-09-2021.
- Møller, H.B., Sørensen, P., Olesen, J.E., Petersen, S.O., Nyord, T., Sommer, S.G. (2022). Agricultural Biogas Production—Climate and Environmental Impacts. Sustainability (Switzerland), 14(3), [1849]. <https://doi.org/10.3390/su14031849>
- Olesen, J.E., Møller, H.B., Petersen, S.O., Sørensen, P., Nyord, T., Sommer, S.G. (2020). Bæredygtig biogas - klima og miljøeffekter af biogasproduktion. DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, DCA rapport Nr. 175 <https://dcapub.au.dk/djfpublikation/index.asp?action=show&id=1454>

6.6 Opsamling af gas i gyllelagre og afbrænding (KVM6.6)

Forfatter: Anders Peter Adamsen (afsnit 6.6.0 – 6.6.5) og Frederik Rask Dalby (tabel 6.6.1), Institut for Bio- og Kemiteknologi, Rikke Albrechtsen (afsnit 6.6.6.), Institut for Miljøvidenskab.

Fagfællebedømmer: Peter Kai (afsnit 6.6.0 – 6.6.5), Institut for Bio- og Kemiteknologi, Ole Kenneth Nielsen (afsnit 6.6.6). Institut for Miljøvidenskab.

Modelkvalitetssikring: Michael Jørgen Hansen, Institut for Bio- og Kemiteknologi.

Fakkelafrænding (på engelsk flaring) er en velkendt teknik til håndtering af gasser fra indvinding af olie- og naturgas. Det anvendes også på lossepladser med lav gasproduktions. Endvidere har de fleste biogas-anlæg også fakler til afbrænding af gas ved driftsstop.

I en undersøgelse i staten New York blev der etableret overdækning, opsamling og direkte afbrænding (flaring) på 3 gårde med kvæg (Wightman & Woodbury, 2016). De tre gårde havde i gennemsnit 800 malkekøer og gylleopbevaringskapacitet til 6 måneder. Langt størstedelen af metan bliver produceret i sommer og efteråret, hvor der også er den højeste andel af metan, og afbrænding derfor er muligt uden støttebrændsel. Forfatterne beregnede at 80% af det opsamlede metan blev omsat, men aktuel omsætning og eventuelle dannelse af uønskede gasser, f.eks. nitrogenoxider, er blev ikke undersøgt.

I GUDP-projektet LESS vil teknologien blive udviklet de kommende to år samt testet og dokumentet. Der kan være behov for yderligere at dokumentere teknologien på flere end den tank, der bliver opstillet i LESS-projektet. Det foreslås at lave test af 3 tanke med svinegylle og 3 tanke med kvæggylle over et år i 2024-25. Der er behov for at teste gyllelagre fra både kvæg og svin, da der er stor forskel på udbringningsmønstre (f.eks. Birkmose, 2020).

Opsamling af gas fra tætte overdækkede gyllebeholdere vil kræve en ændring af det nuværende praksis for overdækkede gyllebeholdere, som skal sikre, at der ikke kan opbygges koncentrationer af metan over dets nedre eksplosionsgrænse, som er ca. 5 % ved kontakt med atmosfærisk luft (Landbrugets Byggeblad 103.04-29 af 02-06-2009). Det kan være, at der skal opstilles ATEX-krav til pumper og andre komponenter mellem gyllelagret og afbrændingsenhed.

Det forventes, at teknologien er færdigudviklet og dokumentet i LESS (GUDP-projekt) ved udgangen af 2024. En dokumentation på teknologilisteniveau af 4 gylletanke er planlagt i 2024 – 2025.

6.6.1 Anvendelse

Teknologien kan anvendes på forholdsvis gyllelagre med tætte overdækninger, dvs. gylletanke med overdækning og overdækkede gyllelaguner.

6.6.2 Relevans og potentiale

Teknologien er relevant for alle type landbrug med gylletanke eller overdækkede laguner. Det er klart mest relevant at opsamle den producerede gas og udnytte den til energiformål, men det vil i mange tilfælde ikke være logistisk muligt og heller ikke lønsomt. Ved at brænde metan (og formentlig også dele af ammoniak og svovlbriente) oxideres metan til CO₂, som er netto klimaneutral da det stammer fra en ikke fossil kilde.

Der er store potentialer ved at opsamle og afbrænde gassen fra overdækkede gyllebeholdere og laguner. I GUDP-projekt Low Emission Slurry Storages (LESS) har AU sammen med selskabet AgroGas videreudviklet

og dokumenteret teknologien i et demonstrationsanlæg der er blevet tilført urensset biogas fortyndet med atmosfærisk luft, hvilket svarer til gassen, der kan opsamles i et tæt gyllelager.

6.6.3 Effekt på drivhusgasudledning

Det forventes at mindst 80% af det producerede metan kan opsamles fra gyllelagre ved at tætte eksisterende teltoverdækninger. Det forventes at gennemsnitlig 80% af det opsamlede metan kan omsættes (oxideres) i en fakkel. De udførte test har vist langt højere omsætning ved drift af faklen, men mangler at blive testet på fuldskala-tanke over et helt år. Det giver en samlet effekt på 64%. Estimeret reduktion af metan er angivet i tabel 6.6.1.

Tabel 6.6.1. Estimeret drivhusgasudledning fra stald, lager og totalt ved udslusning af gylle ved fuld kumme og afbrænding af metan produceret i lager. For kvægstalde er medtaget gødning fra stalde med ringkanal eller bagskyl, fastdrænet gulv med skraber, spaltegulv med skraber og fast gulv med 2% hæld og skraber. For svinestalde er medtaget gødning fra stalde med rørudslusning. De sidste to kolonner viser reduktion i CO₂-ækv. (CO₂-ækv pr. ton gylle af dyr og i 1000 tons (kt) pr. stalddtype. N₂O er både direkte og indirekte udledning fra stald og lager. Strømforbrug ved gasopsamling og afbrænding er ubetydeligt og derfor ikke medregnet her.

Dyre-og staldtype	Ref.	CH ₄ , kg CH ₄ /ton			N ₂ O, kg N ₂ O/ton	Udbredelse, %		Reduktion netto	
		Stald	Lager	Total		Total	2021	Poten- tiale	kg CO ₂ e- /ton
Kvæg, Sengebåse, spalter, bagskyl/ringkanalanlæg	Ja	1,6	1,9	3,6	0,05	0	100	34,9	261
Kvæg, Sengebåse, spalter, bagskyl/ringkanalanlæg	Nej	1,6	0,7	2,3	0,05				
Kvæg, Sengebåse, fast gulv, skraberanlæg	Ja	0,1	2,7	2,8	0,05	0	100	48,3	139
Kvæg, Sengebåse, fast gulv, skraberanlæg	Nej	0,1	1,0	1,1	0,05				
Kvæg, Sengebåse, spalter, skraberanlæg	Ja	0,1	2,7	2,8	0,05	0	100	48,3	178
Kvæg, Sengebåse, spalter, skraberanlæg	Nej	0,1	1,0	1,1	0,05				
Kvæg, Sengebåse, fast gulv, 2% hæld, skrab	Ja	0,1	2,7	2,8	0,05	0	100	48,3	49
Kvæg, Sengebåse, fast gulv, 2% hæld, skrab	Nej	0,1	1,0	1,1	0,05				
Kvæg, andre stalde med hyppig udslusning	Ja	0,1	2,7	2,8	0,05	0	100	48,3	38
Kvæg, andre stalde med hyppig udslusning	Nej	0,1	1,0	1,1	0,05				
Slagtesvin, Drænet gulv + spalter (33/67)	Ja	2,1	3,0	5,1	0,05	0	100	54	272
Slagtesvin, Drænet gulv + spalter (33/67)	Nej	2,1	1,1	3,2	0,05				
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (25-49 % fast gulv)	Ja	1,7	3,3	5,0	0,05	0	100	59	231
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (25-49 % fast gulv)	Nej	1,7	1,2	2,9	0,05				
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (50-75 % fast gulv)	Ja	1,2	3,6	4,8	0,05	0	100	65	71
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (50-75 % fast gulv)	Nej	1,2	1,3	2,5	0,05				
Søer, Drægtighedstalde, løs + individuel, delvis spalte	Ja	2,1	2,9	4,9	0,05	0	100	51	147
Søer, Drægtighedstalde, løs + individuel, delvis spalte	Nej	2,1	1,0	3,1	0,05				
Søer, Farestalde, kassesti, delvis spalte	Ja	2,6	2,5	5,1	0,05	0	100	45	47
Søer, Farestalde, kassesti, delvis spalte	Nej	2,6	0,9	3,5	0,05				
Søer, Farestalde, kassesti, fuldspalte	Ja	3,0	2,2	5,2	0,06	0	100	39	8
Søer, Farestalde, kassesti, fuldspalte	Nej	3,0	0,8	3,8	0,06				
Smågrise, Toklimastald m, delvis spaltegulv	Ja	1,6	2,9	4,6	0,04	0	100	53	116
Smågrise, Toklimastald m, delvis spaltegulv	Nej	1,6	1,1	2,7	0,04				
Smågrise, Drænet gulv + spalter (50/50)	Ja	2,8	2,2	5,0	0,04	0	100	39	19
Smågrise, Drænet gulv + spalter (50/50)	Nej	2,8	0,8	3,6	0,04				
Kvægstalde	Ja	0,8	2,3	3,2	0,05	0	100	42,0	666
Kvægstalde	Nej	0,8	0,8	1,7	0,05				
Svinestalde	Ja	1,9	3,0	5,0	0,05	0	100	54,2	910
Svinestalde	Nej	1,9	1,1	3,0	0,05				

Opsummering med tal overført til klimavirkemiddeltabel

Reduktion svin = 54,2 kg CO₂-ækv./m³ gylle ab dyr

Reduktion kvæg = 42,0 kg CO₂-ækv./m³ gylle ab dyr

6.6.4 Samspil til andre virkemidler

Der er positivt samspil med teknologier, der hurtigt får flyttet organisk materiale, der er substrat for metandannelse, ude i lagre, f.eks. hyppig udslusning og gyllekøling.

Positivt samspil med afgasset gylle, da fakkelaftænding forventes at forbrænde ammoniak, som er en kilde til indirekte lattergasproduktion. Derudover vil fakkelaftænding også reducere udledning af metan (omend små mængder) fra afgasset gylle.

6.6.5 Usikkerheder

Der er usikkerhed forbundet med opsamling af gyllegas fra gyllelagre og omsætning af metan (og ammoniak) i gasfakler. Især i vinterhalvåret vil der kunne være problemer med at sikre en tilstrækkelig høj koncentration af metan til at faklen kan brænde effektivt (Wightman & Woodbury, 2016). Dette vil kunne løses ved at lade metan opkoncentreres i den overdækkede gylletank og kun afbrænde, når der er opsamlet gas nok.

Der er risiko for at kvælstof omkring flammen og ammoniak i den tilførte gas kan danne kvælstofoxider. Faklen er udviklet i LESS-projekt, og der er ikke fundet kvælstofoxider i kritiske mængder.

For kvægstalde med ringkanalsystemer eller bagskyl vurderes modelestimerterne på metan at ligge i den høje ende i forhold til de få målinger, der er foretaget hidtil og der gøres opmærksom på at tallene er behæftet med væsentlig usikkerhed.

6.6.6 Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen

Aftænding i fakkel af gas fra gyllebeholdere er ikke et tiltag, der på nuværende tidspunkt er inkluderet i den nationale emissionsopgørelse, da systemet ikke anvendes i praksis. For at dette skal kunne indgå i emissionsopgørelserne, kræver det, at emissionsberegningen kan opdeles i stald- og lager emission. Dette arbejde er i gang og der er en række forskningsprojekter i gang, som kan byde ind med analyser og validitetssikring til en sådan emissionsmodel. Ydermere vil det kræve en solid repræsentativ dokumentation af reduktionspotentialer med en vurdering af de faktorer, der er afgørende for effekten, for at blive inkluderet i opgørelsen. Hvis det tænkes, at fakkelaftændingen ikke sker i alle gyllebeholdere, vil der i relation til emissionsopgørelsen også være behov for aktivitetsdata for udbredelsen af aftændingen.

Emissionen estimeret per ton gylle i emissionsopgørelserne er lavere end estimeret ovenfor (vist i tabel 6.6.1), derfor vil effekten af aftænding af gas fra gyllebeholdere angivet i kg CO₂-ækv. per ton gylle også blive lavere ved brug af samme reduktionseffekt.

Referencer

Birkmose, T. (2020). Aktivitetsdata for udbragt husgyrgødning, 2016-2020. SEGES. 6 sider.

Wightman, J. L., Woodbury, P.B. (2016). New York Dairy Manure Management Greenhouse Gas Emissions and Mitigation Costs (1992-2022). J. Environ. Qual., 45, 266-275. doi:10.2134/jeq2014.06.0269.

6.7 Overdækning af gylletanke med ventileret flydelag (KVM6.7)

Forfatter: Søren O. Petersen (afsnit 6.7.0 – 6.7.5), Institut for Agroøkologi og Frederik Rask Dalby (tabel 6.7.1), Institut for Bio- og Kemiteknologi, Rikke Albrechtsen (afsnit 6.7.6), Institut for Miljøvidenskab.

Fagfællebedømmer: Peter Kai (afsnit 6.7.0 – 6.7.5), Institut for Bio- og Kemiteknologi, Ole Kenneth Nielsen (afsnit 6.7.6.), Institut for Miljøvidenskab.

Modelkvalitetssikring: Michael Jørgen Hansen, Institut for Bio- og Kemiteknologi.

Omkring 90 % af husdyrgødningen i Danmark håndteres som gylle, og det meste udbringes om foråret. Under opbevaringen kan den biologiske omsætning i gyllen føre til udledning af drivhusgasser, primært i form af metan. Hvor meget metan der udledes fra lagertanke, vil afhænge af en række faktorer, bl.a. opholdstid i stalden og eventuel behandling før lagring.

Flydelag kan indeholde metanoxiderende bakterier (Petersen et al., 2005), og da metan har en drivhuseffekt, som er 28 gange større end CO₂ (med 100 års tidshorisont), er metanoxidation i flydelag et potentielt klimavirkemiddel. Det internationale klimapanel, IPCC, har i de gældende guidelines (IPCC, 2006) forudsat, at et naturligt flydelag kan fjerne 40 % af metan, som produceres i gyllen under lagring. En stor del af metanemissionen sker muligvis via sprækker i flydelaget og fortyndes hurtigt i atmosfæren, hvad der gør effektiviteten af den mikrobielle metanfjernelse usikker (Duan et al., 2017). En mere effektiv metanfjernelse kræver formentlig en kombination af flydelag og en overdækning, som forlænger opholdstiden for metan i luften over flydelaget og dermed sikrer en bedre forsyning med metan til de metanoxiderende bakterier (Petersen et al., 2013). En opdatering af guidelines (IPCC, 2019) angiver, at fast overdækning kan give en 25-50% metanfjernelse (variationsbredde 0-90%).

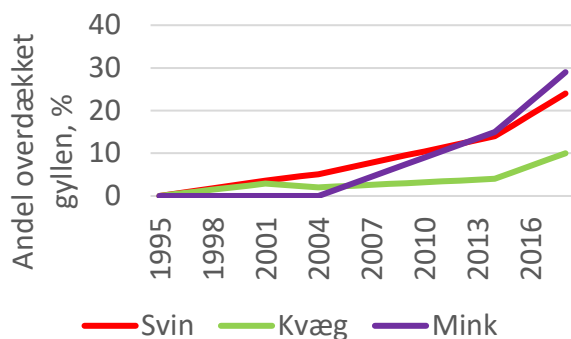
En variationsbredde på 0-90% er ikke et godt grundlag for at anvende metanoxidation som klimavirkemiddel, og variationen skyldes muligvis flydelagets egenskaber. Det er baggrunden for en dansk udviklingsindsats indenfor rammerne af klimaforskningsprojektet "Integreret reduktion af metanemission fra husdyrgødning" (INTERMET), som sigter mod at optimere betingelserne for metanoxidation gennem kontrolleret ventilation. Denne indsats bygger på overvejelser, som blev præsenteret i Olesen et al. (2018; afsnit 5.2). En prototype af en ny ventilationsteknologi er blevet afprøvet i pilotskala i 2021. Prototypen, udviklet med bistand fra ventilationsfirmaet SKOV A/S, har en selvregulerende ventilation, som styres med henblik på at optimere tilgængeligheden af metan og ilt for metanoxiderende bakterier. En detaljeret beskrivelse af teknologi og styringsprincipper forventes at blive offentliggjort i løbet af 2024.

Der er via Innovationsfonden (Innomission 3) givet en bevilling til afprøvning af kontrolleret ventilation på et fuldskala-gyllelager i 2023. I det nye projekt skal strategier til stabilisering af flydelaget under omrøring og tømning/fyldning også undersøges, idet udviklingen af flydelagets mikrobiologi er en langsom proces som potentielt kan begrænse omfanget af metanoxidation.

6.7.1 Anvendelse

Andelen af lagre med fast overdækning er i vækst (se figur 6.4) og repræsenterede i 2018 omkring 10% af kvæggylle, og 25% af svinegylle (Mikkelsen & Albrechtsen, 2020). Hvordan en fast overdækning påvirker betingelserne for flydelagsdannelse er endnu dårligt belyst. Hvis det lykkes at dokumentere en væsentlig

forbedring af metanfjernelse med kontrolleret ventilation af overdækkede gyllebeholdere, vil det formentlig være en omkostningseffektiv løsning for lagre med eksisterende teltoverdækning, selvom det skal understreges at der kan være behov for modifikation af teltoverdækningen for at begrænse et eksisterende passivt luftskifte.



Figur 6.4 Estimeret andel af gylle i gyllebeholdere med fast overdækning (gengivet efter Mikkelsen & Albrechtsen, 2020).

6.7.2 Relevans og potentiale

Sammenlignet med vurderingen af dette virkemiddel i Olesen et al. (2018) er der sket en afklaring i form af et "proof-of-concept" for en teknisk løsning til dynamisk ventilationskontrol, og der er taget initiativ til afprøvning i fuld skala. Der savnes fortsat viden om forekomst af flydelag i lagre med fast overdækning, og udvikling af metoder til omrøring, import og eksport af gylle til lageret, som ikke destruerer flydelaget.

Tiltaget er ikke relevant for forsuret gylle og afgasset gylle, der er selvstændige virkemidler mod metanemission. Principielt kan virkemidlet anvendes på alle bedrifter med opbevaring af ubehandlet gylle, herunder økologiske brug, hvis teknologiens effektivitet kan dokumenteres under praktiske lagringsforhold. Teknologien forventes, i tilfælde af positiv afprøvning i fuld skala, at kunne kombineres med eksisterende teltoverdækning, eller den kan implementeres sammen med teltoverdækning på lagre, hvor dette endnu ikke er etableret.

6.7.3 Effekt på drivhusgasudledning

Mængden af gylle, som opbevares i lagertanke, varierer i løbet af året, og afhænger af sædskifte. Tilsvarende vil gyllens temperatur variere med lufttemperaturen over døgnet og i løbet af året, ligesom der også vil være en temperaturgradient med afstanden til gyllens/flydelagets overflade. Tilsammen betyder disse forhold, at der er stor variation i potentialet for metanproduktion i gyllen, og dermed også i betingelserne for metanoxidation i flydelag. Overdækning med ventilationskontrol sigter mod at optimere betingelserne for metanoxidation i dette variable miljø. Pilotskala-forsøg i 2021 fandt, at ventilationskontrollen kunne tilpasse sig metanemissionens døgnvariation, såvel som sæsonvariation. Effektiviteten med hensyn til metanfjernelse voksede hen over sommeren, muligvis som følge af stigende lagringstemperatur og metanproduktion, og vækst i antallet af aktive metanoxiderende bakterier.

Måleresultater vedrørende metanreduktion med dynamisk ventilationskontrol er endnu ikke tilgængelige. I en tidligere vurdering af effekten af overdækning af gyllelagre med flydelag blev potentialet angivet til 40% reduktion (Petersen & Hutchings, 2020). Resultaterne med den nye teknologi er konsistente med denne

vurdering, og med vurderingen af 25-50% metanreduktion med overdækning fra IPCC (IPCC, 2019). I dette arbejde regnes der derfor med en reduktion på 40%.

Reference-situationen i forhold til ammoniakemission er gyllelager med teltoverdækning, og her forventes ingen ændring i emissionen som følge af dynamisk ventilationskontrol (Olesen et al., 2018). Reference-situationen i forhold til lattergasemission er gyllelager med veludviklet flydelag. Der forventes ingen ændring i potentialet for lattergasemission (IPCC, 2019).

Tabel 6.7.1 *Estimeret drivhusgasudledning fra stald, lager og totalt ved udslusning af gylle ved fuld kumme og overdækning med ventileret flydelag i lager. For kvægstalde er medtaget gødning fra stalde med ringkanal eller bagskyl, fastdrænet gulv med skraber, spaltegulv med skraber og fast gulv med 2% hæld og skraber. For svinestalde er medtaget gødning fra stalde hvor rørudslusning kan benyttes. Enheder i pr. ton henviser til pr. ton gylle af dyr eller 1000 tons (kt) pr. staldtype. N₂O er både direkte og indirekte udledning fra stald og lager. Strømforbrug ved denne teknologi er ikke medregnet.*

Dyre-og staltype	Ref.	CH ₄ , kg CH ₄ /ton			N ₂ O, kg N ₂ O/ton	Udbredelse, %		Reduktion netto	
		Stald	Lager	Total		2021	Potentiale	kg CO ₂ e-/ton	kt CO ₂ e/-staltype
Kvæg, Sengebåse, spalter, bagskyl/ringkanalanlæg	Ja	1,6	1,9	3,6	0,05	0	100	21,8	163
Kvæg, Sengebåse, spalter, bagskyl/ringkanalanlæg	Nej	1,6	1,1	2,8	0,05				
Kvæg, Sengebåse, fast gulv, skraberanlæg	Ja	0,1	2,7	2,8	0,05	0	100	30,2	87
Kvæg, Sengebåse, fast gulv, skraberanlæg	Nej	0,1	1,6	1,8	0,05				
Kvæg, Sengebåse, spalter, skraberanlæg	Ja	0,1	2,7	2,8	0,05	0	100	30,2	112
Kvæg, Sengebåse, spalter, skraberanlæg	Nej	0,1	1,6	1,8	0,05				
Kvæg, Sengebåse, fast gulv, 2% hæld, skrab	Ja	0,1	2,7	2,8	0,05	0	100	30,2	30
Kvæg, Sengebåse, fast gulv, 2% hæld, skrab	Nej	0,1	1,6	1,8	0,05				
Kvæg, andre stalde med hyppig udslusning	Ja	0,1	2,7	2,8	0,05	0	100	30,2	24
Kvæg, andre stalde med hyppig udslusning	Nej	0,1	1,6	1,8	0,05				
Slagtesvin, Drænet gulv + spalter (33/67)	Ja	2,1	3,0	5,1	0,05	0	100	33,9	170
Slagtesvin, Drænet gulv + spalter (33/67)	Nej	2,1	1,8	3,9	0,05				
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (25-49 % fast gulv)	Ja	1,7	3,3	5,0	0,05	0	100	37,2	144
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (25-49 % fast gulv)	Nej	1,7	2,0	3,6	0,05				
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (50-75 % fast gulv)	Ja	1,2	3,6	4,8	0,05	0	100	40,7	44
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (50-75 % fast gulv)	Nej	1,2	2,2	3,4	0,05				
Søer, Drægtighedstalde, løs + individuel, delvis spalte	Ja	2,1	2,9	4,9	0,05	0	100	31,9	92
Søer, Drægtighedstalde, løs + individuel, delvis spalte	Nej	2,1	1,7	3,8	0,05				
Søer, Farestalde, kassesti, delvis spalte	Ja	2,6	2,5	5,1	0,05	0	100	27,9	29
Søer, Farestalde, kassesti, delvis spalte	Nej	2,6	1,5	4,1	0,05				
Søer, Farestalde, kassesti, fuldspalte	Ja	3,0	2,2	5,2	0,06	0	100	24,6	5
Søer, Farestalde, kassesti, fuldspalte	Nej	3,0	1,3	4,4	0,06				
Smågrise, Toklimastald m, delvis spaltegulv	Ja	1,6	2,9	4,6	0,04	0	100	33,0	72
Smågrise, Toklimastald m, delvis spaltegulv	Nej	1,6	1,8	3,4	0,04				
Smågrise, Drænet gulv + spalter (50/50)	Ja	2,8	2,2	5,0	0,04	0	100	24,1	12
Smågrise, Drænet gulv + spalter (50/50)	Nej	2,8	1,3	4,1	0,04				
Kvægstalde	Ja	0,8	2,3	3,2	0,05	0	100	26,2	416
Kvægstalde	Nej	0,8	1,4	2,3	0,05				
Svinestalde	Ja	1,9	3,0	5,0	0,05	0	100	33,9	569
Svinestalde	Nej	1,9	1,8	3,7	0,05				

Opsummering med tal overført til klimavirkemiddeltabel

Reduktion svin = 33,9 kg CO₂-ækv./m³ gylle ab dyr

Reduktion kvæg = 26,2 kg CO₂-ækv./m³ gylle ab dyr

6.7.4 Samspil til andre virkemidler

Overdækning med kontrolleret ventilation er komplementær til andre virkemidler, herunder forsuring i lagertanken (afsnit 6.2) og biogasbehandling før lagring (afsnit 6.5).

6.7.5 Usikkerheder

Der er endnu ikke erfaringer med tætning af eksisterende teltoverdækning med henblik på at kontrollere ventilationen. Ligeledes er der behov for praktiske erfaringer med omrøring, tømning og påfyldning af gylle uden, eller med en begrænset, destruktion af flydelaget. Årsagen hertil er, at flydelagets mikrobiologi udvikler sig langsomt, og metanoxiderende bakterier kræver et delvist udtørret og kvælstoffattigt miljø (Duan et al., 2012; 2017).

For kvægstalde med ringkanalsystemer eller bagskyl vurderes modelestimerne for metan at ligge i den høje ende i forhold til de få målinger, der er foretaget hidtil og der gøres opmærksom på at tallene er behæftet med væsentlig usikkerhed.

6.7.6 Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen

Anvendelse af ventileret flydelag i gyllebeholdere er ikke en teknologi, der på nuværende tidspunkt er inkluderet i den nationale opgørelse. For at dette skal kunne indgå i emissionsopgørelserne, kræver det at emissionsberegningen kan opdeles i stald- og lager emission. Dette arbejde er i gang og der er en række forskningsprojekter i gang, som kan byde ind med analyser og målinger til validitetssikring af en sådan emissionsmodel. Det vil ydermere kræve en solid repræsentativ dokumentation af reduktionspotentialer for at blive inkluderet i opgørelsen. Hvis det tænkes, at ventileret flydelag i gyllebeholdere ikke sker i alle gyllebeholdere, vil der i relation til emissionsopgørelsen også være behov for aktivitetsdata for udbredelsen af ventileret flydelag for gyllebeholdere

Emissionen estimeret per ton gylle i emissionsopgørelserne er lavere end estimeret ovenfor (vist i tabel 6.7.1), derfor vil effekten af ventileret flydelag i gyllebeholdere angivet i kg CO₂-ækv. per ton gylle også blive lavere ved brug af samme reduktionseffekt.

Referencer

- Duan, Y.-F., Elsgaard, L., Petersen, S.O. (2012). Inhibition of methane oxidation in slurry surface crust by inorganic nitrogen. *J. Environ. Qual.* 42, 507-515.
- Duan, Y.-F., Reinsch, S., Ambus, P., Elsgaard, L., Petersen, S.O. (2017). Methanotrophic activity in slurry surface crusts as influenced by CH₄, O₂, and inorganic N. *Journal of Environmental Quality* 46, 767-775.
- IPCC (2006). *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Agriculture, Forestry and Other Land Use*, vol 4. Intergovernmental Panel on Climate Change, IGES, Hayama, Kanagawa, Japan.
- IPCC (2019). *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, Calvo Buendia, E., Tanabe, K., Kranjc, A., Baasansuren, J., Fukuda, M., Ngarize, S., Osako, A., Pyrozhenko, Y., Shermanau, P. and Federici, S. (eds). Published: IPCC, Switzerland.

- Mikkelsen, M.H., Albrektsen, R. (2020). Forbedring af datagrundlaget for opgørelse af ammoniakemissionen fra landbruget. Notat af 29. Januar 2020. DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 26 pp.
- Olesen, J.E., Petersen, S.O., Lund, P., Jørgensen, U., Kristensen, T., Elsgaard, L., Sørensen, P., Lassen, J. (2018). Virkemidler til reduktion af klimagasser i landbruget. DCA rapport, nr. 130, bind 130, DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug,
- Petersen, S.O., Amon, B., Gattinger, A. (2005). Methane oxidation in slurry storage surface crusts. J. Environ. Qual. 34: 455-461.
- Petersen, S.O., Dorno, N., Lindholst, S., Feilberg, A., Eriksen, J. (2013). Emissions of CH₄, N₂O, NH₃ and odorants from pig slurry during winter and summer storage. Nutr. Cycl. Agroecosys. 95:103-113.
- Petersen, S.O., Hutchings, N. (2020). 'Opdatering af klimaeffekter for virkemidler i landbruget bl.a. som følge af nyt kvælstofvirkemiddelkatalog – med tilføjelse', Nr. 2020-0089474, 23 s., aug. 18, 2020.

6.8 Biokul fra pyrolyse af fiberfraktion fra afgasset biomasse (KVM6.8)

Forfattere: Anders Peter Adamsen (afsnit 6.8.0 – 6.8.5), Institut for Bio- og Kemiteknologi, Peter Sørensen (afsnit 6.8.0 – 6.8.5) og Lars Elsgaard (afsnit 6.8.0 – 6.8.5), Institut for Agroøkologi.

Fagfællebedømmer: Henrik B. Møller (afsnit 6.8.0 – 6.8.5).

Pyrolyse er en termisk proces uden tilførsel af ilt som danner et kulstofrigt og stabilt produkt, der kan anvendes til at lagre kulstof og dermed reducere CO₂-emission. Derudover dannes der en pyrolysegas og -olie, som kan anvendes til energiformål. Fiberfraktion efter separering af afgasset biomasse er en oplagt råvare til biokul, og placering af pyrolyseanlæg sammen med biogasanlæg giver en oplagt synergi, både med hensyn til råvare, mandskab og energi.

Afgasset biomasse fra biogasanlæg kan separeres i to fraktioner, hvoraf væskefraktion udbringes på markarealer som flydende husdyrgødning. Fiberfraktion med 20 – 30 % tørstof kan tørres og efterfølgende pyrolyseres. De to processer kan være separate eller integreret. Ved tørring vil indholdet af ammonium-kvælstof fordampe til atmosfæren, medmindre den afgassede ammoniak opsamles i en syreskrubber eller tilsvarende.

Der er endnu ikke pyrolyseanlæg, der anvender fiberfraktion fra afgasset biomasse, i drift, så der foreligger ikke data fra fuldskala-anlæg. De følgende værdier er baseret på modelberegninger af sammensætningen fra biogasanlæg der tilføres en biomasse bestående af 40% kvæggylle, 40% svinsegylle og 20% dybstrøelse som beskrevet i rapporten Bæredygtig biogas af Olesen et al. (2020). Disse beregninger viser at der tilføres biogasanlægget 112 kg tørstof heraf 90 kg organisk stof (OS) og 22 kg aske pr. ton biomasse. Efter udrådning i 45 dage er halvdelen af organisk stof omsat til biogas, og der er 39 kg organisk stof og 23 kg aske tilbage i den afgassede biomasse. Endvidere er der 5,8 kg totalkvælstof, 4,5 kg ammonium-kvælstof og 1,0 kg fosfor.

Den afgassede biomasse separeres nu i to fraktioner, en væskefraktion, der udbringes på landbrugsarealer, og en fiberfraktion, der i dette eksempel anvendes til fremstilling af biokul ved pyrolyse.

Separationsprocessen kan foregå med skru pressesere eller dekanter-centrifuge. Separationseffektiviteten kan variere betydeligt, både med hensyn til tørstof, ammonium-kvælstof og organisk kvælstof (Pedersen et al., 2022). Separationseffektiviteterne, som viser hvor stor en andel af de nævnte stoffer der ender i fiberfraktionerne, er vist i tabel 6.8.1.

.Tabel 6.81. Separationseffektiviteter for separation af afgasset biomasse fra danske forsøg. Data fra Pedersen et al. (2022). Der er kun separeret i to fraktion, så den andel der ikke er vist i tabellen under fiberfraktion, kan findes i væskefraktionen.

Separationsmetode	Dekanter-centrifuge Fiberfraktion	Skru presseser Fiberfraktion
Masse (%)	10 ± 4,0 (n=5)	5,4 ± 2,5 (n=4)
Tørstof (%)	59 ± 12 (n=1)	26 ± 7,9 (n=4)
Ammonium-kvælstof (%)	6,0 (n=1)	5,0 ± 2,8 (n=2)

Anvendelse af dekantercentrifuge medfører at 59 % af tørstoffet kan genfindes i fiberfraktionen, hvorimod det kun er 26 % ved en skuepressere. For ammonium-kvælstof, som forefindes i væskefasen, vil kun 5-6 % genfindes i fiberfraktionen. Der skal bemærkes, at datasættet er ganske lille, så disse tal er usikre. I det følgende antager vi, at separationen foregår med en dekantercentrifuge, da tørstofseparationen i en skuepresser er for lavt. Vi har ikke værdier for separation af asken, men vi antager at hovedparten af asken forbliver i væskefasen, og at organisk-kvælstof følger det organiske stof.

Tabel 6.8.2. Beregnet indhold af tørstof, organisk stof, aske, organisk kvælstof, ammoniumkvælstof og fosfor i afgasset biomasse før og efter separation i en dekantercentrifuge.

	Afgasset biomasse (kg/t)	Separationseffektivitet fiberfraktion	Fiberfraktion (kg/t)	Væskefraktion (kg/t)
Masse	1000	0,12	120	880
Tørstof	62	0,59	37	25
Aske	23	0,12	2,8	20
Organisk stof	39		34	5
Kulstof	16	0,59	9,7	6,7
Organisk kvælstof	2,9	0,59	1,7	1,2
Ammoniumkvælstof	2,9	0,06	0,17	2,7
Total kvælstof	5,8		1,9	3,9
Fosfor	1,0	0,59	0,59	0,41

Fiberfraktionen tørres, hvorved hovedparten af ammonium-kvælstof kan fordampe som ammoniak, hvorefter den ammoniak frie biomasse føres til pyrolyseovnen. Her opvarmes biomassen under iltfrie forhold, hvorved der dannes et kulstofrigt produkt, kaldet biokul (mere korrekt ville være at kalde det biokoks) og en pyrolysegas, som består af en række gasser og tjæreforbindelser. Der er flere forskellige metoder til at producere biokul, men fælles for dem er et produkt med højt kulstofindhold. Forholdet mellem brint (H) og organisk kulstof (C_{org}) benævnt (H/C_{org}) fortæller noget om hvor forkullet biokul er. Jo lavere forhold, jo mere forkullet, men dermed samtidigt lavere udbytte af biokul i forhold til råvaren. Forkulningsgraden afhænger især af pyrolysetemperaturen, men også af opholdstid i reaktoren og partikelstørrelse (Adamsen & Møller, 2022).

Ved et H/C_{org} -forhold på 0,5 vil ca. 96% og 81 % af biokullet være tilbage efter henholdsvis 20 og 100 år ved anvendelse på danske jorde med gennemsnitstemperatur på ca. 10 °C (se kapitel 7.5).

Referencesituationen for biokul produceret ud fra fiberfraktionen er lagring, udbringning og nedmuldning af fiberfraktion på landbrugsjord.

6.8.1 Anvendelse

Biokul, der lever op til kravene for anvendelse på landbrugsjord, kan anvendes på alle jordtyper.

6.8.3 Effekt på drivhusgasudledning

Bevarelse af kulstof i jorden

Det antages at der ved pyrolyse bevares 50% af kulstoffet i biokul (Adamsen og Møller, 2022), og at der pyrolyseres ved temperaturer der sikrer at forholdet mellem brint og organisk kulstof (H/C_{org}) er 0,5. Det kan derfor estimeres, se afsnit 6.8.2, at efter 100 år vil 81% været bevaret som kulstof i jorden. Ud fra en antagelse om at 4,9 kg kulstof fra den afgassede biomasse ender i biokullet med 81% bevarelse, giver dette en lang tids lagring (100 år) på 4,0 kg kulstof.

Tilsvarende er bevarelse af kulstof beregnet for væskefraktion og afgasset biomasse og vist i tabel 6.8.3. Andele efter 100 år er blevet simuleret i C-TOOL med 34% efter 20 år og 8,2% efter 100 år. (Jensen et al., 2022). Disse tal er højere end for kulstof i kvæg- eller svinegødning, og det skyldes at det mest omsættelige kulstof nedbrydes i biogasanlægget, hvilket efterlader sværere omsætteligt kulstof.

Tabel 6.8.3. Indbygning af kulstof fra afgasset biomasse, biokul og væskefraktion efter 20 og 100 år.

	Kulstof (kg/t)	Bevaret kulstof efter 20 år (kg C/t)	Bevaret kulstof efter 100 år (kg C/t)	Omregnet til kg CO ₂ -ækv/t
Afgasset biomasse	16	5,8	1,34	-
Biokul	4,9	4,7	4,0	-
Væskefraktion	6,7	2,3	0,55	-
Biokul og væskefraktion minus afgasset biomasse	-	-	3,2	12

Lattergasudledning

Der vil udledes lattergas indirekte fra omsætning af udledt ammoniak, udvaskning fra rodzonen, og endelig udledning af direkte omsætning af kvælstof i jorden. Endvidere anses kvælstoffet i biokul for at være tabt eller utilgængelig, som så kan antages at blive erstattet af handelsgødning.

Tabel 6.8.4 viser centrale forudsætninger anvendt i beregningerne af effekter på N₂O emission. Det antages at tilbageværende kvælstof i biokul efter pyrolyse ikke har nogen netto effekt på N₂O emissionen og på nitratudvaskning på basis af vores nuværende viden herom.

Tabel 6.8.4. Centrale forudsætninger anvendt ved beregning af effekt af pyrolyse af afgasset fiberfraktion. Som udgangspunkt er anvendt afgasning af en blanding bestående af 40% kvæggylle, 40% svinegylle og 20% dybstrøelse (Møller et al. 2022).

Parameter	Værdi
Total N i afgasset biomasse (kg N/ton)	5,76
Andel af total N i fiberfraktion separeret med dekantercentrifuge (% af total N i biomasse)	32
Andel af ammonium N i fiber (% af total N i fiber)	9
Beregnet reduceret nitrat udvaskning fra fiberfraktion (% af total N i biomasse)	9,0
Øget forbrug af handelsgødning, ved 85% udnyttelseskrav for væske (% af total N i biomasse)	12,2
Beregnet øget nitrat udvaskning fra handelsgødning (% af total N i biomasse)	2,2
Netto effekt på nitratudvaskning (% af total N i biomasse)	-6,8
Udvaskning fra mineralsk tilført mineralsk N, 10 år (%)	19
Udvaskning fra mineralsk tilført organisk N, 10 år (%)	30

I tabel 6.8.5 er vist de beregnede drivhusgaseffekter. Ud over ovennævnte forudsætninger er der anvendt de samme forudsætninger som beskrevet i Andersen & Adamsen (2023). AR5 kriterier er anvendt i beregningerne. Den samlede effekt af fiber pyrolyse er beregnet til 18 kg CO₂-ækv./tons afgasset biomasse.

Tabel 6.8.5. Drivhusgaseffekter ved pyrolyse af fiberfraktion af svine- og kvæggylle og dybstrøelse (efter afgasning), opgjort pr. ton afgasset biomasse. Det er antaget, at der sker separation med dekantercentrifuge. Negative tal indikerer reduceret drivhusgasemission. Effekten af øget produktion af handelsgødning ved pyrolyse er ikke inkluderet.

Indirekte N ₂ O fra N udvaskning	Direkte N ₂ O	Indirekte N ₂ O fra NH ₃ emission	Ændring i kulstoflagring i jorden	Samlet markeffekt
Kg CO ₂ -ækv./ton afgasset biomasse				
-0,75	-4,8	-0,58	-12	-18

6.8.4 Samspil til andre virkemidler

Virkemidlet pyrolyse af afgasset biomasse virker sammen med de øvrige virkemidler, se f.eks. virkemiddel 6.5 om bioforgasning af husdyrgødning.

6.8.5 Usikkerheder

Der er betydelige usikkerheder på estimatet, da der er usikkerheder på omsætning i biogasanlæg, separationsprocessen, pyrolyseprocessen og bevarelse af kulstof i jorden. Der er ved at blive etableret fuldskalapyrolyseanlæg til afgasset biomasse i Nordjylland, så det forventes at der vil være fuldskala-data tilgængelig til næste opdatering.

6.8.6 Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen

Det har ikke været muligt at levere en vurdering af virkemidlet på det foreliggende grundlag ved leveringsfristens udløb. Se eventuel kap. 7.5 om biokul fra halm.

Referencer

Adamsen, A.P.S., Møller, H.B. (2022a). Production of biochar based on straw, digestate fibers and sewage sludge. In: Elsgaard L (ed): Knowledge synthesis on biochar in Danish agriculture. Advisory report from DCA - Danish Centre for Food and Agriculture. Chapter 2, pp. 9-32. <https://dcapub.au.dk/djfpublikation/djfpdf/DCArapport208.pdf>

ENS (2023). Klimastatus og fremskrivning, 2023. Energistyrelsen. <https://ens.dk/service/fremskrivninger-analyser-modeller/klimastatus-og-fremskrivning-2023>.

Jensen, J. L., Thers, H., & Elsgaard, L., (2022). Afklaring om videns- og ressourcebehov ved at integrere biokul i C-TOOL modellen til brug for emissionsopgørelser, Rådgivningsnotat fra DCA – Nationalt Center for Fødevarer 40 og Jordbrug, Aarhus Universitet.

Olesen, J. E., Møller, H. B., Petersen, S. O., Sørensen, P., Nyord, T. og Sommer, S. G. (2020). Aarhus Universitet, DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. 88 s. - DCA rapport nr. 175 <https://dcapub.au.dk/djfpdf/DCArapport175.pdf>

Pedersen, J., Hafner, S. D., & Adamsen, A. P. S. (2022). Effectiveness of mechanical separation for reducing ammonia loss from field-applied slurry: Assessment through literature review and model calculations. *Journal of Environmental Management*, 323, Artikel 116196. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116196>

6.9 Hyppig udslusning af gylle fra stalde og bioforgasning (KVM6.9)

Forfattere: Frederik Rask Dalby (afsnit 6.9.0 – 6.9.5) og Anders Peter Adamsen (afsnit 6.9.0 – 6.9.5), Institut for Bio- og Kemiteknologi, Trine Anemone Andersen (afsnit 6.9.6), Institut for Miljøvidenskab.

Fagfællebedømmer: Peter Kai (afsnit 6.9.0-6.9.5), Institut for Bio- og Kemiteknologi, Ole Kenneth Nielsen (afsnit 6.9.6), Institut for Miljøvidenskab.

Modelkvalitetssikring: Michael Jørgen Hansen og Henrik B. Møller (biogasmodul), begge fra Institut for Bio- og Kemiteknologi

Bioforgasning er oplagt at kombinere med hyppig udslusning da hyppigt udsluset gylle indeholder en højere mængde omsætteligt organisk materiale (VS_d), som omsættes i biogasanlægget og øger metanudbyttet, hvorved metanudledningen fra lagring af gylle i stald og gyllebeholder samtidigt reduceres. Feng et al. (2022) undersøgte effekten af hyppigt udsluset svinegylle på metanudledning umiddelbart efter udslusning og fandt et langt mindre metantab i stalden fra hyppigt udsluset gylle. Dette kan skyldes at inokulum ikke når at tilpasse sig i gyllen og dermed ikke udleder metan umiddelbart efter udslusning. At gyllen ikke udleder store mængder metan efter udslusning er vigtigt, da gyllen kortvarigt opbevares i fortanke før det afhentes til biogasanlægget. Det vigtigt at logistikken er nøje planlagt mellem gård og biogasanlæg, da det organiske materiale ellers delvist nedbrydes i fortanken, før det udnyttes i biogasanlægget.

6.9.1 Anvendelse

Der henvises til afsnit 6.5.1 om bioforgasning med standard udslusning af svine- og kvæggylle.

6.9.2 Relevans og potentiale

Kombinationen af hyppig udslusning og bioforgasning er yderst relevant og strategisk smart i forhold til at øge energiudbyttet fra gylle og samtidig reducere metanudledningen fra stalde og gyllebeholderere. Dette kræver dog udbygning af biogassektoren, samt stiller højere krav til logistikken end bioforgasning af standard udsluset gylle. Der henvises til afsnittene for mere information om hyppig udslusning og bioforgasning som separater klimavirkemidler. Ved udregning af potentialet medregnes ikke gylle som allerede bioforgasses, f.eks. normalt udsluset gylle som bioforgasses. Derfor sættes udbredelsen i tabel 6.9.1 til 18% for svin og 29% for kvæg, som tidligere beskrevet i kapitel 6.5

6.9.3 Effekt på drivhusgasudledning

Da en mindre del af det let omsættelige organiske materiale bliver omsat i stalde med hyppig udslusning, vil den relative andel af organisk materiale, som omsættes i biogasanlægget, højst sandsynligt stige. Omsætning af organisk materiale i biogasanlægget reducerer mængden af organisk materiale, som er tilgængeligt for metanogener (mikroorganismer som danner metan) ude i efterlageret til biogasanlægget. Adamsen et al. (2021) modellerede effekten af bioforgasning af svinegylle. Det samme princip benyttes i nærværende sektion for både svine- og kvæggylle. Det antages at gyllen i gennemsnit opbevares i en fortank i 2 dage, før det afhentes til biogasanlægget. Omsætningen af VS_{tot} i biogasanlægget omregnes fra den specifikke metanproduktion i fuldskala biogas reaktorer (Møller et al., 2022) og sættes til 65% for svinegylle og 51% for kvæggylle. Fortrængning af naturgas-metan med biogas-metan regnes som tidligere beskrevet. Samlet reduktionseffekt er angivet i tabel 6.9.1.

Tabel 6.9.1 Estimeret drivhusgasudledning fra stald, lager og totalt ved hyppig udslusning af gylle i stalden og bioforgasning før lageret. Gylle opbevares 2 dage i fortanke før bioforgasning. For kvægstalde er medtaget gødning fra stalde med ringkanal eller bagskyl. For svinestalde er medtaget gødning fra stalde hvor hyppig udslusning kan praktiseres. Kolonnen "Fortrængning" viser emissioner ved anvendelse af biogas til erstatning af naturgas. Enheden for CH₄ pr. ton er CH₄ pr. ton gylle ab dyr. De sidste to kolonner viser reduktion i CO₂-ækv. (CO₂-ækv. pr. ton gylle ab dyr og i 1000 tons (kt) pr. stalddtype. N₂O er både direkte og indirekte udledning fra stald og lager.

Dyre-og stalddtype	Ref.	CH ₄ , kg CH ₄ /ton			N ₂ O, kg N ₂ O/ton	Fortrængning	Udbredelse, %		Reduktion netto	
		Stald	Lager	Total			Total	kg CO ₂ /ton	Potentiale	kg CO ₂ e/-ton
Kvæg, Sengebåse, spalter, bagskyl/ringkanalanlæg	Ja	1,6	1,9	3,6	0,05		29	100	125	668
Kvæg, Sengebåse, spalter, bagskyl/ringkanalanlæg	Nej	0,2	0,4	0,6	0,01	31,7				
Slagtesvin, Drænet gulv + spalter (33/67)	Ja	2,1	3,0	5,1	0,05		18	100	141	579
Slagtesvin, Drænet gulv + spalter (33/67)	Nej	1,2	0,1	1,3	0,01	26,4				
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (25-49 % fast gulv)	Ja	1,7	3,3	5,0	0,05		18	100	140	447
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (25-49 % fast gulv)	Nej	1,1	0,1	1,2	0,01	26,9				
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (50-75 % fast gulv)	Ja	1,2	3,6	4,8	0,05		18	100	140	125
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (50-75 % fast gulv)	Nej	1,0	0,1	1,0	0,01	27,3				
Søer, Drægtighedstalde, løs + individuel, delvis spalte	Ja	2,1	2,9	4,9	0,05		18	100	135	320
Søer, Drægtighedstalde, løs + individuel, delvis spalte	Nej	1,2	0,1	1,3	0,01	25,2				
Søer, Farestalde, kassesti, delvis spalte	Ja	2,6	2,5	5,1	0,05		18	100	136	117
Søer, Farestalde, kassesti, delvis spalte	Nej	1,3	0,1	1,4	0,01	24,8				
Smågrise, Toklimastald m, delvis spaltegulv	Ja	1,6	2,9	4,6	0,04		18	100	127	229
Smågrise, Toklimastald m, delvis spaltegulv	Nej	1,0	0,1	1,1	0,01	24,3				
Kvægstalde	Ja	1,6	1,9	3,6	0,05		29	100	125	668
Kvægstalde	Nej	0,2	0,4	0,6	0,01	31,7				
Svinestalde	Ja	1,9	3,0	5,0	0,05		18	100	138	1817
Svinestalde	Nej	1,1	0,2	1,3	0,02	25,9				

Opsummering med tal overført til klimavirkemiddeltabel

Reduktion svin = 138 kg CO₂-ækv./m³ gylle ab dyr

Reduktion kvæg = 125 kg CO₂-ækv./m³ gylle ab dyr

6.9.4 Samspil til andre virkemidler

Lagervirkemidler (afbrænding af metan, lav-dosis forsurening, ventileret flydelag) vil have en yderligere, men dog begrænset effekt på den afgassede gylle. Den begrænsede effekt af yderligere lagervirkemidler skyldes, at det meste af det omsættelige organiske materiale allerede er omsat i biogasanlægget. Dermed er potentialet for metanudledning i forvejen lavt fra den afgassede gylle.

6.9.5 Usikkerheder

Der er ikke yderligere usikkerheder i forhold til de usikkerheder, som allerede er beskrevet i afsnittene omkring hyppig udslusning (6.1.5) og bioforgasning (6.5.1).

For kvægstalde med ringkanalsystemer eller bagskyl vurderes modelestimerne at ligge i den høje ende i forhold til de få målinger, der er foretaget hidtil, og der gøres opmærksom på at tallene er behæftet med væsentlig usikkerhed.

6.9.6 Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen

Udbredelsen af biogas for svin og kvæg er fra klimafremskrivningen 2023, hvor gylle mængder afsat til biogasproduktion er angivet. Gyllemængder til biogas antages at være ab stald gyllemængder. Derfor er gyllemængder fra svin og kvæg omregnet fra ab lager til ab stald mængder, hvorefter en procentuel udbredelse kan udregnes ved sammenligning med gyllemængder til biogas.

Reduktion af CH₄ og direkte N₂O emission, samt øget emission af indirekte N₂O pga. øget NH₃ emission fra lagret og udbragt bioforgasset gylle er inkluderet i emissionsopgørelserne. I beregningen af CH₄ indgår opholdstiden af gyllen i stalden, men indtil videre har hyppig udslusning ikke været inkluderet pga. manglende aktivitetsdata. Fra 2023 (hvor emissionen beregnes og rapporteres i 2025) er der krav om hyppig udslusning i svinestalde og det vil blive implementeret i emissionsopgørelsen, hvis aktivitetsdata er tilstrækkeligt tilgængelige. Kombination af hyppig udslusning og bioforgasning af gyllen vil komme til at indgå i emissionsopgørelsen, hvis aktivitetsdata på den konkrete kombination, dvs. overlap i virkemiddelanvendelsen er tilgængelige.

Emissionen estimeret per ton gylle i emissionsopgørelserne er lavere end estimeret ovenfor (vist i tabel 6.9.1). Fortrængning af energi indgår ikke i emissionsopgørelserne for landbrugssektoren, men indgår i energisektoren. Så effekten af kombinationen af hyppig udslusning og bioforgasning angivet i kg CO₂-ækv. per ton gylle vil blive lavere.

6.9.7 Sideeffekter

Klimatilpasning

Sideeffekterne i forhold til klimatilpasning er beskrevet i sektion 6.5 om bioforgasning af gylle.

Miljø

Sideeffekterne i forhold til miljø er beskrevet i sektion 6.5 om bioforgasning af gylle.

Biodiversitet

Sideeffekterne i forhold til biodiversitet er beskrevet i sektion 6.5 om bioforgasning af gylle.

Referencer

Feng, L., Guldborg, L. B., Hansen, M. J., Ma, C., Ohrt, R. V. & Møller, H. B. (2022). Impact of slurry removal frequency on CH₄ emission and subsequent biogas production; a one-year case study. *Waste Management*, 149, 199-206.

Adamsen, A.P S., Hansen, M.J., Møller, H.B. (2021). Effekt af hyppig udslusning af gylle på metanproduktion, Notat fra DCA Nr. 2020-0166155, 9 s., jan. 12, 2021.

Møller, H.B., Sørensen, P., Olesen, J.E., Petersen, S.O., Nyord, T., Sommer, S.G. (2022). Agricultural Biogas Production—Climate and Environmental Impacts. *Sustainability (Switzerland)*, 14(3), [1849]. <https://doi.org/10.3390/su14031849>

6.10 Hyppig udslusning af gylle fra stalde og overdækning af gylletanke med ventileret flydelag (KVM6.10)

Forfattere: Frederik Rask Dalby (6.10.0 – 6.10.5) og Anders Peter Adamsen (6.10.0 – 6.10.5), Institut for Bio- og Kemiteknologi, Rikke Albrektsen (6.10.6), Institut for Miljøvidenskab.

Fagfællebedømmer: Peter Kai (6.10.0 – 6.10.5), Institut for Bio- og Kemiteknologi, Ole Kenneth Nielsen (6.10.6), Institut for Miljøvidenskab.

Modelkvalitetssikring: Michael Jørgen Hansen, Institut for Bio- og Kemiteknologi.

Dette er en kombinationsteknologi, hvor hyppig udslusning fra stalde kombineres med overdækning og gylletanke med ventileret flydelag. Hyppig udslusning formindsker emission af metan fra stalden, men udleder mere organisk materiale til gylletanke, hvor det også kan omsættes til metan, men dog med en lavere produktionsrate på grund af en lavere temperatur i gylle. Overdækning af gylletanke med ventileret flydelag reducerer udledningen af metan dannet i gyllen under lagring i gylletanke.

6.10.1 Anvendelse

Kan anvendes på alle stalde med mulighed for hyppig udslusning og med overdækkede gylletanke.

6.10.2 Relevans og potentiale

Teknologikombinationen er relevant for alle stalde hvor hyppig udslusning kan praktiseres. Dog er der ikke regnet på kvægstalde hvor hyppigudslusning allerede praktiseres, f.eks. kvægstalde med fast gulv og skraber. Se mere information om de to virkemidler i afsnit 6.1 og 6.7.

6.10.3 Effekt på drivhusgasudledning

Reference er stalde uden hyppig udslusning og uden gylletanke med overdækning og ventileret flydelag. Reduktionseffekter er angivet i tabel 6.10.1.

Tabel 6.10.1 *Estimeret drivhusgasudledning fra stald, lager og totalt ved hyppig udslusning af gylle i stalden og overdækning med ventileret flydelag i lageret. For kvægstalde er medtaget gødning fra stalde med ringkanal eller bagskyl. For svinestalde er medtaget gødning fra stalde hvor hyppig udslusning kan praktiseres. Enheden pr. ton er kg pr. ton gylle ab dyr. De sidste to kolonner viser reduktion i CO₂-ækv. (CO₂-ækv. pr. ton gylle ab dyr og i 1000 tons (kt) pr. staldtype. N₂O er både direkte og indirekte udledning fra stald og lager. Strømforbrug ved denne teknologi er ikke medregnet her.*

Dyre-og stalddtype	Ref.	CH ₄ kg CH ₄ /ton			N ₂ O, kg N ₂ O/ton	Udbredelse, %		Reduktion netto	
		Stald	Lager	Total		Total	2021	Poten- tiale	kg CO ₂ e/ ton
Kvæg, Sengebåse, spalter, bagskyl/ringkanalanlæg	Ja	1,6	1,9	3,6	0,05	0	100	50,5	379
Kvæg, Sengebåse, spalter, bagskyl/ringkanalanlæg	Nej	0,1	1,6	1,8	0,05				
Slagtesvin, Drænet gulv + spalter (33/67)	Ja	2,1	3,0	5,1	0,05	0	100	52,4	263
Slagtesvin, Drænet gulv + spalter (33/67)	Nej	1,0	2,3	3,3	0,05				
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (25-49 % fast gulv)	Ja	1,7	3,3	5,0	0,05	0	100	50,5	196
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (25-49 % fast gulv)	Nej	0,9	2,3	3,2	0,05				
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (50-75 % fast gulv)	Ja	1,2	3,6	4,8	0,05	0	100	48,3	52
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (50-75 % fast gulv)	Nej	0,7	2,4	3,1	0,05				
Søer, Drægtighedstalde, løs + individuel, delvis spalte	Ja	2,1	2,9	4,9	0,05	0	100	50,3	145
Søer, Drægtighedstalde, løs + individuel, delvis spalte	Nej	1,0	2,1	3,1	0,06				
Søer, Farestalde, kassesti, delvis spalte	Ja	2,6	2,5	5,1	0,05	0	100	53,0	56
Søer, Farestalde, kassesti, delvis spalte	Nej	1,1	2,1	3,2	0,05				
Smågrise, Toklimastald m, delvis spaltegulv	Ja	1,6	2,9	4,6	0,04	0	100	46,5	102
Smågrise, Toklimastald m, delvis spaltegulv	Nej	0,8	2,1	2,9	0,04				
Kvægstalde	Ja	1,6	1,9	3,6	0,05	0	100	50,5	379
Kvægstalde	Nej	0,1	1,6	1,8	0,05				
Svinestalde	Ja	1,9	3,0	5,0	0,05	0	100	50,5	814
Svinestalde	Nej	0,9	2,2	3,2	0,05				

Opsummering med tal overført til klimavirkemiddeltabel

Reduktion svin = 50,5 kg CO₂-ækv./m³ gylle ab dyr

Reduktion kvæg = 50,5 kg CO₂-ækv./m³ gylle ab dyr

6.10.4 Samspil til andre virkemidler

Overdækning med kontrolleret ventilation er komplementær til andre virkemidler, herunder lav-dosis forsuring i lagertanken (afsnit 6.4) og biogasbehandling før lagring (afsnit 6.5).

6.10.5 Usikkerheder

Der henvises usikkerhedsafsnit under hyppig udslusning i 6.1.5 og under overdækning med ventileret flydelag i 6.7.5.

For kvægstalde med ringkanalsystemer eller bag skyl vurderes modelestimerne for metan at ligge i den høje ende i forhold til de få målinger, der er foretaget hidtil, og der gøres opmærksom på at tallene er behæftet med væsentlig usikkerhed.

6.10.6 Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen

I beregningen af CH₄ i emissionsopgørelserne indgår opholdstiden af gyllen i stalden, men indtil videre har hyppig udslusning ikke været inkluderet pga. manglende aktivitetsdata. Fra 2023 (hvor emissionen beregnes og rapporteres i 2025) er der krav om hyppig udslusning i svinestalde og det vil blive implementeret i emissionsopgørelsen, hvis aktivitetsdata er tilgængelige. Anvendelse af ventileret flydelag i gyllebeholdere er ikke en teknologi, der på nuværende tidspunkt er inkluderet i den nationale opgørelse og kombinationen af hyppig udslusning og ventileret flydelag i gylletanke er derfor heller ikke inkluderet i emissionsopgørelserne for nuværende.

For at dette skal kunne indgå i emissionsopgørelserne, kræver det at emissionsberegningen kan opdeles i stald- og lager emission. Dette arbejde er i gang og det vil ydermere kræve en solid dokumentation af reduktionspotentialet for kombinationen af hyppig udslusning og ventileret flydelag i gylletanke for at kunne blive inkluderet i opgørelsen. Derudover vil der også være behov for data for udbredelsen af stalde, der praktiserer hyppig udslusning og samtidig har ventileret flydelag i gyllebeholderen.

Emissionen estimeret per ton gylle i emissionsopgørelserne (tabel 4.5.4.) er lavere end estimeret ovenfor (vist i tabel 6.10.1), derfor vil effekten af kombinationen af hyppig udslusning og ventileret flydelag i gyllebeholdere angivet i kg CO₂-ækv. per ton gylle også blive lavere ved brug af samme reduktionseffekt.

6.11 Hyppig udslusning af gylle fra stalde og opsamling af gas i gyllelagre og afbrænding (KVM6.11)

Forfattere: Frederik Rask Dalby (afsnit 6.11.0 – 6.11.5) og Anders Peter Adamsen (afsnit 6.11.0 – 6.11.5), Institut for Bio- og Kemiteknologi Trine Anemone Andersen (afsnit 6.11.6), Institut for Miljøvidenskab.

Fagfællebedømmer: Peter Kai (afsnit 6.11.0 – 6.11.5), Institut for Bio- og Kemiteknologi, Ole Kenneth Nielsen (afsnit 6.11.6), Institut for Miljøvidenskab.

Modelkvalitetssikring: Michael Jørgen Hansen, Institut for Bio- og Kemiteknologi.

6.11.1 Anvendelse

Der henvises til afsnit om hyppig udslusning (6.1) og opsamling af gas i gyllelagre og afbrænding (6.6).

6.11.2 Relevans og potentiale

Relevans og potentiale er beskrevet i tidligere afsnit for virkemidlerne beskrevet i 6.1 og 6.6.

6.11.3 Effekt på drivhusgasudledning

Ved kombination af hyppig udslusning og efterfølgende opsamling af gas i gyllelagre og afbrænding opnås høje reduktionspotentialer. For lagerdelen regnes med 64% reduktion i forhold til referencesituationen. Disse er angivet i tabel 6.11.1.

Tabel 6.11.1 *Estimeret drivhusgasudledning fra stald, lager og totalt ved hyppig udslusning af gylle i stalden og afbrænding af metan i lageret. For kvægstalde er medtaget gødning fra stalde med ringkanal eller bagskyl. For svinestalde er medtaget gødning fra stalde hvor hyppig udslusning kan praktiseres. Enheden for CH₄ pr. ton er CH₄ pr. ton gylle ab dyr. De sidste to kolonner viser reduktion i CO₂-ækv. (CO₂-ækv. pr. ton gylle ab dyr og i 1000 tons (kt) pr. stalddtype. N₂O er både direkte og indirekte udledning fra stald og lager.*

Dyre-og stalddtype	Ref.	CH ₄ , kg CH ₄ /ton			N ₂ O, kg N ₂ O/ton	Udbredelse, %		Reduktion netto	
		Stald	Lager	Total		Total	2021	Poten- tiale	kg CO ₂ e/- ton
Kvæg, Sengebåse, spalter, bagskyl/ringkanalanlæg	Ja	1,6	1,9	3,6	0,05	0	100	68,6	515
Kvæg, Sengebåse, spalter, bagskyl/ringkanalanlæg	Nej	0,1	1,0	1,1	0,05				
Slagtesvin, Drænet gulv + spalter (33/67)	Ja	2,1	3,0	5,1	0,05	0	100	77,6	389
Slagtesvin, Drænet gulv + spalter (33/67)	Nej	1,0	1,4	2,3	0,05				
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (25-49 % fast gulv)	Ja	1,7	3,3	5,0	0,05	0	100	76,3	297
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (25-49 % fast gulv)	Nej	0,9	1,4	2,2	0,05				
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (50-75 % fast gulv)	Ja	1,2	3,6	4,8	0,05	0	100	74,7	81
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (50-75 % fast gulv)	Nej	0,7	1,4	2,1	0,05				
Søer, Drægtighedstalde, løs + individuel, delvis spalte	Ja	2,1	2,9	4,9	0,05	0	100	74,3	214
Søer, Drægtighedstalde, løs + individuel, delvis spalte	Nej	1,0	1,3	2,3	0,05				
Søer, Farestalde, kassesti, delvis spalte	Ja	2,6	2,5	5,1	0,05	0	100	76,3	80
Søer, Farestalde, kassesti, delvis spalte	Nej	1,1	1,2	2,4	0,05				
Smågrise, Toklimastald m, delvis spaltegulv	Ja	1,6	2,9	4,6	0,04	0	100	69,9	153
Smågrise, Toklimastald m, delvis spaltegulv	Nej	0,8	1,3	2,1	0,04				
Kvægstalde	Ja	1,6	1,9	3,6	0,05	0	100	68,6	515
Kvægstalde	Nej	0,1	1,0	1,1	0,05				
Svinestalde	Ja	1,9	3,0	5,0	0,05	0	100	75,5	1217
Svinestalde	Nej	0,9	1,3	2,3	0,05				

Opsummering med tal overført til klimavirkemiddeltabel

Reduktion svin = 75,5 kg CO₂-ækv./m³ gylle ab dyr

Reduktion kvæg = 68,6 kg CO₂-ækv./m³ gylle ab dyr

6.11.4 Samspil til andre virkemidler

Der er mulighed for at kombinere med flere virkemidler i lageret, hvor den yderligere reduktion af metan dog vil være begrænset.

6.11.5 Usikkerheder

Der knytter sig de samme usikkerheder til denne teknologi som tidligere beskrevet for hyppig udslusning (6.1) og gas opsamling med afbrænding (6.6).

For kvægstalde med ringkanalsystemer eller bagskyl vurderes modelestimaterne for metan at ligge i den høje ende i forhold til de få målinger, der er foretaget hidtil, og der gøres opmærksom på at tallene er behæftet med væsentlig usikkerhed.

6.11.6 Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen

I beregningen af CH₄ i emissionsopgørelserne indgår opholdstiden af gyllen i stalden, men indtil videre har hyppig udslusning ikke været inkluderet pga. manglende aktivitetsdata. Fra 2023 (hvor emissionen beregnes og rapporteres i 2025) er der krav om hyppig udslusning i svinestalde og det vil blive implementeret i emissionsopgørelsen, hvis aktivitetsdata er tilgængelige. Afbrænding i fakkelt af gas fra gyllebeholdere er ikke et tiltag, der på nuværende tidspunkt er inkluderet i den nationale opgørelse, da systemet ikke anvendes i praksis og kombinationen af hyppig udslusning og afbrænding af gas fra gyllebeholdere i fakkelt er derfor heller ikke inkluderet i emissionsopgørelserne for nuværende.

For at dette skal kunne indgå i emissionsopgørelserne, kræver det, at emissionsberegningen kan opdeles i stald- og lager emission. Dette arbejde er i gang og det vil ydermere kræve en solid dokumentation af reduktionspotentialet for kombinationen af hyppig udslusning og afbrænding af gas fra gyllebeholdere i fakkelt for at det kan blive inkluderet i opgørelsen. Derudover vil der også være behov for data for udbredelsen af stalde, der praktiserer hyppig udslusning og samtidig har afbrænding af gas fra gyllebeholdere i fakkelt.

Emissionen estimeret per ton gylle i emissionsopgørelserne (se evt. tabel 4.4.4) er lavere end estimeret ovenfor (vist i tabel 6.11.1), derfor vil effekten af kombinationen af hyppig udslusning og afbrænding af gas fra gyllebeholdere i fakkelt angivet i kg CO₂-ækv. per ton gylle også blive lavere ved brug af samme reduktionseffekt.

6.12 Hyppig udslusning af gylle og lavdosis forsuring i lageret (KVM6.12)

Forfatter: Frederik Rask Dalby (afsnit 6.12.0 – 6.12.5), Institut for Bio- og Kemiteknologi, Trine Anemone Andersen (afsnit 6.12.6), Institut for Miljøvidenskab.

Fagfællebedømmer: Peter Kai (afsnit 6.12.0 – 6.12.5), Institut for Bio- og Kemiteknologi, Ole Kenneth Nielsen (afsnit 6.12.6), Institut for Miljøvidenskab.

Modelkvalitetssikring: Michael Jørgen Hansen, Institut for Bio- og Kemiteknologi.

6.12.1 Anvendelse

Der henvises til afsnit omkring hyppig udslusning (6.1) og lavdosis forsuring i lageret (6.4)

6.12.2 Relevans og potentiale

Relevans og potentiale er beskrevet i tidligere afsnit for virkemidlerne i 6.1 og 6.4. Potentialer og reduktions effekter er angivet i tabel 6.12.1.

6.12.3 Effekt på drivhusgasudledning

Effekterne er vist i tabel 6.12.1. Der regnes med 70% reduktion i lageret i forhold til referencesituationen.

Tabel 6.12.1 *Estimeret drivhusgasudledning fra stald, lager og totalt ved hyppig udslusning af gylle i stalden og lav-dosis forsuring i lageret. For kvægstalde er medtaget gødning fra stalde med ringkanal eller bagskyl. For svinestalde er medtaget gødning fra stalde hvor hyppig udslusning kan praktiseres. Enheden for CH₄ pr. ton er CH₄ pr. ton gylle ab dyr. De sidste to kolonner viser reduktion i CO₂-ækv. (CO₂-ækv. pr. ton gylle ab dyr og i 1000 tons (kt) pr. staldtype. N₂O er både direkte og indirekte udledning fra stald og lager.*

Dyre-og staltype	Ref.	CH ₄ , kg CH ₄ /ton			N ₂ O, kg N ₂ O/ton	Udbredelse, %		Reduktion netto	
		Stald	Lager	Total		Total	2021	Poten- tiale	kg CO ₂ e/ -ton
Kvæg, Sengebåse, spalter, bagskyl/ringkanalanlæg	Ja	1,6	1,9	3,6	0,05	0	100	73,4	550
Kvæg, Sengebåse, spalter, bagskyl/ringkanalanlæg	Nej	0,1	0,8	0,9	0,05				
Slagtesvin, Drænet gulv + spalter (33/67)	Ja	2,1	3,0	5,1	0,05	0	100	84,0	422
Slagtesvin, Drænet gulv + spalter (33/67)	Nej	1,0	1,1	2,1	0,05				
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (25-49 % fast gulv)	Ja	1,7	3,3	5,0	0,05	0	100	82,9	322
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (25-49 % fast gulv)	Nej	0,9	1,2	2,0	0,05				
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (50-75 % fast gulv)	Ja	1,2	3,6	4,8	0,05	0	100	81,4	89
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (50-75 % fast gulv)	Nej	0,7	1,2	1,9	0,05				
Søer, Drægtighedstalde, løs + individuel, delvis spalte	Ja	2,1	2,9	4,9	0,05	0	100	80,4	232
Søer, Drægtighedstalde, løs + individuel, delvis spalte	Nej	1,0	1,1	2,1	0,05				
Søer, Farestalde, kassesti, delvis spalte	Ja	2,6	2,5	5,1	0,05	0	100	82,3	86
Søer, Farestalde, kassesti, delvis spalte	Nej	1,1	1,0	2,2	0,05				
Smågrise, Toklimastald m, delvis spaltegulv	Ja	1,6	2,9	4,6	0,04	0	100	75,8	166
Smågrise, Toklimastald m, delvis spaltegulv	Nej	0,8	1,0	1,9	0,04				
Kvægstalde	Ja	1,6	1,9	3,6	0,05	0	100	73,4	550
Kvægstalde	Nej	0,1	0,8	0,9	0,05				
Svinestalde	Ja	1,9	3,0	5,0	0,05	0	100	81,8	1318
Svinestalde	Nej	0,9	1,1	2,0	0,05				

Opsummering med tal overført til klimavirkemiddeltabel

Reduktion svin = 81,8 kg CO₂-ækv./m³ gylle ab dyr

Reduktion kvæg = 73,4 kg CO₂-ækv./m³ gylle ab dyr

6.12.4 Samspil til andre virkemidler

Der kan kombineres med andre virkemidler i lageret, f.eks. opsamling af gas og afbrænding (se 6.6), men effekten vil være begrænset.

6.12.5 Usikkerheder

Se afsnit omkring usikkerheder for virkemidlerne hyppig udslusning (6.1) og lav-dosis forsurening (6.4).

For kvægstalde med ringkanalsystemer eller bagskyl vurderes modelestimaterne at ligge i den høje ende i forhold til de få målinger, der er foretaget hidtil, og der gøres opmærksom på at tallene er behæftet med væsentlig usikkerhed.

6.12.6 Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen

I beregningen af CH₄ i emissionsopgørelserne indgår opholdstiden af gyllen i stalden, men indtil videre har hyppig udslusning ikke været inkluderet pga. manglende aktivitetsdata. Fra 2023 (hvor emissionen beregnes og rapporteres i 2025) er der krav om hyppig udslusning i svinestalde og det vil blive implementeret i emissionsopgørelsen, hvis aktivitetsdata er tilgængelige. Reduktion i CH₄-emissionen for lav-dosis lagerforsuring er med den nuværende beregningsmetode ikke inkluderet i CH₄-emissionen og kombinationen af hyppig udslusning og lav-dosis lagerforsuring er derfor heller ikke inkluderet i emissionsopgørelserne for nuværende.

For at dette skal kunne indgå i emissionsopgørelserne, kræver det, at emissionsberegningen kan opdeles i stald- og lager emission. Dette arbejde er i gang og det vil ydermere kræve en solid dokumentation af reduktionspotentialet for kombinationen af hyppig udslusning og lav-dosis lagerforsuring for at det kan blive inkluderet i opgørelsen. Derudover vil der også være behov for data for udbredelsen af stalde, der praktiserer hyppig udslusning og samtidig har lav-dosis lagerforsuring.

Reduktion i den indirekte N₂O-emission fra NH₃-fordampning er inkluderet i emissionsopgørelserne, da reduktion i emissionen af NH₃ pga. forsuring er inkluderet i emissionsberegningerne.

Emissionen estimeret per ton gylle i emissionsopgørelserne (se evt. tabel 4.4.4) er lavere end estimeret ovenfor (vist i tabel 6.12.1), derfor vil effekten af kombinationen af hyppig udslusning og lav-dosis lagerforsuring angivet i kg CO₂-ækv. per ton gylle også blive lavere ved brug af samme reduktionseffekt.

6.12.7 Sideeffekter

Klimatilpasning

Sideeffekterne i forhold til klimatilpasning er beskrevet i sektion 6.4 om lavdosis-forsuring.

Miljø

Sideeffekterne i forhold til miljø er beskrevet i sektion 6.4 om lavdosis-forsuring.

Biodiversitet

Sideeffekterne i forhold til biodiversitet er beskrevet i sektion 6.4 om lavdosis-forsuring.

6.13 Køling af svinegylle i stalde og bioforgasning (KVM6.13)

Forfatter: Frederik Rask Dalby (afsnit 6.13.0 – 6.13.5), Institut for Bio- og Kemiteknologi, Trine Anemone Andersen (afsnit 6.13.6), Institut for Miljøvidenskab.

Fagfællebedømmer: Peter Kai (afsnit 6.13.0 – 6.13.5), Institut for Bio- og Kemiteknologi, Ole Kenneth Nielsen (afsnit 6.13.6), Institut for Miljøvidenskab.

Modelkvalitetssikring: Michael Jørgen Hansen og Henrik B. Møller (biogasmodul), begge fra Institut for Bio- og Kemiteknologi.

6.13.1 Anvendelse

Der henvises til afsnit omkring gyllekøling (6.3) og bioforgasning (6.5).

6.13.2 Relevans og potentiale

Køling er relevant i udvalgte svinestalde og bioforgasning vil kunne benyttes for alle typer svinegylle. Ved udregning af potentialet medregnes ikke gylle som allerede bioforgasses. Derfor sættes udbredelsen i tabel 6.13.1 til 18% for svin og 29% for kvæg, som tidligere beskrevet i kapitel 6.5 om bioforgasning af gylle.

6.13.3 Effekt på drivhusgasudledning

Antagelser: Gylletemperaturen sættes til 16,8 °C i stalden. Reduktionseffekter er angivet i tabel 6.13.1. Bemærk at effekten i stalden alene er mindre end for gyllekøling uden efterfølgende bioforgasning (se afsnit 6.3). Dette skyldes at der også udledes en smule metan fra fortanken før bioforgasning og denne udledning indregnes som et bidrag fra stalden.

Tabel 6.13.1 *Estimeret drivhusgasudledning fra stald, lager og totalt ved gyllekøling i stalden og bioforgasning før lageret. Gylle opbevares 2 dage i fortanke før bioforgasning. For svinestalde er medtaget gødning fra stalde hvor rørudslusning kan praktiseres. Kvægstalde er ikke beregnet da gyllekøling her ikke er relevant. Enheden for CH₄ pr. ton er CH₄ pr. ton gylle ab dyr. Kolonnen "Fortrængning" viser emissioner fra biogas ved erstatning af naturgas. De sidste to kolonner viser reduktion i CO₂-ækv. (CO₂-ækv. pr. ton gylle ab dyr og i 1000 tons (kt) pr. staldtype. N₂O er både direkte og indirekte udledning fra stald og lager.*

Dyre-og staldtype	Ref.	CH ₄ kg CH ₄ /ton			N ₂ O, kg N ₂ O/ ton	For- træng- ning	Udbredelse, %		Reduktion netto	
		Stald	Lager	Total			Total	kg CO ₂ / ton	2021	Poten- tiale
Slagtesvin, Drænet gulv + spalter (33/67)	Ja	2,1	3,0	5,1	0,05		18	100	120,0	486
Slagtesvin, Drænet gulv + spalter (33/67)	Nej	1,9	0,1	2,1	0,01	24,1				
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (25-49 % fast gulv)	Ja	1,7	3,3	5,0	0,05		18	100	126,7	398
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (25-49 % fast gulv)	Nej	1,5	0,1	1,7	0,01	25,3				
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (50-75 % fast gulv)	Ja	1,2	3,6	4,8	0,05		18	100	133,9	118
Slagtesvin, Delvist spaltegulv (50-75 % fast gulv)	Nej	1,1	0,2	1,3	0,01	26,5				
Søer, Drægtighedstalde, løs + individuel, delvis spalte	Ja	2,1	2,9	4,9	0,05		18	100	114,3	266
Søer, Drægtighedstalde, løs + individuel, delvis spalte	Nej	1,9	0,1	2,0	0,01	22,9				
Søer, Farestalde, kassesti, delvis spalte	Ja	2,6	2,5	5,1	0,05		18	100	104,8	89
Søer, Farestalde, kassesti, delvis spalte	Nej	2,3	0,1	2,5	0,01	21,4				
Søer, Farestalde, kassesti, fuldspalte	Ja	3,0	2,2	5,2	0,06		18	100	98,7	15
Søer, Farestalde, kassesti, fuldspalte	Nej	2,7	0,1	2,9	0,01	20,1				
Smågrise, Toklimastald m, delvis spaltegulv	Ja	1,6	2,9	4,6	0,04		18	100	111,7	200
Smågrise, Toklimastald m, delvis spaltegulv	Nej	1,5	0,1	1,6	0,01	22,7				
Smågrise, Drænet gulv + spalter (50/50)	Ja	2,8	2,2	5,0	0,04		18	100	92,4	36
Smågrise, Drænet gulv + spalter (50/50)	Nej	2,5	0,1	2,6	0,01	19,4				
Svinestalde	Ja	1,9	3,0	5,0	0,05		18	100	118,4	1631
Svinestalde	Nej	1,8	0,1	1,9	0,01	23,8				

Opsummering med tal overført til klimavirkemiddeltabel

Reduktion svin = 118,4 kg CO₂-ækv./m³ gylle ab dyr

6.13.4 Samspil til andre virkemidler

Virkemidler, som har en effekt i lageret, vil kunne benyttes efter bioforgasning. Effekten på total reduktion vil dog være begrænset da bioforgasningen vil reducere metan potentialet i den afgassede gylle betragteligt.

6.13.5 Usikkerheder

Der er ikke yderligere usikkerheder knyttet til denne teknologikombination i forhold til usikkerheder, som allerede er beskrevet for de to teknologier (gyllekøling og bioforgasning).

6.13.6 Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen

Reduktion af CH₄ og direkte N₂O emission af bioforgasning er inkluderet i emissionsopgørelserne. Effekter på indirekte N₂O som følge af øget NH₃ emission fra lagring og udbringning af bioforgasset gylle er ligeledes inkluderet. Fortrængning af energi opgøres i emissionsopgørelserne ikke under landbrugssektoren, men det opgøres i energisektoren. Reduktion i CH₄ emission pga. gyllekøling er ikke for nuværende inkluderet i emissionsopgørelserne, mens reduktion i NH₃ pga. gyllekøling og den deraf afledte effekt på indirekte N₂O emission er inkluderet i emissionsopgørelsen.

For at effekten af gyllekøling på CH₄ emissionen og effekten af kombinationen af gyllekøling og bioforgasning kan indgå i emissionsberegningerne, kræver det omlægning af CH₄ beregningen, samt effekten af gyllekøling. Derudover kræver det aktivitetsdata for hvor mange og hvilke stalde der både har gyllekøling og hvor gyllen er bioforgasset. For at effekten af gyllekøling skal kunne estimeres kan det også være, der skal findes aktivitetsdata for hvor ofte og med hvilken effekt/til hvilken temperatur gyllen køles.

Emissionen estimeret per ton gylle i emissionsopgørelserne (tabel 4.4.4) er lavere end estimeret ovenfor (vist i tabel 6.13.1) og derfor vil effekten af kombinationen af gyllekøling og bioforgasning angivet i kg CO₂-ækv. per ton gylle også blive lavere.

6.13.7 Sideeffekter

Klimatilpasning

Sideeffekterne i forhold til klimatilpasning er beskrevet i sektion 6.5 om bioforgasning af gylle.

Miljø

Sideeffekterne i forhold til miljø er beskrevet i sektion 6.5 om bioforgasning af gylle.

Biodiversitet

Sideeffekterne i forhold til biodiversitet er beskrevet i sektion 6.5 om bioforgasning af gylle.

7 Afgrødeproduktion

Forfatter: Mathias Neumann Andersen fra Institut for Agroøkologi (afsnit 7.0)

Fagfællebedømmere: Kiril Manevski, Institut for Agroøkologi (afsnit 7.0)

Kapitlet handler om indflydelsen af en række virkemidler i afgrødeproduktionen på drivhusgasemissioner fra dyrkede arealer i relation til de vigtigste dyrkningssystemer i Danmark. Kapitlet er opdateret fra sidste version KVIK23, især har sektion 7.15 (KVM7.15) Nitrifikationshæmmere fået en større opdatering med baggrund i fremkomsten af yderligere videnskabelig dokumentation for effekt og sideeffekter.

7.1 Efterafgrøder (KVM7.1)

Forfattere: Nicholas John Hutchings, Elly Møller Hansen, Ingrid K. Thomsen, alle fra Institut for Agroøkologi (afsnit 7.1.0-7.1.5), Trine Anemone Andersen (Landbrug), Lærke Worm Callisen & Steen Gyldenkærne (LU-LUCF), Institut for Miljøvidenskab (afsnit 7.1.6), Elly Møller Hansen (afsnit 7.1.7)

Fagfællebedømmere: Kiril Manevski, Institut for Agroøkologi (afsnit 7.1.0-7.1.5), Ole Kenneth Nielsen, Institut for Miljøvidenskab (afsnit 7.1.6), Kiril Manevski (afsnit 7.1.7).

I dette kapitel tages udgangspunkt i beskrivelsen af de to N-virkemidler: Efterafgrøder og Efterafgrøder indeholdende kvælstoffikserende arter (bælgplanter), der fremgår af henholdsvis Hansen et al. (2020a) og Hansen et al. (2020b). Efterafgrøder påvirker først og fremmest klimaregnskabet ved reduceret nitrat-udvaskning, lattergasemission fra planterester, kulstoflagring i jord samt fossilt energiforbrug. Effekt på drivhusgasudledningen er uændret i forhold til Hansen et al. (2020a og 2020b).

7.1.1 Anvendelse

Efterafgrøder er en effektiv måde at reducere udvaskningen af kvælstof i efteråret, da en veletableret afgrøde i perioder med nedbørsoverskud og dermed afstrømning vil kunne optage overskydende kvælstof, der ellers ville kunne udvaskes. Efterafgrøder kan dog vanskeligt dyrkes efter sent høstede afgrøder som fx roer og kartofler.

For dyrkning af ikke-kvælstoffikserende pligtige og husdyrefterafgrøder gælder følgende regler (Landbrugsstyrelsen, 2022):

- Følgende efterafgrødetyper kan anvendes: korsblomstrede afgrøder, korn, rent græs uden kløver, honningurt, cikorie, klinte, hjulkrone, morgenfrue samt frøgræs, der efter høst fortsætter som efterafgrøde.
- Efterafgrøderne skal senest være etableret 1. august med følgende undtagelser: Korsblomstrede afgrøder, klinte, hjulkrone, morgenfrue, honningurt, almindelig rug, stauderug, hybridrug, vårbyg og havre kan etableres til og med 20. august med mulighed for at udskyde etableringstidspunktet til og med 7. september, når der korrigeres i kvælstofkvoten.
- Efterafgrøderne skal sås på arealer med korn eller andre afgrøder med tilsvarende høsttidspunkt og kan desuden etableres som udlæg i majs.
- Efterafgrøderne må ikke destrueres før 20. oktober. Dog må efterafgrøder i majs tidligst destrueres 1. marts.

- Arealer med pligtige efterafgrøder skal efterfølges af en forårssået afgrøde.
- Efter dyrkning af efterafgrøder fratrækkes den samlede kvælstofkvote en eftervirkning på 17 eller 25 kg N/ha hhv. under og over 80 kg N/ha i organisk gødning.

Siden 2021 har det under visse betingelser været muligt at benytte efterafgrødeblandinger indeholdende kvælstoffikserende arter som alternativ til pligtige efterafgrøder (Landbrugsstyrelsen, 2021). For disse blandinger gælder, at et øget input af kvælstof til jorden (pga. de kvælstoffikserende arters fiksering af kvælstof fra luften) øger risikoen for udvaskning i forhold til, hvis der udelukkende blev dyrket ikke-kvælstoffikserende arter som efterafgrøde. Der er derfor opstillet betingelser for dyrkning af efterafgrødeblandinger indeholdende kvælstoffikserende arter, som har til formål at tilstræbe samme udvaskningsreducerende effekt, som ved dyrkning af pligtige efterafgrøder. Af Landbrugsstyrelsen (2022) fremgår gældende betingelser, hvoraf kan nævnes følgende, der har størst dyrkningsmæssig betydning:

- Blandingen må højst indeholde 25 % kvælstoffikserende arter (beregnet ud fra frøantal), mens den resterende del af blandingen skal udgøres af godkendte arter af efterafgrøder.
- Der må kun bruges udvalgte vinterfaste kvælstoffikserende arter.
- Arealet må tidligst nedpløjes, nedvisnes eller på anden vis destrueres 1. februar.
- Arealet skal efterfølges af en forårssået afgrøde.
- Efter dyrkning af efterafgrødeblandinger indeholdende kvælstoffikserende arter fratrækkes den samlede kvælstofkvote en eftervirkning på 50 kg N/ha.

For opgørelsen af efterafgrøders kvælstofreducerende effekt er referencesituationen defineret som jord uden efterafgrøder (Hansen et al., 2020a). Referencesituationen vil være forskellig ved anvendelse af frøgræs som efterafgrøde, men dette har ikke indgået i effektfastsættelsen.

7.1.2 Relevans og potentiale

Efterafgrøder dyrkes før vårsæede afgrøder, men kan ikke dyrkes efter sent høstede afgrøder som fx roer og kartofler (Landbrugsstyrelsen, 2022). Ud fra disse forudsætninger blev det maksimale potentiale baseret på toårige afgrødefølger for 2013-2016 beregnet til på 700.000-850.000 ha for konventionelle og økologiske bedrifter ekskl. frøgræs (Thomsen & Ørum, 2016). For årene 2017-19 var det tilsvarende potentiale for efterafgrøder på 700.000-1.000.000 ha (Eriksen et al., 2020). Opgørelsesmetoden for de ovennævnte potentialer betyder, at potentialet kan blive overestimeret, hvis der indgår år, hvor specielle forhold gør sig gældende. Således kan regnfulde efterår betyde, at en planlagt etablering af vintersæd må opgives, og at der i stedet etableres vårsæd det efterfølgende forår. Sådanne arealer vil blive indregnet i det maksimale potentiale, selvom tidspunktet, hvor etablering af vintersæd må opgives, ligger så sent, at der i praksis ikke kan etableres efterafgrøder. Det skal derudover bemærkes, at der i det angivne maksimale potentiale ikke er foretaget reduktion i henhold til allerede gældende krav til fx pligtige eller husdyrefterafgrøder.

Frøgræs kan i det sidste brugsår fungere som efterafgrøde før omlægning til vårsæd. I 2013-2016 svarede sidste brugsår af frøgræs til 50.000-60.000 ha (Thomsen & Ørum, 2016) og et tilsvarende areal er beregnet for 2017-19 (Eriksen et al., 2020). Dette areal kan potentielt bruges som enten mellemafgrøde eller efterafgrøde og indgår derfor som potentiale for begge virkemidler.

7.1.3 Effekt på drivhusgasudledning

Referencesituationen for efterafgrøder er et kornsædskifte uden efterafgrøder.

I N-virkemiddelkataloget (Hansen et al., 2020a) er efterafgrøders udvaskningsreducerende effekt i rodzonen fastlagt som angivet i tabel 7.1.1. Effekten er fastlagt på baggrund af revurdering i 2014 (Hansen et al., 2014; Hansen & Thomsen, 2014) og 2020 (Hansen et al., 2020a) og forudsætter, at efterafgrøder på lerjord pløjes eller på anden måde destrueres sent efterår, og at efterafgrøder på sandjord pløjes eller destrueres i det tidlige forår. Med gældende betingelser for dyrkning af efterafgrødeblandinger indeholdende kvælstoffikserende arter, som antages destrueret tidligst 1. februar, vurderes at kunne opnå samme udvaskningsreducerende effekt som i tabel 7.1.1

Tabel 7.1.1 Efterafgrøders udvaskningsreducerende effekt i rodzonen (Hansen et al., 2020a). For ikke-kvælstoffikserende efterafgrøder forudsættes, at efterafgrøder på lerjord pløjes eller på anden måde destrueres sent efterår, og at efterafgrøder på sandjord pløjes i det tidlige forår. For efterafgrødeblandinger indeholdende kvælstoffikserende arter forudsættes, at efterafgrøderne tidligst nedpløjes, nedvisnes eller på anden vis destrueres 1. februar. Værdier i parentes er estimeret. Effekt af efterafgrøder på humusjord samt svær til meget svær lerjord indgår ikke i estimaterne for lerjord.

Jordtype	Under 80 kg N/ha i organisk gødning		Over 80 kg N/ha i organisk gødning ¹⁾	
	Ler	Sand	Ler	Sand
Udvaskningsreduktion (kg N/ha)	12	32	(24)	45

1) Usikkert om værdierne kan opnås for alle typer bedrifter over 80 kg N/ha i organisk gødning.

Efterafgrøder påvirker flere poster i klimaregnskabet, herunder lattergasemission fra planterester, nitratudvaskning, kulstoflagring i jord samt fossilt energiforbrug. I princippet vil efterafgrøder også påvirke ammoniakemission fra planterester, men da effekten sandsynligvis er lille, og der ikke findes anerkendte metoder til at beregne effekten, ses bort fra dette her. Der er desuden set bort fra risiko for efterfølgende udvaskning efter mineralisering af destruerede efterafgrøder, da dette afhænger af, om der fx fortsat dyrkes efterafgrøder. Efterafgrøder mindsker desuden jordens indhold af mineralsk kvælstof, hvilket kan reducere potentialet for emission af lattergas, men datagrundlaget for at kvantificere dette er utilstrækkeligt. Effekt på drivhusgasemissionen ved en lavere gødningstilførsel til efterfølgende afgrøder indgår i tabel 7.1.2 under punktet "Eftervirkning". Da efterafgrødernes kvælstofoptagelse er meget varierende, er effekten på drivhusgasemissioner tilsvarende varierende.

Planteresterne i beregningerne af drivhusgasemission inkluderer både over- og underjordisk biomasse. Der kan forventes stor variation i kvælstofoptagelsen i efterafgrøder afhængig af klima- og dyrkningsforhold. Ifølge Hansen et al. (2020a) er den gennemsnitlige kvælstofoptagelse for efterafgrøder 28 kg N/ha, og dette tal anvendes i emissionsberegningerne uden differentiering mellem jordtyper og tilførsel af organisk gødning. Til estimering af kvælstofindhold i rødder af ikke-kvælstoffikserende efterafgrøder, er anvendt værdier fra IPCC (2006). Her angives, at kvælstofkoncentrationen i de overjordiske planterester af ikke-kvælstoffikserende grovfoderafgrøder er 15 g N/kg tørstof, rodbiomassen som andel af overjordisk biomasse er 0,54 og kvælstofkoncentrationen i rødderne er 12 g N/kg ts. Kvælstofindholdet i rødder kan således beregnes til 12,1 kg N/ha, og den totale mængde kvælstof i planterester er således 40,1 kg N/ha.

Hansen et al. (2017) vurderede det totale kvælstofindhold i efterafgrøder indeholdende kvælstoffikserende arter til 100 kg N/ha, og ved en eftervirkning på 50 kg N/ha forventedes samme udvaskningsreduktion som for efterafgrøder uden kvælstoffikserende arter. Det bemærkes, at IPCC (2006) beregner kvælstofindhold i rødder som en funktion af de overjordiske biomasse, mens Hu et al. (2018) fandt, at rodbiomasse for

konventionelle og økologiske efterafgrøder bedre kunne beregnes som konstante værdier. Da den danske indberetning under UNFCCC benytter IPCC (2006), er denne metode også benyttet her.

Der er stor usikkerhed forbundet med bestemmelse af C-input fra efterafgrøder og ikke mindst fra rødder og rhizodeposition. Estimaterne er ofte beregnet ud fra efterafgrødernes overjordiske tørstofproduktion eller N-indhold og konverteret til C-indhold i rødder vha. af diverse omregningsfaktorer. Desuden kan estimaterne være med eller uden rhizodeposition, som oftest ikke kvantificeres ved traditionelle rodbestemmelser. I nærværende klimavirkemiddelkatalog estimeres C-input fra efterafgrøder, som i det tidligere klimavirkemiddelkatalog (Hutchings et al., 2023) og i den nationale opgørelse (Nielsen et al. 2020), til 2,2 ton C/ha/år. Det er dog usikkert om estimatet er gældende, når der generaliseres til alle former for efterafgrøder og deres forskellige håndtering. Der udestår en opdatering og konsolidering af det generelle estimat for forskellige typer efterafgrøder under forskellige dyrkningsbetingelser. Det er ifølge Mikkelsen et al. (2022) DCE's vurdering, at ca. 12 % af den årligt tilførte mængde C bliver indlejret i jordens kulstofpulje, svarende til 0,264 ton C/ha/år efter 30 år.

Der vil være et begrænset merforbrug af fossil energi til såning, her estimeret til at være 1,7 l dieselolie/ha eller 4,7 kg CO₂-ækv./ha (tabel 7.1.4). Reduktionen i kvælstofudvaskningen er som i tabel 7.1.2 og 7.1.3. Tilførslen af kvælstof reduceres som følge af eftervirkningen af efterafgrøder med 17 og 25 kg N/ha for ikke-fikserende efterafgrøder med hhv. under og over 80 kg N/ha i organisk gødning, og 50 kg N/ha for fikserende efterafgrøder uanset kvælstoftilførslen (Landbrugsstyrelsen, 2022).

De samlede reduktioner i drivhusgasemissioner for ikke-fikserende og fikserende efterafgrøder er vist i tabel 7.1.2 og 7.1.3. Da der er store usikkerheder tilknyttet de enkelte poster, kan reduktionen for ikke-fikserende efterafgrøder regnes til en gennemsnit på 1003 kg CO₂-ækv./ha og for fikserende efterafgrøder til 874 kg CO₂-ækv./ha. Den samlede drivhusgasbalance med de forskellige poster er vist i tabel 7.1.4.

Tabel 7.1.2 Oversigt over effekt på N-balance og reduktion i drivhusgasemissioner af ikke-kvælstoffikserende efterafgrøder.

	Under 80 kg N/ha i husdyrgødning og anden organisk gødning		Over 80 kg N/ha i husdyrgødning og anden organisk gødning	
	Ler	Sand	Ler	Sand
	(kg N/ha)			
Eftervirkning	17	17	25	25
Afgrøderester	-40	-40	-40	-40
Udvaskningsreduktion	12	32	24	45
	(kg CO ₂ -ækv/ha)			
Handelsgødning	71	71	104	104
Afgrøderester	-167	-167	-167	-167
Udvaskningsreduktion	41	109	82	154
Fossilenergi	-5	-5	-5	-5
Kulstoflagring	990	990	990	990
Nettoeffekt*	930	999	1005	1076

* Der er pt. ikke klarhed over hvordan bidraget fra kulstoflagring i jord (LULUCF) skal beregnes med henblik på at indregne det i landbrugets udledninger og i hvilken udstrækning det vil blive muligt. Der tages derfor forbehold mht. at LULUCF bidraget kan adderes direkte til de øvrige poster – som det er gjort her – for at beregne netto klimaeffekten af virkemidlerne.

Tabel 7.1.3 Oversigt over effekt på N-balance og reduktion i drivhusgasemissioner af efterafgrødeblandinger indeholdende kvælstoffikserende arter.

	Under 80 kg N/ha i husdyrgødning og anden organisk gødning		Over 80 kg N/ha i husdyrgødning og anden organisk gødning	
	Ler	Sand	Ler	Sand
	(kg N/ha)			
Eftervirkning	50	50	50	50
Afgrøderester	-100	-100	-100	-100
Udvaskningsreduktion	12	32	24	45
	(kg CO ₂ -ækv/ha)			
Handelsgødning	208	208	208	208
Afgrøderester	-416	-416	-416	-416
Udvaskningsreduktion	41	109	82	154
Fossilenergi	-5	-5	-5	-5
Kulstoflagring	990	990	990	990
Nettoeffekt*	818	886	859	931

* Der er pt. ikke klarhed over hvordan bidraget fra kulstoflagring i jord (LULUCF) skal beregnes med henblik på at indregne det i landbrugets ud-ledninger og i hvilken udstrækning det vil blive muligt. Der tages derfor forbehold mht. at LULUCF bidraget kan adderes direkte til de øvrige poster - som det er gjort her - for at beregne netto klimaeffekten af virkemidlerne.

Tabel 7.1.4. Samlet oversigt over virkemidlets reducerende effekt på de forskellige poster i drivhusgasbalancen angivet med AR5 værdier for GWP-100 af CH₄ og N₂O og LULUCF bidrag fra kulstofbinding.

Virkemiddel	Drivhusgasreduktioner/effekter					Enhed	TRL*	Sikker positiv klimaeffekt	Bemærkninger	Ændringer siden 2021 ift. nettoklimaeffekt m.m.
	CO ₂ /LULUCF	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ /energiforbrug	Netto klimaeffekt					
KVM7.1 Efterafgrøder, uden N-fiksering	990	0	17	-5	1003	Kg CO ₂ -ækv/ha	9	Ja		43 kg CO ₂ -ækv/ha pga. ændringer i EF for udvaskning
KVM7.1 Efterafgrøder, med N-fiksering	990	0	-112	-5	874	Kg CO ₂ -ækv/ha	9	Ja		43 kg CO ₂ -ækv/ha pga. ændringer i EF for udvaskning

7.1.4 Samspil til andre virkemidler

Efterafgrøder kan ikke anvendes sammen med andre fladevirkemidler, der involverer plantedyrkning om efteråret, men kan anvendes samtidigt med fladevirkemidler, der involverer gødskning. I disse tilfælde forventes effekterne ikke at være additiv. Reduceret kvælstofudvaskning ved dyrkning af efterafgrøder vil betyde, at der kvantitativt kan fjernes mindre kvælstof ved samtidig anvendelse af dræn- og vandløbsvirkemidler.

7.1.5 Usikkerheder

Effekten af ikke-kvælstoffikserende efterafgrøder er baseret på forholdsvis mange forsøg, men der er betydelig variation i udvaskningsreduktionen. Størst usikkerhed knytter sig til udvaskningsreduktionerne efter majs, hvor det er uvist, i hvor høj grad der kan generaliseres ud fra de gennemsnitlige resultater. De

gennemsnitlige værdier for efterafgrøder i korn vurderes som værende relativt sikkert bestemt for de mest almindelige jordtyper. Der savnes dog forsøg med og uden efterafgrøder på arealer med en langvarig dyrkningshistorie med tilførsel af husdyrgødning og dyrkning af kløvergræs. Desuden savnes der forsøg på svær lerjord samt silt- og humusjord.

Effekten af efterafgrødeblandinger indeholdende kvælstoffikserende arter er baseret på relativt få forsøg, og der er mange mulige arter af kvælstoffikserende efterafgrøder, hvis vinterfasthed er mangelfuldt dokumenteret. Ligeledes savnes der viden om konkurrenceforhold mellem kvælstoffikserende og ikke-kvælstoffikserende arter under forskellige jordfrugtbarhed, klimaforhold mm. Endelig savnes der mere viden om, hvad bælgplanteblandingers lavere C/N forhold betyder både for evt. udvaskning i løbet af vinteren og det tidlige forår samt for evt. øget kvælstofoptagelse i den efterfølgende afgrøde.

7.1.6 Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen

Landbrug

I emissionsopgørelsen skelnes der ikke mellem betydningen af efterafgrøder på jorde, der får tildelt mere eller mindre end 80 kg organisk kvælstof, og der differentieres ikke mellem efterafgrøder med og uden kvælstoffikserende arter.

Ved beregning af emissioner i den nationale opgørelse for landbrugssektoren påvirker udbredelsen af efterafgrøder beregningen af direkte N_2O emission fra afgrøderester og indirekte N_2O emission fra NH_3 og kvælstofudvaskning. Derudover har efterafgrøderne en betydning for emissionerne forbundet med udvaskning, men her kan påvirkningen ikke isoleres fra de øvrige faktorer der påvirker datasættet på landsplan og det kan ikke vurderes om effekten vil svare til den i afsnit 7.1.3. Emissionsopgørelsens indregning af NH_3 fra voksende afgrøder, herunder efterafgrøder (fordelt på græs og øvrige afgrøder), giver en mindre afvigelse ift. vurderingen af effekten i afsnit 7.1.3. Jf. afsnit 4.5.3 indgår efterafgrøder i emissionsopgørelsen med et nationalt fastsat kvælstofindhold på 45 kg N/ha fra Sørensen (2021), hvilket også medfører en mindre afvigelse. Derudover er emissioner fra fossilt energiforbrug ikke inkluderet i landbrugssektorens udledninger, men påvirker via Energi- og transportsektoren stadig Danmarks samlede drivhusgasudledning.

De direkte effekter, der indregnes i landbrugssektoren vil i størrelsesordenen være nogenlunde tilsvarende effekterne angivet i 7.1.3. Resultaterne af den mere detaljerede sammenligningsøvelse i Mikkelsen et al. (2022), angav at de samlede ændringer som følge af efterafgrøder trods effekter på handelsgødningforbruget fører til en mindre stigning i drivhusgasudledningerne fra landbrugssektoren, sammenlignet med et tilsvarende dyrkningsscenario uden efterafgrøder. Dette gør således også her betydningen for kulstoflagringen til den mest afgørende faktor for virkemidlet, ligesom det ses i Tabel 7.1.3.

Ændringerne i emissionerne vil blive automatisk afspejlet i emissionsopgørelsen, baseret på det samme datagrundlag som anvendes i dag; efterafgrødeareal baseret på registerdata fra skemaet over Gødningskvote og Efterafgrøder (GKEA), udbytter fra Danmarks Statistik og data for kvælstofudvaskning til rodzone, vandløb og hav fra NOVANA - Det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen. Såfremt eftervirkningen af efterafgrøderne har en betydning for det faktiske forbrug af handelsgødning, vil dette også automatisk blive inkluderet i emissionsopgørelsen, via Landbrugsstyrelsens statistik over salg af gødning. I fremskrivningen påvirkes emissionerne af forudsætningsdata, som udarbejdes af Landbrugsstyrelsen for både fremskrivningen af efterafgrødearealet og eftervirkning af kvælstof, som påvirker det fremtidige

handelsgødningsforbrug og effekten på kvælstofudvaskning (vægtet efter fordeling på jorde +/-80 kg. organisk N).

Tiltaget kan også betyde en ændring i N₂O emissionen fra mineralisering, såfremt efterafgrøderne fører til en ændring i kulstofbindingen i jorden, men denne potentielle effekt er ikke muligt at kvantificere og vil afhænge af de konkrete beregninger heraf i C-TOOL, se nedenfor.

Behovet for justering af estimaterne for afgrøderester fra efterafgrøderne og deres kvælstofindhold, herunder mulighed for afspejling af flere forskellige typer af efterafgrøder, vurderes løbende som en del af det generelle udviklingsarbejde, og som der findes tilgængelige ressourcer og forbedret datagrundlag på området. Beregningen kan udvides, hvis usikkerheden vurderes at blive reduceret og at dokumentationsarbejdet giver mening ift. gevinsten ved at udvide beregningen.

LULUCF

Efterafgrøder er afspejlet i drivhusgasopgørelsen af LULUCF-sektoren med en kulstoflagringseffekt på mineraljordernes kulstofpulje. Bidraget til kulstofpuljen på organiske jorder er meget lille i forhold til de organiske jorders generelle kulstofftab, så det giver ikke mening at inkludere dette på de organiske jorder. Det samlede areal opgøres ud fra landmændenes rapportering af efterafgrøder til Gødningskvote og Efterafgrødedatabasen (GKEA). I C-TOOL-modellen, som anvendes til at modellere mineraljordernes kulstofændringer (se kapital 4.5.4), anvendes det samlede areal af efterafgrøder hvert år til at tilføre et ekstra kulstofinput på 2200 kg C/ha til jorderne. Efterafgrøderne fordeles på mineraljorde og organisk jord ved en overlapsanalyse ud fra geokodning af CVR, afgrøde og marknummer sammen med det mest aktuelle JB-kort fra DCA. Der skelnes ikke mellem forskellige efterafgrødetyper. Effekten af efterafgrøder på jordens kulstofpulje afhænger af den aktuelle kulstofpulje på det pågældende sted. Hvis såning af efterafgrøder er additivt til et sædskifte vil dette bidrage med ovennævnte ekstra kulstofinput. Ud fra den generelle nedbrydningsfunktion i C-TOOL med en kontinuert ekstratilførsel af 2200 kg C/ha/år vil en ny ligevægt opstå, som er ca. 12-15 % højere end den årlige tilførte mængde, i forhold til inden efterafgrødedyrkningen begyndte (968-1210 kg CO₂-ækv./år). Dette er i samme størrelsesorden som effekten på 990 kg CO₂-ækv./ha/år angivet i tabel 7.1.4. Hvis kravet om efterafgrøder medfører en ændring i sædskiftet fra vintersæd til vårsæd, vil der ikke ske nogen større ændring i mængden af C-input til C-TOOL-modellen, fordi vintersæd har et årligt merinput af C til jorden sammenlignet med vårsæd, som omtrent svarer til efterafgrøders input på 2200 kg C/ha. Nettoeffekten på jordens kulstofpulje i sådanne sædskifter vil derfor være minimal.

Effekten af efterafgrøder i klimafremskrivningen følger samme principper som i opgørelsen. Arealet med efterafgrøder i fremskrivningen følger det, som LBST oplyser og fordeles på JB ud fra seneste års GKEA-oplysninger.

7.1.7 Sideeffekter

Nedenstående tekst om biodiversitet og fosfor stammer fra N-virkemiddelkataloget 2020 (Eriksen et al., 2020). For biodiversitet har B. Strandberg og M. Bruus beskrevet effekter af efterafgrøder uden og med kvælstoffikserende arter i henholdsvis Hansen et al. (2020a, b). For fosfor har G.H. Rubæk beskrevet effekter af efterafgrøder uden og med kvælstoffikserende arter i henholdsvis Hansen et al. (2020a, b). Nedenstående er udvalgt og sammensat af E.M. Hansen.

Biodiversitet

Selvom forventningen ofte er, at der kan opnås biodiversitetsmæssige fordele med efterafgrøder (Andersen, 2014; Søndergaard, 2017; Sandal, 2019), foreligger der ikke egentlig dokumentation af dette, hvorfor effekten af virkemidlet på natur og biodiversitet er baseret på generel økologisk viden.

Efterafgrøder har ofte et tæt rodnet i de øvre jordlag (f.eks. græsser) og korsblomstrede efterafgrøder, som fx olieræddike, har et dybt rodnet. Dyrkning af efterafgrøder antages derfor at være gavnlige for jordbundsfaunaen. Det må forventes, at efterafgrøden, afhængig af arten, kan give fødegrundlag for herbivore insekter. Korsblomstrede arter og honningurt kan desuden være gode fødeplanter for insekter, der spiser pollen og nektar. Den gavnlige effekt for blomstersøgende insekter (fx bier, svirrefluer og sommerfugle) forventes dog at være begrænset, da blomstring, hvis den forekommer, sker så sent på året, at det er uden for flyveperioden for mange arter. Især svirrefluer kan dog være talrige i blomstrende olieræddike, og pollen fra denne art kan også være talrig i honningbi-pollenprøver i september (Jørgensen, 2016). Efterafgrøder, der indeholder bælgplanter, har i tillæg til øvrige egenskaber evnen til at fikse kvælstof og er desuden særdeles værdifulde især for humlebier, såfremt arterne kommer til blomstring i biernes flyveperiode.

Insekter, der findes på og/eller fouragerer, på efterafgrøder kan give føde til fugle. Planterne kan også give føde og dækning til fx hare og råvildt, men betydningen afhænger af, hvornår efterafgrøderne destrueres (Danmarks Jægerforbund, 2016a og b).

Hvis afgrøden eller efterafgrøden nedvisnes med glyphosat, kan dette påvirke vilde planter negativt, idet nedvisningen normalt fjerner alle planter fra markfladen. Ved afdrift af glyphosat er der desuden risiko for negative effekter på floraen lige uden for marken (Boutin et al., 2014; Dupont et al., 2018; Strandberg et al., 2019). Det er kendt, at effekten af glyphosat på blomstring kan forekomme adskillige måneder efter behandling, men vi ved ikke, om afdrift fra nedvisning af efterafgrøde vil kunne ses f.eks. det efterfølgende år. Det er ikke belyst, hvad effekten er af glyphosat anvendt uden for den egentlige vækstsæson.

Klimatilpasning, Miljø, Andet

Fra alle områder, der ikke betragtes som risikoområder for fosfortab via erosion, overfladeafstrømning eller udvaskning via makroporer til dræn (Andersen et al., 2020), vil dyrkning af efterafgrøder ikke påvirke risikoen for fosfortab, medens der i risikoområder i nogle tilfælde vil kunne opstå en meget beskedent og ikke kvantificerbar effekt. Denne effekt kan både være positiv og negativ. Dette er nærmere beskrevet nedenfor.

Efterafgrøder kan påvirke omsætningen af fosfor i dyrkningslaget og herigennem den efterfølgende afgrødes muligheder for at udnytte det fosfor, som findes i dyrkningslaget. Men effekten af efterafgrøder på fosforoptagelsen i hovedafgrøden afhænger af en lang række faktorer, som endnu er mangelfuldt belyst (Hallama et al., 2019).

Fosfortabet ved erosion på erosionstruede arealer er afhængigt af jordoverfladens beskaffenhed og plantedække. Undersøgelser peger på, at tab af jord fra veletablerede græsmarker er ubetydelig, og tabet stiger med følgende efterårsbevoksninger: etablerede græsmarker, stubmarker, pløjede marker, vintersæd (Poulsen & Rubæk 2005; Schjønning et al., 2009). Specielt forårsudlagt græs og græsfrøarealer, der anvendes som efterafgrøde, forventes derfor at kunne reducere omfanget af erosion og dermed fosfortab sammenlignet med en mark der tilsås med vintersæd. Det samme forventes at gælde for andre veletablerede efterafgrøder, med mindre den erosionsforårsagende nedbør kommer lige efter etablering af efterafgrøden. For at efterafgrøder kan virke reducerende for fosfortabet, er det derudover en helt

afgørende forudsætning, at jorden ikke bearbejdes og at efterafgrøden først destrueres eller udvintrer efter vinterafstrømningsperiodens afslutning. Destruktion eller udvintring forud for eller i afstrømningsperioden vil reducere eller eliminere den positive effekt, især hvis jorden bearbejdes, men også fordi fosfor i dødt plantemateriale vil kunne udgøre en kilde til fosfortab (Bechmann et al., 2005; Sturite et al., 2006).

Efterafgrøden optager og immobiliserer kun en ganske ubetydelig del af det fosfor, som totalt set findes i jorden, og koncentrationen af fosfor i jordvæsken vil kun påvirkes ganske ubetydeligt. Derfor vil en efterafgrøde i langt de fleste situationer heller ikke påvirke fosforudvaskningen i nævneværdigt omfang i områder med risiko for fosfortab via underjordiske tabsveje.

På jorde med risiko for tab via makroporer til dræn vil udvintring eller destruktion ved nedvisning eller nedmuldning kort før eller under afstrømningsperioden kunne give anledning til øget fosforudvaskning via makroporer til dræn. Også denne effekt er dårligt dokumenteret og vurderes samlet set at være meget beskedent.

De forskellige arter af efterafgrøder har meget forskellige egenskaber mht., hvordan de optager fosfor og hvilken fosforkoncentration, der opnås i plantematerialet. Hertil kommer arternes forskellige egenskaber mht. rodtybde og rodnet, som også kan have betydning for, hvordan efterafgrøderne påvirker fosforomsætningen i jorden.

Principielt er det også muligt, at efterafgrøder kan påvirke mobiliserbarheden af jordens kolloider, hvorved risikoen for tab af partikelbundet fosfor potentielt vil kunne reduceres. En sådan effekt er ikke direkte belyst i forsøg, og den vil formentlig variere både mellem jordtype, efterafgrødetype og management.

I lyset af de forventede hyppigere ekstreme nedbørshændelser i fremtiden, som vil kunne øge antallet af store fosfortabshændelser, anses det for vigtigt, at der ved etablering af efterafgrøder i risikoområder for fosfortab tages højde for, at virkemidlet etableres på måder, der sikrer de beskedne positive effekter på fosfortabet, og man undgår de potentielt negative effekter. Det er ikke datagrundlag til at beskrive og kvantificere efterafgrødeeffekter på fosfortab nærmere på nuværende tidspunkt.

Referencer

- Andersen, B. (2014). Notat om bælgplanter og biodiversitet med mere i miljøfokusområder. Miljøudvalget 2013-14. MIU Alm. del Bilag 503.
- Andersen, H.E., Rubæk, G.H., Hasler, B., Jacobsen, B.H. (redaktører) (2020). Virkemidler til reduktion af fosforbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet, DCE- Nationalt Center for Miljø og Energi, 284 s. - Videnskabelig rapport nr. 379. <http://dce2.au.dk/pub/SR379.pdf>
- Bechmann, M.E., Kleinman, P.J.A., Scharpley, A.N., Saporito, L.S. (2005). Freeze-Thaw effects on phosphorus loss in runoff from manured and catch-cropped soils. *J. Environ. Qual.* 34, 2301-2309.
- Boutin, C., Strandberg, B., Carpenter, D., Mathiassen, SK., Thomas, P.J. (2014). Herbicide impact on non-target plant reproduction: What are the toxicological and ecological implications? *Environmental Pollution* 185, 295-306.
- Danmarks Jægerforbund (2016a). Landbrugets rammevilkår. Bilag til Jægerforbundets input til Naturpakken. <http://www.jaegerforbundet.dk/media/4751/bilag-til-naturpakke.pdf>

- Danmarks Jægerforbund (2016b). Natur- og Vildtpleje på landbrugsarealer. Jæger nr. 3, 2016.
<http://www.jaegerforbundet.dk/media/4151/natur-og-vildtpleje-paa-landbrugsarealer.pdf>
- Dupont, Y.L., Strandberg, B., Damgaard, C. (2018). Effects of herbicide and nitrogen fertilizer on non-target plant reproduction and indirect effects on pollination in *Tanacetum vulgare* (Asteraceae). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 262, 76-82.
- Eriksen, J., Thomsen, I.K., Hoffmann, C.C., Hasler, B., Jacobsen, B.H., Baattrup-Pedersen, A., Strandberg, B., Christensen, B.T., Boelt, B., Iversen, B.V., Kronvang, B., Børgesen, C.D., Abolos Rodriguez, D., Zak, D.H., Hansen, E.M., Blicher-Mathiesen, G., Rubæk, G.H., Ørum, J.E., Rasmussen, J., Audet, J., Olesen, J.E., Elsgaard, L., Munkholm, L.J., Jørgensen, L.N., Martinsen, L., Bruus, M., Carstensen, M.V., Pedersen, M.F., Nørremark, M., Hutchings, N., Gundersen, P., Kudsk, P., Sørensen, P., Lærke, P.E., Gislum, R., van't Veen, S.G.M., Larsen, S.E., Petersen, S.O., Riis, T. & Jørgensen, U. (2020). Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. DCA rapport, nr. 174, bind 174, Aarhus Universitet - DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus. <https://dcapub.au.dk/djfpdf/DCArapport174.pdf>
- Hallama, M., Pekrun, C., Lambers, H., Kandeler, E. (2019). Hidden miners – the roles of cover crops and soil microorganisms in phosphorus cycling through agroecosystems. *Plant Soil* 434, 7-45.
- Hansen, E.M., Thomsen, I.K. (2014). Bilag 3. Efterafgrøder: Revurdering af udvaskningsreducerende effekt. I: Eriksen, J., Jensen, P.N. og Jacobsen, B.H. (redaktører), Virkemidler til realisering af 2. generations vandplaner og målrettet arealregulering, side 241-254.
- Hansen, E.M., Thomsen, I.K., Rubæk, G.H., Kudsk, P., Jørgensen, L.N., Schelde, K., Olesen, J.E., Strandberg, M.T., Jacobsen, B.H., Eberhardt, J.M. (2014). Efterafgrøder. I: Eriksen, J., Jensen, P.N. og Jacobsen, B.H. (redaktører), Virkemidler til realisering af 2. generations vandplaner og målrettet arealregulering, side 21-35.
- Hansen, E.M., Sørensen, P., Thomsen, I.K., Olesen, J.E., Rasmussen, J., Eriksen, J. (2017). Vurdering af kriterier for anvendelse af kvælstoffikserende arter som pligtige efterafgrøder. Notat til NaturErhvervstyrelsen 16. januar 2017. https://pure.au.dk/portal/files/108760403/f_lgebrev_notat_16_01_2017_NAER.PDF.
- Hansen, E.M., Thomsen, I.K., Kudsk, P., Strandberg, B., Bruus, M., Rubæk, G.H., Hutchings, N.J., Pedersen, M.F. (2020a). Efterafgrøder. I: Eriksen, J., Thomsen, I.K., Hoffmann, C. C., Hasler, B., Jacobsen, B.H. (redaktører). Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. DCA rapport nr. 174, side 33-58. <https://dcapub.au.dk/djfpdf/DCArap-port174.pdf>
- Hansen, E.M., Thomsen, I.K., Sørensen, P., Rasmussen, J., Eriksen, J., Olesen, J.E., Kudsk, P., Jørgensen, L.N., Strandberg, B., Bruus, M., Rubæk, G.H., Hutchings, N.J., Pedersen, M.F. (2020b). Efterafgrøder indeholdende kvælstoffikserende arter. I: Eriksen, J., Thomsen, I.K., Hoffmann, C. C., Hasler, B., Jacobsen, B.H. (redaktører). Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. DCA rapport nr. 174, side 59-73. <https://dcapub.au.dk/djfpdf/DCArap-port174.pdf>
- Hansen, E.M. (2009). Etablering af efterafgrøder. Grøn Viden, Markbrug, nr. 331. <http://pure.au.dk/portal/files/2428301/gvma331.pdf>.
- Hu, T., Sørensen, P., Olesen, J.E. (2018). Soil carbon varies between different organic and conventional management schemes in arable agriculture. *European Journal of Agronomy* 94, 79-88.

- IPCC (2006). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. In: Eggleston, S., Buendia, L., Miwa, K., Nagara, T., Tanabe, K. (Eds.), Japan.
- Jensen, J.L., Eriksen, J., Thomsen, I.K., Munkholm, L.J., Christensen, B.T. (2021). Cereal straw incorporation and ryegrass cover crops: The path to equilibrium in soil carbon storage is short. *Eur. J. Soil Sci.*, 1-10.
- Jørgensen, A.S. (2016). Biernes fødegrundlag. Danmarks Biavlerforening, november 2016, 36 sider.
- Landbrugsstyrelsen (2021). Vejledning om pligtige og husdyrefterafgrøder og dyrkningsrelaterede tiltag. Planperioden 1. august 2021 til 31. juli 2022. Version 2, juni 2021. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, Landbrugsstyrelsen. file:///C:/Data/myndighed/20211005_Afpudsning%20af%20MFO-gr%C3%A6s/Artikler/Vejledning_efterafgroeder_og_dyrkningsrelaterede_tiltag_2version_juni_2021.pdf
- Landbrugsstyrelsen (2022). Vejledning om pligtige og husdyrefterafgrøder og dyrkningsrelaterede tiltag. Planperioden 1. august 2022 til 31. juli 2023. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, Landbrugsstyrelsen. ISBN 978-87-7120-410-0
- Mikkelsen, M.H., Albrektsen, R., Gyldenkærne, S. (2022). Sammenligning af klimaeffekter - Emissionsopgørelse, emissionsfremskrivning og Klimaeffekttabel. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 166 s. - Videnskabelig rapport nr. 501. <http://dce2.au.dk/pub/SR501.pdf>
- Poulsen, H.D. og Rubæk G.H. (eds.) (2005). Fosfor i dansk landbrug. Omsætning, tab og virkemidler mod tab. DJF rapport husdyrbrug nr. 68. Danmarks Jordbrugsforskning. 211 sider.
- Sandal, E. (2019). Efterafgrøder i praksis. Sådan anvender du efterafgrøder på lerjord. Præsentation Plantekongres 2019.
- Schjønning, P., Heckrath, G., Christensen, B.T. 2009. Threats to soil quality in Denmark. DJF report Plant Science no. 143. Aarhus University.
- Strandberg, B., Boutin, C., Carpenter, D., Mathiassen, S.K., Damgaard, C.F., Sørensen, P.B., Bruus, M., Dupont, Y.L., Bossi, R., Andersen, D.K., Baatrup-Pedersen, A., Larsen, S.E. (2019). Pesticide effects on non-target terrestrial plants at individual, population and ecosystem level (PENTA). *Pesticide Research* 182. The Danish Environmental Protection Agency, Sep. 2019.
- Sturite, I., Henriksen, T.M. Breland, T.A. (2006). Winter losses of nitrogen and phosphorus from italian ryegrass, meadow fescue and white clover in a northern temperate climate. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 120, 280-290.
- Søndergaard, S. 2017. Effekten af efterafgrøder over og under jorden. Plantekongres 2017, TEMA: Conservation Agriculture.
- Sørensen, P. (2021): First estimate for N content in catch crops. Internal note, unpublished, Department of Agroecology - Soil Fertility, Aarhus University.
- Thomsen, I.K., Ørum, J.E. (2016). Analyse af efterafgrødepotentialet i kystvandområderne når økologiske og konventionelle arealer adskilles. Notat til NaturErhvervstyrelsen 24. oktober 2016. https://pure.au.dk/portal/files/115568880/F_lgebreve_notat_Efterafgr_depoteentialer_241016.pdf

7.2 Mellemafgrøder (KVM7.2)

Forfattere: Nicholas John Hutchings, Ingrid K. Thomsen, Elly Møller Hansen, alle fra Institut for Agroøkologi (afsnit 7.2.0-7.2.5), Trine Anemone Andersen (Landbrug) & Lærke Worm Callisen (LULUCF), Institut for Miljøvidenskab (afsnit 7.2.6).

Fagfællebedømmere: Kiril Manevski, Institut for Agroøkologi (afsnit 7.2.0-7.2.5), Ole Kenneth Nielsen, Institut for Miljøvidenskab (afsnit 7.2.6).

I beskrivelsen af mellemafgrøder er der taget udgangspunkt i Thomsen et al. (2020), hvor det fremgår, at virkemidlet klimamæssigt influerer på kvælstofudvaskning og kulstoflagring samt på merforbrug af fossil energi.

7.2.1 Anvendelse

Mellemafgrøders udvaskningsreducerende effekt er baseret på optag og tilbageholdelse af kvælstof sensommer og tidligt efterår. Ifølge gældende regelsæt skal mellemafgrøder etableres senest 20. juli og må tidligst nedmuldes eller destrueres 20. september, hvorefter der skal dyrkes en vintersædsafgrøde (Landbrugsstyrelsen, 2022). Som mellemafgrøde kan anvendes olieræddike og/eller gul sennep. For opgørelsen af mellemafgrøders kvælstofreducerende effekt er referencesituationen defineret som vintersæd uden mellemafgrøder (Thomsen et al., 2020).

Ud over olieræddike og gul sennep kan frøgræs efter høst fortsætte som mellemafgrøde indtil såning af en vintersædsafgrøde (Landbrugsstyrelsen, 2022). Frøgræs har ikke indgået i fastsættelsen af mellemafgrøders udvaskningsreducerende effekt.

7.2.2 Relevans og potentiale

Mellemafgrøden skal ifølge Landbrugsstyrelsen (2022) efterfølges af en vintersædsafgrøde, og det vurderes, at korsblomstrede mellemafgrøder især anvendes efter korn som forfrugt. Det totale potentiale antages således at være arealet med vintersæd med forfrugt af vår- eller vintersæd. Ifølge Thomsen & Ørum (2016) svarede dette areal summeret for konventionelle og økologiske bedrifter til ca. mellem 560.000-650.000 ha for årene 2013-16 baseret på toårige afgrødefølger i perioden. For årene 2017-19 var det totale potentiale for mellemafgrøder efter korn før vintersæd ud fra samme forudsætninger på 400.000-600.000 (Eriksen et al. 2020).

Frøgræs kan i det sidste brugsår fungere som mellemafgrøde før omlægning til vintersæd. I 2013-16 svarede sidste brugsår af frøgræs til 50.000-60.000 ha (Thomsen & Ørum, 2016) og et tilsvarende areal er beregnet for 2017-19 (Eriksen et al. 2020). Dette areal kan potentielt bruges som enten mellemafgrøde eller efterafgrøde og indgår derfor som potentiale for begge virkemidler.

7.2.3 Effekt på drivhusgasudledning

Den udvaskningsreducerende effekt af mellemafgrøder er antaget at svare til halvdelen af effekten af efterafgrøder svarende til 14 kg N/ha (Thomsen et al., 2020). Det fossile energiforbrug er regnet som det samme som for efterafgrøder, mens mellemafgrøder ikke påvirker kvælstofnormerne, da disse ikke har en eftervirkning. En reduktion i kvælstofudvaskningen på 14 kg N/ha svarer til en reduktion i den indirekte lattergasemission på 48 kg CO₂-ækv./ha. Mer-emissionen af lattergas fra planterester forventes at svare til 83 kg CO₂-ækv./ha, mens reduktionen pga. kulstoflagringen svarer til 495 kg CO₂-ækv./ha. Merforbrug af fossilt energi til såning er estimeret til at være 1,7 l dieselolie/ha eller 4,7 kg CO₂-ækv./ha. I alt vil

mellemafgørder således bidrage med en reduktion i drivhusgasemission på 455 kg CO₂-ækv./ha. Der er dog pt. ikke klarhed over hvordan bidraget fra kulstoflagring i jord (LULUCF) skal beregnes med henblik på at indregne det i landbrugets udledninger og i hvilken udstrækning det vil blive muligt. Der tages derfor forbehold mht. at LULUCF bidraget kan adderes direkte til de øvrige poster. Der er ikke datagrundlag til at differentiere effekten i forhold til jordtype og husdyrintensitet. Den samlede drivhusgasbalance med de forskellige poster er vist i tabel 7.2.1.

Tabel 7.2.1. Samlet oversigt over virkemidlets reducerende effekt på de forskellige poster i drivhusgasbalancen angivet med AR5 værdier for GWP-100 af CH₄ og N₂O og LULUCF bidrag fra kulstofbinding.

Virkemiddel	Drivhusgasreduktioner/effekter					Enhed	TRL*	Sikker positiv klimaeffekt	Bemærkninger	Ændringer siden 2021 ift. nettoklimaeffekt m.m.
	CO ₂ /LULUCF	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ /energiforbrug	Netto klimaeffekt					
KVM7.2 Mellemafgørder	495	0	-36	-5	455	Kg CO ₂ -ækv/ha	9	Ja	Effekten antages at udgøre ca. halvdelen af en efterafgrøde	21 kg CO ₂ -ækv/ha pga. ændringer i EF for udvaskning

7.2.4 Samspil til andre virkemidler

Mellemafgørder kan ikke anvendes sammen med andre fladevirkemidler, der involverer plantedyrkning om efteråret. Det gælder fx ift. tidlig såning af vintersæd, da destruktion af mellemafgørder først kan finde sted efter seneste frist for tidlig såning (Landbrugsstyrelsen, 2022). Mellemafgørder kan anvendes samtidigt med fladevirkemidler, der involverer gødskning, men effekterne forventes ikke at være additive. Reduceret kvælstofudvaskning på grund af mellemafgørder vil betyde, at der kvantitativt fjernes mindre kvælstof ved samtidig anvendelse af dræn- og vandløbsvirkemidler.

7.2.5 Usikkerheder

Der er gennemført en del forsøg med mellemafgørder, hvor der er bestemt enten kvælstofoptag efterår eller N_{min} i jord til forskellige tidspunkter. Desuden foreligger resultater fra en række udvaskningsforsøg, men der udestår forsøg med mellemafgørder, der kan dokumentere den nuværende omregningsfaktor 2:1 (Landbrugsstyrelsen, 2022) til efterafgrøder uanset jordtype og husdyrintensitet. Der udestår desuden eksperimentelle undersøgelser til belysning af den udvaskningsreducerende effekt af mellemafgørder bestående af frøgræs.

7.2.6 Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen

Landbrug

Mellemafgørder indgår ikke på nuværende tidspunkt i den nationale opgørelse eller i landbrugsfremskrivningen, se også afsnit om afspejling i LULUCF-sektoren nedenfor. Som det også er angivet under afsnit 7.2.3, vil indregning af mellemafgørder i landbrugssektoren medføre en stigning i udledningerne. Påvirkningen skyldes primært, at mellemafgørderne vil give anledning til højere emissioner af direkte N₂O fra afgrøderester, som ikke kan opvejes af de afledte effekter på handelsgødningsforbruget og kvælstofudvaskningen. Der er redegjort i detaljer for denne betragtning i sammenligningsrapporten (Mikkelsen et al., 2022). Indregning af mellemafgørder vil kræve et stærkere repræsentativt datagrundlag for udbytter, planterester og kvælstofindhold under danske forhold, mens de afledte effekter vil indgå automatisk som en del af det

anvendte datagrundlag for forbruget af handelsgødning fra Landbrugsstyrelsens handelsstatistikker og måledata for kvælstofudvaskningen fra NOVANA - Det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen.

LULUCF

For nuværende indgår mellemafgrøder ikke i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen af LULUCF-sektoren. Kulstoflagringseffekten af mellemafgrøder er ikke veldokumenteret, hvilket er påkrævet, før det kan indgå i den nationale opgørelse. Aktivitetsdata findes i GKEA-databasen, hvorfor disse kan allokere til landsdel og jordbundstype i lighed med efterafgrøder. I 2022 var der rapporteret 12.831 ha i GKEA-databasen. DCE har foreløbigt vurderet ud fra arealstørrelsen og de usikre C-input-faktorer kombineret med den store usikkerhed, der ligger i C-TOOL-modelleringen, at der ikke foreligger det nødvendige grundlag for at indføre beregninger for mellemafgrøder i den nationale opgørelse.

Referencer

- Eriksen, J., Thomsen, I.K., Hoffmann, C.C., Hasler, B., Jacobsen, B.H., Baattrup-Pedersen, A., Strandberg, B., Christensen, B.T., Boelt, B., Iversen, B.V., Kronvang, B., Børgesen, C.D., Abolos Rodriguez, D., Zak, D.H., Hansen, E.M., Blicher-Mathiesen, G., Rubæk, G.H., Ørum, J.E., Rasmussen, J., Audet, J., Olesen, J.E., Elsgaard, L., Munkholm, L.J., Jørgensen, L.N., Martinsen, L., Bruus, M., Carstensen, M.V., Pedersen, M.F., Nørremark, M., Hutchings, N., Gundersen, P., Kudsk, P., Sørensen, P., Lærke, P.E., Gislum, R., van't Veen, S.G.M., Larsen, S.E., Petersen, S.O., Riis, T. & Jørgensen, U. (2020). Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. DCA rapport, nr. 174, bind 174, Aarhus Universitet - DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus. <https://dcapub.au.dk/djfpdf/DCArapport174.pdf>
- Landbrugsstyrelsen (2022). Vejledning om pligtige og husdyrefterafgrøder og dyrkningsrelaterede tiltag. Planperioden 1. august 2022 til 31. juli 2023, maj 2022. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Efterafgroeder_og_jordbearbejdnig/Vejledning_etterafgroeder_og_dyrkningsrelaterede_tiltag_for_2022_2023_maj2022.pdf
- Thomsen, I.K., Hansen, E.M., Boelt, B., Kudsk, P., Jørgensen, L.N., Strandberg, B., Bruus, M., Rubæk, G.H., Hutchings, N.J., Pedersen, M.F. (2020). Mellemafgrøder. I: Eriksen, J., Thomsen, I.K., Hoffmann, C.C., Hasler, B., Jacobsen, B.H. (redaktører). Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet. DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. DCA rapport nr. 174, side 74-86. <https://dcapub.au.dk/djfpdf/DCArapport174.pdf>
- Thomsen, I.K., Ørum, J.E. (2016). Analyse af efterafgrødepotentialer i kystvandområderne når økologiske og konventionelle arealer adskilles. Notat til NaturErhvervstyrelsen 24. oktober 2016. https://pure.au.dk/ws/files/115568880/F_lgebrev_notat_Efterafgr_depotentialer_241016.pdf

7.3 Tidlig såning af vintersæd (KVM7.3)

Forfattere: Nicholas John Hutchings, Ingrid K. Thomsen, Elly Møller Hansen, alle fra Institut for Agroøkologi (afsnit 7.3.0-7.3.5), Trine Anemone Andersen (Landbrug) & Lærke Worm Callisen (LULUCF). Institut for Miljøvidenskab (afsnit 7.3.6).

Fagfællebedømmere: Kiril Manevski, Institut for Agroøkologi (afsnit 7.3.0-7.3.5), Ole Kenneth Nielsen. Institut for Miljøvidenskab (afsnit 7.3.6).

Beskrivelsen af tidlig såning af vintersæd er baseret på Thomsen et al. (2020), som anfører, at virkemidlets effekt på klima begrænser sig til effekten på nitratudvaskning.

7.3.1 Anvendelse

Tidlig såning af vintersæd stiler mod at øge kvælstofoptagelsen gennem efteråret og dermed reducere kvælstofudvaskningen i forhold til en referencesituation, hvor vintersæd sås til normalt tidspunkt. Ifølge gældende regler defineres såning senest 7. september af vinterhvede, vinterbyg, vinterrug og tritcale som et virkemiddel, der kan bruges som alternativ til efterafgrøder (Landbrugsstyrelsen, 2022).

7.3.2 Relevans og potentiale

Det vurderes, at tidlig såning af vintersæd hovedsageligt vil blive praktiseret efter gode forfrugter som fx raps og ærter. Under den forudsætning beregnede Thomsen & Ørum (2016), at det totale potentiale summeret for konventionelle og økologiske bedrifter var mellem 170.000 – 190.000 ha for årene 2013-16 baseret på toårige afgrødefølger i perioden. For årene 2017-19 var potentialet for tidlig såning ud fra samme forudsætninger på 150.000-170.000 ha (Eriksen et al., 2020).

Tidlig såning af vintersæd kan i princippet også praktiseres efter andre forfrugter end raps og ærter, når blot høst af forfrugten er tilstrækkelig tidlig til, at såning af vintersæden kan finde sted senest 7. september. Betragtes hele arealet med vintersæd som et potentielt areal for tidlig såning, svarer dette summeret for konventionelle og økologiske bedrifter til mellem 800.000 og 900.000 ha for årene 2013-16 (Thomsen & Ørum, 2016). For 2017-19 var det totale vintersædsareal, og dermed det maksimale potentiale for tidlig såning, på 580.000-820.000 ha (Eriksen et al., 2020). Af dette potentiale er der i de år, hvor virkemidlet har kunnet anvendes, været udnyttet mellem ca. 13.000 og 160.000 ha (Thomsen & Hansen, 2019).

7.3.3 Effekt på drivhusgasudledning

Under antagelse af at tidlig såning af vintersæd ikke har signifikant effekt på udbyttet (Thomsen et al., 2020), er virkemidlets effekt på drivhusgasemissionen begrænset til effekten på nitratudvaskning.

Referencesituationen til tidlig såning af vintersæd er såning af vintersæd til normal tid. I forhold til denne reference er den udvaskningsreducerende effekt af tidlig såning af vintersæd estimeret til 17 kg N/ha (Thomsen et al., 2020), hvilket svarer til en reduktion i drivhusgasemissionen på 58 kg CO₂-ækv./ha. Der er ikke datagrundlag til at differentiere effekten i forhold til jordtype og husdyrintensitet. Den samlede drivhusgasbalance med de forskellige poster er vist i tabel 7.3.1.

Tabel 7.3.1. Samlet oversigt over virkemidlets reducerende effekt på de forskellige poster i drivhusgasbalancen angivet med AR5 værdier for GWP-100 af CH₄ og N₂O og LULUCF bidrag fra kulstofbinding.

Virkemiddel	Drivhusgasreduktioner/effekter					Enhed	TRL*	Sikker positiv klimaeffekt	Bemærkninger	Ændringer siden 2021 ift. nettoklimaeffekt m.m.
	CO ₂ /LULUCF	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ /energiforbrug	Netto klimaeffekt					
KVM7.3 Tidlig såning af vintersæd	0	0	58	0	58	Kg CO ₂ -ækv/ha	9	Ja		25 kg CO ₂ -ækv/ha pga. ændringer i EF for udvaskning

7.3.4 Samspil til andre virkemidler

Tidlig såning af vintersæd vil ikke kunne bruges samtidigt med andre fladevirkemidler, der involverer plantedyrkning om efteråret som fx efter- og mellemafgørder og brak. Tidlig såning kan anvendes samtidigt med fladevirkemidler, der involverer gødsning, men effekterne forventes ikke at være additive. Reduceret kvælstofudvaskning på grund af tidlig såning af vintersæd vil betyde, at der kvantitativt fjernes mindre kvælstof ved samtidig anvendelse af dræn- og vandløbsvirkemidler.

7.3.5 Usikkerheder

Effekten af tidlig såning af vintersæd er relativt sikkert bestemt, selvom forsøgene ikke dækker alle kombinationer af jordtyper, klimaforhold og arter af vintersæd. Der er ikke gennemført forsøg med tidlig såning på jord med høj tilførsel af husdyrgødning.

7.3.6 Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen

Landbrug

En potentiel udvaskningseffekt fra tidlig såning af vintersæd vil være afspejlet i emissionsopgørelsen direkte såfremt det giver anledning til en faktisk målt reduktion i kvælstofudvaskningen, baseret på det anvendte datagrundlag fra NOVANA - Det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen. Som beskrevet for efterafgrøder og mellemafgørder vil denne effekt dog ikke kunne isoleres til betydningen af virkemidlet.

LULUCF

Tidlig såning er ikke afspejlet i opgørelsen og fremskrivningen af LULUCF-sektoren, da det ikke forventes at have en effekt på C-input til jorderne.

Referencer

Eriksen, J., Thomsen, I.K., Hoffmann, C.C., Hasler, B., Jacobsen, B.H., Baattrup-Pedersen, A., Strandberg, B., Christensen, B.T., Boelt, B., Iversen, B.V., Kronvang, B., Børgesen, C.D., Abolos Rodriguez, D., Zak, D.H., Hansen, E.M., Blicher-Mathiesen, G., Rubæk, G.H., Ørum, J.E., Rasmussen, J., Audet, J., Olesen, J.E., Elsgaard, L., Munkholm, L.J., Jørgensen, L.N., Martinsen, L., Bruus, M., Carstensen, M.V., Pedersen, M.F., Nørremark, M., Hutchings, N., Gundersen, P., Kudsk, P., Sørensen, P., Lærke, P.E., Gislum, R., van't Veen, S.G.M., Larsen, S.E., Petersen, S.O., Riis, T. & Jørgensen, U. (2020). Virkemidler til reduktion af

kvælstofbelastningen af vandmiljøet. DCA rapport, nr. 174, bind 174, Aarhus Universitet - DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus. <https://dcapub.au.dk/djfpdf/DCArapport174.pdf>

Landbrugsstyrelsen (2022). Vejledning om pligtige og husdyrefterafgrøder og dyrkningsrelaterede tiltag. Planperioden 1. august 2022 til 31. juli 2023, maj 2022. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Efterafgroeder_og_jordbearbejdning/Vejledning_efterafgroeder_og_dyrkningsrelaterede_tiltag_for_2022_2023_maj2022.pdf

Thomsen, I.K., Hansen, E.M. (2019). Revurdering af omregningsfaktor for tidlig såning af vintersæd som alternativ til efterafgrøder. Notat til Landbrugsstyrelsen 12. august 2019. https://pure.au.dk/portal/files/161791404/Revurdering_af_omregningsfaktor_for_tidlig_s_ning_120819.pdf

Thomsen, I.K., Hansen, E.M., Kudsk, P., Jørgensen, L.N., Bruus, M., Strandberg, B., Rubæk, G.H., Hutchings, N.J., Pedersen, M.F. (2020). Tidlig såning af vintersæd. I: Eriksen, J., Thomsen, I.K., Hoffmann, C.C., Hasler, B., Jacobsen, B.H. (redaktører). Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet. DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. DCA rapport nr. 174, side 87-100. <https://dcapub.au.dk/djfpdf/DCArapport174.pdf>

Thomsen, I.K., Pedersen, B.F., Hansen, E.M. (2019). Vurdering og genberegning af omregningsfaktor for tidlig såning af vintersæd som alternativ til efterafgrøder ifm. håndtering af dødvægtsproblematikken. Notat til Landbrugsstyrelsen 19. november 2019. https://pure.au.dk/portal/files/172095832/Vurdering_og_genberegning_af_omregningsfaktor_for_tidlig_s_ning_November_2019.pdf

Thomsen, I.K., Ørum, J.E. (2016). Analyse af efterafgrødepotentialet i kystvandområderne når økologiske og konventionelle arealer adskilles. Notat til NaturErhvervstyrelsen 24. oktober 2016. https://pure.au.dk/ws/files/115568880/F_lgebrev_notat_Efterafgr_depotentialer_241016.pdf

7.4 Nedmuldning af halm før vintersæd (KVM7.4)

Forfattere: Nicholas John Hutchings, Ingrid K. Thomsen, Elly Møller Hansen, alle fra Institut for Agroøkologi (afsnit 7.4.0-7.4.5), Mette Hjorth Mikkelsen (Landbrug), Lærke Worm Callisen & Steen Gyldenkærne (LULUCF), Institut for Miljøvidenskab (afsnit 7.4.6).

Fagfællebedømmere: Kiril Manevski, Institut for Agroøkologi (afsnit 7.4.0-7.4.5), Ole Kenneth Nielsen, Institut for Miljøvidenskab (afsnit 7.4.6).

I beskrivelsen af nedmuldning af halm før vintersæd som kvælstofvirkemiddel er der taget udgangspunkt i Thomsen et al. (2014, 2020). Her blev det vurderet, at nedmuldning af halm før vintersæd ikke var tilstrækkeligt sikker til at kunne anvendes som virkemiddel til reduktion af kvælstofudvaskningen.

Nedmuldning af halm før vintersæd blev i Thomsen et al. (2020) vurderet til ikke at have en netto klimaeffekt i forhold til, at halmen alternativt var anvendt til foder og strøelse, der senere ville blive udbragt til marken i form af gødning. Anvendes halmen i stedet til andre formål, fx fyring, hvor der ikke sker en tilbageførsel til marken, vil nedmuldningen kunne have en klimaeffekt i form af kulstofindlejring.

7.4.1 Anvendelse

En udvaskningsreducerende effekt af halmnedmuldning er baseret på, at halm med højt C:N-forhold efter indblanding i jorden medfører, at mikroorganismer immobiliserer uorganisk kvælstof. Det immobiliserede kvælstof tilbageholdes i jorden og vil på et senere tidspunkt remineraliseres. Når nedmuldning af halm som virkemiddel her alene fokuserer på vintersæd, skyldes det, at forbuddet mod jordbearbejdning forud for vårsæde afgrøder (Landbrugsstyrelsen, 2022) betyder, at halm før vårafgrøder ikke vil kunne indarbejdes efter den forudgående høst og dermed opnå en effekt via immobilisering.

7.4.2 Relevans og potentiale

Der kan potentielt nedmuldes halm på den del af vintersædsarealet, hvor forfrugten er korn. Af Thomsen & Ørum (2016) kan udledes, at dette areal for årene 2013-2016 svarer til ca. 625.000 ha.

7.4.3 Effekt på drivhusgasudledning

Da nedmuldning af halm før vintersæd vurderes ikke at være tilstrækkelig sikker til at kunne indgå som virkemiddel til reduktion af kvælstofudvaskningen (Thomsen et al., 2014), antages der ingen klimaeffekt i form af reduceret udvaskning.

Mht. en klimaeffekt i form af kulstoflagring afhænger effekten af, hvilken reference der anvendes for alternativ anvendelse af halmen. Ved en alternativ anvendelse af halmen til foder, strøelse eller biogas, hvor restprodukterne senere tilføres jorden, forventes på længere sigt ingen kulstoflagringseffekt i forhold til nedmuldning af frisk halm (Thomsen et al., 2013).

Hvis alternativet til nedmuldning af halm før vintersæd er fjernelse af halmen til fyringsformål, vil der være en klimaeffekt i form af kulstofindlejring. Baseret på Jensen et al. (2022) forventes det, at der ved tilførsel af 4 tons halm/ha med et kulstofindhold på 42 % vil være stabiliseret hhv. 0,24 og 0,05 tons kulstof svarende til, at hhv. 14 % og 3 % kulstof er indlejret i jorden efter hhv. 20 og 100 år. Den samlede drivhusgasbalance med de forskellige poster er vist i tabel 7.4.1.

Tabel 7.4.1. Samlet oversigt over virkemidlets reducerende effekt på de forskellige poster i drivhusgasbalancen angivet med AR5 værdier for GWP-100 af CH₄ og N₂O og LULUCF bidrag fra kulstofbinding.

Virkemiddel	Drivhusgasreduktioner/effekter					Enhed	TRL*	Sikker positiv klimaeffekt	Bemærkninger	Ændringer siden 2021 ift. nettoklimaeffekt m.m.
	CO ₂ /LULUCF	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ /energiforbrug	Netto klimaeffekt					
KVM7.4 Nedmuldning af halm før vintersæd	0	0	0	0	0	Kg CO ₂ -ækv/ha	9	Ja	Vurderet i forhold til at halm alternativt tilbageføres via husdyrgødning	Ingen

7.4.4 Samspil til andre virkemidler

Nedmuldning af halm før vintersæd vil kunne anvendes sammen med andre fladevirkemidler som tidlig såning af vintersæd og mellemafgrøder. Kulstofindlejringen forventes ikke påvirket af, hvorvidt halmnedmuldning sker forud for tidlig eller normal såning af vintersæd. Effekten på kulstofindlejring ved samtidig anvendelse af nedmuldning af halm og dyrkning af mellemafgrøder antages at være additiv. Store mængder halm, der ligger snittet på jordoverfladen indtil mellemafgrøden nedmuldes, vil dog kunne hæmme væksten af mellemafgrøden. Omvendt vil mellemafgrøden ved samtidig halmnedmuldning ikke påvirkes negativt af trafik på marken i forbindelse med presning og fjernelse af halmen.

7.4.5 Usikkerheder

Der er gennemført adskillige studier med nedmuldning af halm, og sikkerheden på data må betragtes som relativ høj mht. effekt på både udvaskning og på kulstofindlejring.

7.4.6 Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen

Landbrug

Ved beregning af emissioner i den nationale opgørelse for landbrugssektoren vil en øget nedmuldning af halm påvirke beregningen af N₂O emissionen fra afgrøderester, og kvælstofudvaskning. Ændringer i emissionerne vil blive inkluderet i emissionsopgørelsen baseret på det samme datagrundlag som anvendes i dag – dvs. data for afgrøder og udbytter fra Danmarks Statistik og data for kvælstofudvaskning til rodzone, vandløb og hav fra NOVANA - Det Nationale Program for Overvågning af VAndmiljøet og Naturen. Tiltaget kan også betyde en ændring i N₂O emissionen fra mineralisering, fordi der er en sammenhæng mellem mineralisering og kulstofbinding i jord.

Den del af afgrøden som efterlades på marken efter høst medvirker til udledning af N₂O og beregnes på baggrund af kvælstofindholdet. Øget nedmuldning på bekostning af høst til foder/strøelse/biogas vil således føre til en øget N₂O-emission fra afgrøderester. N₂O-emissionen fra N-udvaskning afhænger ligeledes af mængde af N tilført marken, hvilket betyder at øget nedmuldning af halm forventes at resultere i højere emission. Beregningen af N₂O-emission fra N-udvaskning er baseret på data for mængden af kvælstof udvasket i rodzone, vandløb og hav estimeret i NOVANA programmet, som bygger på faktiske målinger og på modelberegninger, herunder N-LES-modellen.

Med hensyn til N₂O fra mineralisering, kan nedmuldning af halm medvirke til en reduktion i emissionen, fordi halm nedmuldning kan øge kulstofindlejring i jorden, som kan føre til en reduktion i mineraliseringen

og dermed en reduktion i N₂O emissionen. Det er ikke muligt at kvantificere effekten, fordi dette afhænger af resultatet fra kørsel med C-TOOL modellen, hvor der implicit tages højde for C:N forholdet i jorden (jf. afsnit 4.5.4).

LULUCF

I det tilfælde hvor nedmuldning af halm før vintersæd fører til en ændring i mængden af halm tilbageført til jorden, vil brug af virkemidlet blive afspejlet i opgørelsen af LULUCF-sektoren i form af tilsvarende ændring i kulstofinput til jorden i C-TOOL-modellen. Klimafremskrivningen følger samme princip. I C-TOOL-modelleringen er det beregnede kulstofinput fra halm opgjort til den tilbageværende mængde efter fratrækning af halm bjerget og anvendt til andre formål såsom foder, strøelse og energiproduktion, jf. Danmarks Statistiks opgørelser⁸. Halm som anvendes som foder og som ikke omsættes i dyrene samt strøelse returneres som kulstofinput til C-TOOL modelleringen som husdyrgødning og indgår dermed som kulstofkilde til jorderne. I den nationale opgørelse skelnes ikke mellem, hvor og i hvilke afgrøder halm nedmuldes, og det vil derfor ikke have en særlig effekt, at det nedmuldes i vintersæd.

Referencer

- Jensen, J.L., Thers, H., Elsgaard, L. (2022). Afklaring om videns- og ressourcebehov ved at integrere biochar i C-TOOL modellen til brug for emissionsopgørelser. 10 sider. Rådgivningsnotat fra DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet, leveret: 17.05.2022. https://pure.au.dk/portal/files/269069435/Biokul_og_CTOOL_1705_2022.pdf
- Landbrugsstyrelsen (2022). Vejledning om pligtige og husdyrefterafgrøder og dyrkningsrelaterede tiltag. Planperioden 1. august 2022 til 31. juli 2023, maj 2022. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Efterafgroeder_og_jordbearbejdning/Vejledning_efterafgroeder_og_dyrkningsrelaterede_tiltag_for_2022_2023_maj2022.pdf
- Thomsen, I.K., Hansen, E.M., Kudsk, P., Jørgensen, L.N., Bruus, M., Strandberg, B., Rubæk, G.H., (2020). Nedmuldning af halm før vintersæd. I: Eriksen, J., Thomsen, I.K., Hoffmann, C.C., Hasler, B., Jacobsen, B.H. (redaktører). Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. DCA rapport nr. 174, side 101-106. <https://dcapub.au.dk/djfpdf/DCArap-port174.pdf>
- Thomsen, I.K., Olesen, J.E., Møller, H.B., Sørensen, P., Christensen, B.T. (2013). Carbon dynamics and retention in soil after anaerobic digestion of dairy cattle feed and faeces. *Soil Biology and Biochemistry* 58, 82-87.
- Thomsen, I.K., Hansen, E.M., Rubæk, G.H., Kudsk, P., Jørgensen, L.N., Schelde, K., Petersen, S.O., Strandberg, M.T. (2014). Nedmuldning af halm før vintersæd. I: Eriksen, J., Jensen, P.N. og Jacobsen, B.H. (Redaktører), Virkemidler til realisering af 2. generations vandplaner og målrettet arealregulering, side 141-144. https://pure.au.dk/portal/files/84646400/Virkemiddelkatalog_web.pdf
- Thomsen, I.K., Ørum, J.E. (2016). Analyse af efterafgrødepotentialet i kystvandområderne når økologiske og konventionelle arealer adskilles. Notat til NaturErhvervstyrelsen 24. oktober 2016. https://pure.au.dk/ws/files/115568880/F_lgbrev_notat_Efterafgr_depotentialer_241016.pdf

⁸ Aktuelt anvendes tabellen HALM1 fra Danmarks Statistik.

7.5 Halm til forgasning (pyrolyse) med biokul retur (KVM7.5)

Forfattere: Lars Elsgaard, Institut for Agroøkologi og Anders Peter S. Adamsen, Institut for Bio- og Kemiteknologi (afsnit 7.5.0-7.5.5), Mette Hjorth Mikkelsen (Landbrug) & Steen Gyldenkærne (LULUCF) (afsnit 7.5.6), Anne Winding, Institut for Miljøvidenskab og Marianne Bruus, Institut for Ecoscience (afsnit 7.5.7).

Fagfællebedømmere: Kiril Manevski, Institut for Agroøkologi (afsnit 7.5.0-7.5.5), Ole Kenneth Nielsen, Institut for Miljøvidenskab (afsnit 7.5.6), Kiril Manevski (afsnit 7.5.7).

Biokul tiltrækker sig i øjeblikket opmærksomhed som en negativ kulstof-emissionsteknologi i lande, der er forpligtet til ambitiøse klimamål, såsom Danmark, med et mål om 70% reduktion af drivhusgasemissioner inden 2030. Da dette mål er baseret på netto-reduktioner, kan det delvist realiseres ved initiativer, der kompenserer for CO₂-udledningen gennem kulstofbinding, hvor pyrolyse af biomasse foreslås at være et vigtigt element (Klimarådet, 2020). Den hastigt stigende interesse for biokul betyder dog, at empirisk dokumentation og mekanistisk forståelse halter bagud, når det kommer til at vurdere langsigtede agronomiske og miljømæssige effekter af biokul. Denne forskning er nødvendig i forhold til dokumentation af den pyrogene kulstoflagring samt biokuls vedvarende effekter på jordens økosystem, herunder såvel positive som potentielt negative effekter fx fra uønskede indholdsstoffer som polycykliske aromatiske kulbrinter (PAH'er) i biokul. De nedenstående beskrivelser og scenarier bygger på den tilgængelige viden med disse forbehold.

7.5.1 Anvendelse

Biokul er den faste kulstof-fraktion, der fremkommer ved termisk forgasning eller pyrolyse af forskellige typer biomasse. Biokul, der indarbejdes i jorden, kan øge jordens vandholdende evne, pH og evne til at tilbageholde næringsstoffer i rodzonen. Dette skyldes primært biokuls porøse struktur, overfladeegenskaber og interaktion med øvrige jordpartikler. På baggrund af disse egenskaber er biokul gennem det seneste årti blevet undersøgt og foreslået til jordforbedring (Lehmann & Joseph, 2015). Det er dog klimaeffekten i forhold til lagring af kulstof (C), der tiltrækker størst opmærksomhed (Woolf et al., 2021). Som følge af den termiske behandling ved høj temperatur (typisk 400-700°C) er kulstoffet i biokul meget stabilt og kun langsomt biologiske nedbrydeligt. Biokul kan udbringes og indarbejdes i dyrket jord i forbindelse ved pløjning og harvning. Der vil også være mulighed for, at en mindre mængde biokul vil kunne udbringes via gylle (efter tilførsel af biokul til gylletanke). Dog er der stadig begrænset erfaring med praktisk udbringning i større skala; de fleste studier af biokul er af eksperimentel karakter eller er foregået med manuel udbringning på mindre feltarealer. En positiv effekt af biokul på høstudbytte er dokumenteret i internationale meta-analyser (Jeffery et al., 2011; Crane-Droesch et al., 2013), men vil være mest aktuell på jorder med høj udvaskning, lav pH og lavt indhold af plantetilgængeligt vand, næringsstoffer og organisk kulstof. Øgede udbytter vil ikke generelt kunne forventes på danske landsbrugsjorde, måske med undtagelse af grovsandede jorder (Sørensen og Abalos, 2022), hvor fint pulveriseret biokul kan tilføres til underjorden for at øge evnen til at tilbageholde vand til gavn for plantevæksten i tørre perioder (Petersen et al., 2023).

7.5.2 Relevans og potentiale

Halm er en begrænset ressource, der allerede udnyttes i stort omfang, og har en række konkurrerende anvendelser. Elsgaard et al. (2011) vurderede, at der var potentiale for en øget anvendelse af 1 million tons halm til energiformål. Samtidig blev det fremhævet, at virkningen af mindre halm-nedmuldning på jordens frugtbarhed måtte vurderes. Estimatet fra Elsgaard et al. (2011) blev benyttet i DCA rapport nr. 130 om virkemidler til reduktion af klimagasser i landbruget (Olesen et al., 2018). Nyere estimater præsenteret af

Jørgensen og Mortensen (2022) angiver, at den pt. uudnyttede ressource af halm (korn + raps + græsfrøhalm) udgør ca. 2 millioner tons, idet der stadig tages højde for, at en vis andel af landmændene ønsker at beholde halmen som kilde til organisk stof til gavn for jordens struktur, mikroliv og frugtbarhed (se også Munkholm et al., 2022). Jørgensen og Mortensen (2022) estimerede derudover potentialet, hvis pyrolyse kan konkurrere om den mængde halm, der i øjeblikket bruges til energiformål. Derved øges potentialet for halm til pyrolyse til 3,37 millioner tons (disse tal er med 15% vandindhold). I fremtidige scenarier for 2030, hvor muligheder og begrænsninger indgår, blev de samlede halmressourcer til bioenergi og bioraffinering estimeret til 3,09-3,85 millioner tons (Jørgensen og Mortensen, 2022). Thomsen (2021) udførte en omfattende analyse af klimaftrykket af halm til pyrolyse og biogas i Danmark og benyttede i dette arbejde et estimat på 1,67 millioner tons halm til pyrolyse. For at udnytte potentialet i pyrolyse af halm til biokul vil det kræve, at der findes de rette industrielle anlægstyper med tilstrækkelig kapacitet, hvilket ikke er tilfældet i dag, hvor der kun findes et enkelt eller få anlæg med fokus på pyrolyse af halm med biokul retur (Adamsen & Møller, 2022a,b).

Udbyttet af biokul ved pyrolyse af halm varierer afhængigt af proces-betingelserne ved den termiske behandling dvs. primært som funktion af temperatur og opholdstid i pyrolyseanlægget. Danske pyrolyseanlæg har indtil videre kun eksisteret på eksperimentel og pilot skala f.eks. i forbindelse med forgasning af halm ved PURSOC teknologien, som var grundlag for beregninger i DCA rapport nr. 174 (Eriksen et al., 2020). Data er i mellemtiden blevet tilgængelige for et nyopført 2 MW anlæg, og der er på den baggrund opstillet en balance, der viser, at masseudbyttet af biokul svarer til 29% af tørstoffet i den pyrolyserede biomasse (Adamsen & Møller, 2022a,b). Antages det, at 1 millioner tons halm (tørvægt) pyrolyseres med et udbytte på 29% kan der årligt produceres 0,29 millioner tons biokul. Infrastrukturen til dette er dog ikke på plads og konsekvenserne på længere sigt for jordens økosystem er mangelfuldt belyst.

7.5.3 Effekt på drivhusgasudledning

I en datasyntese med udgangspunkt i danske forhold, beskrev Sørensen og Abalos (2022) at fosfor (P) indholdet i biokul ofte vil begrænse den mængde biokul, der kan udbringes på dansk landbrugsjord, hvor der eksisterer et fosforloft på 30 kg P/ha. Det blev beregnet, at der typisk ville kunne udbringes hvad der svarer til 7-9 tons biokul fra halm pr. ha pr. år. I balancen opstillet af Adamsen & Møller (2022a,b) regnes med et kulstofindhold i biokul på ca. 64% ved pyrolyse af halm, svarende til at der kan tilføres 4,5-5,8 tons C pr. ha pr. år.

IPCC (2019) har lavet et foreløbigt og simplificeret udkast til at forudsige stabiliteten af biokul i et 100-års perspektiv (F_{perm}) - hvilket er en værdi, der angiver hvor mange procent af tilført C i biokul, der forventes at være tilbage i jorden efter 100 år. Kun produktionstemperaturen for biokul ligger til grund for disse foreløbige IPCC estimater, der varierer fra gennemsnit på 65% til 89% for biokul produceret ved hhv 350-450°C og >600°C. Woolf et al. (2021) har forbedret metodikken for F_{perm} , hvor F_{perm} estimeres ud fra viden om det molære forhold mellem brint (H) og organisk kulstof (C_{org}) i biokullet (H/C_{org} ratio). På denne baggrund har Jensen et al. (2022) opstillet et scenarie (og reference scenarie) der angiver effekten på kulstoflagring af at tilføre mineraljorde 42.000 t C i biokul og samtidig fraføre 240.000 t tørstof i halm til brug for produktionen af biokul i hhv. et 20 og 100 års perspektiv. Referencen er valgt til at være nedmuldning af halm. Jensen et al. (2022) fandt, at der var en nettolagring på 26.320 ton C i 20-års perspektiv og 31.020 ton C i 100-års perspektiv ved omdannelse af biomassen til biokul, som blev tilført til jorden. Dette svarede til, at C lagringen ved biokul var omkring tre gange så stor som ved referencen i 20-års perspektiv og ti gange så stor i 100-års perspektiv (Jensen et al., 2022).

Udover effekt på kulstoflagring er der empirisk dokumentation for en sænkning af N₂O emissionen fra landbrugsjord i forsøg, hvor der måles i behandlinger med og uden biokul. Dette er sammenfattet i meta-analyser (Cayuela et al., 2014; 2015; Borchard et al., 2019), hvoraf det nyeste finder, at effekten er mindre i markforsøg end i laboratorieforsøg, samt at effekten af biokul på lattergas-emissionen ikke er vedvarende, men derimod forventes at formindskes få år efter tilførsel af biokul. I et markforsøg udført over 400 dage med to typer biokul i Danmark, blev der ikke fundet dokumentation for reduktion af lattergas emission i behandlinger med biokul (Thers et al., 2020). Derfor vurderes det for nuværende at være for usikkert at indregne en klimaeffekt af biokul i forhold til emission af lattergas.

Scenarie for 4 tons halm/ha

Ud fra de ovenstående afsnit kan der laves et skønsmæssigt estimat af klimaeffekten (opgjort som lagret C) ved at tilføre for eksempel 4 tons halm/ha i form af frisk halm (tørvægt) eller efter omdannelse til biokul.

Fire tons halmtørstof (med et C indhold på 42 %) tilført til 1 ha, svarer til 1,68 tons C, hvoraf hhv. 12% og 3% er indlejret som C i jorden efter 20 og 100 år. Dette giver 0,202 og 0,050 tons stabiliseret C i jorden efter hhv. 20 og 100 år.

For 4 tons halmtørstof pyrolyseret med et udbytte på 29 % (vægt) og et C indhold i biokul på 64 %, dannes 0,742 tons biokul-C, hvoraf hhv. 94% og 80% kan antages at være stabilt i jorden efter 20 og 100 år, i.e., svarende til 0,698 og 0,594 tons C (beregnet jf. Woolf et al., 2021 for et biokulprodukt med en H/C_{org} ratio på 0,5). Nettoeffekten efter hhv. 20 og 100 år derfor 0,496 og 0,544 tons C/ha svarende til 1,83 og 2,00 tons CO₂-ækv/ha. Den samlede drivhusgasbalance med de forskellige poster er således som vist i tabel 7.5.1.

Tabel 7.5.1. Samlet oversigt over virkemidlets reducerende effekt på de forskellige poster i drivhusgasbalancen angivet med AR5 værdier for GWP-100 af CH₄ og N₂O og LULUCF bidrag fra kulstofbinding.

Virkemiddel	Drivhusgasreduktioner/effekter					Enhed	TRL*	Sikker positiv klimaeffekt	Bemærkninger	Ændringer siden 2021 ift. nettoklimaeffekt m.m.
	CO ₂ /LULUCF	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ /energiforbrug	Netto klimaeffekt					
KVM7.5 Halm til forgasning med biochar retur	2000	0	0	0	2000	Kg CO ₂ -ækv/ha	9	Ja	Effekt set i forhold til at halm nedmuldes. Sandsynlig effekt på lattergas ikke medregnet	240 kg CO ₂ -ækv/ha/år pga. det anvendte 100 års perspektiv

7.5.4 Samspil til andre virkemidler

Effekten på sænkning af emissionen af lattergas er ikke indregnet i denne oversigt, da den ikke vurderes at være tilstrækkelig dokumenteret under danske jordbrugs- og klimaforhold. Men det kan ikke udelukkes, at biokul kan have en interaktion med andre tiltag, der implementeres for at mindske lattergas emissioner, så som anvendelse af nitrifikations-hæmmere (Fuentes-Mendizábal et al., 2019).

7.5.5 Usikkerheder

Der er stor usikkerheder på estimaterne for den langsigtede stabilitet af biokul C i jorden. Opgørelsesmetoden benyttet af IPCC (2019) angiver 95% konfidens-intervallet for den langsigtede stabilitet af biokul (F_{perm}) til at være 65% ± 9,8% (dvs. fra 55% til 75%) for biokul produceret ved 350-450°C og 89% ± 11,6% (dvs. fra 77% til 100%) for biokul produceret ved >600°C.

For specifikke biokul produkter kan den aktuelle H/C_{org} ratio anvendes til at kvalificere estimerne (Woolf et al., 2021), men det er stadig usikkert hvordan andre biokul egenskaber bidrager til variation i stabiliteten og det er usikkert hvordan jordens egenskaber og temperatur påvirker stabiliteten af biokul. Metodikken udviklet af Woolf et al. (2021) anvendes i Klimavirkemiddelkataloget, og her er biokul-produktets H/C_{org} ratio antaget at være $\sim 0,5$. Definitionen af biokul opererer med en øvre grænse for H/C_{org} ratio på 0,7 (EBC, 2012-2023), mens det er angivet, at der for industrielt fremstillede biokul-produkter i Danmark typisk kan opnås H/C_{org} ratio på 0,3 (Strøbech, 2023). Disse forskellige H/C_{org} ratioer vil medføre forskellige estimer for F_{perm} , der for en jordtemperatur på $10^{\circ}C$ skønsmæssigt varierer mellem 68-92% (beregnet fra data i Woolf et al., 2021).

Det skal endelig bemærkes, at metodikken præsenteret af Woolf et al. (2021) er under stadig udvikling (Azzi et al., 2024), ligesom der er ny geologisk forskning, der argumenterer for at biokul er mere stabilt end hidtil antaget (Sanai et al., 2023). Stabiliteten af biokul C i det biologisk aktive jordmiljø er derfor stadig under videnskabelig afprøvning og diskussion.

7.5.6 Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen

Landbrug

Halm til forgasning og biokul retur kan have indvirkning på N_2O -emissionen fra afgrøderester, fra mineralisering, fra handelsgødning og fra N-udvaskning. Langt størstedelen af ændringer i emissioner som følge af tiltaget vil blive inkluderet i emissionsopgørelsen, baseret på samme datagrundlag som anvendes i dag – dvs. Danmarks Statistik, Handelsgødningsstatistikken og data fra NOVANA - Det Nationale Program for Overvågning af VAndmiljøet og Naturen. I forhold til selve biokul produktet er der behov for afklaring af kvælstofindholdet, fordi der beregnes N_2O -emission fra kvælstof tilført marken. I afsnit 6.8 er antaget, at langt størstedelen af N-indholdet vil være i den flydende del og kun en lille andel i biokul (5-6 %). Endvidere er angivet at kvælstoffet i biokul er hårdt bundet, hvilket kan betyde, at emissionen af både NH_3 og N_2O er lav og måske endda ubetydelig.

Den del af afgrøden som efterlades på marken efter høst medvirker til udledning af N_2O og beregnes på baggrund af kvælstofindholdet. En øget høst af halm i forhold til situationen i dag, vil betyde en mindre mængde kvælstof efterladt på marken og dermed en reduktion i N_2O -emission.

I beskrivelsen af tiltaget er angivet at indarbejdelse af biokul i jorden, kan øge jordens vandholdende evne, pH og evne til at tilbageholde næringsstoffer i rodzonen. Denne effekt vil blive afspejlet i data fra NOVANA, som anvendes som datagrundlag til beregning af N_2O -emissionen fra N-udvaskning. Ligeledes nævnes, at der eventuelt kan forventes udbytte stigninger på grovsandede jorde, hvilket i så fald vil blive reflekteret i udbytte data fra Danmarks Statistik. Øgede udbytter vil i opgørelsen medføre en øget N_2O -emission fra afgrøderester. Såfremt tiltaget fører til ændringer i gødskningsbehovet, vil dette fremgå af handelsgødningsstatistikken og dermed blive inkluderet direkte i opgørelsen.

En ændring i lagring af kulstof i jorden kan påvirke N_2O -emissionen fra mineralisering, men det er ikke muligt at kvantificere effekten, fordi dette afhænger af resultatet fra kørsel med C-TOOL modellen, hvor der implicit tages højde for C:N forholdet i jorden (jf afsnit 4.5.4).

LULUCF

Pyrolisering af halm til biokul indgår ikke i den nationale opgørelse af LULUCF-sektoren, da der for øjeblikket ikke foretages pyrolyse af halm. Hvis dette kommer til at ske, vil der udover data for pyrolyseeffekten og biokullets stabilitet på halmen være behov for aktivitetsdata over omfanget, og hvor biokullet udbringes, før det kan indgå i den nationale opgørelse. Et sådant system er for nuværende ikke tilgængeligt. I klimafremskrivningen (KF24) indgår pyrolisering af halm ikke, da der i grundlaget for klimafremskrivningen ikke er foretaget vurderinger af omfanget af pyrolisering i de kommende år. I ovenstående afsnit er der som scenarie angivet, at der pyroliseres 4 ton halm/ha. I resultatet er ikke angivet, at hvis man pyroliserer halm fra en mark, vil ligevægten for jordens dynamisk kulstofpulje (FOM, HUM og ROM) blive mindre, fordi disse puljer ikke længere vedligeholdes af den tidligere tilførte halmmængde. Hvis pyrolyse af halm indgår i den nationale opgørelse vil den reducerede tilførsel af nedbrydelig biomasse påvirke den samlede emissionsopgørelse i negativ retning, dog i mindre omfang fordi det ikke forventes, at tilbageførslen af stub og rødder ændres.

Der er ligeledes ikke estimeret et forventet omfang af dette virkemiddel i fremtiden, og det indgår derfor heller ikke i klimafremskrivningen.

7.5.7 Sideeffekter af biokul

Sideeffekter af biokul er af stor relevans at få afdækket grundigt inden udbringning af biokul på danske marker, da biokul udbragt både som pulver og som piller ikke kan fjernes igen, og da biokul nedbrydes meget langsomt. Dermed er opholdstiden, hvor biokul kan have sideeffekter, meget lang. Biokul kan både have gavnlige og uønskede sideeffekter i tillæg eller kombination med de ønskede effekter.

I Videnssynthesen om biokul (Elsgaard et al. (2022) beskrives grundigt effekter, herunder sideeffekter af biokul i dansk landbrugsjord.

Klimatilpasning

Som allerede nævnt i indledningen til dette kapitel, oplever anvendelse af biokul som klimavirkemiddel en massiv og stigende interesse, mens dokumentation og detaljeret forståelse af virkningsmekanismer og langtidseffekter i jordmiljøet er begrænsede. Tilførsel af biokul til landbrugsjord har to formål: i) sekvestrering af kulstof i jorden og dermed udtag af CO_{2e} fra atmosfæren; ii) forbedring af jordens sundhed. Ovenstående afsnit beskriver grundigt biokuls potentielle virkning på klimatilpasning, såvel C-binding som reduktion i lattergasemission.

Miljø

Sideeffekter ved udbringning af biokul på landbrugsjord samt eksisterende vidensbehov er velbeskrevet i Elsgaard et al 2022 & 2023 og af relevans for miljøet omfatter det:

- Biokuls gødningseffekt, herunder tilgængelighed af næringsstoffer i biokul
- Udvaskning af biokul og metabolitter fra jorden
- Effekt af potentielt miljøskadelige stoffer som f.eks. PAH'er, tungmetaller, PFAS, dioxiner
- Effekter på biologiske processer inkl. næringsstofomsætning
- Stabilitet og nedbrydning af biokul i jorden

- Biokul vil øge jordens kulstofindhold, pH og binde forskellige næringsstoffer, medføre bedre vandoptag og beluftning af jorden, bedre vandtilbageholdelsesevne

Uønskede indholdsstoffer

Under pyrolyse af organisk materiale er der en risiko for dannelse af olie/tjærestoffer (polycykliske aromatiske hydrokulstof; PAH), dioxiner og andre miljøfremmede organiske stoffer. Desuden vil der kunne ske en ophobning af tungmetaller. Dette er en velkendt udfordring og kan i stort omfang løses teknisk ved optimale temperatur- og iltforhold under pyrolyse for at minimere PAH dannelse og ved fældning af tungmetaller. European Biochar Certification (EBC 2012-2023) er en certificering, der inkluderer vejledning i at opnå den reneste biokul, specielt med fokus på PAH og tungmetaller. Grænseværdierne i denne certificering bør være opnået for biokul på det danske marked, Individuelle batches af biokul kan således analyseres for indhold af de problematiske stoffer før udbringning.

Fysisk-kemiske effekter

Biokul sænker jordens volumenvægt og øger den vandholdende evne, evne til vandindtrængning og mængden af plantetilgængeligt vand. Ligeledes kan biokul øge aggregatdannelse og -stabilitet. Disse ændringer kan skyldes biokuls genskaber som overfladeareal, hydrofobisitet og kemiske ladninger (Arthur og Andersen 2022). Disse effekter på jorden afhænger desuden af jordens tekstur i kombination med biokul partiklernes størrelse, idet fine biokulpartikler teoretisk vil øge den vandholdende evne af grovsandte jord, mens grove biokulpartikler teoretisk vil sænke volumenvægten og øge beluftningen af jord med højt lerindhold (Petersen et al. 2023).

Pyrolyseprocessen fører til dannelse af forskellige reaktive kemiske forbindelser, deriblandt karbonater som medvirker til at øge pH og ændre CEC og ledningsevne, afhængigt af udgangsmaterialet og pyrolyseforholdene.

Stabilitet af biokul

Når biokul tilsættes landbrugsjord som et klimavirkemiddel, er hensigten, at der skal ske en langvarig karbonsekvistrering og dermed ingen eller minimal nedbrydning af biokul. Biokul indeholder dog typisk en mindre del (1-10%) relativt letomsætteligt kulstof som nedbrydes mikrobielt til CO₂. Desuden kan biokul medvirke til yderligere nedbrydning af jordens organiske materiale, en proces kaldet priming, men negativ priming – altså reduktion af nedbrydning af jordens organiske materiale er også fundet (Abalos og Thers, 2022), hvilket indikerer at området er uafklaret, specielt under danske landbrugsforhold.

Stabiliteten af biokul korrelerer med forholdet mellem brint og organisk kulstof (H/C_{org}) i biokul og ifølge EBC (2012-2023) bør h/C_{org} være mindre end 0.7, gerne mindre end 0.4. Tillige er forholdet mellem ilt og organisk kulstof (O/C_{org}) relevant og bør være mindre end 0.4 ifølge EBC certificeringen (EBC 2012-2023).

Plantenæringsstoffer

Biokul indeholder både kvælstof (N), fosfor (P) og kalium (K), selvom størstedelen af udgangsmaterialets kvælstof vil blive til gasser af under pyrolysen, og meget af det resterende kvælstof vil være bundet i stabile kulstofforbindelser. Fosfor og kalium er i et vist omfang plantetilgængeligt, og en del forventes at blive plantetilgængeligt over tid. (Sørensen og Abalos 2022). Kalium har desuden en pH regulerende virkning på jorden.

Biodiversitet

Sideeffekter ved udbringning af biokul på landbrugsjord, herunder effekter på jordens biodiversitet samt eksisterende vidensbehov er velbeskrevet i Elsgaard et al 2022 & 2023.

Effekter på jordens biologi

Levende organismer i jorden kan påvirkes direkte af biokul men også af de afledte effekter af biokul på de fysisk-kemiske forhold samt tilgængeligheden af næringsstoffer. Effekter på fauna og mikroorganismer afhænger derfor meget af de biokul-typer der er undersøgt samt jordens biokul tilføres. Desuden vil hyppigheden af udbringning på landbrugsjorden samt de tildelte mængder have betydning for biodiversitetseffekten. Regnorme, som ofte nævnes som indikator for jordens sundhed, har både været positivt, negativt og ikke påvirket af biokul. Terrestriske biodiversitetseffekter ekskl. mikroorganismer er vurderet i kortere form af Beate Strandberg og Marianne Bruus i Eriksen et al. (2020). Da udgangsmaterialet for biokul kan variere fra fx spildevandsslam og husholdningsaffald med et forholdsvist stort indhold af potentielt skadelige stoffer til halm og andre rene plantematerialer, vil den potentielle effekt på biodiversiteten variere tilsvarende. Desuden har pyrolyseforholdene meget stor effekt på, hvilke stoffer der nedbrydes undervejs i processen, og dermed på biokullets mulige skadelige effekter på biodiversiteten.

Mikroorganismer viser ofte både kortvarige og længerevarende ændringer i form af stigende aktivitet, også af oxidaser, samt ændret biodiversitet. Der eksisterer desuden en bekymring for udsultning af jordens mikroorganismer ved delvist at erstatte tilførslen af letomsætteligt kulstof i form af planterester med svært nedbrydeligt biokul, og denne sideeffekt er utilstrækkeligt undersøgt. Generelt er den varierende effekt af biokul på jordens fauna og mikrobiologi og betydningen heraf på jordens sundhed utilstrækkeligt undersøgt (Winding og Elsgaard 2022). Især mangler der langtidsforsøg under danske forhold til at afklare effekter af biokul på jordens sundhed.

Mikroorganismer bidrager både til den umiddelbare nedbrydning af biokul samt til nedbrydningen på længere sigt. Derfor er det relevant med nærmere undersøgelser af mekanismerne for den umiddelbare øgning af jordens respiration og ændringer af biodiversitet samt længerevarende mekanismer for biokul nedbrydning og en eventuel opformering af biokul-nedbrydende mikroorganismer.

Andet

Effekt på planter

Biokul er ofte foreslået som et jordforbedringsmiddel til gavn for plantevæksten. De mange forskellige fysisk-kemiske og biologiske effekter af biokul på jordens sundhed vil tilsvarende have effekter på plantevæksten. Hansen et al. (2017) fandt i et dansk markforsøg ingen effekt på plantevæksten, men videnskabelige afrapporterede resultater viser ofte forøget plantevækst men også negative effekter, hvilket gør det vanskeligt at drage sikre konklusioner.

Udvaskning

Biokul kan potentielt udvaskes til akvatiske miljøer, og videnskabelige studier har vist negative effekter af biokul på akvatiske organismer (Winding og Elsgaard 2022).

Ressourceudnyttelse

Et hovedformål med fremstilling af biokul er at fjerne kulstof fra kredsløbet. Dette kan dog også have sideeffekter, da visse biomasser kan have relevante anvendelser i kulstofkredsløbet f.eks. til fermentering

af biobaserede produkter eller binding af kulstof i træ i relativt lang tid. Dette paradoks bør indgå i overvejelser om hvilke udgangsmaterialer, der anvendes til pyrolyse.

Referencer

- Abalos D., Thers H. (2022). Effects of biochar on the soil greenhouse gas emission balance. In: Knowledge synthesis on biochar in Danish agriculture — Biochar production, use and effect in soil agroecosystems (part 1) and Economic assessment of biochar production and use (part 2). Elsgaard L (ed.), Danish Centre for Food and Agriculture, DCA, Advisory report No. 208, Chapter 6, pp. 79-98.
- Adamsen, A.P.S., Møller, H.B. (2022a). Production of biochar based on straw, digestate fibers and sewage sludge. In: Elsgaard L (ed): Knowledge synthesis on biochar in Danish agriculture. Advisory report from DCA - Danish Centre for Food and Agriculture. Chapter 2, pp. 9-32.
- Adamsen, A.P.S., Møller, H.B. (2022b). Selection of biochar feedstock scenarios and estimation of carbon sequestration and emissions. In: Elsgaard L (ed): Knowledge synthesis on biochar in Danish agriculture. Advisory report from DCA - Danish Centre for Food and Agriculture. Chapter 1, pp. 1-8.
- Arthur E., Andersen M.N. (2022). Effect of biochar on soil physical and chemical properties. In: Knowledge synthesis on biochar in Danish agriculture — Biochar production, use and effect in soil agroecosystems (part 1) and Economic assessment of biochar production and use (part 2). Elsgaard L (ed.), Danish Centre for Food and Agriculture, DCA, Advisory report No. 208, Chapter 4, pp. 50-63.
- Azzi, E.S., Li, H., Cederlund, H., Karlton, E., Sundberg, C. (2024). Modelling biochar long-term carbon storage in soil with harmonized analysis of decomposition data. *Geoderma* 441, 116761.
- Borchard, N., Schirrmann, M., Cayuela, M.L. et al. (2019). Biochar, soil and land-use interactions that reduce nitrate leaching and N₂O emissions: a meta-analysis. *Sci. Total Environ.* 651, 2354-2364.
- Cayuela, M.L., Jeffery, S., van Zwieten, L. (2015). The molar H:C_{org} ratio of biochar is a key factor in mitigating N₂O emissions from soil. *Agric. Ecosyst. Environ.* 202, 135-138.
- Cayuela, M.L., van Zwieten, L., Singh, B.P. et al. (2014). Biochars role in mitigating soil nitrous oxide emissions: A review and meta-analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.* 191, 5-16.
- 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.
- EBC (2012-2023). European Biochar Certificate - Guidelines for a Sustainable Production of Biochar. Carbon Standards International (CSI), Frick, Switzerland. (<http://european-biochar.org>). Version 10.3 from 5th Apr 2023.
- Elsgaard, L., Jørgensen, U., Gylling, M., Holst, T., Andresen, H., Nikolaisen, L. (2011). Anvendelsesmuligheder for halm til energiformål. Rapport udarbejdet for Region Midtjylland.
- Elsgaard, L., Adamsen, A. P. S., Møller, H. B., Winding, A., Jørgensen, U., Mortensen, E. Ø., Arthur, E., Abalos, D., Andersen, M. N., Thers, H., Sørensen, P., Dilnessa, A. A., & Elofsson, K. (2022). *Knowledge synthesis on biochar in Danish agriculture: - Biochar production, use and effect in soil agroecosystems (part 1) and Economic assessment of biochar production and use (part 2)*. Aarhus Universitet - DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. DCA Report No. 208 <https://dcapub.au.dk/djfpublikation/djfpdf/DCArapport208.pdf>

- Elsgaard, L., Adamsen, A. P. S., & Winding, A., (2023). *Biomassetyper og projektbeskrivelse for forskningsindsats vedr. agronomiske og miljømæssige effekter af biokulanvendelse på landbrugsjord*, No. 2022-0470919, 16 p., May 15, 2023.
- Eriksen, J., Thomsen, I.K., Hoffmann, C.C., Hasler, B., Jacobsen, B.H. (2020). Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. 452 s. – DCA rapport nr. 174 <https://dca.au.dk/djfpdf/DCArapport174.pdf>.
- Fuertes-Mendizábal, T., Huérfano, X., Vega-Mas, I. et al. (2019). Biochar reduces the efficiency of nitrification inhibitor 3,4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP) mitigating N₂O emissions. *Sci Rep* 9, 2346 .
- Hansen, V., Müller-Stöver, D., Imparato, V., Krogh, P.H., Jensen, L.S., Dolmer, A. & Hauggaard-Nielsen, H. (2017). The effects of straw or straw-derived gasification biochar applications on soil quality and crop productivity: A farm case study. *Journal of Environmental Management* 186: 88-95.
- IPCC, (2019). 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (Calvo Buendia, E., Tanabe, K., Kranjc, A., Baasansuren, J., Fukuda, M., Ngarize, S., Osako, A., Pyrozhenko, Y., Shermanau, P. and Federici, S., eds), Appendix 4 - Method for estimating the change in mineral soil organic carbon stocks from biochar amendments: Basis for future methodological development. Published: IPCC, Switzerland.
- 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, 17587.
- Jensen, J.L., Thers, H., Elsgaard, L. (2022). Afklaring om videns- og ressourcebehov ved at integrere biochar i C-TOOL modellen til brug for emissionsopgørelser. 10 sider. Rådgivningsnotat fra DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet, leveret: 17.05.2022.
- Jørgensen, U., Mortensen, E.Ø. (2022). Biomass potentials. In: Elsgaard L (ed): Knowledge synthesis on biochar in Danish agriculture. Advisory report from DCA - Danish Centre for Food and Agriculture. Chapter 3, pp. 33-39.
- Klimarådet, (2020). Known paths and new tracks to 70 per cent reduction - Direction and measures for the next 10 years climate action in Denmark. Klimarådet, March 2020.
- Liu, B., Liu, Q., Wang, X., Bei, Q., Zhang, Y., Lin, Z., Liu, G., Zhu, J., Hu, T., Jin, H., Wang, H., Sun, X., Lin, X., Xie, Z. (2020). A fast chemical oxidation method for predicting the long-term mineralization of biochar in soils. *Sci. Total Environ.* 718, 137390
- Lehmann, J., Joseph, S. (2015). *Biochar for environmental management - Science, Technology and Implementation*, 2nd edition. Routledge, New York, NY.
- Munkholm, L.J., Jensen, J.L., Jørgensen, U., Elsgaard, L. (2022). Biochar og jordens kulstofpulje. 11 sider. Rådgivningsnotat fra DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet, leveret: 05.07.2022
- Olesen, J.E., Petersen, S.O., Lund, P., Jørgensen, U., Kristensen, T., Elsgaard, L., Sørensen, P., Lassen, J. (2018). Virkemidler til reduktion af klimagasser i landbruget. Aarhus Universitet. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. 130 s. DCA rapport nr. 130.

- Petersen, C. T., Bruun, E. W., Abrahamsen, P., Ravenni, G., Winding, A., Nielsen, J. A., & Muller-Stover, D. S. (2023). Fine partikler af biokul kan øge afgrødernes vandforsyning. *Maskinbladet*, 2023(August). https://www.maskinbladet.dk/artikel/122825_fine-partikler-af-biokul-paa-sandjord-kan-oge-afgrodernes-vandforsyning
- Sanei, H., Rudra, A., Przyswitt, Z.M.M., Kousted, S., Sindlev, M.B., Zheng, X., Nielsen, S.B., Petersen, H.I. (2024). Assessing biochar's permanence: An inertinite benchmark. *International Journal of Coal Geology*, 281, 104409.
- Strøbech, K. (ed.) (2023). SkyClean biokul - Hvidbog. Stiesdal SkyClean A/S, Denmark.
- Sørensen, P., Abalos, D. (2022). Nutrient composition of biochar and effects on nutrient availability and yields. In: Elsgaard L (ed): Knowledge synthesis on biochar in Danish agriculture. Advisory report from DCA - Danish Centre for Food and Agriculture. Chapter 7, pp. 86-95.
- Thers, H., Abalos, D., Dörsch, P., Elsgaard, L. (2020). Nitrous oxide emissions from oilseed rape cultivation were unaffected by flash pyrolysis biochar of different type, rate and field ageing. *Sci. Total Environ.* 724, 138140.
- Thomsen, T.P. (2021). Climate Footprint Analysis of Straw Pyrolysis & Straw Biogas: Assessment of the Danish climate crisis mitigation potential of two new straw management options. Roskilde Universitet.
- Winding A., Elsgaard L. (2022). Effects of biochar on soil biology. In: Knowledge synthesis on biochar in Danish agriculture — Biochar production, use and effect in soil agroecosystems (part 1) and Economic assessment of biochar production and use (part 2). Elsgaard L (ed.), Danish Centre for Food and Agriculture, DCA, Advisory report No. 208, Chapter 5, pp. 64-78.
- Woolf, D., Lehmann, J., Ogle, S., et al. (2021). Greenhouse gas inventory model for biochar additions to soil. *Environ. Sci. Technol.* 55, 1479514805.

7.6 Braklægning i sædskiftet (KVM7.6)

Forfattere: Gitte Blicher-Mathiesen, Institut for Ecoscience og Mathias Neumann Andersen, Institut for Agroøkologi (afsnit 7.6.0-7.6.5), Mette Hjorth Mikkelsen (Landbrug) & Steen Gyldenkærne (LULUCF) (afsnit 7.6.6).

Fagfællebedømmer: Søren O. Petersen, Institut for Agroøkologi (afsnit 7.6.0-7.6.5), Ole Kenneth Nielsen, Institut for Miljøvidenskab (afsnit 7.6.6).

Med kortvarig brak indgår arealet i omdrift. Braklægning af en mark i et sædskifte indebærer, at arealet ikke dyrkes i en periode af mindst en høstperiode. Brak kan nedbringe udledningen af drivhusgasser pga. mindsket gødningstilførsel, N-udvaskning og forbrug af fossil energi.

7.6.1 Anvendelse

Braklægning af landbrugsjorden har i Danmark haft forskellig fokus og omfang (Hansen et al., 2021b). I 1988/89 indførte EU en frivillig braklægning, som efter 1992 blev obligatorisk for at begrænse landbrugsproduktionen, men som igen blev ophævet i 2008. I denne periode gik braklægning fra at være et element til at begrænse landbrugsproduktionen til i højere grad at have fokus på effekt på biodiversitet og miljø. Braklægning anvendes for nuværende til at opfylde krav til udbetaling af grøn støtte og grundbetaling og der er derfor løbende indført, at braklægning kan indgå i forskellige obligatoriske regelsæt som fx GLM 8 krav og som alternativ til efterafgrøder. I dag skal bedrifter med mere end 15 ha udlægge 4 % af deres dyrkede areal med såkaldte ikke produktive elementer for at kunne få landbrugsstøtte. Brak kan indgå som et af disse elementer.

7.6.2 Relevans og potentiale

Det er i dag et krav, at braklagte arealer holdes i en stand, så de nemt kan bringes ind i driften igen. Derfor skal brakmarken enten slås mindst én gang enten i foråret eller sensommeren, eller der skal foretages jordbearbejdning og efterfølgende isåning af en blomsterblanding senest 30. april, som går under betegnelsen bestøverbrak eller blomsterbrak (Landbrugsstyrelsen, 2018). Der kan i efteråret etableres en vinterafgrøde med tilhørende jordbearbejdning og gødskning eller en støtteberettiget permanent afgrøde med henblik på høst det efterfølgende år.

Reference for nitratudvaskning og dyrkningsforhold: I forbindelse med effektfastsættelse af virkemidler, hvor jorden udtages af almindelig landbrugsmæssig drift, er effekten på nitratudvaskning hovedsageligt fastsat i forhold til et modelberegnet gennemsnit for nitratudvaskning fra jord i omdrift. Det gælder fx for skovrejsning, brak og energiafgrøder. I Virkemiddelkataloget fra 2014 (Eriksen et al., 2014) udgjorde referencen for den årlige gennemsnitlige udvaskning for hele landet ca. 62 kg N/ha. Denne udvaskning var beregnet med NLES4-modellen med landbrugsdata for 2007-2011 (Børgesen et al., 2013). En genberegning baseret på data fra 2017 har vist, at den opgjorte referenceudvaskning svarer til ca. 66 kg N/ha for landbrugsafgrøder i omdrift og ca. 61 kg N/ha for hele det dyrkede areal (Gitte Blicher-Mathiesen, AU, upubliceret). I opdatering af baseline 2027 blev reference for nitratudvaskning beregnet for året 2021 (Blicher-Mathiesen et al., 2023). Udvasningen blev beregnet for hele det dyrkede areal med NLES5 modellen. Den samlede nitratudvaskning for hele landbrugsarealet blev beregnet til 53 kg N/ha, mens nitratudvasningen på omdriftsarealet alene udgjorde 58 kg N/ha. Referenceudvasningen ligger derfor lavere end anvendt i KVIK 2023. Ved den her gennemførte opdatering, er der for de virkemidler, der er fastsat på baggrund af referenceudvasningen, taget udgangspunkt i de reviderede nitratudvasning på 53 og 58 kg N/ha for henholdsvis hele det dyrkede areal og omdriftsarealet alene.

Anvendes den gennemsnitlige referenceudvaskning til fastsættelse af en effekt af et givet virkemiddel, antages i princippet, at udbredelsen af virkemidlet er jævnt fordelt uden hensyntagen til bonitet og øvrige dyrkningsforhold. Dette vil ofte ikke være tilfældet i praksis, men en mere detaljeret effektfastsættelse ville forudsætte, at udvaskningen før fx etablering af energiafgrøder og brak blev bestemt for den forudgående arealanvendelse.

Potentiale for virkemidlet brak i sædskiftet udgør omdriftsarealet for det dyrkede areal.

7.6.3 Effekt på drivhusgasudledning

Som omtalt under permanent udtagning KVM8.1 i nærværende rapport og i Blicher-Mathiesen et al., (2020) er der kun ganske få målinger af nitratudvaskning ved kortvarig brak, og alle er gennemført under de tidligere brakordninger før 2008 på arealer i Landovervågningen (Blicher-Mathiesen et al., 2019, 2020). Hansen et al., (2021a) vurderede, at den årlige nitratudvaskning fra kortvarig brak vil være 3-20 kg N/ha under forudsætning af, at brakken ikke efterfølger afgrøder med meget høj frigivelse af kvælstof fra jorden. Ligeledes fremgår af Hansen et al. (2021b), at opløjning og destruktion af brak forventes at medføre en øget udvaskning i forhold til den periode, hvor marken var braklagt. Den øgede udvaskning vil afhænge af bl.a. artssammensætning, herunder andel af bælgplanter. En analyse af afgrøder efter kortvarig brak fandt at brak historisk set tilsyneladende ikke i stort omfang følger afgrøder med højt mineraliseringspotentiale, hvorved udvaskningen fra brak således forventes at have ligget i intervallet 3-20 kg N/ha som tidligere estimeret (Hansen et al., 2021a). Med en referenceudvaskning på 59 kg N/ha (se notat , Rolighed, 2023) bliver den generelle effekt af brak i sædskiftet en reduktion af udvaskningen med 39-55 kg N/ha (tabel 7.6.1).

Effekten vil desuden i betydelig grad afhænge af, om det braklagte areal før braklægning udgjorde et omdriftsareal eller om arealet har været omfattet af miljøordninger, varigt græs eller ikke tidligere har været dyrket. For kortvarig brak, der etableres på arealer med græs eller ekstensiv drift, må effekten af braklægning i selve braklægningsåret forventes at være forsvindende lav, og her har braklægningen således ikke nogen funktion som kvælstofvirkemiddel.

På AU igangsættes der i efteråret 2021 nye forsøg med forskellige typer brak på to lokaliteter med bestemmelser af lattergasudledning og kvælstofudvaskning. Disse forsøg vil bidrage med yderligere data, men en egentlig fastsættelse af nitratudvaskning og klimagasudledning vil bl.a. afhænge af, hvilken reference, der anvendes efter det første år med brak. I en situation, hvor et areal braklægges flere år i træk, vil der ikke være en betydende klimamæssig effekt, hvis der sammenlignes med arealanvendelsen i det foregående år. Sammenlignes brakken i stedet med den alternative anvendelse af arealet, fx jord i omdrift, vil brakken have en effekt hvert år. Reference og opløsningsniveau, herunder om der sammenlignes på mark- eller bedriftsniveau, vil således have betydning for, hvilken effekt braklægning tillægges mht. nitratudvaskning og klimagasudledning.

Kvælstofgødningsinputtet til braklagte arealer er 0 kg N/ha mod 171 kg N/ha i referencesædskiftet (tabel 7.6.1). Med hensyn til C-input antages, at det svarer til C-inputtet i planterester i referencesædskiftet, således at jordens kulstofbalance ikke ændres afgørende. Ganske vist tilbageføres hele planteproduktionen til arealet, men denne er til gengæld stærkt nedsat af den mindre N-tilførsel. Hvor meget mindre afhænger dog af jordens dyrkningsstand og mineraliseringsevne. Sammenlignet med korndyrkning (referencesituationen), kan reduktionen i lattergasemission fra kvælstofgødning, ammoniakfordampning og nitratudvaskning beregnes (se kapitel 4) til at være henholdsvis 712, 54 og 164 kg CO₂-ækv/ha (tabel

7.6.2). Hvis braklægningsperioden varer mere end et år vil N-input fra planterester dog sandsynligvis være mindre, da det kun indregnes i året, hvor brakken ophører.

Tabel 7.6.1 Oversigt over dyrkningsfaktorer der påvirker emission af klimagasser for brak i sædskiftet.

Dyrkningsforhold for kortvarig brak	Udtaget areal	Reference
N input i handelsgødning	0	171 kg N/ha
N input i planterester	70 kg N/ha	70 kg N/ha
Nitratudvaskning	3-20 kg N/ha	59 kg N/ha
Ammoniakfordampning	0 kg N/ha	6,8 kg N/ha
Kalkning	0 kg CO ₂ ækv/ha	94 kg CO ₂ ækv/ha
C-lagring	0 kg CO ₂ ækv/ha	0 kg CO ₂ ækv/ha
Jordbearbejdning	0 kg CO ₂ ækv/ha	361 kg CO ₂ ækv/ha

Endvidere vil besparelsen på fossil energi og kalkning ved undgået dyrkning være 455 kg CO₂-ækv/ha. Her er dog ikke taget hensyn til at der stadig kan ske en vis forsuring af jorden og at der er et vist forbrug af fossil energi til etablering og slåning. Samlet vil klimaeffekten være 1385 kg CO₂-ækv./ha, som angivet i tabel 7.6.2.

Tabel 7.6.2 Samlet oversigt over virkemidlets reducerende effekt på de forskellige poster i drivhusgasbalancen angivet med AR5 værdier for GWP-100 af CH₄ og N₂O og LULUCF bidrag fra kulstofbinding.

Virkemiddel	Drivhusgasreduktioner/effekter					Enhed	TRL*	Sikker positiv klimaeffekt	Bemærkninger	Ændringer siden 2023 ift. nettoklima-effekt m.m.
	CO ₂ /LULUCF	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ /energiforbrug	Netto klimaeffekt					
KVM7.6 Braklægning i sædskiftet	0	0	930	455	1385	kg CO ₂ -ækv/ha/år	9	Ja		93 kg CO ₂ -ækv/ha pga. ændringer i EF for udvaskning

7.6.4 Samspil til andre virkemidler

Effekt af kortvarig brak er vurderet ift. en gennemsnitlig udvaskning på 61 kg N/ha for det dyrkede areal. Sker der ændringer i forbruget af gødning, ændringer i sædskiftet eller andre dyrkningsforhold vil disse påvirke denne referenceudvaskning og dermed også effekt af braklægning på udvaskning samt klimaeffekt.

7.6.5 Usikkerheder

Det er usikkert hvor meget længden af braklægningsperioden påvirker klimaeffekten både med hensyn til C binding i jorden og N udledningerne. Det samme gælder for benyttelsen af brakmarkerne. Længerevarende brak må forventes at have større effekt end en en-årig udtagning. Dette gælder i øvrigt også for biodiversiteten. Et igangværende forsøg kvantificerer lattergasudledninger og N-udvaskning under og efter en braklægningsperiode på to år.

7.6.6 Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen

Landbrug

Ændring i dyrkning af arealerne vil først og fremmest påvirke den direkte N₂O-emission, hvilket er N₂O-emission fra afgrøderester, fra anvendelsen af handelsgødning og fra kvælstofudvaskningen til rodzone, vandløb og hav. Emissioner knyttet til ændringer i arealet med braklægning vil blive inkluderet i

emissionsopgørelsen, baseret på samme datagrundlag som anvendes i dag – dvs. data for afrealer og udbytte angivet i Danmarks Statistik, handlesgødningsforbruget opgjort i Handlingsgødningsstatistikken og data vedrørende N-udvaskning fra NOVANA - Det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen. Såfremt tiltaget giver anledning til ændring i kalkningsbehovet, vil dette også blive afspejlet i opgørelsen baseret på kalk statistikken opgjort af Seges Innovation.

Som nævnt ovenfor vil effekten af øget braklægning i omdrift være afhængig af hvad arealet har været anvendt til tidligere. Har arealet tidligere været anvendt til græs eller ekstensiv drift, må effekten af tiltaget med brak antages at være lav, mens effekten vil være højere hvis arealet tidligere har været anvendt til korn. N₂O-emissionen fra afgrøderester, fra gødningsforbrug og fra N-udvaskning er lavere for brakareal sammenlignet med kornareal.

LULUCF

Brakarealer opfattes i den nationale drivhusgasopgørelse, som en hvilken som helst anden afgrøde med dertilhørende C-inputparametre. Brak indgår tilsvarende i klimafremskrivningen. Brak anses C-input-mæssigt for at være ugødet permanent græs med et årligt C-input til jord på 4,0 ton C/ha til C-TOOL-modellen. I C-TOOL-modelleringen har alle andre afgrøder et højere C-input end ugødet permanent græs. En øgning af brakarealet på bekostning af andre afgrøder vil alt andet lige medføre et mindre input til jordens kulstofpulje og resultatet vil være en lavere C-pulje i mineraljorderne, end hvis braklægningen ikke var indført. Dette i modsætning til 0-effekten, som er anført i tabel 7.6.2. Effekten er ikke kvantificeret i forhold til referencesituationen i klimavirkemiddelkataloget.

Referencer

- Blicher-Mathiesen, G., Sørensen, P. & Jung-Madsen, S. (red.). (2023). Opdatering af baseline 2027. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 165 s. - Teknisk rapport nr. 295. https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Tekniske_rapporter_250-299/TR295.pdf
- Blicher-Mathiesen, G., Holm, H., Houlborg, T., Rolighed, J., Andersen, H.E., Carstensen, M.V., Jensen, P.G., Wienke, J., Hansen, B., Thorling, L. (2019). Landovervågningsoplande 2018. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 241 s. - Videnskabelig rapport nr. 352. <http://dce2.au.dk/pub/SR352.pdf>
- Blicher-Mathiesen, G., Olesen, J.E., Strandberg, B., Bruus, M., Rubæk, G.H., Hutchings, N.J., Hasler, B., Martinsen, L. (2020). Permanent udtagning og kortvarig brak i omdrift. I: Eriksen, J., Thomsen, I.K., Hoffmann, C.C., Hasler, B., Jacobsen, B.H. (redaktører). Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. DCA rapport nr. 174, s. 115-126. <https://dcapub.au.dk/djfpdf/DCArapport174.pdf> DCA rapport nr 174.
- Børgeesen, Christen Duus, Poul Nordemann Jensen, Gitte Blicher-Mathiesen og Kirsten Schelde (editors) (2013). Udviklingen i kvælstofudvaskning og næringsstof-overskud 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.
- Eriksen, J., Jensen, P.N., Jacobsen, B.H. (red.) (2014). Virkemidler til realisering af 2. generations vand- planer og målrettet arealregulering. DCA Rapport 052. http://web.agrsci.dk/djfpublikation/djfpdf/Virkemiddelkatalog_web.pdf

- Eriksen, J., Thomsen, I.K., Hoffmann, C.C., Hasler, B., Jacobsen, B.H. (2020). Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet. DCA- Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. 452 s.- DCA rapport nr. 174 <https://dcapub.au.dk/djfpdf/DCArapport174.pdf>
- Hansen, E.M., Blicher-Mathiesen, G., Thomsen, I.K., Olesen, J.E. (2021 a). Kvantificering af effekten af brak – del 1. 8 sider. Rådgivningsnotat fra DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet, leveret: 23.02.2021.
https://pure.au.dk/portal/files/212154697/Levering_Kvantificering_af_effekten_af_brak_del_1.pdf
- Hansen et al., 2021b Hansen, E., Pedersen, B.F., Blicher-Mathiesen, G., Thomsen, I.K. (2021b). Arealhistorikkens betydning for effekt af klima og miljø for braklagte arealer. 27 sider. Rådgivningsnotat fra DCA – Nationale Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet. https://pure.au.dk/portal/files/223479979/Levering_Arealhistorikkens_betydning_for_effekten_af_klima_og_milj_for_braklagte_arealer.pdf
- Landbrugsstyrelsen (2018). Vejledning om grundbetaling 2018 - og generel vejledning om at søge direkte arealstøtte. Miljø og Fødevarerministeriet. 102 sider.
- Rolighed, J. (2023). Oparbejdning af landbrugsregisterdata og beregning af referenceudvaskning for nitrat med NLES5. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 34 s. - - Fagligt notat nr. 2023|62 N2023_61.pdf (au.dk)

7.7 Ompløjningstidspunkt for fodergræs og efterfølgende afgrødevalg (KVM7.7)

Forfattere: Nicholas John Hutchings, Ingrid K. Thomsen, Elly Møller Hansen, alle fra Institut for Agroøkologi (afsnit 7.7.0-7.7.5), Mette Hjorth Mikkelsen (Landbrug) & Steen Gyldenkærne (LULUCF), Institut for Miljøvidenskab (afsnit 7.7.6).

Fagfællebedømmere: Kiril Manevski, Institut for Agroøkologi (afsnit 7.7.0-7.7.5), Ole Kenneth Nielsen, Institut for Miljøvidenskab (afsnit 7.7.6).

I dette kapitel tages udgangspunkt i den beskrivelse af virkemidlet Ompløjningstidspunkt for fodergræs og efterfølgende afgrødevalg, der fremgår af Hansen et al. (2020). Virkemidlet påvirker først og fremmest klimaregnskabet ved ændret nitratudvaskning og kvælstofgødningsniveau. Effekt på drivhusgasudledningen er uændret i forhold til Hansen et al. (2020), bortset fra at med GWP fra AR5, er reduktionen i lattergasemission fra N-udvaskning nu 171 kg CO₂ ækv./ha og fra afgrødevalg nu 444 kg CO₂ ækv./ha. Den samlede reduktion er nu 615 kg CO₂ ækv./ha.

7.7.1 Anvendelse

Virkemidlet "Ompløjningstidspunkt for fodergræs og efterfølgende afgrødevalg" er en sammenskrivning af to virkemidler, dvs. et virkemiddel, der har eksisteret i flere år, nemlig "Forbud mod omlægning af fodergræs" (Landbrugsstyrelsen, 2022) og et nyt potentielt virkemiddel ("Afgørdevalg efter ompløjning"), som yderligere kan reducere risikoen for udvaskning efter ompløjning af kløvergræs. Det eksisterende virkemiddel "Forbud mod omlægning af fodergræs" er generelt set et forbud mod at omlægge fodergræs til anden afgrøde ved pløjning om efteråret. De præcise gældende regler for virkemidlet er beskrevet af Landbrugsstyrelsen (2022). Begge virkemidler vurderes særskilt. Hvis de to virkemidler kombineres, vil den udvaskningsreducerende effekt strække sig over to år.

Sædskifter har betydning for risikoen for udvaskning, da afgrødernes placering i sædskiftet påvirker mængden af kvælstof, der enten mineraliseres eller efterlades til den efterfølgende afgrøde. Desuden har afgrøder forskellig kapacitet til at optage kvælstof om efteråret. Efter afgrøder som fodergræs er det muligt at "tætte" sædskiftet ved at sørge for, at jorden om efteråret efter forårsomlægning er bevokset med en afgrøde, der effektivt kan optage kvælstof. Sammensættes det efterfølgende sædskifte på en måde, så der i stedet for vårbyg fx dyrkes grønkorn med udlæg af en kraftigt voksende græs som italiensk rajgræs, har forsøg omtalt i Hansen et al. (2018) vist meget lav udvaskning.

Hvordan en sædskiftemæssige ændring kan indgå som et virkemiddel er beskrevet af Thomsen et al. (2019). Den sædskiftemæssige ændring består af dyrkning af vår-grønkorn med græsudlæg efter forårsomlægning af græs eller kløvergræs i stedet for dyrkning af silomajs eller vårkorn til modenhed. Virkemidlet er p.t. ikke implementeret.

For det potentielle virkemiddel antages følgende forudsætninger (Thomsen et al., 2019):

1. Alle græsmarker, der indgår i virkemidlet, må tidligst omlægges eller nedvisnes 1. marts.
2. Vår-grønkornet kan gødes med kvælstof efter gældende normer fratrukket gældende forfrugtsværdi.
3. Græsudlægget må ikke gødes eller afgræsses, og der skal som minimum tages ét slæt i udlægsåret, dvs. efter vår-grønkornet er høstet.

4. Der skal etableres udlæg af græs (uden kløver) i vår-grønkornet senest 1 uge efter såning af vårkorn. Græsudlægget skal være en hurtigtvoksende græs som ital. rajgræs eller tidlig tetraploid alm. rajgræs.
5. Vår-grønkornet skal høstes ved begyndende skridning og senest 1. juli.
6. Græsudlægget må ikke omlægges før 1. marts i det efterfølgende år.

7.7.2 Relevans og potentiale

Forbud mod omlægning af fodergræs indgår i gældende lovgivning for konventionelle landbrugere (Landbrugstyrelsen, 2022). For afgrødevalg efter ompløjning med dyrkning af vår-grønkorn med græsudlæg efter græs eller kløvergræs vurderes det på baggrund af Thomsen et al. (2019), at potentialet for at dyrke grønkorn med græsudlæg i stedet for majs eller vårbyg er 50.000 ha. Vurderingen tager udgangspunkt i, at Thomsen et al. (2019) har opgjort arealet af græs i omdrift til ca. 256.000 ha, og at der årligt omlægges omkring 33 % græsareal, dvs. ca. 84.000 ha, samt at der heraf i gennemsnit omlægges 58 % (27,9 % og 30,4 %), dvs. ca. 50.000 ha, til enten majs eller vårsæd.

7.7.3 Effekt på drivhusgasudledning

Ompløjning af fodergræs

I N-virkemiddelkataloget (Hansen et al., 2020) er estimeret, at den udvaskningsreducerende effekt af forbuddet mod omlægning af fodergræs er 50 kg N/ha, hvilket vil reducere lattergasemissionen med 171 kg CO₂-ækv./ha.

Afgrødevalg efter ompløjning af fodergræs

Ved sædskifteændringer fra vårbyg og silomajs (samme andel af hver afgrøde) til vår-grønkorn med græsudlæg dyrket efter omlægning af græs eller kløvergræs er udvaskningen på baggrund af typetal i gennemsnit antaget reduceret fra 140 til 10 kg N/ha (Thomsen et al., 2019). Der regnes således med en udvaskningsreducerende effekt på 130 kg N/ha, hvilket vil reducere lattergasemissionen med 444 kg CO₂-ækv./ha. Afgrødevalget vil påvirke både det tilladte kvælstofgødningsniveau og udbyttene (og dermed kvælstofinput i planterester), men beregning af disse effekter afhænger af en række forudsætninger, der ligger uden for indholdet i denne rapport (se Thomsen et al., 2019). Den samlede drivhusgasbalance med de forskellige poster er vist i tabel 7.7.1.

Tabel 7.7.1. Samlet oversigt over virkemidlets reducerende effekt på de forskellige poster i drivhusgasbalancen angivet med AR5 værdier for GWP-100 af CH₄ og N₂O og LULUCF bidrag fra kulstofbinding.

Virkemiddel	Drivhusgasreduktioner/effekter					Enhed	TRL*	Sikker positiv klimaeffekt	Bemærkninger	Ændringer siden 2023 ift. nettoklimaeffekt m.m.
	CO ₂ /LULUCF	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ /energiforbrug	Netto klimaeffekt					
KVM7.7 Ompløjningstidspunkt for fodergræs og efterfølgende afgrødevalg	0	0	615	0	615	kg CO ₂ -ækv./ha/år	9	Ja	Fra reduktion i udvaskning. Øvrige sædskifteeffekter ikke indregnet	270 kg CO ₂ -ækv./ha pga. ændringer i EF for udvaskning

7.7.4 Samspil til andre virkemidler

Virkemidlet opløjningstidspunkt for fodergræs og efterfølgende afgrødevalg kan ikke anvendes sammen med andre fladevirkemidler, der involverer plantedyrkning om efteråret. Men virkemidlet kan anvendes samtidigt med fladevirkemidler, der involverer gødskning. I disse tilfælde forventes effekterne ikke at være additive. Reduceret kvælstofudvaskning ved benyttelse af virkemidlet vil betyde, at der kvantitativt kan fjernes mindre kvælstof ved samtidig anvendelse af dræn- og vandløbsvirkemidler.

7.7.5 Usikkerheder

Det er sikkert, at der kan være stor risiko for udvaskning efter opløjning af kløvergræsmarker, men da der er meget stor variation mellem år og lokaliteter, er den gennemsnitlige værdi behæftet med en del usikkerhed. Der savnes udvaskningsdata for dels opløjning af græs i renbestand gødet efter gældende normer dels efter afgræsning. Desuden mangler der data for 2. års udvaskning efter opløjning af græs eller kløvergræs med forskellig alder.

7.7.6 Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen

Landbrug

Ændring i afgrødevalg og opløjningstidspunkt vil i relation til emissionsopgørelsen have en effekt på N₂O-emission fra afgrøderester, nitratudvaskning og handelsgødning. Emissioner knyttet til ændringer i fordelingen af afgrødetyper vil blive inkluderet i emissionsopgørelsen, baseret på samme datagrundlag som anvendes i dag – dvs. data for afrealer og udbytte angivet i Danmarks Statistik, handelsgødningsforbruget i Handelsgødningsstatistikken og data vedrørende N-udvaskning fra NOVANA.

I det beskrevne tiltag er taget udgangspunkt i et sædskifteændring fra vårbyg og silomajs til vår-grønkorn med græsudlæg. I forhold til N₂O-emissionen fra afgrøderester kan omlægningen betyde en stigning i emissionen, fordi N mængden i afgrøderester fra græs i omdrift er relativt høj sammenlignet med dyrkning af vårbyg og majs. Til gengæld må der forventes en lavere N₂O-emission fra handelsgødning, på grund af lavere gødskningsbehov og reduceret N₂O fra N-udvaskning på grund af reduceret N-udvaskning på 130 kg N/ha.

LULUCF

Virkemidlet "Opløjningstidspunkt for fodergræs" har ingen effekt i den nationale opgørelse eller i klimafremskrivningen, idet der ikke er en dokumenteret effekt på kulstofpuljerne. Dette er i lighed med det som er angivet i tabel 7.7.1. I det omfang brugen af virkemidlet har betydning for høstudbytte, vil det indgå i opgørelsen via indhentede udbyttetotal fra Danmarks Statistik.

Referencer

Hansen, E.M., Thomsen, I.K., Petersen, S.O., Lærke, P.E., Pedersen, B.F., Rasmussen, J., Christensen, B.T., Jørgensen, U., Eriksen, J. (2018). Muligheder for reduktion af næringsstofftab i græsrigge sædskifter. Notat til Landbrugsstyrelsen 15. maj 2018. https://pure.au.dk/portal/files/127151867/Besvarelse_Mulighed_for_reduktion_af_n_ringsstofftab_i_gr_srige_s_dskifter.pdf

Hansen, E.M., Thomsen, I.K., Eriksen, J., Rasmussen, J., Olesen, J.E., Jørgensen, U., Kudsk, P., Bruus, M., Strandberg, B., Rubæk, G.H., Hutchings, N.J., Jacobsen, B.H. (2020). Opløjningstidspunkt for fodergræs

og efterfølgende afgrødevalg. I: Eriksen, J., Thomsen, I.K., Hoffmann, C. C., Hasler, B., Jacobsen, B.H. (redaktører). Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. DCA rapport nr. 174, side 173-184. <https://dca.pub.au.dk/djfpdf/DCArap-port174.pdf>

Landbrugsstyrelsen (2022). Vejledning om pligtige og husdyrefterafgrøder og dyrkningsrelaterede tiltag. Planperioden 1. august 2022 til 31. juli 2023, maj 2022. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Efterafgroeder_og_jordbearbejdning/Vejledning_efterafgroeder_og_dyrkningsrelaterede_tiltag_for_2022_2023_maj2022.pdf

Thomsen, I.K., Pedersen, B.F., Kristensen, T., Petersen, S.O., Eriksen, J., Hansen, E.M. (2019). Græs som virkemiddel i kvælstofreguleringen (Del 1). Notat til Landbrugsstyrelsen 15. november 2019. https://pure.au.dk/portal/files/172085972/Gr_s_som_virkemiddel_m_bilag1_Nov2019.pdf

7.8 Flerårige energiafgrøder i sædskiftet (KVM7.8)

Forfattere: Uffe Jørgensen, Nicholas J. Hutchings, begge fra Institut for Agroøkologi (afsnit 7.8.0-7.8.5), Mette Hjorth Mikkelsen (Landbrug) & Lærke Worm Callisen (LULUCF), Institut for Miljøvidenskab (afsnit 7.8.6).

Fagfællebedømmere: Kiril Manevski, Institut for Agroøkologi (afsnit 7.8.0-7.8.5), Ole Kenneth Nielsen, Institut for Miljøvidenskab (afsnit 7.8.6).

Flerårige energiafgrøder har en række effekter på kvælstof- og kulstofbalancen i marken. Det hænger bl.a. sammen med en lang vækstsæson og et permanent, dybt rodnet, hvilket sikrer en lav kvælstofudvaskning samt andre økosystemtjenester herunder kulstoflagring (Pugesgaard et al., 2014; Cacho et al., 2018; Siddique et al., 2023). Afgrøderne har relativt lave N-behov, og dermed forventes en mindre lattergasemission end fra et traditionelt landbrugssædskifte.

7.8.1 Anvendelse

Flerårige energiafgrøder (fx pil, poppel og elefantgræs) kan bidrage med biomasse til udnyttelse til energi, materialer og biogent CO₂, som kan anvendes til power-to-X eller til negative emissioner (lagring i undergrunden). Flerårige energiafgrøder kan benyttes til plantning i områder, hvor der er behov for reduktion i nitratudvaskningen for at opfylde EU's Vandrammedirektiv (Børgesen et al., 2018). De græsagtige afgrøder høstes årligt, mens de træagtige høstes med et interval på mellem 2 og 10 år (poppel kan dog dyrkes i endnu længere rotation). Afgrødernes levetid forventes at være på 10-30 år.

7.8.2 Relevans og potentiale

I 2022 er der registreret 4.913 ha med pil, 3.217 ha med poppel samt 87 ha med elefantgræs, der modtager hektartilskud (Landbrugsstyrelsen, 2022b). Det meste elefantgræs dyrkes til tækkeformål (supplement til tagrør), hvilket forventes at give samme effekt på klimaet som elefantgræs til energi.

Over de seneste år har interessen for at plante biomasseafgrøder med fokus alene på energiudnyttelse været for nedadgående, og arealerne har været svagt faldende. Det hænger sammen med, at der indtil 2022 var rigeligt med andre biomassekilder til rådighed, og priserne derfor har været lave. Samtidigt har den store anvendelse af biomasse i kraftvarmesektoren primært været drevet af træpillefyring, hvilket de små kvantiteter af energiafgrøder i Danmark ikke har egnet sig til at bidrage til. Inden for det seneste år har prisforholdene ændret sig drastisk på både biomasse, fødevarer og inputfaktorer, specielt gødning. Det er derfor p.t. ganske svært at vurdere, hvilken vej udviklingen vil gå fremover.

Potentialet for udnyttelse af træbiomasse til energi er stort i fjernvarme- og kraftvarmeværker. Der er dog visse kvalitetsmæssige udfordringer, som skal håndteres ved omstilling fra enten skovflis eller træpiller til pile- eller poppelflis, hvilket oftest afspejles i en lidt lavere afregningspris. Klimarådet (2020) har inkluderet et scenarie med 25.000 ha energipil. At opnå en sådan større arealændring vil dog kræve en række tiltag implementeret parallelt (se forslag i Larsen et al., 2015), hvis landmændene skal føle et incitament for at plante en kultur med en lang afbetalingshorisont.

Elefantgræs kan være relevant til biogasudnyttelse, men ellers er det mere sandsynligt, at der vil blive dyrket elefantgræs til tækning (se www.miscanthus.dk), hvilket har en langt højere markedsværdi. Forsyning af det nordeuropæiske marked med elefantgræs til tækning vurderes at kunne ske fra ca. 8.000 ha. Tækning i byggesektoren er én måde at øge anvendelsen af biogene materialer i byggeriet, hvorved der kan lagres CO₂ over en lang periode, og materialer med højt CO₂-aftryk kan erstattes (Rasmussen et al., 2022).

7.8.3 Effekt på drivhusgasudledning

I det følgende er regnet på effekter af piledyrkning, som er den arealmæssigt største afgrøde i dag. Andre flerårige energiafgrøder (fx poppel og elefantgræs) kan afvige en smule herfra, men det vurderes at være indenfor usikkerheden på estimatet. Der regnes med en gødningsnorm på 120 kg N/ha til pil på alle jordtyper (Landbrugsstyrelsen, 2022c). De afgrøder, som pilen vil afløse, antages at være et standard kornsædskifte, der i gennemsnit har en norm på 171 kg N/ha i 2022 (Mikkelsen et al., 2022), hvorved der fås en gødningsbesparelse på 51 kg N/ha. Antages en ammoniakfordampning på 4% af udbragt N i handelsgødning fås en reduktion på 2 kg N/ha. Der er beregnet et lavere input i planterester (minus 21 kg N/ha) i forhold til en almindelig kornafgrøde, se afsnit 4.2.5. Der regnes med en gennemsnitlig reduktion i N-udvaskning på 51 kg N/ha for sandjord og 35 kg N/ha for lerjord baseret på Eriksen et al. (2020). Dette giver reduktioner i lattergasemissioner svarende til 212, 8, 87 og 154 kg CO₂-ækv/ha/år for henholdsvis reduceret gødskning og ammoniakfordampning, færre planterester og reduceret nitratudvaskning.

Energiforbruget ved almindelig korndyrkning antages at svare til 361 kg CO₂/ha/år (afsnit 4.2.5), og dette kan reduceres til 160-180 kg CO₂/ha/år ved piledyrkning (Sørensen et al., 2014; Sopegno et al., 2016). Ved anvendelse af 170 kg CO₂/ha/år opnås en årlig besparelse på 191 kg CO₂/ha ved omlægning fra korndyrkning til flerårige energiafgrøder.

Flerårige energiafgrøder er tidligere beregnet at øge jordens kulstofindhold sammenlignet med almindelig korndyrkning uden efterafgrøder svarende til en binding på 1,57 ton CO₂/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 CO₂ lagring på 0,77-2,24 ton CO₂/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 CO₂/ha/år. På den anden side finder Georgiadis et al. (2017) stigninger på i gennemsnit 0,66 ton CO₂/ha/år efter omlægning af pil og poppel fra enårlige afgrøder, mens Morrison et al. (2019) finder en stigning på ca. 0,73 ton CO₂/ha/år. Georgiadis 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 enårlige 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 Georgiadis et al. (2017), og der regnes med en forøgelse af jordens kulstofindhold ved omlægning til flerårige energiafgrøder svarende til 0,66 ton CO₂/ha/år.

Den samlede effekt af omlægning til energiafgrøder er årlige reduktioner på ca. 1,34 ton CO₂-ækv/ha. Der er dog pt. ikke klarhed over, hvordan bidraget fra kulstoflagring i jord (LULUCF) skal beregnes med henblik på at indregne det i landbrugets udledninger, og i hvilken udstrækning det vil blive muligt. Der tages derfor forbehold mht. om LULUCF bidraget kan adderes direkte til de øvrige poster. Den samlede drivhusgasbalance med de forskellige poster er vist i tabel 7.8.1.

Tabel 7.8.1. Samlet oversigt over virkemidlets reducerende effekt på de forskellige poster i drivhusgasbalancen angivet med AR5 værdier for GWP-100 af CH₄ og N₂O og LULUCF bidrag fra kulstofbinding.

Virkemiddel	Drivhusgasreduktioner/effekter					Enhed	TRL*	Sikker positiv klimaeffekt	Bemærkninger	Ændringer siden 2023 ift. nettoklimaefekt m.m.
	CO ₂ /LULUCF	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ /energiforbrug	Netto klimaeffekt	ton CO ₂ -ækv/ha eller kg CO ₂ -ækv/ton husdyrgødning				
KVM7.8 Flerårige energiafgrøder i sædskiftet	660	0	461	219	1340	kg CO ₂ -ækv/ha/år	9	Ja	Kan variere lidt mellem arter af energiafgrøder samt deres management	94 kg CO ₂ -ækv/ha pga. ændringer i EF for udvaskning

7.8.4 Samspil til andre virkemidler

Flerårige energiafgrøder kan erstatte kravet om efterafgrøder, hvis de er anlagt efter planperioden 2008/09 (Landbrugsstyrelsen, 2022a). 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.

7.8.5 Usikkerheder

Flerårige energiafgrøder forventes at opbygge organisk stof i jorden, men de seneste målinger har vist mindre opbygning end tidligere antaget. Beregninger af ændringer over tid er dog meget påvirket af evt. samtidige ændringer i jordens densitet, som påvirker massen af jord analyseret ved fast prøvetagningsdybde (Georgiadis et al., 2017), og dette bør undersøges nærmere. Stigning i jordens indhold af organisk stof ved overgang til ændret dyrkningsform vil fortsætte i en årrække, hvorefter en ny ligevægt forventes at indtræffe. Længden af denne overgangsperiode kan variere fra 20-100 år alt efter hvor store ændringer i C-input til jorden, der er ved overgangen samt jordtype, klima m.m. (Jensen et al., 2022; Siddique et al., 2023).

Pil har en N-kvotepå 120 kg N/ha. Der er dog tegn på, at det er i overkanten – i hvert tilfælde på bedre jorder (egne observationer). En reduktion til fx 75 kg N/ha, svarende til normen for elefantgræs og elletræer (Landbrugsstyrelsen, 2022c), vil reducere det beregnede lattergasbidrag med yderligere 211 kg CO₂-ækv/ha/år.

7.8.6 Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen

Landbrug

Ændring i afgrødevalget fra korn til energiafgrøder vil i emissionsopgørelsen have en effekt på ændring i N₂O-emission fra afgrøderester, fra nitratudvaskning og fra handelsgødning. Emissioner knyttet til ændringer i fordelingen af afgrødetyper vil blive inkluderet i emissionsopgørelsen, baseret på samme datagrundlag som anvendes i dag – dvs. data for afrealer og udbytte angivet i Danmarks Statistik, handelsgødningsforbruget i Handelsgødningsstatistikken og data vedrørende N-udvaskning fra NOVANA - Det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen.

Ovenfor er antaget øget areal med energiafgrøden pil, som har en gødningsnorm på 120 kg N/ha, hvilket betyder et lavere gødningsniveau end for dyrkning af korn/raps, hvor det beregnede gennemsnit for 2021 på JB5-6 er 175 kg N/ha (jf kapitel 4.5.3). Det forventes ikke, at et øget areal med energiafgrøder påvirker husdyrproduktionen og derfor antages det, at reduktionen i gødningsniveauet vil betyde et tilsvarende fald i anvendelsen af handelsgødning og dermed i N₂O-emissionen. For de afgrøder som ikke høstets årligt, vil den beregnede N₂O-emission fra afgrøderester fordeles over det antal år afgrøden står på marken. Det vil sige, at for energiafgrøder som høstes med et interval på mere end et år, forventes at bidrage til en reduktion i N₂O fra afgrøderester. Den forventede effekt med lavere N-udvaskning ved dyrkning af energiafgrøder må forventes at blive afspejlet i data fra NOVANA, som indgår som datagrundlag i beregningen af N-udvaskningen i emissionsopgørelsen.

LULUCF

Flerårige energiafgrøder i sædskiftet er afspejlet i opgørelsen af LULUCF-sektoren og indgår under landbrugsarealet. Arealet med sådanne flerårige energiafgrøder er meget begrænset, og derfor er metoderne til opgørelsen også forholdsvis simple. I 2022 er der i GLR registret 4.786 ha med pil.

For at et øget areal med flerårige afgrøder skal give øget kulstoflagring i drivhusgasopgørelsen, skal der foreligge tilstrækkelig dokumentation for en sådan kulstoflagringseffekt under danske forhold. I forbindelse med arbejdet med forbedringer i opgørelsen vil DCE se på, om artiklerne angivet i afsnit 7.8.3 kan anvendes i opgørelsen som dokumentation for, at arealer med flerårige energiafgrøder skal tillægges en øget kulstoflagring. Dog forventes det at have meget begrænset effekt på de samlede udledninger, idet der også skal tages hensyn til, hvilke arealer flerårige energiafgrøder dyrkes på.

Med hensyn til kulstofpuljen i biomassen tillægges arealer med flerårige energiafgrøder en større biomasse end arealer med etårige omdriftsafgrøder, se afsnit 4.5.4. Således har for eksempel pil en estimeret mængde kulstof i den levende biomasse på 8,7 ton C/ha sammenlignet med omdriftsafgrøder, som indgår med 5,9 ton C/ha. Derfor vil et øget areal med flerårige energiafgrøder resultere i en øget mængde kulstof i biomassen.

Flerårige afgrøder indgår ligeledes i klimafremskrivningen, hvor der dog hidtil ikke har været angivet særlige forventninger til stigning i arealet. Derfor indgår flerårige afgrøder i alle fremskrevne år med det samme areal som i det seneste opgørelsesår.

Referencer

- Børgesen, C.D., Dalgaard, T., Pedersen, B.F., Kristensen, T., Jacobsen, B.H., Jensen, J.D., Gylling, M., Jørgensen, U. (2018). Kan reduktionsmålsætninger for nitratudvaskning til Limfjorden opfyldes ved øget dyrkning af biomasse. DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. DCA rapport Nr. 131.
- Cacho, J.F., Negri, M.C., Zumpf, C.R., Campbell, P. (2018). Introducing perennial biomass crops into agricultural landscapes to address water quality challenges and provide other environmental services. WIREs Energy Environ 2018, 7:e275.
- Georgiadis, 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 Biology Bioenergy 9, 1390-1401.

- Jensen, J.L., Eriksen, J., Thomsen, I.K., Munkholm, L.J., Christensen, B.T. (2022). Cereal straw incorporation and ryegrass cover crops: the path to equilibrium in soil carbon storage is short. *European Journal of Soil Science*, 73(1), [e13173]. <https://doi.org/10.1111/ejss.13173>
- Klimarådet (2020). Kendte veje og nye spor til 70 procents reduktion - Retning og tiltag for de næste ti års klimaindsats i Danmark. Klimarådet, 154 s.
- Landbrugsstyrelsen (2022a). Alternativer til efterafgrøder 2022. Notat af maj 2022, [https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Efterafgroeder_og_jordbearbejdning/Faktaark - alternativer til efterafgroeder 2022.pdf](https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Efterafgroeder_og_jordbearbejdning/Faktaark_-_alternativer_til_efterafgroeder_2022.pdf)
- Landbrugsstyrelsen (2022b). Opgørelse af afgrødefordeling 2022. Notat af 15. juli, https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Tilskud/Arealtilskud/Direkte_stoette_-_grundbetaling_mm/2022/Opgoerelse_af_afgroedefordelingen_2022.pdf
- Landbrugsstyrelsen (2022c). Vejledning om gødsknings- og harmoniregler Planperioden 1. august 2022 til 31. juli 2023. 162 pp. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Goedningsregnskab/Vejledning_om_goedskning_og_harmoniregler_2022_2023.pdf
- 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. Energistyrelsen. 161 s.
- Mikkelsen, M.H., Albrektsen, R., Gyldenkerne, S. (2022). Sammenligning af klimaeffekter - Emissionsopgørelse, emissionsfremskrivning og Klimaeffekttabel. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 166 s. - Videnskabelig rapport nr. 501 <http://dce2.au.dk/pub/SR501.pdf>
- Morrison, R., Rowe, R.L., Cooper, H.M., McNamara, N.P. (2019). Multi-year carbon budget of a mature commercial short rotation coppice willow plantation. *GCB Bioenergy* 11, 895-909.
- Olesen, J.E., Jørgensen, U., Hermansen, J.E., Petersen, S.O., Eriksen, J., Søgaard, 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.
- 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.
- Rasmussen, T.V., Thybring, E.E., Munch-Andersen, J., Nord-Larsen, T., Jørgensen, U., Gottlieb, S.C., Bruhn, A., Rasmussen, B., Beim, A., Thomsen, M.R., Munch-Petersen, P., Primdahl, M.B., Bentsen, N.S., Frederiksen, N., Koch, M., Beck, S.A., Bretner, M.-L., Wittchen, A. (2022). Biogene materialers anvendelse i byggeriet. BUILD Rapport 2022:09 Institut for Byggeri, By og Miljø, Aalborg Universitet, 209 pp. Siddique, I. A., Grados, D., Chen, J., Lærke, P. E., & Jørgensen, U. (2023). Soil organic carbon stock change following perennialization: a meta-analysis. *Agronomy for Sustainable Development* 43, Artikel 58. <https://doi.org/10.1007/s13593-023-00912-w>
- Siddique, I. A., Grados, D., Chen, J., Lærke, P. E. & Jørgensen, U. (2023). Soil organic carbon stock change following perennialization: a meta-analysis. *Agronomy for Sustainable Development*. 43 (5), 58.

Sopegno, A., Rodias, E. , Bochtis, D., Busato, P., Berruto, R., Boero, V., Sørensen, C. (2016). Model for Energy Analysis of Miscanthus Production and Transportation. *Energies* 2016, 9, 392; doi:10.3390/en9060392

Sørensen, C.G., Halberg, N., Oudshoorn, F.W., Petersen, B.M., Dalgaard R. (2014). Energy Inputs and GHG Emissions of Tillage Systems. *Biosystems Engineering*, Volume 120, April 2014, Pages 2–14

7.9 Pløjefri dyrkning og forbud mod jordbearbejdning i visse perioder (KVM7.9)

Forfattere: Lars J. Munkholm og Elly Møller Hansen, begge fra Institut for Agroøkologi (afsnit 7.9.0-7.9.5), Mette Hjorth Mikkelsen (Landbrug) & Steen Gyldenkærne (LULUCF) (afsnit 7.9.6).

Fagfællebedømmer: Kiril Manevski, Institut for Agroøkologi (afsnit 7.9.0-7.9.5), Ole Kenneth Nielsen, Institut for Miljøvidenskab (afsnit 7.9.6).

Pløjefri dyrkning og forbud mod jordbearbejdning i visse perioder indbefatter en reduceret intensitet af jordbearbejdningen eller ingen jordbearbejdning i hele sædskiftet eller i givne perioder af året. Det antages, at omsætningen af organisk stof i jorden – og dermed frigørelsen af kulstof og kvælstof – mindskes ved pløjefri dyrkning og forbud mod jordbearbejdning i visse perioder i forhold til et traditionelt system med stubbearbejdning og pløjning (Myrbeck, 2014). Det fremhæves af Myrbeck (2014), at jordbearbejdningens effekt på mineraliseringen er kompleks, og at effekten afhænger af både tid og sted. Pløjefri dyrkning og forbud mod jordbearbejdning i visse perioder forventes at påvirke emissionerne relateret til energiforbrug til jordbearbejdning, kulstoflagring og lattergasemission fra marken.

7.9.1 Anvendelse

Pløjefri dyrkning

Traditionel jordbearbejdning under danske forhold består af pløjning (vendende jordbearbejdning) til 20-25 cm dybde, såbedstilberedning i 5-10 cm dybde og afsluttes med såning. Pløjefri dyrkning betegner et dyrkningssystem, hvor afgrøderne etableres uden anvendelse af pløjning. Det praktiseres normalt ved at foretage én eller flere harvninger forud for såning. Dette system betegnes ofte "reduceret jordbearbejdning". I den internationale litteratur benyttes betegnelsen "reduceret jordbearbejdning" også i tilfælde, hvor stubbearbejdning undlades efter høst, mens pløjning foretages om vinteren eller om foråret (her kaldet "pløjning uden stubbearbejdning"). Direkte såning ("No-tillage", "direct drilling") betegner den mindst intensive form for pløjefri dyrkning – her etableres afgrøden uden forudgående jordbearbejdning før såning og ved minimal jordforstyrrelse ved såningen. I den internationale litteratur anvendes ofte begreberne "Conservation tillage" og "Conservation agriculture". Conservation tillage beskriver et system, som mindsker følsomheden over for vind- og vanderosion og indbefatter generelt, at der er minimum 30% dække af afgrøderester på jordoverfladen efter høst (Carter, 2005) Dette kan opnås ved enten direkte såning eller reduceret jordbearbejdning med lav intensitet. Conservation agriculture beskriver et dyrkningssystem der omfatter: 1. minimal jordbearbejdning (dvs. direkte såning), 2. permanent jorddække med planterester eller levende planter og 3. alsidige sædskifter og samdyrkning af afgrøder (<http://www.fao.org/conservation-agriculture/overview/principles-of-ca/en/>).

Forbud mod jordbearbejdning i visse perioder

Virkemidlet "Forbud mod jordbearbejdning i visse perioder" er implementeret i gældende lovgivning som et kvælstofvirkemiddel under overskriften "Forbud mod jordbearbejdning forud for vårsåede afgrøder" (Landbrugsstyrelsen, 2022). Der gælder en række undtagelser for forbuddet mod jordbearbejdning i forbindelse med dyrkning af visse afgrøder. Økologisk jordbrugsproduktion er generet undtaget (Landbrugsstyrelsen, 2022).

7.9.2 Relevans og potentiale

Ifølge Danmarks statistik blev der i 2022 dyrket 584.846 ha med pløjefri dyrkning, hvoraf de 510.082 ha var med reduceret jordbearbejdning og de 74.764 ha uden bearbejdning af hele jordoverfladen (direkte

såning) ud af et samlet dyrket areal på 2.625.537 ha (Danmarks Statistik, landbrugs- og gartneritællingen). Hvis arealet med afgrøder udenfor omdrift, græs indenfor omdriften, braklægning og gartneriafgrøder fratrækkes det samlede, dyrkede areal er der 2.13 mil. ha, hvor der årligt etableres en afgrøde (potentielt pløjet areal). Arealet med reduceret jordbearbejdning og direkte såning udgør således henholdsvis ca. 27 og 4 % af det årligt bearbejdede/tilsåede areal. Resten (1.4675.969ha) antages at være pløjet i 2022.

Forbud mod jordbearbejdning forud for vårsåede afgrøder er implementeret som et virkemiddel for hele landet. Ved etablering af forårssået afgrøde bliver der i mange tilfælde etableret en efterafgrøde som indarbejdes sent efterår/tidlig vinter (tidligst 20. oktober, Landbrugsstyrelsen, 2022) eller tidligt forår. Hvis der ikke dyrkes en efterafgrøde, må der i følge Landbrugsstyrelsen (2022) først jordbearbejdes efter 1. oktober (JB7-9), 1. november (JB 5-6 og JB 10-11) eller 1. februar (JB 1-4).

7.9.3 Effekt på drivhusgasudledning

Pløjefri dyrkning forårsager normalt en omfordeling af kulstoffet imellem jordlagene (Gómez-Muñoz et al., 2021). Den samlede effekt på kulstoflagringen i jordprofilen er imidlertid variabel og afhængig af de specifikke forhold (Ogle et al., 2019). Sun et al. (2020) viser, at effekten af pløjefri dyrkning aftager med øget nedbør/koldere klima og den er meget lille under kolde og nedbørsrige forhold som de danske. Det bekræftes af danske studier (Gómez-Muñoz et al., 2021; Hansen et al., 2015; Schjøning og Thomsen, 2013). Munkholm et al. (2020) vurderede, at den direkte effekt af reduceret jordbearbejdning eller direkte såning på kulstoflagring er begrænset sammenlignet med pløjet. Dog viser Gómez-Muñoz et al. (2021), at der er en tendens til øget kulstoflagring for direkte sået i forhold til pløjet efter 17 års forsøg.

Lattergasemission under omsætningen af planterester (halm, efterafgrøder) vil muligvis påvirkes af forskellen i nedbrydningsforholdene mellem pløjet og reduceret jordbearbejdning/direkte såning. I den internationale litteratur er der mht. lattergasemission fundet færre positive og flere negative resultater (øget emission) ved pløjefri dyrkning sammenlignet med pløjning (Mei et al., 2018). Under danske forhold – veldrænede jorde med relativt lavt lerindhold - er der derimod fundet lavere lattergasemission ved pløjefri dyrkning end for pløjet i en række kortvarige studier målt i et langvarigt sædskifte- og jordbearbejdningsforsøg (CENTS) i Foulum (Chatskikh & Olesen, 2007; Chatskikh et al., 2008; Mutegi et al., 2010; Petersen et al., 2011; Taghizadeh-Toosi et al., 2022). Bedre iltforsyning ved omsætning af planterester placeret på eller nær overfladen i pløjefri dyrkning er formentlig årsagen til dette. Der er behov for undersøgelser på flere jordtyper i og flere perioder for at kvantificere om ovennævnte målinger i Foulum forsøget er generelt gældende under danske forhold. Da den nuværende metode til at beregne lattergasemission kun er baseret på N-input i planterester, vil emissionen i den nationale emissionsopgørelse være upåvirket af jordbearbejdningsmetode.

Der vil være en reduktion i det fossile energiforbrug til jordbearbejdning. De sparsomme udenlandske data er svære at fortolke i en dansk sammenhæng, da deres produktionssystemer afviger fra de danske. En tidligere dansk undersøgelse skønnede reduktionen i det fossile energiforbrug til jordbearbejdning til at være 22-60 % for reduceret jordbearbejdning og 70 % for direkte såning sammenlignet med pløjning (Olesen et al., 2005). Senere har Sorensen et al. (2014) beregnet en gennemsnitlige reduktion i dieselforbrug der var 21 og 43 % for henholdsvis reduceret jordbearbejdning og direkte såning sammenlignet med pløjning. Dieselforbruget til markarbejde udgør cirka 70 % af det totale fossile energiforbrug. Dermed er reduktionen i emission fra energiforbruget estimeret til 54 og 108 kg CO₂ ækv/ha for henholdsvis reduceret jordbearbejdning og for direkte såning.

Da det ikke forventes, at reduceret jordbearbejdning og direkte såning har effekt på input af kvælstof i handels- og husdyrgødning eller på udvaskningen, vil virkemidlet ikke påvirke de direkte og indirekte lattergasemissioner herfra.

Forbud mod jordbearbejdning forud for etablering af forårssåede afgrøder betyder at der enten etableres en efterafgrøde eller at der vokser ukrudt og spildkorn på jorden. For efterafgrøder henvises til særskilt afsnit om dette. Klimaeffekterne af ukrudt og spildkorn forventes at ligge imellem effekter af efterafgrøder og af bar (pløjet) jord. Den samlede drivhusgasbalance med de forskellige poster er vist i tabel 7.9.1.

Tabel 7.9.1 Samlet oversigt over virkemidlets reducerende effekt på de forskellige poster i drivhusgasbalancen angivet med AR5 værdier for GWP-100 af CH₄ og N₂O og LULUCF bidrag fra kulstofbinding.

Virkemiddel	Drivhusgasreduktioner/effekter					Enhed	TRL*	Sikker positiv klimaeffekt	Bemærkninger	Ændringer siden 2023 ift. nettoklimaeffekt m.m.
	CO ₂ /LULUCF	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ /energiforbrug	Netto klimaeffekt					
KVM7.9 Pløjefri dyrkning og forbud mod jordbearbejdning i visse perioder	0	0	0	108	108	kg CO ₂ -ækv/ha/år	9	Ja	Effekter på C lagring og lattergasemission er usikre Spænd fra 54-108 kg CO ₂ ækv/ha/år for hhv. red. Jordbearbejdning og direkte såning	6 kg CO ₂ -ækv/ha pga. ændringer i EF for udvaskning

7.9.4 Samspil til andre virkemidler

Hvor direkte såning kombineres med alsidige sædskifter, efterafgrøder og efterladelse af halm (Conservation Agriculture) er der overlap i forhold til virkemidlerne efterafgrøder, mellemafgrøder og nedmuldning af halm. Det vurderes, at den primære drivhusgaseffekt af Conservation Agriculture kan tillægges effekt af sædskifte, efterladelse af halm og efterafgrøder.

7.9.5 Usikkerheder

Den vurderede effekt af reduceret jordbearbejdning og direkte såning baserer sig på afsluttede og igangværende danske forsøg samt på øvrige erfaringer fra Nordeuropa. Samlet set vurderes den direkte effekt af reduceret jordbearbejdning og direkte såning at give en sikker mindre CO₂ udledning som følge af mindsket energiforbrug. Der er også god sikkerhed i forhold til vurdering af en beskedent direkte effekt af jordbearbejdning på kulstoflagringen i jorden. Derimod er der betydelig usikkerhed i forhold til vurderingen af nedsat risiko for lattergasemission ved reduceret jordbearbejdning og direkte såning, som beskrevet ovenfor.

Den samlede effekt af reduceret jordbearbejdning/direkte såning i kombination med alsidige sædskifter, efterafgrøder og efterladelse af halm (Conservation Agriculture) er mindre godt belyst, idet kun enkelte kombinationer af sædskifte, jordbearbejdning og jorddække er blevet undersøgt.

7.9.6 Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen

Landbrug

I den nationale emissionsopgørelse er reduceret jordbearbejdning ikke en variabel, der indgår i beregningen og derfor vil pløjefri dyrkning ikke i sig selv ændre på emissionens størrelse, med mindre

tiltaget føret til ændringer i afgrødevalg, flerårige afgrøder, gødskningsbehov eller N-udvaskningen. Udledningen af N₂O fra dyrkning af marken er alene baseret på tilførsel og tab/omsætning af kvælstof, og derfor vil der ikke med nuværende beregningsmetode blive afspejlet en effekt af reduceret jordbearbejdning. Såfremt reduceret jordbearbejdning har en påvirkning på N-udvaskningen, så vil dette indgå i emissionsopgørelsen via data fra NOVANA.

LULUCF

Pløjefri dyrkning indgår ikke i den nationale opgørelse med en særskilt C-effekt. DCE har ikke fundet dokumentation for, at pløjefri dyrkning øger udbyttet og dermed C-inputtet til landbrugsjorderne og/eller ændrer nedbrydningshastigheden af den tilførte mængde organisk stof i jorden. C-TOOL er parameteriseret over langtidforsøg og er ikke konstrueret til at kunne inddrage andre nedbrydningsfunktioner. Det årlige C-input til C-TOOL er baseret på de afrapporterede udbytter til Danmarks Statistik. Hvis pløjefri dyrkning påvirker udbyttet, vil pløjefri dyrkning automatisk indgå i den nationale opgørelse igennem de indhentede udbyttetotal fra Danmarks Statistik. Herudover findes der ikke separate aktivitetsdata og definitioner for og af pløjefri dyrkning. Af disse grunde indgår pløjefri dyrkning heller ikke i klimafremskrivningen.

Referencer

- Carter, M.R. (2005). Conservation tillage. In: Hillel, D. (Ed.), *Encyclopedia of Soils in the Environment*. Elsevier, Oxford, pp. 306-311.
- Chatskikh, D., Olesen, J.E. (2007). Soil tillage enhanced CO₂ and N₂O emissions from loamy sand soil under spring barley. *Soil and Tillage Research*, 97(1), 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. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 128(1-2), 117-126.
- Gómez-Muñoz, B., Jensen, L.S., Munkholm, L., Olesen, J.E., Hansen, E.M., Bruun, S. (2021). Long-term effect of tillage and straw retention in conservation agriculture systems on soil carbon storage. *Soil Science Society of America Journal*, n/a(n/a). <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/saj2.20312>
- Hansen, E.M., Munkholm, L.J., Olesen, J.E., Melander, B. (2015). Nitrate leaching, yields and carbon sequestration after noninversion tillage, catch crops, and straw retention. *Journal of Environmental Quality* 44, 868-881.
- Landbrugsstyrelsen (2022). Vejledning om pligtige og husdyrefterafgrøder og dyrkningsrelaterede tiltag. Planperioden 1. august 2022 til 31. juli 2023. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Efterafgroeder_og_jordbearbejdning/Vejledning_etterafgroeder_og_dyrkningsrelaterede_tiltag_for_2022_2023_maj2022.pdf
- Mei, K., Wang, Z., Huang, H., Zhang, C., Shang, X., Dahlgren, R.A., Zhang, M., Xia, F. (2018). Stimulation of N₂O emission by conservation tillage management in agricultural lands: A meta-analysis. *Soil and Tillage Research*, 182, 86-93. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.still.2018.05.006>
- Munkholm, L.J., Hansen, E.M., Melander, B., Kudsk, P., Jørgensen, L.N., Heckrath, G.J., Ravnskov, S., Axelsen, J.A. (2020). Vidensyntese om Conservation Agriculture. DCA rapport, nr. 177, DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, <https://dcapub.au.dk/djfpublikation/index.asp?action=show&id=1455>

- Mutegi, J.K., Munkholm, L.J., Petersen, B.M., Hansen, E.M., Petersen, S.O. (2010). Nitrous oxide emissions and controls as influenced by tillage and crop residue management strategy. *Soil Biology & Biochemistry*, 42(10), 1701-1711.
- Myrbeck, Å. (2014). Soil tillage influences on soil mineral nitrogen and nitrate leaching in Swedish arable soils. Ph.d.-afhandling nr. 2014:71 ved Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Soil and Environment, Uppsala.
- Ogle, S.M., Alsaker, C., Baldock, J., Bernoux, M., Breidt, F.J., McConkey, B., Regina, K., Vazquez-Amabile, G.G. (2019). Climate and Soil Characteristics Determine Where No-Till Management Can Store Carbon in Soils and Mitigate Greenhouse Gas Emissions. *Scientific Reports* 9.
- Olesen, J.E., Hansen, E.M., Elsgaard, L. (2005). Udledning af drivhusgasser ved pløjefri dyrkningssystemer, I: Olesen, J.E. (Ed.), *Drivhusgasser fra jordbruget - reduktionsmuligheder*: Foulum. DJF rapport, Markbrug nr. 113.
- Petersen, S.O., Mutegi, J.K., Hansen, E.M., Munkholm, L.J. (2011). Tillage effects on N₂O emissions as influenced by a winter cover crop. *Soil Biology & Biochemistry*, 43(7), 1509-1517.
- Schjønnig, P., Thomsen, I.K. (2013). Shallow tillage effects on soil properties for temperate-region hard-setting soils. *Soil and Tillage Research* 132 (0):12-20.
- Sorensen, C.G., Halberg, N., Oudshoorn, F.W., Petersen, B.M., Dalgaard, R. (2014). Energy inputs and GHG emissions of tillage systems. *Biosystems Engineering* 120 2-14.
- Sun, W., Canadell, J.G., Yu, L., Yu, L., Zhang, W., Smith, P., Fischer, T., Huang, Y. (2020). Climate drives global soil carbon sequestration and crop yield changes under conservation agriculture. *Global Change Biology* n/a (n/a). doi:10.1111/gcb.15001
- Taghizadeh-Toosi, A., Hansen, E.M., Olesen, J.E., Baral, K.R., Petersen, S.O. (2022). Interactive effects of straw management, tillage, and a cover crop on nitrous oxide emissions and nitrate leaching from a sandy loam soil. *Science of the Total Environment*, 828, 154316. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154316>

7.10 Præcisionsjordbrug (KVM7.10)

Forfatter: Michael Nørremark, Institut for Elektro- og Computerteknologi (afsnit 7.10.0-7.10.5, 7.10.7), Trine Anemone Andersen (Landbrug) & Lærke Worm Callisen (LULUCF) (afsnit 7.10.6),

Fagfællebedømmer: Kiril Manevski, Institut for Agroøkologi (afsnit 7.10.0-7.10.5, 7.10.7), Ole Kenneth Nielsen, Institut for Miljøvidenskab (afsnit 7.10.6)

Præcisionslandbrug gør det muligt at tilpasse beslutninger om landbrugsdrift i forhold til geografiske og tidsmæssige variable for fx jordbundsforhold, maskiner, plantevækst, samt forekomst af ukrudt, sygdomme og skadedyr. Stedspecifikke registreringer, satellitter, sensorer, prøveudtagninger og styring af maskiner gør det muligt at behandle en vilkårlig mark som en heterogen enhed. Gennem målrettet brug af input, reducerer præcisionslandbrug derved både variable driftsomkostninger og miljøomkostninger. Præcisionsjordbrug fremstilles 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.

7.10.1 Anvendelse

Præcisionsjordbrug dækker over flere teknologier og principper, som benævnes delvirkemidler i det følgende. Præcisionsgødsning defineres som to teknologier (som også gjort i ICF International, 2016) og energioptimeret markarbejde defineres også som to teknologier:

- Præcis spredning, hvor gødningsudstyret for uorganisk såvel som for organiske gødninger sikrer, at gødningen ved hjælp af auto- og sektionsstyring minimerer overlap ved gødsning. Omfatter også spredning med kantspredningsudstyr, hvorved granuleret kunstgødning ikke spredes til andre biotoper uden for markskel.
- Behovs- og positionsbestemt gødningstildeling er behovsbestemt gødsning kombineret med positionsbestemt tildeling baseret på bestemmelse af afgrødens næringsmæssige tilstand. Dette indebærer en graderet tildeling af gødning inden for marken med henblik på at tilpasse tildelingen til det lokale kvælstofbehov, så kvælstofudnyttelsen på markniveau optimeres. Tildeling på baggrund af enten markvariationsdata i forhold til jordbund og/eller via sensorer, hvor det aktuelle gødningsbehov bestemmes. Uanset bedriftstype vil det være nødvendigt med mere præcis fastsættelse af udbyttepotentiale på markniveau. Fastsættelse af forventet udbytte niveau kombineret med forståelse for variationen i kvælstofbehov på markniveau vil imidlertid kunne optimere udnyttelsen af det tilførte kvælstof i variable mængder og dermed reducere kvælstoftabet (Nørremark et al., 2020).
- Maskin- og flådestyring omfatter overvågning af landbrugsmaskiner og udstyr i realtid, herunder position, rute forslag og effektivitet.
- Beslutningsstøttesystemer til brændstofoptimering for indstillinger af maskiners funktioner, jordbearbejdningsdybde, dæktryk m.v i realtid. Omfatter målinger som foretages af maskiners elektronik under markarbejdet og som via software omsættes til beslutningsstøtte vist direkte på skærme/terminaler på maskinerne.

Behovs- og positionsbestemt tildeling anvendes i praksis ved udbringning af handelsgødning. Tildelingsprincipperne er også relevante i forhold til husdyrgødning. Sektionsafblænding på udstyr til

udbringning af flydende såvel som fast husdyrgødning er teknisk set forskellige, alt afhængig af om sektionstyringen sker manuelt eller positionsbestemt og automatisk. De markedsførende producenter af udstyr til udbringning af husdyrgødning er inden for de senere år begyndt at tilbyde positionsbestemt og automatisk sektionstyring/sektionsafblænding. Ved gradueret tilførsel af handelsgødning vil der være tale om spredning af et ensartet produkt med fuld plantetilgængelighed, mens der ved gradueret tilførsel af husdyrgødning vil være betydelig større inhomogenitet i de anvendte gødninger samt varierende indhold af plantetilgængeligt kvælstof. Opnåelse af samme effekt ved gradueret tilførsel af husdyrgødning som med handelsgødning forudsætter stor omhu i prøvetagning og analysering af husdyrgødningen, samt at der tages hensyn til analyseresultaterne, dvs. indholdet af $\text{NH}_4\text{-N}$, ved den graduerede tilførsel (Nørremark et al., 2020).

7.10.2 Relevans og potentiale

Flere internationale undersøgelser har vurderet, at præcisionsjordbrug kan være et effektivt virkemiddel til emissionsreduktioner (fx Glenn et al., 2021; Finger et al., 2019; Rees et al., 2020; Sehy et al., 2003; Balafoutis et al., 2017). National bekendtgørelse om næringsstofreducerende tiltag og dyrkningsrelaterede tiltag i jordbruget for planperioden 2022/2023 har optaget behovs- og positionsbestemt gødskning, samt sektions- og autostyring som alternative tiltag til efterafgrøder i forholdet 11 ha for reduktion af 1 ha i efterafgrødekrafter (retsinformation (Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, 2022)). Præcisionsjordbrug forstås i den følgende sammenhæng som teknologier, der tillader en mere behovsbestemt variation af tildelingen af input (fx gødning, pesticider og vanding) udbragt til marker, samt præcise styre- og beslutningssystemer for at minimere eksempelvis tildelingsoverlap og brændstofforbrug. I forhold til udledninger af klimagasser, er det især den variable tildeling af kvælstofgødninger, der er interessant, da denne er kilde til både direkte og indirekte lattergasemissioner. Hvis præcisionsjordbrug kan øge kvælstofudnyttelsen af kvælstofgødninger og/eller reducere kvælstofudvaskningen, vil det kunne reducere de relaterede lattergasudledninger tilsvarende. I forhold til udledning af CO_2 er det forbruget af fossile brændstoffer for dyrkning af afgrøder som er interessant i forhold til nyere teknologier og beslutningsstøttesystemer som kan reducere brændstofforbruget. Det direkte brændstofforbrug for at dyrke 1 ha korn er sidst opgjort i 2005, og udgør ca. 70 l diesel for jordbearbejdning, plantepleje, høst og halmbjergning, og transport til/fra mark, eksklusiv udbringning af husdyrgødning (0,3 (flydende) – 0,6 (fast) l diesel/tons (Dalgaard et al. (2002), dvs. ved 30 tons/ha udgør udbringning af husdyrgødning ca. 9-18 l diesel/ha). Det vurderes ikke at strukturudviklingen mht. mekanisering og dyrkningsteknikker i landbruget har ændret væsentligt ved det direkte brændstofforbrug per ha i kornafgrøder siden opgørelsen i 2002. Maskin- og flådestyring omfatter overvågning af landbrugsmaskiner og udstyr i realtid, herunder position, ruteforslag og effektivitet. Denne teknologi sørger for at øge ressourceudnyttelsen og reducere mængden af brændstof i forbindelse med mark- og transportarbejde med landbrugsmaskiner, lastbiler m.v. Tilpasset og visualiseret køreteknik, hastighed og korrekt indstilling på maskiners skærme/terminaler reducerer brændstofforbruget og dermed CO_2 -udledningen. Lavere motoromdrejninger, korrekt jordbearbejdningsdybde, og korrekt dæktryk er nogle få eksempler på åbenlyse fokusområder der kan sænke brændstofforbruget. Førere af maskiner bliver undervejs i markarbejdet anvist nye og optimerende indstillinger på baggrund af maskinernes målinger og beslutningsstøttemodeller foreslår ændringer under kørslen for at spare brændstof og/eller øge kapaciteten. Systemet måler kontinuerligt om ændringerne har effekt på brændstof og kapacitet, og erfaringen er at små optimeringer betyder større brændstofbesparelser (DLG, 2021).

7.10.3 Effekt på drivhusgasudledning

Forudsætninger:

Ved vurdering af effekter af præcisionsjordbrug på udledninger af lattergas tages her udgangspunkt i en økonomisk optimal kvælstofnorm på 183,3 kg N/ha i 2021 estimeret på baggrund af aktuell afgrødefordeling (Danmarks Statistik, 2022) og lineær udvikling af økonomisk optimal kvælstofnorm over årene 2006-2019 (Blicher-Mathiesen et al., 2020). Med indførelse af målrettet regulering vurderer Olesen et al. (2018) at det økonomisk optimale N-mængde reduceres med 7% for at tage hensyn til effekterne af denne regulering i de oplande som vil blive påvirket af reguleringen. Dette giver en gennemsnitlig kvælstofanvendelse på 171 kg N/ha. Ifølge opgørelser fra Landbrugsstyrelsens register over bedrifter som har anvendt præcisionsgødskning som alternativ til efterafgrøder i planperioden 2022/2023 blev der dyrket afgrøder med præcisionsgødskning på 109.405 ha, hvor det samlede dyrkede areal med landbrugsafgrøder udgjorde 2.239.403 ha (Danmarks Statistik). For omregning af diesel til CO₂ ækvivalenter er faktor 2,82 kg CO₂ ækv./l diesel anvendt.

Reduceret overlap ved N gødskning (direkte N₂O emission):

En reduktion af dette som følge af reduceret overlap ved brug af autostyring og sektionstyring, dvs. 3,5 % plus 6,5 %, stemmer totalen nogenlunde overens med et finsk studie, hvor det blev fundet, at dyrkningsfladen arealmæssigt blev 'overbehandlet' med gns. 14,7 % for en arbejdsbredde på 16 m på 17 marker (gns. størrelse på 5,4 ha) (Kaivosoja & Linkolehto, 2016). Princippet for centrifugalspredere til spredning af kunstgødning er baseret på et vist overlap, således at kiler og lignende med overlap ikke nødvendigvis får 100 % men teoretisk set nærmere 50 % overgødskning i de tilfælde, hvor sprederen åbnes for tidligt, eller hvor plejesporene i kiler ligger tættere, end hvad der passer til spredbredden. For overlap med gylle er der derimod tale om dobbeltdosering. Der foreligger ikke konkrete studier for tildelt mængde N før og efter indførelse af autostyring og sektionstyring på centrifugalspredere og udstyr til udbringning af husdyrgødning. Vurderingen er at udbragt N mængde reduceres med 5-7% efter indførelse af autostyring og sektionstyring. Denne reduktion vil ifølge IPCC AR5 og økonomisk optimal kvælstofnorm på tværs af afgrøder reducere lattergasudledningerne med 36-50 kg CO₂ ækv./ha/år. (jf. 4,16 kg CO₂ ækv./kg N i tildelt gødning).

Behovs- og positionsbestemt gødskning (direkte N₂O emission):

Lattergasemission fra kvælstofgødskning foregår i måneder efter gødskning og emissionsniveauet er afhængig af flere faktorer. Et tysk studie af lattergasemission med målinger fra dyrkning af majs på lerjord omkring München viste, at emissionen blev reduceret med 34 % i områder med lavt udbyttepotentiale, når den supplerende N tildeling (1 måned efter såning af majs og startgødning (40 kg N/ha)) blev reduceret fra 150 kg N/ha til 125 kg N/ha og uden at påvirke afgrødeudbyttet (Sehy et al., 2003). I områderne med højt udbyttepotentiale var lattergasemissionen ikke påvirket af øget N tilførelse fra 150 kg N/ha til 175 kg N/ha, hvor gns. udbyttet var lidt højere ved den høje N-tildeling, men ingen signifikante forskelle. Den generelle effekt af behovsbestemt kvælstofgødskning på markniveau i forsøgene var en reduktion i lattergasemission på 14 %. Emissionsfaktorerne for lattergas var generelt høje (mellem 1 % og 4 %). Et forsøgs-mæssigt tilsvarende canadisk studie har ved pløjefri dyrkning af raps på lerjord, over to vækstsæsoner, målt lattergasemissioner med store variationer mellem vækstsæsoner. De signifikante faktorer der øgede den kumulative lattergasemission var NO₃-N i jorden og jordfugtighed (Glenn et al., 2021). Områderne med højt udbyttepotentiale havde de laveste emissionsfaktorer trods tildeling af 50% mere kvælstofgødning end det økonomiske optimale gødningsniveau, hvilket tydede på en mere effektiv næringsstofoptagelse i afgrøden. Lattergasemissionsfaktorer var lavere for områder med højt

udbyttepotentiale ($\approx 0,1$ %, for begge vækstsæsoner) sammenlignet med områderne med lavt udbyttepotentiale (henholdsvis 0,9 % og 0,2 % for de to vækstsæsoner), hvilket indikerer at behovs- og positionsbestemt kvælstofgødskning kan reducere lattergasemission fra raps i dette tilfælde. Resultaterne viste endvidere, at den generelle effekt af behovs- og positionsbestemte kvælstofgødskning var en reduktion i lattergasemission på henholdsvis 20 % og 9 % for de to vækstsæsoner, hvor sidste vækstsæson vejrsmæssigt var et mere normalt år. Aktuelt anvender DK AR5 i opgørelsen af lattergasemissioner fra landbrugsjord. AR5, lattergasemission i kg N_2O-N/ha er 1% af udbragt kg N/ha. Ved en gns. kvælstofnorm på 171 kg N/ha er lattergasemissionen 1,71 kg N_2O-N/ha . En reduktion ved omfordeling og variable tildeling af N ud fra økonomisk optimale gødningsniveauer på delmarker vurderes på baggrund af de nævnte studier at andrage 9-14 %, hvilket svarer til 64-100 kg CO_2 ækv./ha/år. Dog er denne vurdering forudsat at effekten gælder for andre landbrugsafgrøder, hvor lignende undersøgelser ikke forefindes. Det vurderes dog på baggrund af de faktorer, som har betydning for lattergasemission, at afgrødernes evne til at optage N har en betydning, men at jordens fugtighed, NO_3-N indhold, temperatur og struktur har signifikant betydning for lattergasemission, som vist i ovenstående tyske og canadiske forsøg.

Behovs- og positionsbestemt gødskning (indirekte N_2O emission):

Behovs- og positionsbestemt plantedyrkning sigter på at graduere tildeling af gødning inden for marken, så kvælstofudnyttelsen på markniveau optimeres. Den miljømæssige gevinst i form af reduceret udvaskning opnås især, hvis gradueringen hindrer overgødskning af arealer, hvor kvælstofoptaget er begrænset af forskellige årsager, idet marginaludvaskningen må forventes høj på sådanne arealer. I Future Cropping projektet er der estimeret væsentligt højere udvaskning hvor plantetætheden er lav (M. Styczen, personlig kommunikation, 7. juni, 2019). Schelde et al. (2014) har beskrevet kvælstofeffekten i rodzonen ved anvendelse af positionsbestemt tilførsel af gødning. Konklusionen omkring kvælstofudvaskning er baseret på studier udført af Berntsen et al. (2006), som estimerede kvælstofudvaskning ud fra en forbedret kvælstofudnyttelse. Effekten vil være afhængig af krumning af marginaludvaskningskurven, og idet mange forsøg er gået til et niveau, hvor marginaludvaskningskurven er lineær, betyder det, at der ikke umiddelbart er en stor effekt på kvælstofudvaskningen ved at flytte rundt på gødningen. I en dansk kontekst er vurderingen altså, at behovs- og positionsbestemt gødskning 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 kvælstofudvaskningen, der er vanskelig at kvantificere.

Ifølge en svensk analyse opgjort med VERA-modelberegninger (Aronsson & Torstensson, 2004) er der reduktion i kvælstofudvaskning ifm. stedspecifik kvælstoftildeling i korn på baggrund af 135 markregistreringer med sensor (Söderström et al., 2004). Modelberegningerne viste en reduktion i kvælstofudvaskningen på 1,7 kg N/ha for en sandjord (mindre end 5 % ler) og 0,7 kg N/ha for en jord med højt lerindhold (mere end 40 % ler) afhængigt af graden af variation i udbyttepotentiale inden for de analyserede marker (Delin et al., 2015). I modelberegningerne indgik normalfordeling af kvælstofdoseringer omkring økonomisk optimum med ned til 30 kg N/ha under og op til 50 kg N/ha over optimum. Stedspecifik kvælstoftildeling blev sammenlignet med modelberegninger for ensartet tildeling ved forskellige jordtyper (jf. lerindhold) og variationer inden for marker (Delin et al., 2015). Fortolkningen af den svenske analyse forudsætter, at der nøje vurderes et gennemsnitligt udbyttepotentiale ifm. gødningsplanlægning for de enkelte marker. Omfordeling af kvotekvælstof for den enkelte mark fordeles inden for marken efter behov ud fra udbytte registreringer/-erfaring og/eller sensor data. Det forudsættes også, at kvotekvælstof flyttes mellem marker alene ud fra behov. I de tilfælde, hvor der forventes et lavere udbytte, vil kvælstoftilførslen kunne reduceres, hvilket vil reducere udvaskningen. Modsat kan en mere præcis fastsættelse også bevirke, at udbytte niveauet sættes højere i nogle marker, og såfremt der er ikke-

udnyttet kvælstofkvote på ejendommen, kan dette betyde en øget tilførsel, der alt andet lige forventes at øge udvaskningen marginalt. Gødsning efter sensor forventes at have et potentiale, hvor sensorer anvendes til at estimere gødningsvirkning af tildelt kunst- eller husdyrgødning, så der gødskes i forhold til målt (reduceret) kvælstofbehov i stedet for efter kvotekvælstof. Samlet set kan en detaljeret fastsættelse af kvælstofbehovet på markniveau således resultere i uændret, lavere eller øget kvælstofforbrug på bedriftsniveau. Berntsen et al. (2004) skønnede, at forbedret kvælstofudnyttelse som følge af positions- og behovsbestemt gødsning kan reducere udvaskningen med op til 3 kg N/ha. Schelde et al. (2014) vurderede, at effekten generelt kan ventes at være 1-2 kg N/ha. Der er ikke nyere danske eller internationale forskningsresultater og pilotprojekter, der giver anledning til at ændre dette skøn. Større reduktion i kvælstofudvaskning kan muligvis opnås, hvis overgødsning af grovsandede partier og områder med lav plantetæthed i marken undgås. Ligeledes forbedres teknologierne og strategierne løbende under danske forhold for bestemmelse af det optimale og stedspecifikke niveau for næringsstofftilførsel (fx Peng et al. 2021; Revenga et al., 2022). En reduktion af N-udvaskningen med 1-2 kg N/ha vil reducere lattergasudledningerne fra grundvand, dræn, søer og vandløb i størrelsesordenen 3-7 kg CO₂ ækv./ha/år.

Brændstofbesparelser (direkte CO₂ emission):

Måling af brændstofforbrug for traktorer ved vejtransport har vist at brændstofforbruget falder lineært med stigende dæktryk ved forskellige belastningsniveauer (Udompetaikul et al., 2011). I forsøgene af Udompetaikul et al. (2011) blev der målt op til 11% reduktion i brændstofforbrug ved at ændre traktorens dæktryk fra 9 psi til 23 psi ved kørsel på asfalteret vej. Under danske markforhold er automatisk dæktryksregulering afprøvet (Lyngvig og Højholdt, 2017). Forsøgene blev udført på forskellige jordtyper ved stubharvning i 20 cm dybde. Den gennemsnitlige brændstofbesparelse ved at sænke dæktrykket fra 1,6 bar til 0,8 bar var 7%. Miljøeffekter af automatisk dæktryksregulering er beregnet ud fra standardopgørelser for brændstofforbrug i Grøn Viden nr. 260 (Dalgaard et al., 2002) for henholdsvis vejtransport (5 l/ha) og markkørsel, for konventionelle bedrifter (65 l/ha). Ovennævnte procentiske brændstofbesparelser udgør samlet set ca. 5 l diesel/ha om året. Tilpasset dæktryksregulering er indenfor de seneste par år blevet integreret med beslutningsstøttesystemer (DSS) på traktorer og høstmaskiner. DSS software på maskinernes terminaler/skærme assisterer førere for indstilling af alle funktioner i relation til optimering af brændstofforbrug, effektivitet m.v. før og under kørsel ved et givent mark- eller transportarbejde. Effekten af et markedsført DSS er undersøgt af det tyske DLG i 2020, hvor der for 10 traktorførere fra hele Europa blev registreret en gns. brændstofbesparelse på 6% for jordbearbejdning når DSS blev anvendt i sammenligning med uden DSS. DSS kan umiddelbart optimere alt mark- og transportarbejde, hvorved brændstofbesparelsen på baggrund af ovenstående danske og tyske undersøgelser vurderes at antage ca. 4-5 l/ha pr. år, hvilket svarer til ca. 11-14 kg CO₂ ækv./ha/år. Autostyring har som nævnt ovenfor en reduktion i overlap med 3,5%. En sammenligning af manuel og autostyring for såning i pløjet jord har vist, at autostyring kan reducere brændstofforbruget med 6% ved 4 m arbejdsbredde og en 5 ha stor mark (Scarfone et al., 2021). Autostyring har derved også en mindre effekt på brændstofforbruget med 2-3 l/ha/år, når teknologien anvendes ifbm. markkørsel hvor overlap mellem spor og behandlinger kan reduceres, som svarer til 6 – 8 kg CO₂ ækv./ha/år.

En prototype for optimering af kørselsmønstre og ruter for markarbejde har vist sig at reducere brændstofforbruget med 7-8% som følge af reduceret total kørselslængde (gns. af 12 marker i DK, 120 ha i alt, 6,6 m arbejdsbredde) (Edwards et al. 2017). Nørremark et al. (2022) har sammenholdt almindelig praksis for høstarbejde i DK med en prototype af et flådestyringssystem og derved opnået 7% reduktion i brændstofforbruget for frakørselsvogne ifbm. høstarbejde i korn, frø og raps, inklusive indførsel af kontrolleret trafik. Herved blev risikoen for skadelig jordpakning reduceret med 25% og antallet af kørsler

med frakørselsvogne fra mark til lager blev reduceret med 14 %. Potentialet for reduktion i brændstofforbrug ved hjælp af optimering af kørselsmønstre, ruter og flådestyring vokser med kompleksiteten af markernes form, afstand fra mark til lager og antallet af maskiner og maskinførere som indgår i at udføre markarbejdet. De oplyste prototyper har derved en mindre effekt på brændstofforbruget med 4-6 l/ha når de anvendes i forbindelse markarbejde og transport, som svarer til 11 – 17 kg CO₂ ækv./ha/år.

Der er således store besparelsesmuligheder på brændstof alene, men det er vanskeligt at forudsige i hvilken udstrækning at værktøjerne vil blive udnyttet i landbruget, når systemer for optimering af kørselsmønstre og ruteplanlægning (markedsført) samt flådestyring er fuldt integreret med landbrugsmaskiner. Interessen for brændstofbesparelse har været stærkt stigende i de senere år med henblik på at reducere produktionsomkostningerne.

Den samlede effekt ved fuld brug af ovennævnte teknologiske muligheder for mere præcis styring af næringsstoffer og maskiner, ligger derfor skønsmæssigt på 145-210 kg CO₂-ækv./ha/år, hvilket, hvis opskaleret til hele det danske landbrugsareal, vil give årlige reduktioner i danske udledninger på 328-474 kt CO₂-ækv pr. år. Den samlede drivhusgasbalance med de forskellige poster er vist i tabel 7.10.1.

Tabel 7.10.1. Samlet oversigt over virkemidlets reducerende effekt på de forskellige poster i drivhusgasbalancen angivet med AR5 værdier for GWP-100 af CH₄ og N₂O og LULUCF bidrag fra kulstofbinding.

Virkemiddel	Drivhusgasreduktioner/effekter					Enhed	TRL*	Sikker positiv klimaeffekt	Bemærkninger	Ændringer siden 2023 ift. netto-klimaeffekt m.m.
	CO ₂ /LULUCF	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ /energiforbrug	Netto klimaeffekt					
KVM7.10 Præcisionsjord brug	0	0	130	48	178	kg CO ₂ -ækv/ha/år	9	Ja	Effekt mellem 145 og 210 kg CO ₂ -ækv/ha/år	5 kg CO ₂ -ækv/ha pga. ændringer i EF for udvaskning

7.10.4 Samspil til andre virkemidler

Præcisionsgødskning defineret som ovenstående er antaget ikke at ændre kvælstofforbruget på bedriftsniveau. Virkemidlerne vil imidlertid have indflydelse på, hvor stor en del af det tilførte kvælstof, der er plantetilgængeligt. Dette kan opfattes som en ændring i kvælstoftilførslen, som via udbyttefunktioner kan omsættes til effekt på udbytte og bortførsel af kvælstof samt efterfølgende udvaskning. Det antages derfor, at bedriftenes kvælstofkvote anvendes, så mængden af kvælstof blot omfordeles inden for marken eller på bedriften. I princippet kunne delvirkemidlerne for præcisionsgødskning tilsammen medføre et reduceret kvælstofforbrug, hvilket i så fald ville svare til effekten af reduceret norm. Der kan dog også være tilfælde, hvor delvirkemidlerne vil indebære en forøgelse i forhold til normen på markniveau, hvilket i givet fald kun vil kunne lade sig gøre ved omfordeling mellem bedriftens marker.

Reduceret kvælstoftilførsel kan vekselvirke med andre virkemidler på markfladen. Eksempelvis kan effekten af efterafgrøder mindskes ved brug af reduceret kvælstoftilførsel, ved at kvælstof mineraliseringen fra afgrøderester i efteråret bliver mindre, hvorved kvælstoftilgængeligheden mindskes. Drænvirkemidler påvirkes på samme måde ved, at der udvaskes mindre nitrat med drænvandet.

Den potentielle udvaskningsreduktion fra dyrkningsfladen samlet set for de delvirkemidler under præcisionsgødskning vil mindske behovet for fjernelse af nitrat uden for dyrkningsæsonen.

7.10.5 Usikkerheder

Reducerende afledte effekter af behovs- og positionsbestemt gødskning direkte, såvel som indirekte på lattergasemissioner er ikke veldokumenterede under danske forhold. Vurderinger er bl.a. baseret på internationale studier, hvor dyrknings- og gødningspraksis ikke nødvendigvis er direkte sammenlignelige med de danske. De afledte effekter af præcis spredning af gødning på både direkte og indirekte (dvs. fra kvælstofudvaskning) lattergasemissioner er baserede på få studier og modelberegninger.

Dog er den primære fokus på næringsstofudnyttelsen i afgrøderne, hvorimod direkte effekter på udvaskning bliver undersøgt i mindre grad. Det skyldes primært, at effekterne på kvælstofudvaskning forventes relativt små, og derfor ikke vil kunne detekteres ved traditionelle målinger af kvælstofudvaskning. Studier i præcisionsjordbrug kræver desuden fuldskala-forsøg for at validere modelberegninger for kvælstofudnyttelse og/eller lattergasemissioner under varierende faktorer for udbyttepotentiale. Tidshorisonten for at skaffe data er mindst 3-5 år, idet der skal gennemføres modellering af effekten kombineret med markforsøg over flere år. Modelberegninger for kvælstof-udnyttelse og -udvaskning, herunder usikkerheder har været undersøgt under pilotprojektordningen (Nørremark et al., 2020).

7.10.6 Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen

Landbrug

Præcisionsjordbrug er ikke et virkemiddel, der selvstændigt påvirker emissionerne under landbrugssektoren i emissionsopgørelsen, men reduktionseffekterne af virkemidlet i form af højere udbytter og reduceret udvaskning, med betydning for både den direkte og indirekte N₂O. Her tæller reduceret udvaskning positivt som færre udledninger mens højere udbytter vil øge udledningerne fra afgrøderester på marken. Effekterne vil automatisk blive afspejlet i opgørelsen via de anvendte datasæt (udbyttedata fra Danmarks Statistik og måledata fra NOVANA). Størrelsesordenen af effekterne vil som beskrevet under 7.10.3 afhænge af de lokale dyrkningsforhold. Under antagelsen om uændret gødningsforbrug vil virkemidlet ikke have nogen effekt på den direkte N₂O emission fra handelsgødning, med de emissionsfaktorer der anvendes i dag. Det vil kræve veldokumenterede forsøgsdata under repræsentative danske forhold at implementere differentierede emissioner fra handelsgødning tilført under præcisionsjordbrug, ligesom det vil kræve kontinuerligt tilgængelige aktivitetsdata for udbredelsen.

Effekter relateret til brændstofbesparelser hører under energisektoren i emissionsopgørelsen, og vil derfor ikke påvirke udledningerne fra landbrugssektoren, selvom disse stadig bidrager til de samlede danske udledninger.

LULUCF

Præcisionsjordbrug indgår ikke i opgørelsen af LULUCF-sektoren, da det ikke forventes at forårsage ændringer i kulstofpuljerne. Derfor indgår præcisionsjordbrug heller ikke i klimafremskrivningen. Hvis disse teknologier på sigt resulterer i en udbyttetigning, vil virkemidlet blive afspejlet i opgørelsen igennem indhentede udbyttetotal fra Danmarks Statistik.

7.10.7 Sideeffekter

Klimatilpasning

Udover brændstofbesparelser reducerer automatisk dæktryksregulering også skadelig jordpakning fra trafik med tunge landbrugsmaskiner. Ifølge Pulido-Moncada et al. (2022) øges N₂O (lattergas) emission med

øget komprimering af jorden i kombination med kvælstoftilførsel. De af Pulido-Moncada et al. (2022) analyserede emissionsopgørelser var dog forbundet med meget stor variation. Der er heller ikke tilstrækkelig viden om N₂O emissionsbidraget fra komprimeret jord under pløjelaget. Undersøgelse på København Universitet har på baggrund af målinger i langvarige forsøg med jordpakning i Taastrup kalibreret en DAISY-model og derved beregnet udledning af N₂ og N₂O. Modelberegningerne for vårbyg og vinterhvede estimerede en øget udledning af N₂+N₂O på henholdsvis 4-10 kg N/ha/år og 1-8 kg N/ha/år som følge af jordkomprimering over flere år og afhængig af udbredelsen af planterødder i jordlagene. Den fraktion, der går tabt som N₂O, varierer med jordtype, klima og dyrkningssystem. Højere frekvenser af iltfattige forhold i jordlagene mellem makroporerne som følge af skadelig jordpakning kan også påvirke jordens udledning af lattergas (Schjønning et al., 2015).

Miljø

Nedenstående tekst om miljømæssige sideeffekter af behovs- og positionsbestemt gødsning, samt præcis tildeling stammer fra N-virkemiddelkataloget 2020 (Eriksen et al., 2020). For behovs- og positionsbestemt gødsning, samt præcis tildeling er der sideeffekt i form af kvælstofeffekt da disse virkemidler har indflydelse på den tilførte kvælstofmængde til jordpuljen. For de tilfælde af kvælstofeffektvurderingen hvor der ikke foreligger konkrete forsøgsresultater for målt udvaskning, anvendes en ændring i marginal kvælstofudvaskning svarende til 0,21 kg N/ha pr. kg total-N/ha som enten tilføres eller fraføres til jordpuljen i kornafgrøder og 0,24 kg N/ha for majs og kartofler (udledt fra Børgesen et al., 2019). Faktoren for marginaludvaskning gælder kun for kvælstof udbragt i foråret.

Behovs- og positionsbestemt gødsning forudsætter, at et gennemsnitligt udbyttepotentiale vurderes ifm. gødningsplanlægning for de enkelte marker. Omfordeling af kvotekvælstof for den enkelte mark fordeles inden for marken efter behov ud fra udbytteregisteringer/-erfaring og/eller sensor data. Det forudsættes også, at kvotekvælstof flyttes mellem marker alene ud fra behov. Et studie af Berntsen et al. (2004) skønnede, at forbedret kvælstofudnyttelse som følge af positions- og behovsbestemt gødsning kan reducere udvaskningen med op til 3 kg N/ha. Schelde et al. (2014) vurderede, at effekten generelt kan ventes at være 1-2 kg N/ha. Der ikke nyere danske eller internationale forskningsresultater, der giver anledning til at ændre dette skøn.

Kvælstofeffekt af præcis tildeling er simuleret via DAISY-modellen (Gislum, 2019). Det vil sige sammenligning af ujævn fordeling (dvs. fuld gødningsdosis i hele arbejdsbredden) og jævn fordeling (dvs. arbejdsbredde opdelt i variable gødningsdoseringer vha. sektionstyring). Resultatet indikerer et potentiale for reduktion af udvaskning på 0-9 kg N/ha. Den store variation skyldes forskelle i markstørrelse, markform, arbejdsbredde og jordtype. På baggrund af den teoretiske analyse er det vurderet, at effekten generelt kan ventes at være 1-2 kg N/ha ved anvendelse af sektionstyring på centrifugalspredere, når de mest almindelige markstørrelser og former samt referencesituationen tages i betragtning. Reduktion af overlap og jævn fordeling ved udbringning af husdyrgødning drejer sig bl.a. om start/stop på slæbeslangebom, tværfordeling ved kørsel med sidehæld, samt reduktion af størrelse af sektioner på bomme og nedfælder, herunder aflukning på slangeniveau. Ved følgende antagelser om gns. kvælstofnorm, økonomisk optimum på 176 kg N/ha, at halvdelen af kvælstof udbringes i form af husdyrgødning, at spor til spor overlap udgør 3,5 %, at overlap i kiler og foragre udgør 6,5 % af 1 ha, og 100 % overdosering, så vil der overdoseres på overlap-arealer med ca. 88 kg N/ha i husdyrgødning alene. Sammenholdt med førnævnte ændring i marginal kvælstofudvaskning på 0,21 kg N/ha pr. kg total-N/ha vil der være mulighed for reduktion i marginal kvælstofudvaskning på op til 18 kg N/ha, hvis der anvendes autostyring og sektionstyring på gyllevogne under de nævnte forudsætninger for overlap og sammenlignet med konventionelt udstyr.

Biodiversitet

Hverken behovs- og positionsbestemt gødskning, eller præcis tildeling forventes at påvirke gødningsniveauet på markfladen væsentligt, og da der heller ikke forventes væsentlige andre ændringer i landbrugspraksis i forbindelse med disse delvirkemidler, vil der ikke være nogen væsentlig effekt på natur og biodiversitet på markfladen.

Som beskrevet under præcis gødningstildeling undgås ved præcis kantspredning tab af næringsstoffer til marknære habitater og hegn. Disse småbiotoper bliver derved mindre eksponeret for gødning, hvilket vil gavne biodiversiteten i habitater og hegn som støder op til konventionelt dyrkede marker (Damgaard et al., 2022, Pellissier et al., 2014, Sigsgaard et al. 2007). Danske undersøgelser har vist, at brugen af gødningsstoffer påvirker marknære habitater og hegn (Pellissier et al., 2014, Sigsgaard et al. 2007). Marknære habitater er i dag typisk domineret af nogle få næringselskende planter som græsser, brændenælde og tidsler (Ejrnæs et al., 2020). Eftersom jorden i marknære habitater normalt er meget næringsrig netop pga. spildet af gødning fra gødskning af markfladen, vil et ophør af næringsstofftilførsel fra markdrift langsomt føre til en sænkning af habitatjordens næringsstofniveau, som resulterer i en øget diversitet af plantearter i marknære habitater (Ejrnæs et al., 2014). Da behovs- og positionsbestemt gødskning og præcis tildeling virkemidlerne ikke inkluderer andre tiltag til reducere af marknære habitatjordens næringsstofniveau såsom fjernelse af overjord eller biomasse, vil en berigelse af floraen og de afledte effekter på insekter og andre dyr kun ske meget langsomt.

Udover brændstofbesparelser reducerer automatisk dæktryksregulering også skadelig jordpakning fra trafik med tunge landbrugsmaskiner. Skadelig jordpakning forekommer når jordens porerum reduceres, og jordens volumenvægt øges. Det vertikale tryk (eller stress) på jordlagene i forskellige dybder øges ved stigende dæktryk som vist med eksempler i Schönning et al. (2019). I et dansk forsøg er det vist, at volumenvægten for en sandblandet lerjord under pløjelaget stiger fra ca. 1.55 g/cm³ til over 1.7 g/cm³ ved at fordoble det vertikale tryk fra 95 kPa til 188 kPa (Lamandé et al., 2007) og ved de langvarige forsøg med jordpakning i Taastrup er en lignende forøgelse af volumenvægt målt som følge af stigende vertikalt tryk på jordlagene fra trafik (Petersen og Abrahamsen, 2021). Beylich et al. (2010) har påvist en negativ indflydelse af jordkomprimering på biomassen af mikrobielle jordorganismer og C-mineralisering ved en volumenvægt på 1,7 g/cm³ og derover. Beylich et al. (2010) konstaterede også på baggrund af litteraturnemgang at springhaler og leddyrsarter i jorden blev stærkt reduceret ved volumenvægt over 1,7 g/cm³, hvilket også stemmer overens med et dansk studie (Larsen et al. 2004). Beylich et al. (2010) konkluderede dog at parametre såsom jordens volumenvægt og estimeret luftledningsevne, ikke er følsomme nok til at beskrive jordorganismers fysiske miljø, men kun indirekte relateret til jordorganismers fysiologiske krav. Effekterne af jordpakning er ikke de samme for forskellige grupper af jordorganismer, men generelt vil overkomprimering føre til en reduktion af jordens biodiversitet samt en ændret sammensætning af jordbundens økosystem, herunder bakteriepopulationer, enzymatisk aktivitet og fauna. Skadelig jordpakning reducerer jordens vandledningsevne og fører også til at jordbunden bliver anaerob på steder, som kan have meget store indvirkninger på typer og fordeling af jordorganismer. En fremstilling af kompleksiteten og betydningen af jordens biodiversitet findes i European Atlas of Soil Biodiversity (Jeffery et al., 2010). I analysen vægtes skadelig jordpakning som den 7. mest betydende faktor for negative forandringer i jordens biodiversitet.

Andet

Forventer ingen andre effekter.

Referencer

- Aronsson, H., Torstensson, G. (2004). Beräkning av olika odlingsåtgärders inverkan på kväveutlakningen: Beskrivning av ett pedagogiskt verktyg för beräkning av kväveutlakning från enskilda fält och gårdar. Ekohydrologi 78. Swedish University of Agricultural Sciences, Division of Water Quality Management, SLU, Uppsala.
- Aude, E., Tybirk, K. & Pedersen, M.B. (2003). Vegetation diversity of conventional and organic hedgerows in Denmark. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol 99, nr. 1-3, s. 135-147.
- Balafoutis A., Beck B., Fountas S., Vangeyte J., Wal TVd., Soto I., Gómez-Barbero M., Barnes A., Eory V. (2017). Precision Agriculture Technologies Positively Contributing to GHG Emissions Mitigation, Farm Productivity and Economics. *Sustainability*, 9(8), 1339. <https://doi.org/10.3390/su9081339>
- 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.
- Beylich, A., Oberholzer, H.-R., Schrader, S., Höper, H., Wilke, B.-M. (2010). Evaluation of soil compaction effects on soil biota and soil biological processes in soils, *Soil and Tillage Research*, Volume 109, Issue 2, 2010, Pages 133-143. <https://doi.org/10.1016/j.still.2010.05.010>.
- Blicher-Mathiesen, G., Olesen, J.E. & Jung-Madsen, S. (red) (2020). Opdatering af baseline 2021. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 140 s. - Teknisk rapport nr. 162 <http://dce2.au.dk/pub/TR162.pdf>
- Børjesen, C.D., Sørensen P., Blicher-Mathiesen G., Kristensen M.K., Pullens, J.W.M., Zhao J., Olesen J.E. (2019). NLES5 - An empirical model for predicting nitrate leaching from the root zone of agricultural land in Denmark. Aarhus University, DCA - Danish Centre for Food and Agriculture. 116 p. - DCA report No. 163. <http://web.agrsci.dk/djfpublikation/index.asp?action=show&id=1313>.
- Dalgaard, T., Dalgaard, R., & Nielsen, A. H. (2002). Energiforbrug og økologiske og konventionelle landbrug. *Grøn Viden - Markbrug*, (260).
- Damgaard, C., Strandberg, B., Ehlers, B., Hansen, R.R., Strandberg, M.T. (2022). Effect of nitrogen and glyphosate on the plant community composition in a simulated field margin ecosystem: Model-based ordination of pin-point cover data, *Environmental Pollution*, Volume 315, 2022, 120377, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120377>.
- Danmarks Statistik (2022). Danmarks Statistik – AFG5: Det dyrkede areal efter område, enhed og afgrøde. <https://www.dst.dk/da/Statistik/emner/erhvervsliv/landbrug-gartneri-og-skovbrug/det-dyrkede-areal>
- Delin, S., Gruvaeus, I., Wetterlind, J., Stenberg, M., Frostgård, G., Börling, K., Olsson, C.M., Krijger, A.-K. (2015). Fertilisation for Optimised Yield Can Minimise Nitrate Leaching in Grain Production. Artikel 774 i compendium fra International Fertiliser Society konference i Cambridge, England, 11. december 2015, 24 sider.
- DLG (2021). CEMOS TRAKTOR - Softwareversion: 6.12.6 Cebis. DLG-APPROVED: Driver assistance systems – fuel consumption and ha/hr performance in cultivation. DLG Test Report no. 7096. CEMOS tractor. https://pruefberichte.dlg.org/filestorage/7096_e.pdf

- Edwards, G. T. C., Hinge, J., Skou-Nielsen, N., Villa-Henriksen, A., Sørensen, C. A. G., & Green, O. (2017). Route planning evaluation of a prototype optimised infield route planner for neutral material flow agricultural operations. *Biosystems Engineering*, 153, 149-157. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2016.10.007>
- Ejrnæs, R., Nygaard, B., Strandberg, M. (2014). Forbedring af naturtilstand og biodiversitet efter ophør af gødskning og sprøjtning af 53-arealer. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. 27. november 2014.
- Ejrnæs, R., Nygaard, B., Kjær, C., Baattrup-Pedersen, A., Brunbjerg, A. K., Clausen, K., Elmeros, M., Fløjgaard, C., Hansen, J.L.S., Hansen, M.D.D., Holm, T.E., Johnsen, T.J., Johansson, L.S., Moeslund, J.E., Sterup, J., Hansen R.R., Strandberg, B., Søndergaard, M. & Wiberg-Larsen, P. (2021). Danmarks biodiversitet 2020 – Tilstand og udvikling. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 272 s. - Videnskabelig rapport nr. 465. <http://dce2.au.dk/pub/SR465.pdf>
- Eriksen, J., Thomsen, I. K., Hoffmann, C. C., Hasler, B., Jacobsen, B. H., Baattrup-Pedersen, A., Strandberg, B., Christensen, B. T., Boelt, B., Iversen, B. V., Kronvang, B., Børgesen, C. D., Abolos Rodriguez, D., Zak, D. H., Hansen, E. M., Blicher-Mathiesen, G., Rubæk, G. H., Ørum, J. E., Rasmussen, J., ... Jørgensen, U. (2020). Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet - DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. DCA rapport No. 174 <https://dcapub.au.dk/djfpdf/DCArapport174.pdf>
- Finger, R., Swinton, S., El Benni, N., Walter, A. (2019). Precision Farming at the Nexus of Agricultural Production and the Environment. *Annual Review of Resource Economics*, Vol. 11, Issue 1, pp. 313-335. Available at SSRN: <https://ssrn.com/abstract=3468083> or <http://dx.doi.org/10.1146/annurev-resource-100518-093929>
- Glenn, A.J., Alan P. Moulin, Amal K. Roy, Henry F. Wilson (2021). Soil nitrous oxide emissions from no-till canola production under variable rate nitrogen fertilizer management, *Geoderma*, Volume 385, 114857. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114857>
- Gislum, R. (2019). Betydning af overlap ved gødningsudbringning for udvaskningen. Præsentation ved Plantekongres 2020 den 15/1-2020, Herning Kongrescenter, af Rene Gislum og Jakob Gyldengreen, AU, Institut for Agroøkologi og Merete Styczen, KU, Institut for Plante- og Miljøvidenskab
- ICF International (2016). Charting a Path to Carbon Neutral Agriculture: Mitigation Potential for Crop Based Strategies, ICF International, 1725 I Street, NW, Washington, DC 20006, USA, 145 pp.
- Jeffery, S., Gardi, C., Jones, A., Montanarella, L., Marmo, L., Miko, L., Ritz, K., Peres, G., Römbke, J. and van der Putten, W. H. (eds.) (2010). *European Atlas of Soil Biodiversity*. European Commission, Publications Office of the European Union, Luxembourg).
- Kaivosoja, J., Linkolehto, R. (2016). Spatial overlapping in crop farming works. *Agronomy Research*, 14, 41-53.
- Larsen, T., Schjøning, P., Axelsen, J. (2004). The impact of soil compaction on euedaphic Collembola. *Applied Soil Ecology* 26, 273-281).

- Lamandé, M., Schjønning, P., Tøgersen, F.A. (2007). Mechanical behaviour of an undisturbed soil subjected to loadings: Effects of load and contact area, *Soil and Tillage Research*, Volume 97, Issue 1, 2007, Pages 91-106. <https://doi.org/10.1016/j.still.2007.09.002>.
- Lyngvig, H.S., Højholdt, M. (2017). Brændstofforbrug ved harvning – forskellig harvedybde og dæktryk, med og uden pløjning. *Farmtest Maskiner og Planteavl* 147, SEGES, 19 pp.
- Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri (2022). Bekendtgørelse om næringsstofreducerende tiltag og dyrkningsrelaterede tiltag i jordbruget for planperioden 2022/2023. Retsinformation. <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2022/742>
- Nørremark, M., Hansen, E.M., Thomsen, I.K. (2022). Vurderingen af miljøeffekten ved variabel tildeling af husdyrgødning under præcisionslandbrug, Nr. 2021-0310376, 12 s., apr. 21, 2022. Rådgivningsnotat fra DCA – National Center for Fødevarer og Jordbrug.
- Nørremark, M., Nilsson, R., Grøn Sørensen, C. (2022). In-Field Route Planning Optimisation and Performance Indicators of Grain Harvest Operations. *Agronomy*, 12(5), [1151]. <https://doi.org/10.3390/agronomy12051151>
- Nørremark, M., Sørensen, P., Gislum, R., Rasmussen, J., Kudsk, P., Bruus, M., Strandberg, B., Rubæk, G.H., Hutchings, N.J., Pedersen, M.F. (2020). Præcisionsgødskning. I: Eriksen, J., Thomsen, I. K., Hoffmann, C. C., Hasler, B., Jacobsen, B. H. (redaktører), *Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet*. Aarhus Universitet. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. DCA rapport nr. 174, s. 199-220. <https://dcapub.au.dk/djfpdf/DCArapport174.pdf>
- Olesen, J.E., Petersen, S.O., Lund, P., Jørgensen, U., Kristensen, T., Elsgaard, L., Sørensen, P., Lassen, J. (2018). Virkemidler til reduktion af klimagasser i landbruget. DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, DCA rapport Nr. 130 <http://web.agrsci.dk/djfpublikation/index.asp?action=show&id=1273>.
- Pellissier, Loïc, Wisz, Mary S, Strandberg, Beate, Damgaard, Christian (2014). Herbicide and fertilizers promote analogous phylogenetic responses but opposite functional responses in plant communities. *Environmental Research Letters* 9(2). <https://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/9/2/024016>
- Peng, J., Manevski, K., Kørup, K., Larsen, R., Andersen, M.N. (2021). Random forest regression results in accurate assessment of potato nitrogen status based on multispectral data from different platforms and the critical concentration approach. *Field Crops Research*, vol. 268, pp. 108158. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2021.108158>
- Petersen, C. T., & Abrahamsen, P. (2021). Predicting effects of soil compaction on crop yield and nitrogen dynamics. Department of Plant and Environmental Sciences, University of Copenhagen. https://daisy.ku.dk/about-daisy/projects/commit/Simulating_compaction_effects_gudp.pdf
- Pulido-Moncada, M., Petersen, S.O. & Munkholm, L.J. (2022). Soil compaction raises nitrous oxide emissions in managed agroecosystems. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 42, 38. <https://doi.org/10.1007/s13593-022-00773-9>
- Rees, R.M., Maire, J.M., Florence, A., Cowan, N., Skiba, U.M., van der Weerden, T., Ju, X. (2020). Mitigating nitrous oxide emissions from agricultural soils by precision management. *Frontiers of Agricultural Science and Engineering*, 7(1), 75-80. <https://doi.org/10.15302/J-FASE-2019294>

- Revenga, J.C., Trepkli, K., Oehmcke, S., Jensen, R., Li, L., Igel, C., Gieseke, F.C., Friberg, T. (2022). Above-Ground Biomass Prediction for Croplands at a Sub-Meter Resolution Using UAV-LiDAR and Machine Learning Methods. *Remote Sens.* 2022, 14, 3912. <https://doi.org/10.3390/rs14163912>
- Scarfone, A., Picchio, R., del Giudice, A., Latterini, F., Mattei, P., Santangelo, E., Assirelli, A. (2021). Semi-Automatic Guidance vs. Manual Guidance in Agriculture: A Comparison of Work Performance in Wheat Sowing. *Electronics*, 10, 825. <https://doi.org/10.3390/electronics10070825>
- Schelde, K., Rubæk, G.H., Kudsk, P., Jørgensen, L.N., Olesen, J.E. (2014). Positionsbestemt tilførsel af gødning. I: Eriksen, J., Jensen, P.J., Jacobsen, B.H. (Redaktører) 2014. Virkemidler til realisering af 2. generations vandplaner og målrettet arealregulering. DCA Rapport nr. 052, Aarhus Universitet, pp. 149-154.
- Schjønning, P., van der Akker, J. J. H., Keller, T., Greve, M. H., Lamande, M. A. M., Simojoki, A., Stettler, M., Arvidsson, J., & Breuning-Madsen, H. (2015). Chapter Five - Driver-Pressure-State-Impact-Response (DPSIR) Analysis and Risk Assessment for Soil Compaction—A European Perspective. *Advances in Agronomy*, 133, 183-237. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2015.06.001>
- Schjønning, P., Lamandé, M., & Thorsøe, M. H. (2019). Soil compaction – drivers, pressures, state, impacts and responses: Vidensgrundlag inden for jordpakning. DCA - Nationalt center for fødevarer og jordbrug. <http://web.agrsci.dk/djfpublikation/index.asp?action=show&id=1306>
- Sehy, U., Ruser, R., Munch, J.C. (2003). Nitrous oxide fluxes from maize fields: relationship to yield, site-specific fertilization, and soil conditions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Volume 99, Issues 1–3, 97-111. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00139-7](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00139-7)
- Sigsgaard, L., Navntoft, S., & Esbjerg, P. (2007). Randzoner og andre pesticidfrie beskyttelsesstriber i dyrkede arealer - en udredning. Center for Skov, Landskab og Planlægning/Københavns Universitet. Miljøprojekt No. 1172.
- Strandberg, B., Sørensen, P. B., Damgaard, C., Bruus, M., Strandberg, M. T., Navntoft, S., & Nielsen, K. E. 2013. Indikatorer for biodiversitetsforbedringer i marknære småbiotoper ved etablering af sprøjtefri randzoner. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen; Nr. 149.
- Söderström, M., Nissen, K., Gustafsson K., Börjesson, T., Jonsson A., Wijkmark, L. (2004). Swedish Farmers' Experiences of the Yara N-Sensor 1998-2003. In: the Proc. of the 7th International Conf. on Precision Agriculture and Other Precision Resources Management, Minneapolis, USA.
- Udompetaikul, V., Upadhyaya, S., Vannucci, B. (2011). The Effect of Tire Inflation Pressure on Fuel Consumption of an Agricultural Tractor Operating on Paved Roads. *Transactions of the ASABE*, 54(1), 25-30. <https://doi.org/10.13031/2013.36249>.

7.11 Reduceret kvælstofnorm (KVM7.11)

Forfattere: Christen Duus Børgesen, Institut for Agroøkologi; Gitte Blicher-Mathiesen, Institut for Ecoscience og Peter Sørensen, Institut for Agroøkologi (afsnit 7.11.0-7.11.5), Trine Anemone Andersen (Landbrug) & Lærke Worm Callisen (LULUCF) (afsnit 7.11.6).

Fagfællebedømmer: Mathias Neumann Andersen, Institut for Agroøkologi (afsnit 7.11.0-7.11.5), Ole Kenneth Nielsen, Institut for Miljøvidenskab (afsnit 7.11.6).

7.11.1 Anvendelse

Klimavirkemidlet reduceret kvælstofnorm antages som udgangspunkt alene at slå igennem på den mineralske kvælstoftilførsel til landbrugsafgrøder ved mindre mængder købt handelsgødning kvælstof (N). Tilførslen fra husdyrgødning antages at være uændret ved dette virkemiddel. Der antages desuden, at en reduceret kvælstofnorm ikke fører til ændret afgrødevalg i konsekvensberegningerne.

Reduceret kvælstofgødsning kan medføre mindre afgrødeudbytte og lavere indhold af kvælstof i de høstede afgrøder, men kan også betyde mindre mineralsk kvælstofindhold i jorden efter høst, hvilket kan mindske risikoen for nitratudvaskning og denitrifikation. Under danske klimaforhold forekommer nitratudvaskning i begrænset omfang i vækstperioden (april til september), hvor fordampning overstiger nedbøren, mens vandoverskud forekommer efterår og vinter og udgør transportfaktoren for nitratudvaskningen fra rodzonen. Konsekvenser af lavere kvælstoftildeling på udbyttet på kort og langt sigt indgår i vurderingen af den mindre planteproduktion og dennes afledte effekt af færre afgrøderester tilbageført til jorden, hvilket giver mindre kulstoflagring i jorden.

7.11.2 Relevans og potentiale

Produktion af handelsgødning N er en energitung produktion, som resulterer i dannelse af CO₂ og lattergas afhængigt af produktionsmetoden. Udbragt N i handelsgødning har både direkte og indirekte effekter på emissionen af drivhusgasser. De direkte effekter omhandler en mindre emission ved mindre produktion og tilførsel til marken. De indirekte effekter er mindre ammoniakemission, nitratudvaskning og denitrifikation. Den indirekte lattergasemission fra nitratudvaskning vil være variabel afhængig af, hvordan virkemidlet implementeres og bidrager til dannelse af drivhusgasser. Ligeså vil ammoniakfordampningen bidrage til drivhusgasemissionen, hvilket også er afhængigt af typen og udbringningsmetoden af handelsgødningen.

7.11.2.1 Forbrug af handelsgødning

Ved det nuværende forbrug af N gødninger i Danmark bliver der anvendt mindre mineralsk kvælstof i landbruget end de samlede kvælstof (N) normer tillader jf. tabel 3.4 Blicher-Mathiesen et al. (2023). I figur 7.1 er vist udviklingen i handelsgødningsforbruget, den økonomisk optimale N tildeling, den lovbestemte aktuelle N norm og summen af udnyttet N fra alle gødninger baseret på data fra gødningsregnskaber fra danske landmænd jf. tabel 3.4 i Blicher-Mathiesen et al. (2023).

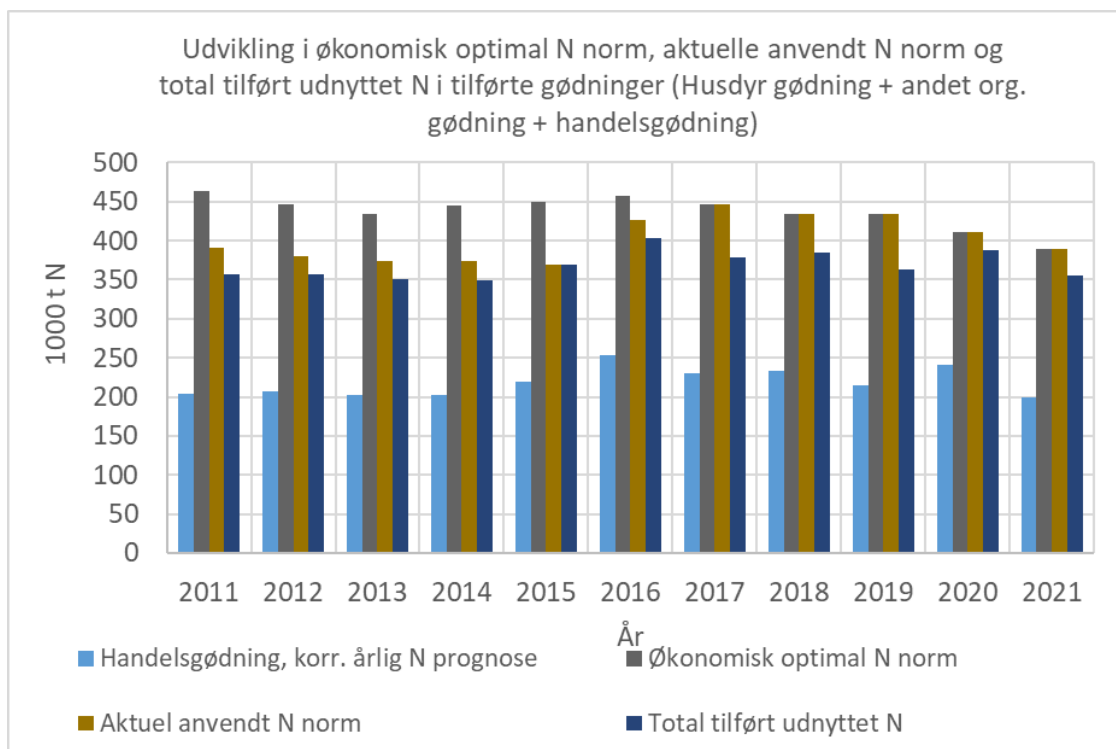
Anvendelse af reducerede N normer er opgjort som den gennemsnitlige udvikling i forbruget af N gødninger samt de summerede N gødningsnormer fra før (årene 2012-2015) og efter (årene 2018-2021) Fødevarer- og LandbrugsPakken (FLP) fra 2015 (Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Miljø, 2015). Sammenholdes det samlede forbrug af handelsgødning efter FLP med forbruget i perioden før FLP ses en stigning i udbragt handelsgødnings N på i gennemsnit 14.000 tons N svarende til 5 kg N/ha. Korrigeres dette tal med øget N i husdyrgødning kan der opgøres en samlet gennemsnitlig stigning på 17.000 ton N i

udnyttet N. Disse tal er påvirket af en række andre forhold der har betydning for opgørelse af effekten af øget N norm med FLP.

For at beregne en stigning i forbruget af handelsgødning efter FLP, der er rensset for andre ændringer i det økonomiske optimale N forbrug er der nederst i tabel 7.11.1 opgjort den gennemsnitlig "luft" for de to perioder (Kode K). Luften beregnes ved at beregne forskellen mellem den økonomisk optimale N tildeling (før og efter FLP), i forhold til hvor meget handelsgødnings-N der er tilført (korrigeret for årlig N prognose) plus summen af udnyttet N fra husdyrgødning og fra andre organiske gødninger. Den gennemsnitlige difference i luften mellem de to perioder (43.000 ton N) er et estimat for, hvor stor en stigning der er i udnyttelsen af N normen efter FLP, hvor N normene blev sat lig med den økonomisk optimale N norm.

Denne stigning i N forbruget er noget lavere end tidligere prognoser for effekten af højere N normer med Fødevarer og Landbrugspakken fra 2016, opgjort i Børgesen et al., 2015 og senest i Blicher-Mathiesen et al. 2023. Dette kan til dels tilskrives et fald i den økonomisk optimale N mængde på 27.000 tons N der både skyldes: nedgang i dyrket areal, ændring i økonomisk optimale N normer samt ændret afgrødesammensætning. Desuden er der i perioden 2011 til 2021 set en stigning i det økologiske landbrugsareal i Danmark fra 6 % til ca. 12 % i 2021 (Landbrugsstyrelsen, 2022). På økologiske marker er det ikke muligt at udnytte en øget N norm i handelsgødning. Desuden kan økologiske marker efter 2015 ikke modtage mere end 100 kg udnyttet-N per hektar, hvilket også kan have haft betydning for den samlede udnyttelse af den forøgede N norm med FLP. Der bemærkes at denne maksimale udnyttet-N per hektar i perioden efter 2020 er steget fra 100 kg udnyttet-N per hektar til henholdsvis 107 og 65 udnyttet-N per hektar afhængig af arealtilskuds sats. Dette har dog næsten ingen betydning for ændringer i N gødskningen i perioden 2018-2021 og forventes at indvirke minimalt på effekten af en fremtidig evt. N norm reduktion.

I tabel 7.11.1 er opgjort udviklingen i udnyttet N af den økonomisk optimale N norm for de to perioder. Denne stigning i udnyttet N (Kode H) ses overvejende som en stigning i handelsgødnings N (Kode A) men også en nedgang i dyrket areal, udviklingen i det økologiske areal og udviklingen i de aktuelle anvendte N normer for perioden (samlet i kode J). Der er en række faktorer involveret i udviklingen i N forbruget imellem de to perioder vist i tabel 7.11.1. Tilgængeligt data på landsplan gør det ikke muligt at adskille faktorerens individuelle betydning for udviklingen, hvilket medfører at der er usikkerhed på ændringen i N forbruget. Det økologiske areal er steget i perioden, hvilket medfører at en N norm stigning på disse arealer ikke kan udnyttes pga. restriktionerne på N-tilførselsloftet på økologiske arealer. Denne usikkerhed sammen med andre forhold overføres til prognose for fremtiden i tabel 7.11.2. De anvendte N normer imellem de to perioder er steget med 42.000 ton N (Kode I), der ud over stigningen i afgrøde N normen efter FLP også er påvirket af de samme faktorer som beskrevet ovenfor.



Figur 7.11.1 Udbragt handelsgødning korrigeret for N prognose, årlige økonomiske N norm, den aktuelt gældende anvendte N norm samt udnyttet N for landbrugsarealet i Danmark i perioden 2011-2021. Efter Blicher-Mathiesen et al. 2023.

Tabel 7.11.1 Gennemsnit af landsdækkende forbrug af kvælstofgødning opgjort ud fra landmænds indberettede GødningsRegnskaber (GR) som gennemsnit [1.000 ton N] for perioden 2012-2015 (Fødevarer og Landbrugspakken 2016. Før FLP) og perioden efter FLP (2018-2021). (Efter Blicher-Mathiesen et al., 2023, tabel 3.4).

Kode	Forbrug af kvælstofgødning	Genn. N 2012-2015	Genn. N 2018-2021	Ændring (Genn. 2018-2021) minus (Genn. 2012-2015)
		1000 ton N	1000 ton N	1000 ton N
A	Handelsgødning GR	208	222	14
B	N-prognosen	6	4	-2
C=A-B	Handelsgødning GR kor. N-prognosen	202	218	16
D	Husdyrgødning GR	216	220	4
E	Anden organisk gødning GR	7	3	-4
F=A+D+E	Total forbrug af kvælstofgødning GR	431	445	14
G	Udnyttet husdyr og anden org. gødning GR	148	151	3
H=A+G	Total_aktuel udnyttet N i gødninger	356	373	17

	Kvælstofnormer uden udlæg og forbrugt			
I	Aktuel anvendt N normer	375*	417	42
J	Økonomisk optimal N norm.	444	417	-27
K=J-C-G	Ikke udnyttet Økonomisk N norm* "Luften"	87	44	-43

* Effekt af reducerede N normer i perioden 2012-2015.

7.11.2.2 Scenarie for effekt af en ny reduktion af N norm

Baseret på den observerede stigning i forbruget af primært handelsgødnings N med FLP, forventes der med eventuelle reducerede afgrøde N normer, at reduktion i den samlede N kvote ikke slår fuldt igennem på forbruget af N gødning.

Konventionelle landbrug, hvor de reducerede N normer alene anses at slå igennem, har til en vis grad luft i N gødningstildelingen. Samlet er der "luft" (forskell mellem tilladt forbrug og aktuelt forbrug) i N gødningsregnskaberne for mange landmænd (jf. Fig 3.10 i Blicher-Mathiesen et al., 2023). En reduktion i kvælstofnormen vil derfor ikke nødvendigvis betyder mindre forbrug af handelsgødnings N, da luften kan udnyttes til at opfylde kravet til en fremtidig N norm reduktion. For planteavlsbrug og svinebrug er der en generel tendens til at N normen udnyttes mere end for kvægbrug, hobbybrug og blandet husdyrbrug (jf. Fig 3.10 i Blicher-Mathiesen et al., 2023).

Således vil en N normreduktion også forventes at slå mere igennem på handelsgødningsforbruget hos svinebrug, planteavlsbrug end for kvægbrug og blandede brug, der har mere luft i deres gødningsregnskaber. Fritidsbrug og hobbylandbrug forventes kun i minimal grad at reducere handelsgødningsforbruget ved en reduktion i N norm, da disse brug som regel også har mere luft i deres N gødningsregnskab.

I tabel 7.11.1 er vist det gennemsnitlige årlige total N norm efter FLP svarende til 417.000 ton N (gennemsnit af årene 2018-2021). Den totale N norm der udnyttes med gødningerne udgør 373.000 ton N. Disse tal indgår som grundlag for to scenarier for udviklingen af en N norm reduktion: Scenarie A, der anvender beregningsprincippet baseret på udviklingen i "Luften" imellem de to perioder før og efter FLP. Scenarie B, hvor der tages udgangspunkt i den udnyttede N norm efter FLP (373.000 ton N).

Det aktuelle registrerede udbragte udnyttede kvælstof er vist i Fig. 11.1 samt opgjort i tabel 7.11.1. Udnyttelsen af den tilladte mergødning korrigeret for både arealanvendelse og ændrede N normer og ændringer der følger ændringer i det økologisk dyrkede areal kan beregnes til forskellen i luften (43.000) mod ændringen i de anvendte N normer (42.000 t N), $(43/42) * 100 \% = 102 \%$. Således blev den forøgede N norm (gennemsnitlig med N norm reduktion på 16 % (gennemsnittet for 2012-2015)) udnyttet med samlet 102%. Denne effekt inkluderer effekten af det forøgede økologiske areal, som selvstændigt reducerer udnyttelsen af den forøgede N norm. Samlet er der således udnyttet mere af N normen end hvad den oprindelige "luft" tillader. Årsagen til denne store udnyttelse er primært at den økonomiske N norm i 2021 jf. tabel 3.4 i Blicher-Mathiesen et al. (2023), er betydelig lavere end for de tidligere år hvilket medfører en mindre stigning i den økonomiske N norm (de 42.000 t N) sammenlignet med tidligere (57.000) for perioden 2017-2020.

Til at estimere en forventet udvikling i effekten af en reduceret N norm, er der opgjort et reduktionsscenario (Kaldet scenarie A), baseret på den udvikling, der var mellem før og efter FLP korrigeret for N prognosen. N prognosen er antaget at slå fuldt igennem. Der antages forskellige forventede effekter af den aktuelle N norm reduktion afhængig af N norm reduktions-procenten, da luften kan udnyttes mere ved lave norm reduktioner sammenlignet med høje N norm reduktioner. Beregningerne af den aktuelle ændring i N normen er vist i tabel 7.11.1. Her opgøres norm N reduktionen at slå igennem forskelligt fra 60 % ved 5 % N norm reduktion til 80 % ved 15 % N norm reduktion. Ved 15 % antages der, at 80 % udnyttes, hvilket er lidt mere end den realiserede 75 % ændring ved FLP (16 %). De 102 % indeholdt som tidligere omtalt en effekt af øget økologisk areal, som ikke forventes på samme niveau med en 80 % ændring. Reduktionen i handelsgødningforbruget opgøres til en reduktion på henholdsvis 11.000 ton N, 22.000 ton N og 33.000 ton N ved henholdsvis 5 %, 10 % og 15 % N norm reduktion.

For scenarie B, hvor det er den økonomiske N norm der er korrigeret for "Luft", antages at N normen der reduceres i, er den aktuelt udnyttede N norm på 417.000 ton N (gennemsnit 2018-2021). De beregnede tilsvarende estimater ved en norm reduktion på 5 %, 10 % og 15 % under scenarie B, udgør henholdsvis 21.000 ton N, 42.000 ton N og 63.000 ton N jf. tabel 7.11.2.

7.11.3 Effekt på drivhusgasudledning

En reduktion i kvælstofgødskning på 1 kg N/ha vil reducere den direkte lattergasemission fra selve gødningen med 4,2 kg CO₂-ækv./ha og 1,71 kg CO₂-ækv./ha fra planterester (antaget at kvælstofinputtet i planterester svarer til 41 % af kvælstofinputtet) – se principperne for beregningen i kapitel 4. Den indirekte lattergasemission fra nitratudvaskning vil være variabel afhængig af, hvordan virkemidlet implementeres, men med en marginaludvaskning på 18 % anvendt som anvendt i Eriksen et al., 2020, vil reduktionen være 0,61 kg CO₂-ækv./kg N. Med udgangspunkt i den gennemsnitlige ammoniakemission fra handelsgødning (4 % af N input - se kapitel 4), vil reduktionen i den indirekte lattergasemission være 0,17 kg CO₂-ækv./kg N. Sammenlagt, vil reduktionen i lattergasemission være 6,69 kg CO₂-ækv./kg N mindre tilført. Der vil være en mindre kulstoflagring i jorden på grund af det lavere kulstofinput fra planterester. Det har ikke været muligt at lave en detaljeret analyse af effekten, men hvis man antager en C:N forhold i planteresterne på 40 og en gennemsnitlig langtidslagring af kulstofinput på 12% (kapitel 4), vil der være en reduktion i kulstoflagringen på cirka 2,0 kg CO₂-ækv./kg N reduceret i tilførslen. Sammenlagt vil det give en reduktion i emission på 4,7 kg CO₂-ækv. per kg N mindre tilførsel.

I tabel 7.11.2 er vist den forventede effekt af de to beskrevne scenarier for mindre handelsgødningforbrug ved en 5 %, 10 % og 15 % mindre N norm for det samlede landbrugsareal i Danmark. Resultaterne er vist som intervaller, der repræsenterer de to scenarier A og B. Effekten er beregnet med standardeffekten på 4,7 kg CO₂-ækv. per kg N reduceret, hvor der inddrages effekten på mindre kulstoflagring i jorden på cirka 2,0 kg CO₂-ækv./kg N.

Det skal dog her tages højde for usikkerheden på hvor meget kvælstofnormreduktionen potentielt kan slå igennem på det aktuelle forbrug opdelt på driftsgrene. I Blicher-Mathiesen et al., 2021 er der i figur 3.10 vist hvorledes forskellige driftsgrene gøder deres marker med N i forhold til deres N kvote.

Den samlede drivhusgasbalance med de forskellige poster er vist i tabel 7.11.3.

Tabel 7.11.2 Beregnet reduktion i drivhusgas emission CO₂-ækv 1000 t i forbindelse med reduceret handelsgødningsforbrug som følge af to scenarier (A: Baseret på udviklingen med FLP) og (B: Baseret på udnyttelsen af N normen) for udviklingen i den udbragte kvælstofmængde med tre niveauer af reduktion i N gødningsnormer.

Scenarie	Reduktion i N norm [%] (Gen. aktuel N norm på 417.000 ton N)	5%	10%	15%
A	Reduktion i N norm (Total N norm) [1000. t N]	11	22	33
A	Forventet effekt (%) på aktuelt N forbrug med handelsgødning ved reduktion i N norm.	60 %	70 %	80 %
A	Reduktion i handelsgødningsforbruget [1000. t N]	7	15	26
B	Reduktion i N norm (Anvendt N norm) [1000. t N]	21	42	63
A og B*	Reduktion i drivhusgasemission [kt CO ₂ -ækv]	32- 99	71- 197	122- 296
A og B*	Heraf effekt fra mindre kulstoflagring i jord [kt CO ₂ -ækv]	-14 til -42	-30 til -84	-52 til -126

* Der er pt. ikke klarhed over hvordan bidraget fra kulstoflagring i jord (LULUCF) skal beregnes med henblik på at indregne det i landbrugets udledninger og i hvilken udstrækning det vil blive muligt. Der tages derfor forbehold mht. at LULUCF bidraget kan adderes direkte til de øvrige poster – som det er gjort her – for at beregne netto klimaeffekten af virkemidlerne.

Tabel 7.11.3 Samlet oversigt over virkemidlets reducerende effekt på de forskellige poster i drivhusgasbalancen angivet med AR5 værdier for GWP-100 af CH₄ og N₂O og LULUCF bidrag fra kulstofbinding.

Virkemiddel	Drivhusgasreduktioner/effekter					Enhed	TRL*	Sikker positiv klimaeffekt	Bemærkninger	Ændringer siden 2023 ift. netto-klimaeffekt m.m.
	CO ₂ /LU-LUCF	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ /energiforbrug	Netto klimaeffekt					
KVM7.11 Reduceret kvælstofnorm Min. (5% reduktion i norm)	-28	0	94	0	66	mio. kg CO ₂ -ækv/år (hele DK)	9	Ja	Spændet i tallene dækker en reduceret norm reduktion fra 5 - 15%	-5 mio. kg CO ₂ -ækv/år (hele DK) pga. ændrede forudsætninger for beregningen
KVM7.11 Reduceret kvælstofnorm Max. (15% reduktion i norm)	-89	0	298	0	209	mio. kg CO ₂ -ækv/år (hele DK)	9	Ja		-32 mio. kg CO ₂ -ækv/år (hele DK) pga. ændrede forudsætninger for beregningen

7.11.4 Samspil til andre virkemidler

Reduceret kvælstofnorm antages alene at slå igennem på forbruget af mineralsk handelsgødning. Andre virkemidler – såsom udtagning af landbrugsareal af produktion (KVM 7.6), øget areal med efterafgrøder (KVM 7.1), skærpede krav til udnyttelse af udvalgte typer husdyrgødning (KVM 7.16) kan alle påvirke forbruget af handelsgødning og derved ændre på handelsgødningsforbruget. Ændringer i arealanvendelse til afgrøder med højere N normer kan også forøge forbruget af handelsgødning og derved modvirke effekten af generelt lavere kvælstof normer. Ændringer i mængden af husdyrgødning vil enten fortrænge eller øge forbruget af handelsgødning.

7.11.5 Usikkerheder

Det er stor usikkerhed om hvorvidt de reducerede N normer slår igennem på det aktuelle N forbrug i handelsgødning, i og med at der for mange landbrug er "luft" i deres aktuelle forbrug af N gødninger sammenholdt med hvad deres samlede N norm tillader. Det er uklart om fremtidige N gødningspriser og produkt priser (korn raps, ærter, grovfoder, kartofler, roer) vil ændre på de optimale N normer. Dette kan påvirke kvælstofnormerne, men også udnyttelsen af den samlede N norm.

De årlige stigning i det økologiske areal i perioden før og efter FLP kan være med til at ovenstående estimater for scenarie A er underestimeret. Desuden kan fremtidige højere økonomisk optimale N normer eller ændringer i arealanvendelsen til afgrøder med højere N normer også medføre at estimaterne for nedgangen i handelsgødningsforbruget er for høje.

Der er i beregningerne i scenarie A antaget at N prognosen slår fuldt igennem i forbruget af handelsgødning før og efter FLP. Det er usikkert hvorvidt alle landmænd korrigerede den aktuelle N gødskning før og specielt efter FLP, da der som nævnt for mange landmænd er luft i deres N gødningsregnskaber. Dette kan i opgørelsen medføre en overestimering i stigningen i det beregnede/korrigerede forbrug af handelsgødnings N med FLP. For scenarierne med reducerede N normer (5 %, 10 % og 15 %) kan dette således også føre til overestimering af faldet med reducerede N normer.

Desuden kan ændrede udnyttelsesgrader af husdyrgødning, og/eller ændret animalsk produktion medfører ændret adfærd omkring udnyttelsen af kvælstofnormen. Anvendelse af standarder for drivhusgas emissioner har en iboende usikkerhed som ikke indgår i beregningerne af CO₂ ækvivalenter. Det er desuden vanskeligt at lave prognose omkring hvordan landmænd vil tilpasse sædskiftet til reducerede N normer. I de gennemførte beregninger antages at arealanvendelsen og tilknyttet N norm vil være som gennemsnittet af perioden 2017-2020.

7.11.6 Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen

Landbrug

Reduceret kvælstofnorm er ikke et virkemiddel, der selvstændigt påvirker emissionerne under landbrugssektoren i emissionsopgørelsen eller i klimafremskrivningen, men reduktionseffekterne af virkemidlet i form af reduceret handelsgødningsforbrug og reduceret kvælstofudvaskning, med betydning for både den direkte og indirekte N₂O indgår automatisk via de anvendte datasæt til de historiske opgørelser. Effekterne vil således blive afspejlet direkte via handelsstatistikkerne for handelsgødning fra Landbrugsstyrelsen og måledata fra NOVANA på kvælstofudvaskningen og reduktionseffekterne tilsvare de beregnede i afsnit 7.11.3 i størrelsesordenen, da der anvendes samme beregningsmetode. Dertil kommer betydningen af et potentielt ændret og reduceret udbytte, og en påvirkning af NO_x fra handelsgødning, som ikke er regnet med her, men begge vil give anledning til en beskedent merreduktion.

LULUCF

Reduceret kvælstofnorm er afspejlet i opgørelsen af LULUCF-sektoren i det omfang, det resulterer i lavere udbytter. Udbyttestørrelsen har betydning for C-input i C-TOOL og dermed for jordens kulstofpulje. DCE henter udbyttetotal til opgørelsen ved Danmarks Statistik. Lavere udbytter vil resultere i et lavere kulstofinput

til jorden og dermed lavere kulstoflagring. Effekten af reduceret kvælstofnorm forventes kun at være effekten af et lavere udbytte og ikke den mulige ændring i afgrødernes kvælstof-/proteinindhold samt begrænsning til salgsafgrøder. For græs, hvor inputfaktoren til jordens C-balance er uafhængig af N-normen, vil der ikke være nogen effekt. Samlet vurderes det, at en ændret N-norm vil have en begrænset effekt på den samlede LULUCF-sektor. Det er ikke muligt for DCE at verificere effekten, som er angivet i ovenstående afsnit.

Reduceret kvælstofnorm indgår ikke i fremskrivningen af LULUCF-sektoren, idet den isolerede effekt af virkemidlet på udbytterne ikke er kvantificeret. Derfor vil øget brug af reduceret kvælstofnorm i klimafremskrivningen ikke resultere i ændret kulstofinput til jord i C-TOOL i fremskrivningen.

Referencer

- Blicher-Mathiesen, G., Olesen, J.E. & Jung-Madsen, S. (red). (2020). Opdatering af baseline 2021. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 140 s. - Teknisk rapport nr. 162 <http://dce2.au.dk/pub/TR162.pdf>
- Blicher-Mathiesen, G., Thorsen, M., Houlborg, T., Petersen, R.J., Rolighed, J., Andersen, H.E., Jensen, P.G., Wienke, J., Hansen, B. & Thorling, L. (2023). Landovervågningsoplåde 2021. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt center for Miljø og Energi, 284 s. - Videnskabelig rapport nr. 526. <http://dce2.au.dk/pub/SR526.pdf>
- Børgesen, C.D., Thomsen, I.K., Hansen, E.M., Kristensen, I.T., Blicher-Mathiesen, G., Rolighed, J., Jensen, P.N., Olesen, J.E., Eriksen, J. (2015). Notat om tilbagerulning af tre generelle krav, Normreduktion, obligatoriske efterafgrøder og forbud mod jordbearbejdning i efteråret. DCA Notat. https://pure.au.dk/ws/files/95991713/Notat_om_tilbagerulning_af_tre_generelle_kvav_Normreduktion_Obligatoriske_eterafgr_der_og_Forbud_mod_jordbearbejdning_i_eter_ret_111115.pdf
- Landbrugsstyrelsen (2022). Statistik over økologiske jordbrugsbedrifter 2021. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Tvaergaaende/Oekologi/Statistik/Statistik_over_oekologisk_jordbrugsbedrifter_2021_v2.pdf
- Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Miljø (2015). Aftale om Fødevarer- og landbrugspakke. https://mfvm.dk/fileadmin/user_upload/FVM.dk/Dokumenter/Landbrug/Indsatser/Foedevare_og_landbrugspakke/Aftale_om_foedevare_og_landbrugspakken.pdf

7.13 Afgrøder med stort kvælstofoptag (KVM7.13)

Forfattere: Nicholas John Hutchings, Elly Møller Hansen, Ingrid K. Thomsen, alle fra Institut for Agroøkologi (afsnit 7.13.0-7.13.5), Trine Anemone Andersen (Landbrug) & Steen Gyldenkærne (LULUCF) (afsnit 7.13.6).

Fagfællebedømmer: Kiril Manevski, Institut for Agroøkologi (afsnit 7.13.0-7.13.5), Ole Kenneth Nielsen, Institut for Miljøvidenskab (afsnit 7.13.6).

I dette kapitel tages udgangspunkt i den beskrivelse af virkemidlet Afgrøder med stort kvælstofoptag, der fremgår af Hansen et al. (2020).

7.13.1 Anvendelse

Virkemidlet Afgrøder med stort N-kvælstofoptag omfatter dyrkning af roer, fodergræs og frøgræs, dvs. afgrøder, der har en lang vækstsæson og dermed mulighed for at optage betydelige mængder kvælstof om efteråret. Det betyder, at disse afgrøder kan reducere udvaskningen i forhold til afgrøder, der enten høstes tidligere eller ophører med at optage kvælstof på et tidligere tidspunkt. Flerårige afgrøder som græs, dvs. både fodergræs og frøgræs, kan desuden befinde sig på marken flere år i træk inden de ompløjes eller på anden måde destrueres. Derved kan den samme græsafrøde reducere udvaskningen flere år i træk.

For afgrøder, der er karakteriseret ved at have et stort kvælstofoptag om efteråret, gælder, at effekten fastsættes i forhold til en referenceafgrøde, der ikke har denne karakteristik. Referencen antages således at være en hovedafgrøde uden lang vækstsæson, hvorfor effekten fastsættes i forhold til samme reference som efterafgrøder, dvs. jord efter vårkorn uden efterafgrøder.

7.13.2 Relevans og potentiale

Dyrkning af sukkerroer og frøgræs sker generelt på kontrakt, og potentialet for dyrkning af disse afgrøder vil derfor afhænge af de gældende markedsforhold. For kvægbrug gælder, at der vil kunne ske et skifte fra majshelsæd til slætgræs. Herudover vil arealet med græs kunne øges, hvis der udvikles et marked for bioraffinering (Børgesen et al., 2018).

7.13.3 Effekt på drivhusgasudledning

Udvaskning og effekt angivet for roer antages at være gældende for det efterår, hvor roerne er på marken og bliver høstet samt for efterfølgende vinter og forår. For græs er effekten antaget at være gældende, mens græsset fortsat dyrkes, mens effekt på udvaskning ved ompløjning af græs er behandlet under virkemidlet 7.7 Ompløjningstidspunkt for fodergræs og efterfølgende afgrødevalg.

Fabriksroer

Ved dyrkning af fabriksroer og fjernelse af roetop vil der kunne forventes samme udvaskningsreducerende effekt som ved dyrkning af korn med efterafgrøder. Det bemærkes, at det er en forudsætning, at fabriksroer dyrkes under de samme dyrkningsbetingelser, som fabriksroer hidtil er blevet dyrket (Hansen et al., 2014), dvs. på lerjord i et forholdsvis nedbørsfattigt klima som i den østlige del af Danmark. Under disse betingelser er udvaskningsreduktionen estimeret til at svare til effekt af en efterafgrøde på lerjord, dvs. 12-24 kg N/ha (se kapitel 7.1 Efterafgrøder). Som beskrevet i Hansen et al. (2014) er der fundet modstridende resultater for effekt på udvaskningen af at efterlade roetop ved høst. Det vurderes, at vidensgrundlaget er for ringe til, at efterladelse af roetop kan indgå i effektberegningen mht. udvaskning.

Kvælstofgødning til fabriksroer antages til at være 134 kg/ha (Landbrugsstyrelsen, 2022). Fjernelsen af roetoppen vil reducere lattergasemissionen fra planterester men reducere kulstoflagring. Hvis tørstofudbyttet i roetoppen antages at være 4,7 tons/ha (Hansen et al., 2019) og kvælstofkoncentrationen i roetoppen antages at være 2,6 % (Landsudvalg for kvæg, 1990), vil kvælstoffet i roetoppen være 122 kg N/ha. Disse planterester svarer til en lattergasemission på 509 kg CO₂-ækv. Der er dog usikkerhed om, hvorvidt især kvælstofkoncentrationen i fabriksroer kan sidestilles med koncentrationen i foderroer. Med den samme antagelse vedr. tørstofudbytte og et kulstofindhold på 45%, vil fjernelsen af roetoppen fra marken reducere kulstofinputtet med 2,1 t C/ha, svarende til en reduktion i kulstoflagringen på 250 kg C/ha. Hvis roetoppen anvendes til biogas, vil en del af kulstoffet blive tilbageført til jorden, men dette aspekt er ikke inkluderet. Sammenlignet med korndyrkning (referencesituationen), vil reduktionen i lattergasemission fra kvælstofgødning, planterester, ammoniakfordampning, nitratudvaskning samt mindsket CO₂ udledning fra kulstoflagring være henholdsvis 154, 63, 6, 61, og -275 kg CO₂-ækv/ha med fjernelsen af roetoppen og 154, -217, 6, 61, og 0 kg CO₂-ækv./ha uden fjernelsen af toppen. Samlet vil klimaeffekten være -258 og 23 kg CO₂-ækv./ha hhv. med og uden fjernelse af toppen fra marken, men især beregningen af planterester er usikker. Der er pt. ikke klarhed over hvordan bidraget fra kulstoflagring i jord (LULUCF) skal beregnes med henblik på at indregne det i landbrugets udledninger og i hvilken udstrækning det vil blive muligt. Der tages derfor forbehold mht. at LULUCF bidraget kan adderes direkte til de øvrige poster.

Fodersukkerroer

Dyrkes fodersukkerroer og fabriksroer under samme betingelse (mht. jordtype, klima, bedriftstype, gødsning, osv.) antages begge typer roer at være lige effektive til at reducere udvaskningen. Dyrkes fodersukkerroer på sandet jord i et nedbørsrigt klima og i sædskifter med kløvergræs og tilførsel af husdyrgødning og højere kvælstofnorm kan risikoen for udvaskning være større end for fabriksroer dyrket i deres typiske dyrkningsområde. Der savnes dog forsøg med fodersukkerroer, som gødes efter de nuværende økonomisk optimale gødningsniveauer, hvorfor der ikke er grundlag for en mere præcis vurdering af deres udvaskningsreducerende effekt.

Fodergræs (græs i renbestand og kløvergræs)

Risikoen for udvaskning fra græs og kløvergræs i udlægs- og produktionsårene (dvs. før ompløjning eller anden destruktion) afhænger af flere forhold, bl.a. forudgående dyrkningshistorie, gødningstilførsel, udbyttens niveau, benyttelse og antal år siden græsset blev udlagt. Det vurderes, at udvaskningsreduktionen i forhold til en hovedafgrøde uden lang vækstsæson er mindst på niveau med udvaskningsreduktionen ved dyrkning af efterafgrøde (dvs. mindst 12-45 kg N/ha) med et gennemsnit på 29 kg N/ha.

Klimaeffekten af fodergræsdyrkning beregnes i forhold til korndyrkning (referencesituationen). For fodergræs i renbestand, er N inputtet i handelsgødning antaget til at være 390 kg/ha/år (Landbrugsstyrelsen, 2022). Reduktionen i nitratudvaskning i dyrkningsåret er antaget at være 29 kg N/ha. Reduktionen i lattergasemission fra kvælstofgødning, planterester, ammoniakfordampning og nitratudvaskning vil være henholdsvis -912, -373, -36 og 97 kg CO₂-ækv./ha. Fossilenergiforbruget til markoperationer er estimeret til at være lidt højere for fodergræs end for korndyrkning (446 kg CO₂-ækv./ha). Mikkelsen et al. (2022) estimerer C-lagringen ved at skifte fra korndyrkning til græs til at være 540 kg C/ha/år, eller 1.980 kg CO₂-ækv./ha. Dette er for et permanent skifte til græs, hvor lagringen estimeres til 12% af C-input. Tilsammen er reduktionen i emissionen estimeret til 670 kg CO₂-ækv./ha. For fodergræs med bælgeplanter (under 50 %), er N inputtet i handelsgødning antaget at være 285 kg/ha/år (Landbrugsstyrelsen, 2022). Reduktionen i lattergasemission fra kvælstofgødning, planterester,

ammoniakfordampning og nitratudvaskning vil være henholdsvis -475, -194, -19 og 97 kg CO₂-ækv./ha. Fossilenergiforbruget og C-lagring antages at være som for fodergræs i renbestand. Tilsammen er reduktionen i emissionen estimeret til 1304 kg CO₂-ækv./ha.

Frøgræs

Den udvaskningsreducerende effekt af frøgræs i perioden indtil ompløjning er vurderet til mindst på niveau med udvaskningsreduktionen ved dyrkning af en efterafgrøde (dvs. mindst 12-45 kg N/ha) med et gennemsnit på 29 kg N/ha. Klimaeffekten af frøgræsdyrkning i forhold til korndyrkning (referencesituationen) er afhængig af hvilken art og sort, der dyrkes, da den tilladte kvælstofgødning varierer. Hvis man antager en kvælstofgødning på 170 kg N/ha (Landbrugsstyrelsen, 2022), som er tæt på de 171 kg N/ha for korndyrkning, og at reduktionen i nitratudvaskning i dyrkningsåret er 29 kg N/ha i gennemsnit, vil reduktionen i lattergasemission fra kvælstofgødning, planterester, ammoniakfordampning og nitratudvaskning være henholdsvis 4, 2, 0 og 97 kg CO₂-ækv./ha. Frøgræsdyrkning er antaget at være sammenlignelig med korndyrkning, hvorfor der ikke er ændringer i det fossile energiforbrug. I Hansen et al. (2014) var kulstoflagring i frøgræsmarker skønnet til 2,9 tons CO₂-ækv./ha, men der var og er ingen empiriske data til at understøtte denne værdi, som bl.a. vil afhænge af håndtering af frøgræshalmen. Dette er for et permanent skifte til frøgræs, hvor lagringen estimeres til 12% af C-input. Den arealanvendelsen (LULUCF) reduktion med og uden den skønnede kulstoflagring er dermed henholdsvis 2900 og 103 kg CO₂-ækv./ha.

Den samlede drivhusgasbalance med de forskellige poster er vist i tabel 7.13.1.

Tabel 7.13.1. Samlet oversigt over virkemidlets reducerende effekt på de forskellige poster i drivhusgasbalancen angivet med AR5 værdier for GWP-100 af CH₄ og N₂O og LULUCF bidrag fra kulstofbinding.

Virkemiddel	Drivhusgasreduktioner/effekter					Enhed	TRL*	Sikker Positiv klima effekt?	Bemærkning	Ændringer siden 2023-opdateringen af klimatabellen ift. Nettoklimaeffect mm.
	CO ₂ / LU-LUCF	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ /energi forbrug	Netto klima effekt					
Afgrøder med N-optagelse Roer - Top fjernes	-917	0	285	70	-562	kg CO ₂ -ækv/ha/år	9	Nej	Tallene for roer er med og uden fjernelse af top fra mark	130 kg CO ₂ -ækv/ha pga. ændringer i EF for udvaskning
Roer - Top fjernes ikke	0	0	4	70	74	kg CO ₂ -ækv/ha/år	9	Nej		-51 kg CO ₂ -ækv/ha pga. ændringer i EF for udvaskning
Fodergræs Renbestand	1980	0	-1224	-446	310	kg CO ₂ -ækv/ha/år	9	Ja	Tallene for græs er hhv uden/med bælgeplanter	Ingen
Fodergræs Med bælgeplanter	1980	0	-591	-446	943	kg CO ₂ -ækv/ha/år	9	Ja		Ingen

Frøgræs	2900	0	104	0	3004	kg CO ₂ - ækv./ha/ år	9	Ja	2,9 tons CO ₂ - ækv./ha LULUCF er ingen empiri- ske data og ty- pisk set for per- manent skifte til græs. Reduktion uden den skøn- nede kulstoflag- ring er dermed 103 kg CO ₂ - ækv./ha.	43 kg CO ₂ -ækv/ha pga. ændringer i EF for udvaskning
---------	------	---	-----	---	------	--	---	----	--	--

7.13.4 Samspil til andre virkemidler

Afgrøder med stort kvælstofoptag kan ikke anvendes sammen med andre fladevirkemidler, der involverer plantedyrkning om efteråret. Men afgrøder med stort kvælstofoptag kan anvendes samtidigt med fladevirkemidler, der involverer gødskning. I disse tilfælde forventes effekterne ikke at være additive. Reduceret kvælstofudvaskning ved dyrkning af afgrøder med stort kvælstofoptag vil betyde, at der kvantitativt kan fjernes mindre kvælstof ved samtidig anvendelse af dræn- og vandløbsvirkemidler.

7.13.5 Usikkerheder

Effekten ved dyrkning af fabriksukkerroer, som de hidtil er blevet dyrket (dvs. i nedbørsfattige områder ved forholdsvis lavt handelsgødnings-niveau i sædskifte med andre salgsafgrøder), er baseret på forholdsvis mange forsøg. Effekten af fodersukkerroer, som hidtil er dyrket med større gødningsnorm end fabriksroer og i områder med mere sandet jord i et mere nedbørsrigt klima og i grovfodersædskifter tilført husdyrgødning, er mere usikker. Der savnes undersøgelser over, hvor stor betydning efterladelse af roetop har for roers udvaskningsreducerende effekt ved forskellige gødningsniveauer. Effekten af græs i udlægs- og produktionsårene er forholdsvis sikkert bestemt, men der er usikkerhed om betydningen af mere langvarig dyrkning af græsmarker ved højt gødningsniveau.

Generelt for afgrøder med stort kvælstofoptag er tallene store og særdeles usikre, hvilket gør det samlede estimat meget usikkert. Det gælder især for fodergræs og fabriksroer.

7.13.6 Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen

Landbrug

Afgrødeskift til afgrøder med stort kvælstofoptag så som roer og græsafgrøder er afspejlet direkte i emissionsopgørelsen i beregningen af direkte N₂O fra planterester. I emissionsopgørelsens beregning af N₂O skelnes der mellem en række afgrødekategorier, hvoraf roer, permanent græs og kløvergæs er separate afgrødetyper med hver deres input faktorer for kvælstofindhold og delvist tørstof. Mens der for alle typer af græs anvendes et gennemsnitligt tørstofindhold, er græsafgrøderne differentieret på omlægningstid i sædskiftet, hvilket betyder at mere permanente græsser har et lavere gennemsnitligt input per år. Udbyttedata fra Danmarks Statistik er differentieret på hhv. fabriks- og foderroer, og udregningen for planteresterne inkluderer også data for fjernelse af roetoppe, men input faktorerne er de samme, selvom der kan være usikkerhed om hvorvidt de kan sidestilles jf. 7.13.3. Udbredelsen af de forskellige afgrøder indgår i de årlige

aktivitetsdata fra Danmarks Statistik og dyrkning på forskellige jordtyper er indirekte afspejlet via påvirkningen på de gennemsnitlige udbyttedata.

Reduktionseffekterne af både N_2O , NH_3 og NO_x fra reduceret handelsgødningsforbrug (og kalk) vil afhænge af det tidligere konkrete gødningsforbrug på det omlagte areal og vil være afspejlet via det anvendte datasæt for forbruget af handelsgødning på landsplan. Ligeledes vil reduktion af kvælstofudvaskningen afspejles i opgørelsen såfremt der registreres en reduktion i de faktiske målinger ved NOVANA. For disse reduktioner kan effekten således ikke isoleres til effekten af virkemidlet.

Behovet for justering af estimaterne for afgrøderester og deres kvælstofindhold, herunder mulighed for afspejling af flere forskellige typer af afgrøder og underkategorier, vurderes løbende som en del af det generelle udviklingsarbejde, og som der findes tilgængelige ressourcer og forbedret datagrundlag på området. Beregningerne kan udvides, hvis usikkerheden vurderes at blive forbedret og at dokumentationsarbejdet giver mening ift. gevinsten ved at udvide beregningen.

LULUCF

Roer

Hvis roer får tilført en højere N-mængde og dette medfører til udbyttestigninger vil dette resultere i en marginalt højere rodmængde for roer. Dette bidrag er meget lille i forhold til andre afgrøder både pga rodmængden i roer og det begrænsede areal med roer.

Fodergræs og frøgræsser

For græsser vil en højere N-tilførsel ikke påvirke den nationale opgørelse, fordi C-inputparameteren til C-TOOL ikke afhænger af N-tilførslen. Fagligt forventes det heller ikke, at en øget N-mængde til græs øger rodmassen eller mængden af stub i græsmarken, hvilket heller ikke indikerer en øget C-afsætning i jorden.

Referencer

- Børgesen, C.D., Dalgaard, T., Pedersen, B.F., Kristensen, T., Jacobsen, B.H., Jensen, J.D., Gylling, M., Jørgensen, U. (2018). Kan reduktionsmålsætninger for nitratudvaskning til Limfjorden opfyldes ved øget dyrkning af biomasse? DCA Rapport nr. 131, november 2018. https://pure.au.dk/portal/files/136780099/Levering_Biomasseproduktion_i_Limfjordsopland.pdf
- Hansen, E.M., Søgaard, K., Børgesen, C.D., Boelt, B., Gislum, R., Rubæk, G.H., Schelde, K., Olesen, J.E., Jacobsen, B.H., Eberhardt, J.M. (2014). Afgrøder med høj kvælstofoptag. I: Eriksen, J., Jensen, P.N. og Jacobsen, B.H. (redaktører), Virkemidler til realisering af 2. generations vandplaner og målrettet arealregulering, side 43-50. https://pure.au.dk/ws/files/84646400/Virkemiddelkatalog_web.pdf
- Hansen, E.M., Christensen, B.T., Jørgensen, L.N., Kudsk, P., Nørremark, M., Jørgensen, M., Thomsen, I.K. (2019). Notat om status for eksisterende viden om roedyrknings effekter for miljø, natur og klima. Notat til Landbrugsstyrelsen 11. juli 2019. https://pure.au.dk/portal/files/155985798/Status_for_eksisterende_viden_om_roedyrknings_effekter_Juni_2019.pdf
- Hansen, E.M., Thomsen, I.K., Lærke, P.E., Jørgensen, U., Boelt, B., Gislum, R., Rasmussen, J., Rubæk, G.H., Kudsk, P., Strandberg, B., Bruus, M., Hutchings, N.J., Pedersen, M.F. (2020). Afgrøder med stort kvælstofoptag. I: Eriksen, J., Thomsen, I.K., Hoffmann, C.C., Hasler, B., Jacobsen, B.H. (redaktører). Virkemidler til reduktion

af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. DCA rapport nr. 174, side 127-137. <https://dcapub.au.dk/djfpdf/DCArap-port174.pdf>

Landbrugsstyrelsen (2022). Vejledning om gødsknings- og harmoniregler. Planperioden 1. august 2022 til 31. juli 2023.

https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Goedningsregnskab/Vejledning_om_goedskning_og_harmoniregler_2022_2023.pdf

Landsudvalg for kvæg (1990). Fodertabellen.

Mikkelsen, M.H., Albrektsen, R., Gyldenkerne, S. (2022). Sammenligning af klimaeffekter - Emissionsopgørelse, emissionsfremskrivning og Klimaeffekttabel. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 166 s. – Videnskabelig rapport nr. 501. <http://dce2.au.dk/pub/SR501.pdf>

7.15 Nitrifikationshæmmere (KVM7.15)

Forfattere: Søren O. Petersen, Misato Toda og Winnie Ntinyari, Institut for Agroøkologi (afsnit 7.15.0-7.15.5), Trine Anemone Andersen (Landbrug) & Steen Gyldenkærne (LULUCF) (afsnit 7.15.6), Institut for Miljøvidenskab, Marianne Bruus, Paul Henning Krogh, begge fra Institut for Ecoscience, og Anne Winding, Rumakanta Sapkota, begge fra Institut for Miljøvidenskab (afsnit 7.15.7).

Fagfællebedømmer: Diego Abalos, Institut for Agroøkologi (afsnit 7.15.0-7.15.5), Ole Kenneth Nielsen, Institut for Miljøvidenskab (afsnit 7.15.6), Lea Ellegaard-Jensen, Institut for Miljøvidenskab (7.15.7)

Nitrifikation er en mikrobiel omdannelse i to trin af ammonium (egt. ammoniak) til nitrat. Nitrifikationshæmmere er en divers gruppe additiver til kvælstofholdig gødning, herunder gylle, som er udviklet til at hæmme processens første trin. Nitrifikationshæmmere mindsker risikoen for kvælstoftab og udbyttereduktion i år med høj forårsnedbør, mens der sjældent ses signifikante merudbytter med den aktuelle anvendelse.

7.15.1 Anvendelse

Nitrifikationshæmmere er udviklet til brug sammen med handelsgødning såvel som husdyrgødning (gylle), med formuleringer som er tilpasset anvendelsen. Formålet med anvendelsen er at forsinke dannelsen af nitrat i jorden. Nitrat er mobilt, og der er på sandjord risiko for udvaskning fra rodzonen ved overskudsnedbør. Nitrat indgår desuden i denitrifikation, der sammen med nitrifikation er den vigtigste kilde til lattergas, som er en kraftig drivhusgas. Nitrifikationshæmmere kan således være et virkemiddel i forhold til både kvælstofudnyttelse og klima (Olesen et al., 2018). Der er i landsforsøgene gennemført en række forsøg med nitrifikationshæmmere i typiske kombinationer af afgrøde og jordtype, men kun ved dyrkning af majs på grovsandet jord (JB1) er der målt et merudbytte, formentlig ved at begrænse kvælstoftab i forårsperioden (Oversigt over Landsforsøgene, 2016; 2020; 2021). Derfor må nitrifikationshæmmere primært betragtes som et klimavirkemiddel.

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 gødning anvendt med, hhv. uden en nitrifikationshæmmer. Nationale emissionsfaktorer skal dokumenteres igennem et relevant måleprogram, hvor også lattergasemission fra gødningen uden nitrifikationshæmmer skal dokumenteres og implementeres som en Tier 2-metode.

7.15.2 Relevans og potentiale

Effekten af nitrifikationshæmmere på udvaskning forventes at være størst på sandjord med dyrkning af majs, roer og kartofler, som på grund af sen kvælstofoptagelse har en forhøjet risiko for tab ved kraftig nedbør i forårsperioden. Majs dyrkes primært på kvægbedrifter, der gødes med kvælstof i form af gylle (Olesen et al., 2018). Olesen et al. (2018) præsenterede en beregning af udvaskningsreduktion for kvælstof i gylle udbragt på JB1-4 og den tilhørende klimaeffekt. Ved dyrkning af majs på sandjord med høj udvaskningsrisiko kan nitrifikationshæmmere være et udgiftsneutralt virkemiddel mod kvælstoftab om foråret (Oversigt over Landsforsøgene 2020) og dermed et "gratis" klimavirkemiddel. For andre anvendelser vil omkostningseffektiviteten af nitrifikationshæmmere som klimavirkemiddel afhænge af potentialet for at reducere den direkte emission af lattergas fra marken (se afsnit 7.15.3), og at drivhusgasemission værdisættes f.eks. gennem en CO₂-afgift.

Al flydende husdyrgødning, dvs. gylle og ajle, fra konventionelle brug kan behandles med nitrifikationshæmmere. Produktionen af flydende husdyrgødning var i 2015 på 38,3 mio. tons, heraf 14,7 mio tons fra malkekvæg (kilde: DCE, pers. medd. M.H. Mikkelsen). Omkring 9% heraf, primært fra malkekvæg, produceres på økologiske bedrifter, hvor der ikke er mulighed for at anvende nitrifikationshæmmere.

Ved anvendelse af handelsgødning har kvælstofformen betydning. Omkring 60 % er ammonium-N (estimeret på basis af NaturErhvervstyrelsen, 2015; 2016), hvis omsætning kan forsinkes ved brug af en nitrifikationshæmmer. Plantevæksten kan have fordel af en mindre startpulje af det mere mobile nitrat, men der kunne sættes en grænse på maksimalt 10% af total N i gødningen.

7.15.3 Effekt på drivhusgasudledning

Meta-studier af udenlandske undersøgelser har vist en gennemsnitlig reduktion af lattergasemissionen på 38 % (Akiyama et al., 2010) og 44 % (Qiao et al., 2015). Tilsvarende er der fundet en gennemsnitlig reduktion af nitratudvaskning, som er en indirekte kilde til lattergas, på 48%, men også en øget risiko for ammoniaktab (Qiao et al., 2015). Grados et al. (2022) gen-analyserede resultater fra 27 tidligere meta-studier, og her var nitrifikationshæmmere det eneste virkemiddel, som viste lattergas-reduktion i samtlige opgørelser.

Der er de senere år igangsat flere undersøgelser af lattergasemission og effekt af nitrifikationshæmmere under danske forhold. Et lysimeterforsøg 2017-2018 med tilførsel af kvæggylle til majs på grovsandet jord (Nair et al., 2020) fandt en lattergasreduktion på 46-67 % ved naturlig nedbør og 44-48 % ved forhøjet forårsnedbør. Et opfølgende måleprogram 2018-2019 fandt tilsvarende en reduktion på 82 % i lysimeterforsøget under usædvanligt tørre forhold (Guardia et al., 2023). I et parcellforsøg med handelsgødning til vårbyg og vårraps i Østdanmark (Tariq et al., 2022) fandt man ikke signifikant reduktion af lattergasemissionen, som i forvejen var lav.

Der blev i 2020 og 2021 gennemført forsøg på sandjord (JB4) ved Foulum med tre nitrifikationshæmmere (Piadin, N-Lock og Vizura®; se Tabel 7.15.4), som blev tilført sammen med henholdsvis handelsgødning og svinegylle (Peixoto & Petersen, 2022). De i alt 10 forsøgsbehandlinger indgik i parcellforsøg med vårbyg i 2020. Resultaterne viste det højeste niveau for lattergasemission, såvel som den største reduktion af lattergasemissionen, ved gødskning med svinegylle. Året efter blev de samme gødningsbehandlinger undersøgt i en anden forsøgsmark med vinterhvede, som var etableret efter pløjning eller ved direkte såning. April 2021 var meget tør og emissionsniveauet lavt, og behandlingseffekter var kun i få tilfælde signifikante.

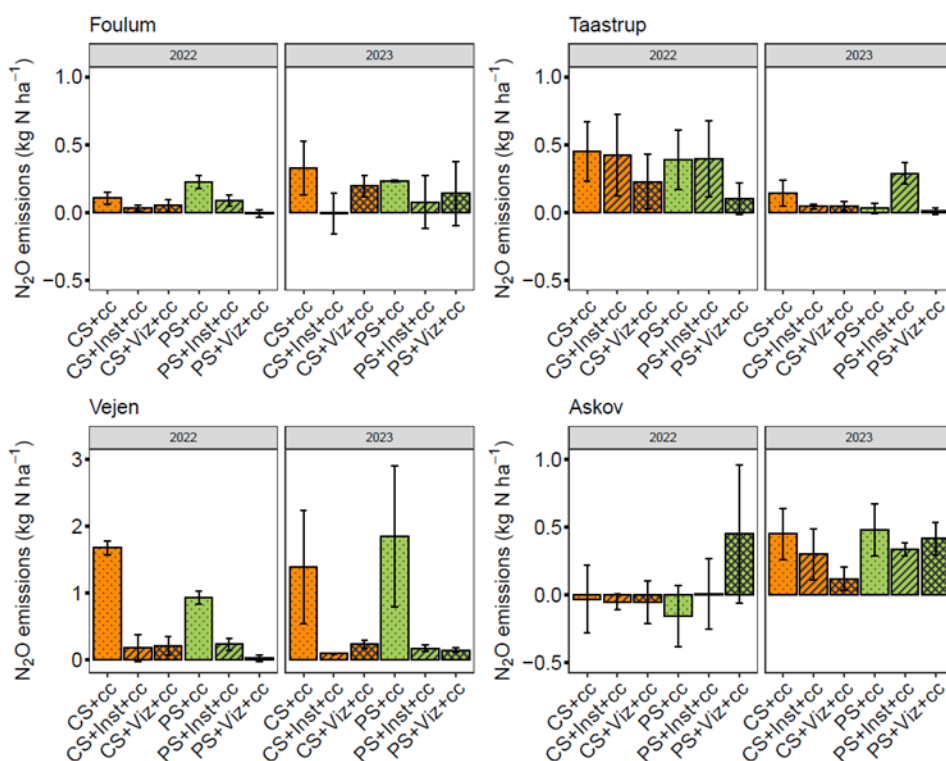
Undersøgelserne af nitrifikationshæmmere fortsatte i 2022 og 2023 i småparcel-forsøg på fire lokaliteter: Vejen (JB1), Foulum (JB4), Askov (JB5) og Taastrup (JB6). To forskellige nitrifikationshæmmere ("Instinct" med aktivstoffet nitrapyrin, "Vizura" med aktivstoffet DMPP) blev anvendt sammen med hhv. kvæggylle og svinegylle (begge år) samt urea ammoniumnitrat (UAN, kun i 2022). Resultaterne herfra er vist i Figur 7.15.2 og 7.15.3. Der var store forskelle på niveauet for lattergasemission mellem lokaliteterne, og på effekten af nitrifikationshæmmere. De største emissioner, såvel som de største reduktioner, blev observeret med nedfældet gylle på en grovsandet jord i Sydvestdanmark (Vejen). Det var tilfældet både i 2022 med normal nedbør i forårsperioden, og i 2023 med et tørt forår. Overordnet viser de nye forsøg en reduktion af lattergasemissionen med nitrifikationshæmmere til gylle på sandjord (JB1, 4), men ikke på mere lerholdig jord (JB5-6). Gødskning med UAN i 2022 viste også forskel på niveauet for lattergasemission, som var lavest på den finsandede JB4-jord i Foulum. Med UAN var der effekt af nitrifikationshæmmerne ved Vejen og Askov med normal nedbør, men ingen effekt ved Foulum og Taastrup, hvor nedbøren i foråret var under normal (tabel 7.15.1).

De nye resultater stemmer godt overens med de forskelle mellem lokaliteter med hensyn til lattergasemission, som blev observeret i 2020 og 2021 (Petersen et al., 2023), og med de varierende effekter af nitrifikationshæmmere, som tidligere er rapporteret (Peixoto & Petersen, 2022; Tariq et al., 2022). Som regel er emissionen af lattergas højere med gylle end med handelsgødning, men niveauet afhænger af samspillet mellem jordtype og nedbør i forårsperioden det enkelte år. Overordnet peger resultaterne på størst effekt af nitrifikationshæmmere ved tilsætning til gylle udbragt på sandet jord, som forudsat i de tidligere beregnede effekter (Olesen et al., 2018).

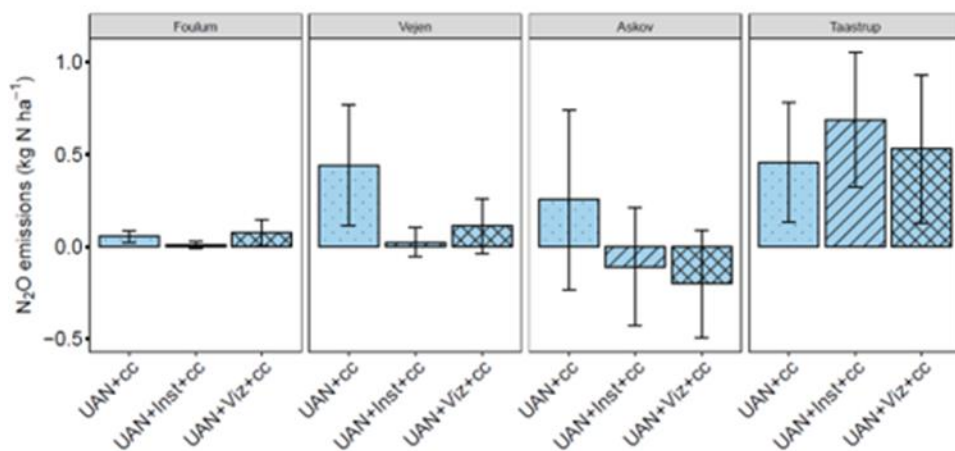
Hvordan skal de varierende effekter forstås? Lattergas-reduktion med nitrifikationshæmmere er størst under forhold, hvor både nitrifikation og denitrifikation har gode betingelser. Nitrifikation behøver ilt, mens denitrifikation behøver iltfattige forhold, så de to processer er adskilt enten i tid eller rum. Nedbør efter gødningstilførsel kan give et skift fra iltede til iltfattige forhold i jorden. Gylle omgivet af veldrænet jord er et eksempel på rumlig adskillelse, hvor betingelserne for nitrifikation er gode i jorden, mens denitrifikation og lattergasproduktion kan ske i gyllen. Det er et stabilt miljø med mulighed for vækst af de to bakteriegrupper, og derfor er risikoen for lattergasemission særligt høj efter gødskning med gylle.

Tabel 7.15.1 Nedbør i måleperioden (fra gødningstilførsel og indtil sidste prøvetagning).

mm	2011-2019	2022	2023
Foulum	177	99	67
Vejen	165	161	89
Askov	165	160	82
Taastrup	139	104	21



Figur 7.15.1 Lattergas-emission i forårsperioden (korrigeret for ugødet kontrol) fra kvæggylle (CS) og svinegylle (PS), som blev nedfældet før såning af vårbyg på fire lokaliteter i 2022 og 2023. Gyllen var ubehandlet eller behandlet med en af to nitrifikationshæmmere, Instinct med aktivstoffet nitrapyrin (Inst) eller Vizura med aktivstoffet DMPP (Viz). Alle forsøgsarealer havde en efterafgrøde (+cc) den foregående vinter.



Figur 7.15.2 Lattergas-emission i forårsperioden (korrigeret for ugødet kontrol) fra urea ammoniumnitrat (UAN), som blev tilført før såning af vårbyg på fire lokaliteter i 2022. UAN blev tilført alene eller sammen med en af to nitrifikationshæmmere, Instinct med aktivstoffet nitrapyrin (Inst) eller Vizura med aktivstoffet DMPP (Viz). Alle forsøgsarealer havde en efterafgrøde (+cc) den foregående vinter.

Klimaeffekten af at anvende nitrifikationshæmmere vil afhænge af den estimerede lattergasemission i reference-situationen, det vil sige tilførsel af gødning uden nitrifikationshæmmer, såvel som af den forventede effekt af en nitrifikationshæmmer. I øjeblikket benytter den nationale opgørelse af drivhusgasemission fra dansk landbrug IPCCs Tier 1-metode med en emissionsfaktor på 0,01 kg N₂O-N pr. kg tilført N for både handels- og husdyrgødning. En dansk undersøgelse (Petersen et al., 2023) fandt signifikant større lattergasemission fra husdyrgødning (gylle, biogasgylle) end fra handelsgødning i forårsperioden, og årlige emissionsfaktorer for lattergas blev estimeret til hhv. 0,012 og 0,003. Hvis disse niveauer er retvisende, vil effekten af at anvende nitrifikationshæmmere være størst sammen med husdyrgødning (se også afsnit 7.15.5). Den samlede drivhusgasbalance er vist i tabel 7.15.2.

Tabel 7.15.2. Samlet oversigt over virkemidlets reducerende effekt på de forskellige poster i drivhusgasbalancen angivet med AR5 værdier for GWP-100 af CH₄ og N₂O og LULUCF bidrag fra kulstofbinding.

Virkemiddel	Drivhusgasreduktioner/effekter					Enhed	TRL*	Sikker positiv klimaeffekt	Bemærkninger	Ændringer siden 2023 ift. nettoklima-effekt m.m.
	CO ₂ /LU-LUCF	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ /energiforbrug	Netto klimaeffekt					
KVM7.15 Nitrifikationshæmmere i gødning	0	0	1,67	0	1,67	kg CO ₂ -ækv/kg N i gødning	9	Ja		-0,2 kg CO ₂ -ækv/kg N pga.(fra 1,87 i KVIK23) nye forskningsresultater
KVM7.15 Nitrifikationshæmmere i husdyrgødning	0	0	2,0	0	2,0	kg CO ₂ -ækv/kg N i husdyrgødning	9	Ja		-0,13 kg CO ₂ -ækv/kg N (fra 1,87 i KVIK23) pga. nye undersøgelse Petersen et al. (2023)
KVM7.15 Nitrifikationshæmmere i handelsgødning	0	0	0,5	0	0,5	kg CO ₂ -ækv/kg N i handelsgødning	9	Ja		-1 kg CO ₂ -ækv/kg N (fra 1,87 i KVIK23) pga. nye undersøgelse Petersen et al. (2023)

7.15.4 Samspil med andre virkemidler

Ved at mindske risikoen for miljømæssige tab i perioden før planteoptagelse er der principielt grundlag for bedre kvælstofudnyttelse ved brug af nitrifikationshæmmere, særligt i afgrøder med sen vækststart. Alligevel er den overordnede konklusion af danske markforsøg med nitrifikationshæmmere i handels- eller husdyrgødning til vårbyg, vinterhvede, vinterraps, majs og kartofler, at man generelt ikke ser signifikante merudbytter (Kjellerup, 1991; Oversigt over Landsforsøgene 2018). Dette var også konklusionen af en meta-analyse af markforsøg udført i Tyskland (Hu et al., 2014), som analyserede alle tyske markforsøg med vinterhvede, vinterbyg, vinterraps, kartofler og majs uden at finde signifikant merudbytte for nogen af afgrøderne. Samlet set tyder de tilgængelige forsøgsresultater på, at en effekt på nitratudvaskning under danske forhold kun kan forventes ved væsentlig nettoafstrømning i forårsperioden.

7.15.5 Usikkerheder

De nye resultater fra klimaforskningsprojekter har konsekvenser for vurderingen af nitrifikationshæmmers effekt. I en tidligere beskrivelse af nitrifikationshæmmere (Olesen et al., 2018) blev den direkte effekt vurderet til 1,87 kg CO₂ ækv. pr. kg N (for handelsgødning NH₄⁺-N) under forudsætning af *global warming potential* (GWP) for lattergas på 298; i den aktuelle rapport benyttes værdien 265 (se afsnit 4), som nu anvendes i den nationale opgørelse (Nielsen et al., 2023), og ændrer den direkte effekt af nitrifikationshæmmere fra 1,87 til 1,67 kg CO₂ ækv. pr. kg N. Forudsætningen for denne beregning var en lattergas-emission svarende til 0,01 kg N₂O-N pr. kg tilført N og en 40 % reduktion med brug af nitrifikationshæmmer. En sådan procentvis reduktion af lattergasemissionen med nitrifikationshæmmere er ikke urealistisk som gennemsnit af gødningstyper og udbringningssituationer (Figur 7.15.1 og 7.15.2), men Petersen et al. (2023) fandt en forskel i niveauet for lattergasemission mellem handelsgødning og husdyrgødning (gylle, biogasgylle), og de estimerede lattergas-emissionsfaktorer afveg fra den værdi på 0,01, som anvendes i dag. Det vil have betydning for den forventede effekt af nitrifikationshæmmere, som det fremgår af Tabel 7.15.3.

Dubgaard og Ståhl (2018) opgjorde for Danmark en potentiel klimaeffekt ved brug af nitrifikationshæmmere til handelsgødning på 496.238 t CO₂ ækv. i 2030. De nye danske undersøgelser indikerer, at denne effekt kan være mindre for handelsgødning, hvorimod potentialet for reduktion af lattergasemission ved anvendelse sammen med gylle som gennemsnit for landet understøttes af de nye forsøgsresultater.

Tabel 7.15.3 Beregning af effekt af nitrifikationshæmmere med den emissionsfaktor fra IPCC (2006), som anvendes i den nationale opgørelse, og med det nye forslag til emissionsfaktorer baseret på danske målinger (Petersen et al., 2023).

		IPCC (2006)		Petersen et al. (2023)	
		Handelsgødn.	Husdyrgødn.	Handelsgødn.	Husdyrgødn. ⁵
EF	kg N ₂ O-N kg ⁻¹ N	0,01	0,01	0,003	0,012
Reduktion	%	40	40	40	40
Effekt	kg CO ₂ -kv kg ⁻¹ N	1,67	1,67	0,50	2,00

⁵ Flydende.

7.15.6 Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen

Landbrug

Nitrifikationshæmmere er ikke inkluderet og afspejlet direkte i emissionsopgørelsen eller klimafremskrivningen, da datagrundlaget lige nu ikke er tilstrækkeligt veldokumenteret, ligesom det antages af DCE, at virkemidlet formodentlig ikke er særlig udbredt. Jf. afsnit 4.5.3 anvendes den samme emissionsfaktor for N₂O fra både husdyr- og handelsgødning, og det er under vurdering om grundlaget fra nationale forsøgsdata kan anvendes til at lave differentiere emissionsfaktorer. IPCC (2019) angiver ikke emissionsfaktorer for gødning tilsat nitrifikationshæmmere. IPCCs Guidelines angiver muligheden for, at landene selv kan udarbejde emissionsfaktorer og få dem dokumenteret. Jf. afsnit 7.15.3 og 7.15.5 er der store variationer og usikkerheder i de målte emissioner og reduktioner og resultaterne afhænger ofte af de specifikke dyrkningsforhold, herunder den afgrøde som gødningen udbringes i, jordtyper og klimaforhold. For at implementere en emissionsfaktor der kan afspejle en potentiel reduktionseffekt fra nitrifikationshæmmere, skal der være grundlag for implementering af nationalt fastsatte emissionsfaktorer for basisudledningen fra gødningstilførsel. Reduktionseffekten på N₂O og den potentielle påvirkning af NH₃ ved tilsætning af nitrifikationshæmmere skal dernæst være solidt dokumenteret med repræsentative forsøgsdata for danske forhold og gødningstyper og der skal være aktivitetsdata tilgængelige over udbredelsen, som tager højde for de relevante faktorer, der påvirker udledning og reduktionseffekt.

Såfremt nitrifikationshæmmerne også bidrager med en effekt på kvælstofudvaskningen vil det være afspejlet via måledata fra NOVANA, der anvendes i emissionsopgørelsens beregning af indirekte N₂O fra kvælstofudvaskning. På samme vis vil en potentiel udbytteeffekt eller gødningsreducerende effekt indgå i emissionsopgørelsens beregninger gennem datasættet for udbytter fra Danmarks Statistik eller handelsgødningsforbruget fra Landbrugsstyrelsens handelsstatistikker.

LULUCF

Effekten af nitrifikationshæmmere forventes ikke at ændre udbyttene og dermed ikke påvirke kulstofbalancen i jorderne.

7.15.7 Sideeffekter

Nitrifikationshæmmere og andre tilsætningsstoffer til gødning er omfattet af EU Regulation 2019/1009⁹. CE-mærkede produkter er godkendt til brug i alle EU-lande, og indholdsstofferne skal registreres i den fælles europæiske kemikalielatabase REACH¹⁰. I USA skal alle kvælstofstabiliserende produkter registreres ifølge Federal Insecticide, Fungicide, and Rodenticide Act (FIFRA) ([Nitrogen Stabilizer Products that Must Be Registered under FIFRA | US EPA](#)), dvs. også nitrifikationshæmmere, dog undtaget dicyandiamid. Som tidligere beskrevet (Eriksen et al., 2020) er nitrifikationshæmmere en meget divers stofgruppe, og konklusioner om et stof kan ikke overføres til andre. Tabel 7.15.4 viser egenskaber for udvalgte produkter, der anvendes i Danmark eller omkringliggende lande. Nitrifikationshæmmere markedsføres i Danmark under gødnings-

⁹ Regulation (EU) 2019/1009 of the European Parliament and of the Council of 5 June 2019 laying down rules on the making available on the market of EU fertilising products and amending Regulations (EC) No 1069/2009 and (EC) No 1107/2009 and repealing Regulation (EC) No 2003/2003 (Text with EEA relevance)Text with EEA relevance" <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A02019R1009-20220716>

¹⁰ <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:32006R1907&qid=1662622311358&from=EN>

produktforordningen (2019/1009) (<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A02019R1009-20230316>) og indeholder ikke pesticid-aktivstoffer. Som det fremgår af tabel 7.15.4, kan aktivstoffer være pesticidnedbrydningsprodukter, og nedbrydningsprodukter af nitrifikationshæmmere kan være pesticider.

Tabel 7.15.4 Udvalgte egenskaber for nitrifikationshæmmere, som markedsføres i Danmark eller omkringliggende lande (modificeret fra Eriksen et al. 2020).

Handelsnavn	Aktivstof	Dosering	Kommentarer	Leverandør
Piadin	1H-1,2,4-triazol + 3-metylpyrazol	3-7 liter/ ha ¹⁾	1,2,4-triazol er også et nedbrydningsprodukt af svampemidler som fx epoxiconazol	SKWP, Tyskland
N-Lock (fra 2022 erstattet af Instinct®)	2-chlor-6-trichlor-metyl pyridin (nitrapyrin)	2,5 liter/ha ^{2),3)}	høj flygtighed, kun til anvendelse sammen med gylle eller flydende handelsgødning; nedbrydes til 6-chlorpicolinsyre (herbicid). Godkendt som baktericid af US EPA https://www.regulations.gov/docket/EPA-HQ-OPP-2012-0170 (men se afsnit 7.15.6.1)	Corteva Agriscience (Dow Agrosciences)
Vizura® (i gylle) ENTEC (som coating på handelsgødning)	3,4-dimetylpyrazol- fosfat (DMPP)	2-3 liter/ha ⁴⁾	begrænset mobilitet i jorden (men se afsnit 7.15.6.1)	EuroChem, Belgien
Didin	dicyandiamid (DCD) + urease inhibitor	10-15 liter/ha (handelsgødning, afgasset gylle); 20-25 liter/ha (frisk gylle) ⁵⁾	meget vandopløselig; høj dosering; DCD med høj kvælstofandel, som kan give planteskader	Omex Agriculture Ltd, Storbritannien

1) www.piadin.de/en/#yield

2) www.corteva.dk/produkter/plantevaern/n-lock.html

3) www.corteva.dk/produkter/plantevaern/instinct.html

4) www.agro.basf.dk/da/Produkter/Produktsogning/Nitrogen/Vizura.html

5) www.omex.com/products/uk-agriculture-products/crops/potatoes/didin/

7.15.7.1 Udvaskningsrisiko

En kort sammenfatning af litteratur om udvaskningsrisiko for nitrifikationshæmmere og nedbrydningsprodukter blev præsenteret i Eriksen et al. (2020). Der er ikke fundet nyere viden om de nitrifikationshæmmere, som nævnes i tabel 7.15.4. Piadin indeholder 1,2,4-triazol, som også er et nedbrydningsprodukt fra fungicider som fx difenoconazol eller tebuconazol, og det er herigennem reguleret. 1,2,4-triazol er fundet i grundvandet (Rosenbom et al., 2017). En ny [rapport](#) fra Miljøstyrelsen (Johnsen et al. 2023) konkluderer, at fund af triazol i drænvand på steder, hvor stoffet ikke har været anvendt for nylig, kan forklares med bidrag fra

diffuse kilder, herunder langsom frigivelse af en pulje fra tidligere anvendelser med lav biotilgængelighed på grund af stærk binding til jorden eller fra en naturlig baggrund. 1,2,4-triazol i grundvand reguleres som en pesticidmetabolit og er derfor underlagt en grænseværdi på 0,1 mikrogram pr. liter.

Nitrapyrin kan nedbrydes til 6-chlorpicolinsyre, som er et godkendt herbicid, men der er ikke krav om, at nedbrydningsprodukter af nitrifikationshæmmere skal registreres i REACH. Nitrapyrin blev i en amerikansk undersøgelse fundet i vandløb tæt på dyrkede arealer i forårsperioden efter tilførsel sammen med flydende ammoniak både umiddelbart efter tilførsel og i flere uger efter (Woodward et al., 2016). Der var en sammenhæng mellem forekomst i vandløb og nedbør.

DMPP i afstrømning fra grovsandet jord blev undersøgt i et lysimeterforsøg med simuleret høj forårsnedbør (Nair et al., 2020). DMPP blev ikke detekteret i nogen af de i alt 28 prøver fra udvalgte behandlinger og perioder med forventet risiko for hurtig vandtransport, som blev analyseret.

I projektet "Klima- og Miljøeffekter af Nitrifikationshæmmere (KLIMINI)"^[1] undersøges skæbne af to nitrifikationshæmmende produkter (N-Lock/Instinct® og ENTEC/Vizura®) i JB6 landbrugsjord i 2022-2023. Der blev analyseret for DMPP og nitrapyrin i jordprøver fra plots tilført handelsgødning (ENTEC) og gylle (Vizura® og Instinct®) med stigende koncentration af de to nitrifikationshæmmere. DMPP og nitrapyrin blev detekteret i plots med tilført nitrifikationshæmmere og ikke i plots uden tilført nitrifikationshæmmere i op til 4,5 måneder efter udbringning. Koncentrationen af nitrifikationshæmmere korrelerede med den tilførte mængde og faldt som funktion af tid efter tilførsel (fra april/maj til august). Desuden blev der opsamlet markvand i sugeceller installeret i 50 cm dybde fra april til august 2023 under plots med tilført gylle og hhv. Vizura® (DMPP) og Instinct® (nitrapyrin) i anbefalet dosis. Umiddelbart efter tilførsel i april 2023 blev DMPP og nedbrydningsproduktet 3-MP (3-methyl phosphat) detekteret, og også i august efter en lang tørkeperiode blev DMPP fundet i koncentrationer <0,1 µg/l, mens 3-MP ikke blev detekteret. Nitrapyrin blev ligeledes detekteret i markvand i foråret, men var under detektionsgrænsen i august. Koncentrationen af nitrapyrin varierede fra under detektionsgrænsen og op til knap 6,5 µg/l. Nedbrydningsproduktet 6-CPA (6-chloropicolinsyre) blev kun fundet sporadisk og i koncentrationer <0,1 µg/l (Winding et al., 2024).

Umiddelbart bør nedsivning af de to undersøgte nitrifikationshæmmere til 50 cm dybde bemærkes, især for nitrapyrin, hvor koncentrationen var væsentligt over grænseværdien for pesticider i grundvand på 0,1 µg/l. Specielt hvis den årlige totale udbringning af nitrifikationshæmmere udbredes til store dele af det danske landbrugsareal, kan der være en risiko for at specifikke aktivstoffer og nedbrydningsprodukter vil forekomme i højere koncentrationer end 0,1 µg/l.

I lyset af nitrifikationshæmmernes og deres nedbrydningsprodukters meget forskellige fysisk-kemiske egenskaber er der behov for at definere et regelsæt for risikovurdering af mobilitet og økotoksicitet af de enkelte produkter. Det kan forhindre brug af aktiv- eller hjælpepestoffer med forhøjet risiko, men også bane vejen for mere udbredt anvendelse af stoffer, hvor der ikke forventes effekter eller miljømæssige tab ved forårsudbringning.

7.15.7.2 Toksicitet

Der er ikke formelle krav til en kvantitativ risikovurdering inden markedsføring (John Jensen, pers. comm.), og som beskrevet i Eriksen et al. (2020) findes derfor kun få studier af økotoksikologiske effekter. Følgelig er der behov for en vurdering af de enkelte nitrifikationshæmmernes spredningsveje og effekter i det miljø, hvor stofferne anvendes, dvs. dyrkningsjord. Nitrifikation er en nøglefunktion og anvendes som indikatorer for jordkvalitet (ISO Standard 14238; Griffiths et al., 2016). Nitrifikationshæmmere forventes at have en umid-

delbar negativ effekt på ammoniumoxiderende mikroorganismer, som er målgruppe for stofferne; varigheden af denne påvirkning er ikke undersøgt under danske markforhold. Nitrifikationshæmmers persistens i jord er især påvirket af jordtemperatur, men også af jordens fugtighed og indhold af organisk stof (Subbarao et al. 2006). Vizura® oplyses dog at bibeholde virkningen 8 uger efter udsprejning om foråret ([Vizura® - til bedre udnyttelse af gylle \(https://www.agro.basf.dk/da/Produkter/Produktsoegning/Nitrogen/Vizura.html\)](https://www.agro.basf.dk/da/Produkter/Produktsoegning/Nitrogen/Vizura.html)), mens DMPP er fundet aktiv i op til 3 måneder ved 10°C (Subbarao et al. 2006). Forudsat at der ikke er toksiske effekter af de enkelte nitrifikationshæmmere eller deres nedbrydningsprodukter, forventes ingen effekt på natur og biodiversitet (se afsnit 7.15.7).

Både tidligere (omtalt i Eriksen et al., 2020) og nyere undersøgelser, bl.a. Bachtsevani et al. (2021), Rodrigues et al. (2018) og Schmidt et al. (2022), har vist, at de forskellige aktivstoffer og formuleringer har meget forskellige egenskaber og potentielle effekter i naturen. Nitrifikationshæmmere tilføres sammen med en kvælstofkilde, og deres fordeling og interaktion med jordlevende organismer i dyrkningsjorden er således knyttet til omsætningen i næringsrige miljøer. Dette komplicerer risikovurderingen, og der er behov for praksisnær information om de forskellige nitrifikationshæmmers påvirkning af jordlevende organismer og vandkvalitet. Toksiciteten af DMPP og DMPA (2-(N-3,4-dimethyl-1H-pyrazol-1-yl) succinic acid) blev testet i planter og med *Vibrio fischeri* test af Rodrigues et al. (2018). Kløver akkumulerede de to nitrifikationshæmmere ved høje koncentrationer, mens der ikke var nogen effekt på spiringsevne eller koncentrationer ved realistiske koncentrationer i landbrugsjord. *V. fischeri*-test viste en EC50 værdi på 11,5 mg/l og 16,6 mg/l for hhv DMPA og DMPP, hvilket vil klassificere dem som skadelige stoffer i akvatiske organismer. Rodrigues et al. (2018) vurderer dog, at disse koncentrationer ikke er realistiske i akvatiske miljøer.

Projektet "Klima- og Miljøeffekter af Nitrifikationshæmmere (KLIMINI)"^[4] har undersøgt effekten af tre nitrifikationshæmmende produkter (Piadin, N-Lock/Instinct® og ENTEC/Vizura®) på jordbundens fauna og mikroorganismer både i standardlaboratorietests og under feltforhold på landbrugsjord i perioden 2020-2023.

De fire aktivstoffer i de nævnte produkter, 1H-1,2,4-triazol og 3-metylpyrazol (Piadin), 2-chlor-6-trichlor-metylpyridin (N-Lock/Instinct®, nitrapyrin) og 3,4-dimetylpyrazol fosfat (ENTEK, Vizura®, DMPP), er blevet testet for effekter på springhaler, enkytræer og regnorme i laboratoriet (M. Bruus, upubliceret) efter guidelines, som også anvendes ved risikovurdering af pesticider (OECD 2016a,b,c), dvs. aktivstofferne blev homogent opblandet i jord, hvorefter testdyrene blev tilsat. Eksponeringen i laboratoriet kan således ikke sammenlignes med anvendelsen af nitrifikationshæmmere i marken, hvor stofferne udbringes efter opblanding med enten gylle eller handelsgødning. De observerede effekter på jordbundsdyrenes reproduktion efter 28-56 dage blev sammenlignet med de forventede eksponeringsdoser, enten via gylle (30 t/ha) med maksimale doser af nitrifikationshæmmere (tabel 7.15.4) eller ved opblanding af nitrifikationshæmmerne i de øverste 5 cm af dyrkningsjorden.

Toksicitets-eksponeringsratioen, TER, er forholdet mellem NOEC (den højeste dosis, som ikke giver effekter på reproduktion) og den forventede eksponering, altså $\frac{NOEC}{eksponering}$. TER blev beregnet for en enkelt tilførsel af nitrifikationshæmmer ud fra eksponering via den gylle, nitrifikationshæmmerne i nogle tilfælde opblandes i, eller via opblanding i de øverste 5 cm jord. TER for DMPP varierede i forsøgene med jordbundsdyr mellem 22 og 269 i jord, og mellem 1 og 11 i gylle. De tilsvarende risikokvotienter for nitrapyrin var 3-328 i jord og 0,1-13 i gylle, for 1H-1,2,4-triazol 20-1132 i jord og 1-47 i gylle, og for 3-metylpyrazol 172-480 i jord og 10-43 i gylle. Ved risikovurdering af pesticider giver TER for effekter på reproduktion mindre end 5 anledning til yderligere undersøgelser eller risikomindskende tiltag (European Commission, 2002) og er altså udtryk for potentielt negative effekter. Hvis samme tærskelværdi blev anvendt for nitrifikationshæmmere, hvilket der ikke er krav om, ville eksponeringen i gylle overskride værdien for DMPP, nitrapyrin og 1H-

1,2,4-triazol, mens kun nitrapyrin ser ud til at kunne være problematisk for jordbunddyr ved eksponering i de øverste 5 cm af dyrkningsjorden. Hvis nitrifikationshæmmere tilføres flere gange i vækstsæsonen, kan risikoen for negative effekter på jordbundsdyrene øges, afhængigt af om stofferne nedbrydes inden næste tilførsel. Jordbundsdyr forventes at undgå direkte kontakt med det anaerobe og ammoniakholdige miljø i nytilført gylle (fx Curry, 1976), hvorimod gylle efter nogle uger virker tiltrækkende på jordbundsdyr og stimulerer populationsvækst (fx Curry, 1976, Silva et al., 2016). Derfor forventes det største potentiale for eksponering at være ved tilførsel direkte på jorden sammen med handelsgødning eller via gylle, der har ligget nogle uger på jorden/i jorden, hvor koncentrationen af nitrifikationshæmmere forventes at være nedsat pga. delvis nedbrydning (Byrne et al., 2020).

De nævnte fire aktivstoffer i de tre udvalgte nitrifikationshæmmere blev også undersøgt for effekter på jordens mikrobielle kulstofomsætning i laboratorieforsøg. De fire stoffer blev opblandet i jord i koncentrationer svarende til normal dosis i de øverste 5 cm af jorden samt i stigende koncentrationer (2, 5 og 10 x normal dosis). De mikrobielle samfunds metaboliske kapacitet blev målt efter 0, 7, 14 og 28 dage med et assay kaldet MicroResp™, som måler substratinduceret respiration (SIR) med 6 forskellige kulstofkilder (L-malic acid, gamma amino butyric acid, n-acetyl glucosamine, D(+) glucose, alpha ketoglutarate, citric acid) samt uden tilsætning af kulstof (Creamer et al., 2009). Denne test af toksiske effekter af de fire nitrifikationshæmmers aktivstoffer følger standardforskrifter (Standard Operation Procedure) modificeret til økotoksikologi i jord (Creamer et al., 2009; Wakelin et al., 2013) med test set-up som for C mineralisering i jord ifølge OECD guideline 217 (OECD, 2000). SIR (mg CO₂/g jord/time) viste for alle 4 kemikalier uafhængigt af koncentrationen generelt forøget SIR efter 14 dages inkubering i forhold til samme behandlinger uden nitrifikationshæmmer, men ingen ændring efter 7 og 28 dages inkubering. Det kan indikere, at nedbrydning af aktivstofferne foranlediger øget respiration, som efterfølgende falder tilbage til baggrundsniveau. Dokumentation af dette vil dog kræve målinger af koncentrationen af nitrifikationshæmmere i løbet af inkuberingstiden, hvilket ikke var muligt i undersøgelserne.

I markforsøg på to lokaliteter med vårbyg i 2020 og vinterhvede i 2021 blev anbefalet dosis af tre forskellige nitrifikationshæmmere tilført sammen med såvel handelsgødning som svinogylle (jfr. Afsnit 7.15.3). Jordtypen var en lerblandet sandjord (JB4) i Vestdanmark og en sandblandet lerjord (JB6) i Østdanmark. Her blev jordprøver analyseret for effekter på prokaryoters (bakterier og archaea), svampes og mikroinvertebraters diversitet samt på jordfaunaen 3 uger efter gødskning i marts-april og igen umiddelbart efter høst i august-september (tabel 7.15.5). Samlet set var variationen i sammensætning af de mikrobielle samfund, som kunne forklares med jordtype, gødningstype og forskelle mellem år mere betydende end effekten af nitrifikationshæmmerne. Der blev i 2020 og 2021 fundet enkelte effekter af nitrifikationshæmmerne på mikroledyr og regnorme i markforsøgene. Disse var som regel væk i efterårssæsonen.

Tabel 7.15.5 Feltundersøgelser af biota i KLIMINI.

	JB4				JB6							
	2020		2021		2020		2021		2022		2023	
	Forår	Efterår	Forår	Efterår	Forår	Efterår	Forår	Efterår	Forår	Efterår	Forår	Efterår
Diversitet (eDNA) af prokaryoter, svampe og mikroinvertebrater	x	x	x ¹	x ¹	x	x	x	x	x	x	x	x
Antal prokaryoter	x	x			x	x						

Ekstracellulær enzymaktivitet (EEA)									x		x	x
Substratinduceret respiration (MicroResp)	x				x							
Regnorme	x	x	x ¹		x	x						
Mikrolededyr	x				x			x	x	x		x

Da foråret i 2020 var varmt og tørt og i 2021 koldt og vådt, er det vanskeligt at drage generelle konklusioner om miljøeffekter af nitrifikationshæmmerne efter de to år. Undersøgelserne fortsatte derfor i 2022 og 2023 på JB6-jorden for nitrifikationshæmmerne DMPP tilført med svinegylle (Vizura®) og handelsgødning (ENTEC), samt nitrapyrin (Instinct®) tilført med svinegylle. Der foreligger således resultater for påvirkningen efter 4 års eksponering for nitrifikationshæmmere. For dels at kunne estimere effektive niveauer under feltbetingelser, og dels at simulere effekter af højere doser, er KLIMINI-forsøget i 2022-2023 udført med handelsgødning med anbefalet dosis af DMPP (ENTEC) samt med stigende doser nitrifikationshæmmere i svinegylle (Vizura® og Instinct®) tilført umiddelbart efter såning af vårbyg og ved forårgødskning af vinterhvede. Op til fire gange gennem en vækstsæson vil gødskning af græs kunne forekomme, og forudsat anvendelse af nitrifikationshæmmere enten i lagertank eller i forbindelse med gødningsudbringning vil det kunne medføre forøget koncentration i jorden.

Resultaterne fra 2022 viser, at jordbundens mikrolededyr først hæmmedes af DMPP (Vizura®) tilført i 10 × normal dosis med svinegylle, men omkring høst var denne effekt forsvundet. Ved normaldosering og 3 × normaldosering sås ingen effekter af DMPP (Vizura®). På trods af korttidseffekterne, der halverede antallet af jordmider, vendte disse senere på året til øgede populationer, hvilket er udtryk for, at høje DMPP-doser kan ændre jordbundens økosystem. Sådanne umiddelbart positive ændringer kan være udtryk for en forskydning i økosystemets balance. For nitrapyrin (Instinct®) sås ikke effekter umiddelbart efter udbringning uanset dosering. Prøver taget i efteråret 2023 viser ikke en tydelig dosis-responsammenhæng, bortset fra at der var signifikant færre springhaler ved 10 × normal dosis af nitrapyrin (Instinct®) og samme tendens for det totale antal mikrolededyr. Denne observation kan være tegn på, at gentagne behandlinger med nitrapyrin kan have negative effekter på jordbundsfaunaen.

Jordens ekstracellulære enzymaktivitet (EEA) af fem kulhydratnedbrydende enzymer samt fosfatase og sulfatase blev undersøgt som et udtryk for jordens mikrobielle aktivitet. Der var en tendens til at gylle tilsat en nitrifikationshæmmer, især nitrapyrin (Instinct®), stimulerede den kulhydratnedbrydende enzymaktivitet uafhængigt af koncentrationen (1, 3 og 10 gange normaldosering) i foråret 2022 efter såning af vårbyg. Denne tendens blev ikke observeret i 2023 med dyrkning af vinterhvede. Den totale DNA baserede genetiske diversitet af prokaryoter og svampe blev ikke påvirket af nitrifikationshæmmere, mens der var variation mellem årstider og år/afgrøde. I foråret 2023 medførte 3 og 10 gange højere end normal dosis af begge nitrifikationshæmmere (DMPP (Vizura®) og nitrapyrin) i gylle et fald i Shannons diversitetsindeks af aktive (målt på RNA) prokaryoter, men ikke af svampe; denne hæmmende effekt blev ikke observeret i august. Nærmere undersøgelser af mikrobiom-data for at afsøge specifikke organismegrupperes respons på nitrifikationshæmmere, årstid og afgrøde er ikke afsluttet. Generelt var effekten af nitrifikationshæmmere på jordens mikrobielle aktivitet og biodiversitet dog væsentligt lavere end effekten af almindelig landbrugspraksis som pløjning og gødskning.

Hvorvidt der vil være en akkumulerende effekt af hæmningen af målgruppen for nitrifikationshæmmere, ammoniumoxiderende mikroorganismer, som anses for en indikator for jordens sundhed, er uafklaret og fortsætter i andre projekter, bl.a. <https://projects.au.dk/amoa>.

7.15.8 Sammenfatning

På baggrund af nye observationer under danske forhold må klimaeffekten af nitrifikationshæmmere til handelsgødning vurderes at være mere usikker end effekten af nitrifikationshæmmere til husdyrgødning (i form af gylle og biogasgylle). Dette skyldes ikke en forventet forskel i effektivitet af nitrifikationshæmmere tilført med hhv. handels- og husdyrgødning. Det skyldes i højere grad, at der under danske forhold med hensyn til jordtype og klima er en større risiko for lattergasemission, og dermed et større reduktionspotentiale, for husdyrgødning udbragt som gylle. Med det aktuelle beregningsgrundlag anvendt i den nationale opgørelse er reduktionspotentialet for både handels- og husdyrgødning på 1,67 kg CO₂-ækv/kg N jfr. afsnit 7.15.5. Hvis de nye danske observationer af lattergasemission fra handels- og husdyrgødning lægges til grund, vil effekten med handelsgødning være mindre, 0,5 kg CO₂-ækv/kg N, mens effekten med husdyrgødning vil være større, 2,0 kg CO₂-ækv/kg N.

Med hensyn til sideeffekter tyder de danske resultater på, at nitrifikationshæmmerne forblev detekterbare i pløjelaget efter >4 måneder, og at der er en risiko for udvaskning af de to undersøgte nitrifikationshæmmere, DMPP og nitrapyrin, fra pløjelaget i JB6 jord. Gentagne udbringninger af nitrifikationshæmmere påvirker jordbundsfaunaen ved at forskyde sammensætningen og størrelsen af de forskellige populationer. Resultaterne fra undersøgelser af effekter på mikroorganismer tyder på en midlertidig stimulering fra nitrifikationshæmmere af enzymaktiviteten, og hæmning af diversiteten af aktive prokaryoter, men ikke svampe, ved stigende koncentrationer af nitrifikationshæmmere. Denne effekt bør sammenholdes med en mulig effekt på målgruppen for nitrifikationshæmmere, nemlig ammoniumoxiderende mikroorganismer, som er igangsat. Almindelig landbrugspraksis, som jordbearbejding, afgrøde og gødskning samt år-til-år variation i klima har den største effekt på de mikrobielle samfunds diversitet og funktionelle aktivitet. Sideeffekter af nitrifikationshæmmere på jordbundsorganismer kan således forekomme under danske forhold, og aktivstofferne kan forlade pløjelaget. Hvorvidt dette udgør en acceptabel risiko, er uafklaret.

I lyset af nitrifikationshæmmernes og deres nedbrydningsprodukters meget forskellige fysisk-kemiske egenskaber er der behov for at definere et regelsæt for risikovurdering af mobilitet og toksicitet af de enkelte produkter. Det kan forhindre brug af aktiv- eller hjælpestoffer med forhøjet risiko, men kan også bane vejen for mere udbredt anvendelse af nitrifikationshæmmere, hvor der ikke forventes sideeffekter eller miljømæssige tab ved forårsudbringning. I de tilfælde hvor en nitrifikationshæmmer eller dens nedbrydningsprodukter indeholder samme aktivstof som pesticid eller et nedbrydningsprodukt fra et godkendt pesticid, kunne regelsættet med fordel tage udgangspunkt i den foreliggende pesticidgodkendelse og viden om miljøeffekter.

Referencer

- Akiyama, H., Yan, X.Y., Yagi, K. (2010). Evaluation of effectiveness of enhanced-efficiency fertilizers as mitigation options for N₂O and NO emissions from agricultural soils: meta-analysis. *Global Change Biology* 16, 1837–1846.
- Bachtsevani, E., Papazlatani, C.V., Rousidou, C., Lampronikou, E., MenkissogluSpiroudi, U., Nicol, G.W., Karpouzas, D.G., Papadopoulou, E.S. (2021). Effects of the nitrification inhibitor 3,4-dimethylpyrazole

- phosphate (DMPP) on the activity and diversity of the soil microbial community under contrasting soil pH. *Biology and Fertility of Soils* 57:1117–1135.
- Byrne, M.P., Tobin, J.T., Forrestal, P.J., Danaher, M., Nkwonta, C.G., Richards, K., Cummins, E., Hogan, S.A., O'Callaghan, T.F. (2020). Urease and nitrification inhibitors—As mitigation tools for greenhouse gas emissions in sustainable dairy systems: a review. *Sustainability* 12: 6018.
- Creamer, R.E., Bellamy, P., Black, H.I.J. et al. (2009). An inter-laboratory comparison of multi-enzyme and multiple substrate-induced respiration assays to assess method consistency in soil monitoring. *Biology and Fertility of Soils* 45, 623–633 (2009). <https://doi.org/10.1007/s00374-009-0374-y>
- Curry, J.P. (1976). Some effects of animal manures on earthworms in grassland. *Pedobiologia* 16(6): 425–438.
- 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, no. 271, Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet.
- Eriksen, J., Thomsen, I.K., Hoffmann, C.C., Hasler, B., Jacobsen, B.H., Baattrup-Pedersen, A., Strandberg, B., Christensen, B.T., Boelt, B., Iversen, B.V., et al. (2020). Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. Aarhus: Aarhus Universitet – DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. 454 s. (DCA rapport; Nr. 174).
- European Commission (2002). Guidance Document on Terrestrial Ecotoxicology Under Council Directive 91/414/EEC. SANCO/10329/2002 rev 2 final, 17 October 2002 Tilgængeligt 22.9. 2022.
- Grados, D., Butterbach-Bahl, K., Chen, J., Groenigen, K.J.v., Olesen, J.E., Groenigen, J.W.v., Abalos, D., (2022). Synthesizing the evidence of nitrous oxide mitigation practices in agroecosystems. *Environmental Research Letters* 17, 114024.
- Griffiths, B.S., Römbke, J., Schmelz, R.M. (2016) Selecting cost effective and policy-relevant biological indicators for European monitoring of soil biodiversity and ecosystem function. *Ecological Indicators* 69: 213–223.
- Guardia, G., Abalos, D., Mateo-Marin, N., Nair, D., Petersen, S.O. (2023). Using DMPP with cattle manure can mitigate yield-scaled global warming potential under low rainfall conditions. *Environmental Pollution* 316, 120679.
- Gødningsproduktforordning Konsolideret TEKST: 32019R1009 — DA — 16.03.2023 (europa.eu)
- Hu, Y., Schraml, M., von Tucher, S., Li, F., Schmidhalter, U. (2014). Influence of nitrification inhibitors on yields of arable crops: A meta-analysis of recent studies in Germany. *International Journal of Plant Production* 8, 33–50.
- IPCC (2006). IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. In: Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. (Eds.). Institute for Global Environmental Strategies.
- Kjellerup, V. (1991). Tørstofudbytte, kvælstofoptagelse og -udvaskning ved anvendelse af gylle iblandet nitrifikationshæmmere. Beretning nr. S2139. *Tidsskrift for Planteavl Specialserie*, 77 pp.
- Miljøstyrelsen (2023). Triazolfungiciders persistens, akkumulering og omdannelse til 1,2,4-triazol i jord. Bekæmpelsesmiddelforskning nr. 215. 142 s.

- Myhre, G., Shindell, D., Bréon, F.-M., Collins, W., et al. (2013). "Chapter 8: Anthropogenic and Natural Radiative Forcing" (PDF). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, pp. 659–740.
- Nair, D., Baral, K.R., Abalos, D., Strobel, B.W., Petersen, S.O. (2020). Nitrate leaching and nitrous oxide emissions from maize after grass-clover on a coarse sandy soil: Mitigation potentials of 3,4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP). *Journal of Environmental Management* 260, 110165.
- 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
- NaturErhvervstyrelsen (2016). Gødningsfortegnelse. https://naturerhverv.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Handelsgoedning/Goedningsfortegnelse16-02-11_1_.pdf
- Nielsen, O.-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Nielsen, M., Gyldenkærne, S., Mikkelsen, M.H., Albrektsen, R., Hjelgaard, K., Fauser, P., Bruun, H.G., Levin, L., Callisen, L.W., Andersen, T.A., Johannsen, V.K., Nord-Larsen, T., Vesterdal, L., Stupak, I., Scott-Bentsen, N., Rasmussen, E., Petersen, S.B., Baunbæk, L., & Hansen, M.G. (2023). Denmark's National Inventory Report 2023. Emission Inventories 1990-2021 - Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 933 pp. Scientific Report No. 541 <http://dce2.au.dk/pub/SR541.pdf>
- OECD (2016a). Test No. 232: Collembolan Reproduction Test in Soil, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/9789264264601-en>.
- OECD (2016b). Test No. 220: Enchytraeid Reproduction Test, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/9789264264472-en>.
- OECD (2016c). Test No. 222: Earthworm Reproduction Test (*Eisenia fetida*/*Eisenia andrei*), OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/9789264264496-en>.
- OECD (2000). Test No. 217: Guideline for the testing of chemicals. Soil Microorganisms: Carbon Transformation Test.
- Olesen, J.E., Petersen, S.O., Lund, P., Jørgensen, U., Kristensen, T., Elsgaard, L., Sørensen, P., Lassen, J. (2018). Katalog over virkemidler til reduktion af landbrugets klimagasser. DCA Rapport nr. 130, 119 pp.
- Oversigt over Landsforsøgene (2016). Forsøg og undersøgelser i Dansk Landbrugsrådgivning. SEGES Planter og Miljø.
- Oversigt over Landsforsøgene (2018). Forsøg og undersøgelser i Dansk Landbrugsrådgivning. SEGES Landbrug & Fødevarer PlantInnovation.
- Oversigt over Landsforsøgene (2020). Forsøg og undersøgelser i Dansk Landbrugsrådgivning. SEGES Plante- og MiljøInnovation.
- Oversigt over Landsforsøgene (2020). Forsøg og undersøgelser i Dansk Landbrugsrådgivning. SEGES Plante- og MiljøInnovation.

- Peixoto, L., Petersen, S.O. (2023). Efficacy of three nitrification inhibitors to reduce nitrous oxide emissions from pig slurry and mineral fertilizers applied to spring barley and winter wheat. *Geoderma Regional* 32, e00597.
- Petersen, S.O., Peixoto, L.E.K., Sørensen, H., Tariq, A., Brændholt, A., Hansen, L.V., Abalos, D., Christensen, A.T., Nielsen, C.S., Pullens, J.W.M., Bruun, S., Jensen, L.S., Olesen, J.E. (2023). Higher N₂O emissions from organic compared to synthetic N fertilisers on sandy soils in a cool temperate climate. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 358, 108718.
- Qiao, C., Liu, L., Hu, S., Compton, J.E., Greaver, T.L., Li, Q. (2015). How inhibiting nitrification affects nitrogen cycle and reduces environmental impacts of anthropogenic nitrogen input. *Glob. Chang. Biol.* 21, 1249–1257.
- Rodrigues, J.M., Lasa, B., Aparicio-Tejo, P.M., González-Murua, C., Marino, D. (2018). 3,4-Dimethylpyrazole phosphate and 2-(N-3,4-dimethyl-1H-pyrazol-1-yl) succinic acid isomeric mixture nitrification inhibitors: Quantification in plant tissues and toxicity assays, *Science of the Total Environment* 624, 1180-1186. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.241>
- Rosenbom, A.E. (red.) (2017). Varslingssystemet for udvaskning af pesticider til grundvand (VAP) Sammendrag af monitoringsresultater med fokus på juli 2014 - juni 2016. De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland. 18 pp.
- Schmidt, R. et al. (2022). The nitrification inhibitor nitrapyrin has non-target effects on the soil microbial community structure, composition, and functions. *Applied Soil Ecology* 171, 104350.
- Silva, D. M., Jacques, R.J.S., Silva, D.A.A., Santana, N.A., Vogelmann, E., Eckhardt, D.P., Antonioli, Z.I. (2016). Effects of pig slurry application on the diversity and activity of soil biota in pasture areas. *Ciência Rural* [online]. 2016, v. 46, n. 10 [Accessed 14 September 2022], pp. 1756-1763. Available from: <<https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20141869>>. Epub Oct 2016. ISSN 1678-4596.
- Subbarao, G.V., Ito, O., Sahrawat, K.L., Berry, L.W., 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 Reviews in Plant Sciences*, 25:4, 303-335, DOI: 10.1080/07352680600794232
- Tariq, A., Larsen, K.S., Hansen, L.V., Jensen, L.S., Bruun, S. (2022). Effect of nitrification inhibitor (DMPP) on nitrous oxide emissions from agricultural fields: Automated and manual measurements. *Sci. Total Environ.* 847, 157650. doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.157650.
- Wakelin S., Lombi E., Donner E., MacDonald L., Black A., O'Callaghanet M. (2013). Application of MicroResp™ for soil ecotoxicology. *Environmental Pollution* 179 (2013) 177e184
- Winding, A., Bruus, M., Strobel, B.W., Krogh, P.H., Sapkota, R. (2024). Forekomst af nitrifikationshæmmere I jordvand, samt effekter af NI på jordens dyr og mikroorganismer. Præsentation ved Plantekongressen, Herning, 10.-11. januar 2024. 39_plk24_effekt_og_risiko_ved_brug_af_nitrifikationshaemmere.pdf (landbrugsinfo.dk)
- Woodward, E.E., Hladik, M.L., Kolpin, D.W. (2016). Nitrapyrin in streams: The first study documenting off-field transport of a nitrogen stabilizer compound. *Environmental Science & Technology Letters* 2016, 387-392. DOI: 10.1021/acs.estlett.6b00348

^[1] <https://projects.au.dk/klimini>

^[2] Regulation (EU) 2019/1009 of the European Parliament and of the Council of 5 June 2019 laying down rules on the making available on the market of EU fertilising products and amending Regulations (EC) No 1069/2009 and (EC) No 1107/2009 and repealing Regulation (EC) No 2003/2003 (Text with EEA relevance)Text with EEA relevance" <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A02019R1009-20220716>

^[3] <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:32006R1907&qid=1662622311358&from=EN>

^[4] <https://projects.au.dk/klimini>

8 Arealanvendelse

Forfatter: Joachim Audet, Institut for Ecoscience (afsnit 8.0).

Fagfællebedømmer: Poul Erik Lærke, Institut for Agroøkologi (afsnit 8.0).

Dette kapitel dykker ned i strategier for reduktion af klimagasser, der udnytter skift i landanvendelsen. Ofte indebærer disse foranstaltninger at overføre land fra intensiv landbrugsproduktion til enten mindre intensive metoder eller fuldstændig tilbagevending til natur. Dette spektrum kan omfatte forskellige tilgange, herunder:

- Udtagning af landbrugsjord til brak (8.1) og randzoner (8.2)
- Genskabelse af vådområder med paludikultur (8.3) eller natur (8.4)
- Skovlandbrug (8.5)

Disse virkemidler har potentiale til at:

- Reducere drivhusgasemissioner ved at ændre den nuværende drift af landbrugsjorden til en praksis med lavere emissioner eller endda potentiel kulstofbinding.
- Forbedre økosystemtjenester: Ved at bidrage til øget biodiversitet, jordbundsundhed, vandkvalitet og modstandsdygtighed overfor klimaforandringer.

8.1 Udtag af omdriftsareal til permanent ugødet brak (KVM8.1)

Forfattere: Gitte Blicher-Mathiesen, Institut for Ecoscience og Mathias Neumann Andersen, Institut for Agroøkologi (afsnit 8.1.0-8.1.5), Trine Anemone Andersen (Landbrug) & Steen Gyldenkærne (LULUCF), Institut for Miljøvidenskab (afsnit 8.1.6).

Fagfællebedømmer: Søren O. Petersen, Institut for Agroøkologi (afsnit 8.1.0-8.1.5), Ole Kenneth Nielsen, Institut for Miljøvidenskab (afsnit 8.1.6).

Landbrugsarealer, der permanent udtages af landbrugsdrift, vil overgå til en anden arealanvendelse. Udtagning og etablering kan både være til veje, byudvikling, etablering af natur som fx overdrev eller skov.

8.1.1 Anvendelse

I nærværende afsnit vurderes udtagning af omdrifts jord til tør natur med et plantedække af græs. Udtagning til skov eller til energiafgrøder vil have en lidt anden effekt, idet der her vil være en større kulstofopbygning i den over- og underjordiske biomasse.

En vigtig forudsætning for at opnå en reduktion i nitatudvaskning er, at der på arealet er et ophør af jordbearbejdning, stop for tilførsel af handels- og husdyrgødning, og at der er et veletableret plantedække.

Udvaskningen vil fortsat være lav på udtagne arealer, der afgræsses ekstensivt (Gundersen, P., Buttenschøn, R.M. 2005). Med ekstensiv afgræsning skal husdyrtrykket afpasses til produktionen af biomasse. Et husdyrtryk på mellem 0,5 og 1,0 DE/ha vil ofte være et niveau, hvor afgræsningen kan holde

trit med biomasseproduktionen (Gundersen og Buttenschøn, 2005) under forudsætning af at dyrene ikke fodres med udefra kommende fodertilskud.

8.1.2 Relevans og potentiale

For virkemidler, hvor jorden udtages af almindelig landbrugsmæssig drift, er effekten på nitratudvaskning hovedsageligt fastsat i forhold til et modelberegnet gennemsnit af nitratudvaskning for det samlede landbrugsareal og ikke kun jord i omdrift. Det gælder fx for skovrejsning, brak og energiafgrøder. I Virkemiddelkataloget fra 2014 (Eriksen et al., 2014) udgjorde referencen for den årlige gennemsnitlige udvaskning for hele landet ca. 62 kg N/ha. Denne udvaskning var beregnet med NLES4-modellen og med landbrugsdata for 2007-2011 (Børgesen et al., 2013). En genberegning baseret på data fra 2017 fandt, at den opgjorte referenceudvaskning svarer til ca. 66 kg N/ha for landbrugsafgrøder i omdrift og ca. 61 kg N/ha for hele det dyrkede areal (Gitte Blicher-Mathiesen, AU, upubliceret). Referenceudvaskningen lå altså reelt på samme niveau for 2017 som anvendt i Eriksen et al. (2014).

Til opdatering af Baseline 2027 blev reference for nitratudvaskningen modelberegnet for året 2021 (Blicher-Mathiesen et al., 2023). Udvasningen blev beregnet for hele det dyrkede areal med NLES5 modellen. Den samlede nitratudvaskning for hele landbrugsarealet blev beregnet til 53 kg N/ha, mens nitratudvaskningen på omdriftsarealet alene udgjorde 59 kg N/ha. Den lavere modelberegnete nitratudvaskning i 2021 end i 2017 skyldes hovedsagelige en øget udnyttelse af kvælstof i husdyrgødning og deraf et lavere forbrug af handelsgødning. Ved den her gennemførte opdatering, er der for de virkemidler, der er fastsat på baggrund af referenceudvaskningen, hovedsageligt taget udgangspunkt i den opdaterede værdi på 59 kg N/ha.

Anvendes den gennemsnitlige referenceudvaskning til fastsættelse af en effekt af et givet virkemiddel, antages i princippet, at udbredelsen af virkemidlet er jævnt fordelt uden hensyntagen til bonitet og øvrige dyrkningsforhold. Dette vil ofte ikke være tilfældet i praksis, men en mere detaljeret effektfastsættelse ville forudsætte, at udvaskningen før fx etablering af energiafgrøder og brak blev bestemt for den forudgående arealanvendelse.

Potentiale for virkemidlet permanent udtagning er hele det dyrkede omdriftsareal.

8.1.3 Effekt på drivhusgasudledning

Kvælstofeffekt: For landbrugsarealer, der udtages permanent til ekstensivt udnyttede græsarealer, vil den årlige udvaskning af nitrat efter en årrække være lavere end for arealer i omdrift. Udvasningsniveauet for de udtagne arealer vil især være påvirket af, hvor meget husdyrgødning arealet har fået tilført i årene forud for udtagningen. Men størrelsen af perkolation og jordtype har også en væsentlig betydning. For landbrugsarealer på mineraljorde, som har fået tilført moderate mængde af husdyrgødning, og hvor arealet udtages til vedvarende græs med et lavt græsningstryk eller med høslæt, viser målinger, at den årlige udvaskning falder til mellem 1 og 10 kg N/ha det første år efter udtagning (Blicher-Mathiesen et al. 2020). Udvasningen vil yderligere falde til mellem 0 og 6 kg N/ha 2-5 år efter udtagning og til mellem mindre end 1 og 3 kg N/ha efter 6-14 år med udtagning. Modelberegninger gennemført med rodzonemodellen DAISY for 3 arealer udtaget til brak omkring en drikkevandsboring på Tunø viser, at den årlige udvaskning over tid igen vil kunne stige lidt på grund af ændringer i jordens organiske puljer til mellem 2 og 5 kg N/ha inden for et 100 årigt tidsperspektiv, idet intervallet afspejler jordens variation i humusindhold på 1,4-2,8 % (Jensen og Thirup, 2006).

For landbrugsarealer, der udnyttes intensivt, og som har fået tilført store mængder af husdyrgødning i mange år, viser målinger fra to jordvandsstationer i Landovervågningen, at udvaskningen stadig kan være høj indtil tre år efter udtagning og herefter falde til et niveau omkring 6-26 kg N/ha (Blicher-Mathiesen et al., 2020). Idet der kun eksisterer et begrænset antal målinger af udvaskning ved udtagning af arealer fra landbrugsproduktion, og disse ikke tilstrækkeligt dækker den variation, der eksisterer for effekten af virkemidlet bl.a. relateret til tilførsel af husdyrgødning i årene før udtagning og størrelsen af perkolationen, er det ikke muligt på baggrund af målinger at opskalere måleresultaterne til et landsgennemsnit.

Hidtil er der som gennemsnit for hele landet anvendt en årlig udvaskning på 12 kg N/ha for arealer, der er udtaget af landbrugsproduktion (Børgesen et al., 2013; Eriksen et al., 2014). Dette niveau ligger nogenlunde midt mellem de to estimater for arealer med henholdsvis begrænset og intensiv tilførsel af husdyrgødning før udtagning. Der er tilknyttet en stor usikkerhed på det gennemsnitlige estimat, idet målinger af udvaskningen som førnævnt viser, at effekten afhænger af, hvor meget husdyrgødning landbrugsarealet har fået før udtagning, samt af jordtype og størrelsen af perkolationen. Med en referenceudvaskning på 59 kg N/ha (se kapitlet Koncept for anvendelse og effektfastsættelse af kvælstofvirkemidler, denne rapport) bliver den generelle netto-effekt af permanent udtagning 47kg N/ha reduceret udvaskning.

Udvaskning fra arealer, der har været natur i mange år, er lav på 0,5-5 kg N/ha (Blicher-Mathiesen et al., 2020). Grunden til at udvaskningen er højere på naturarealer etableret fra tidligere landbrugsjord er, at dyrkede jorde har et højere indhold af kvælstof bundet i labilt organisk stof end arealer, der har været natur i mange år. For naturarealer, der udnyttes med ekstensiv afgræsning, vil udvaskningen fortsat være lav.

Kvælstofgødningsinputtet til braklagte arealer er 0 kg N/ha mod 171 kg N/ha i referencesædskiftet (tabel 8.1.1). Med hensyn til C-input antages, at det er højere end C-inputtet i planterester i referencesædskiftet, således at jordens kulstofbalance ændres i positiv retning. Da hele planteproduktionen tilbageføres til arealet, vil der med tiden udvikles et robust plantedække med dybtgående rødder, der er i stand til at optage både vand og mineraliseret N meget effektivt. Hvor stor effekten er afhænger dog af jordens bonitet og mineraliseringssevne. Sammenlignet med korndyrkning (referencesituationen), kan reduktionen i lattergasemission fra kvælstofgødning, ammoniakfordampning og nitratudvaskning beregnes (se kapitel 4) til at være henholdsvis 712, 62, 54 og 164 kg CO₂-ækv/ha. Det antages, at der årligt lagres omkring 150 kg C/ha mere end i standardsædskiftet svarende til en reduktion i udledning på 550 kg CO₂-ækv./ha. Endvidere vil besparelsen på kalkning være 94 kg CO₂ ækv/ha og fossil energi ved undgået dyrkning 361 kg CO₂-ækv/ha. Samlet vil klimaeffekten være ca. 1448 kg CO₂-ækv./ha.

Kulstofeffekt: Udenlandske undersøgelser under klimaforhold, der nærmer sig danske, indikerer, at selvom emnet stadig er omdiskuteret bidrager braklægnings til C-binding i jorden og at denne binding er større, jo mere langvarig braklægnings er (Kozak and Pudelko, 2021, Yang et al. 2022). Yang et al. (2019) fandt således at den årlige kulstofbinding var større i anden del af den undersøgte periode (13-22 år efter braklægnings) end i perioden forud. Der er behov for tilsvarende danske undersøgelser for at kvantificere effekten under danske klima- og jordbundsforhold. Kulstofbindingen i jord antages her at være 150 kg C/ha, men resultater fra Yang et al. (2019) indikerer at op til 700 kg C/ha kan bindes årligt i langvarig brak under amerikanske forhold. Resultaterne fra Kozak and Pudelko (2021) viser, at der kan være store variationer afhængig af jordtype og vegetation. Klimaeffekten anslået til at være 550 kg CO₂-ækv./ha, som angivet i tabel 8.1.2.

Tabel 8.1.1 Effekter på kvælstofbalance og øvrige klimarelaterede forhold ved omlægning af landbrugsareal (reference) til permanent brak.

Dyrkningsforhold for permanent udtagning	Udtaget areal	Reference
N input i handelsgødning	0 kg N/ha	171 kg N/ha
N input i planterester	70 kg N/ha	70 kg N/ha
Nitratudvaskning	12 kg N/ha	59 kg N/ha
Ammoniakfordampning	0 kg N/ha	6,8 kg N/ha
Kalkning	0 kg CO ₂ ækv/ha	94 kg CO ₂ ækv/ha
C-input*	550 kg CO ₂ ækv/ha	0 kg CO ₂ ækv/ha
Jordbearbejdning	0 kg CO ₂ ækv/ha	361 kg CO ₂ ækv/ha

* Der er pt. ikke klarhed over hvordan bidraget fra kulstoflagring i jord (LULUCF) skal beregnes med henblik på at indregne det i landbrugets ud-ledninger og i hvilken udstrækning det vil blive muligt. Der tages derfor forbehold mht. at LULUCF bidraget kan adderes direkte til de øvrige poster – som det er gjort her – for at beregne netto klimaeffekten af virkemidlerne.

Tabel 8.1.2 Samlet oversigt over virkemidlets reducerende effekt på de forskellige poster i drivhusgasbalancen angivet med AR5 værdier for GWP-100 af CH₄ og N₂O og LULUCF bidrag fra kulstofbinding.

Virkemiddel	Drivhusgasreduktioner/effekter					Enhed	TRL*	Sikker positiv klimaeffekt	Bemærkninger	Ændringer siden 2023 ift. nettoklimaeffekt m.m.
	CO ₂ /LU-LUCF	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ /energiforbrug	Netto klimaeffekt					
KVM8.1 Permanent ugødet brak	550	0	930	455	1935	Kg CO ₂ -ækv/ha	9	Ja		148 kg CO ₂ -ækv/ha pga. ændringer i EF for udvaskning, kulstofbinding, mm

8.1.4 Samspil til andre virkemidler

Virkemidlet omlægning til permanent ugødet brak kan ikke anvendes sammen med andre fladevirkemidler, der involverer ændrede gødningstilførsler og -strategier eller plantedyrkning. Reduceret kvælstofudvaskning ved benyttelse af virkemidlet vil betyde, at der kvantitativt kan fjernes mindre kvælstof ved samtidig anvendelse af dræn- og vandløbsvirkemidler.

8.1.5 Usikkerheder

Det er usikkert hvor meget længden af braklægningsperioden påvirker klimaeffekten både med hensyn til C binding i jorden og N udledningerne. Det samme gælder for benyttelsen af brakmarkerne. Længerevarende brak må forventes at have større effekt end en et-årig udtagning. Dette gælder i øvrigt også for biodiversiteten.

8.1.6 Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen

Landbrug

For beregningen af landbrugssektorens udledninger i emissionsopgørelsen vil reduktionseffekten af braklægning af omdriftsareal være automatisk afspejlet for de fleste udledningsskilders vedkommende, med mindre afvigelser til det angivne ovenfor i Tabel 8.1.1.

Som følge af det reducerede dyrkede areal vil der automatisk ske en reduktion i mængden af den samlede mængde handelsgødning der tilføres de dyrkede arealer og dermed en reduktion i den direkte N₂O-udledning, jf. afsnit 8.1.3. Udledningen forbundet med handelsgødningsforbruget fra referencescenariet, vil dog ikke være retvisende i alle tilfælde, da den endelige effekt vil afhænge af, hvilket areal der omlægges fra. Omlægges arealet til permanent ugødet brak, som stadig registreres i Landbrugsstyrelsens registerdata fra ansøgningerne om landbrugsstøtte, vil der opgørelsesmæssigt også stadig være en mindre emission fra brakarealets voksende afgrøder, som vil være tilsvarende afgrøderester for kategorien 'vedvarende græs', og dermed lavere end det, der er angivet i Tabel 8.1.1. Under antagelse af, at de nationale forpligtigelser til reduceret kvælstofudvaskning og herunder krav til efterafgrødearealet ikke vil blive reduceret, vil udledningerne herfra ikke blive påvirket med tiltaget. Såfremt braklægningen giver anledning til en faktisk reduktion i den målte N-udvaskning, vil reduktionen i den tilknyttede indirekte N₂O-udledning også automatisk blive afspejlet i emissionsopgørelsen. Som følge af det reducerede forbrug af handelsgødning vil NH₃- og NO_x-udledningerne og den tilknyttede indirekte N₂O-udledning derfra også blive reduceret automatisk i emissionsopgørelsen. Dog vil der stadig være en mindre udledning forbundet med de voksende afgrøder, som vil være mindre end udledningen fra voksende afgrøder på omdriftsarealer. Reduktionseffekten af reduceret kalkning vil ligeledes automatisk blive afspejlet, og vil afhænge af det konkrete kalkforbrug, der var knyttet til det omlagte areal. I fremskrivningen er udledningerne også bundet op på det dyrkede landbrugsareal.

Reduktioner i CO₂-ækv. ved fraværet af jordbearbejdning vil ikke være afspejlet i emissionsopgørelsens landbrugs- eller LULUCF-sektor, men vil automatisk kunne ses i opgørelsen af udledninger fra energisektoren.

LULUCF

I den nationale opgørelse anvendes C-TOOL-modellen til at beregne kulstofændringer i mineraljorde. Til beregning af C-input til modellen anvendes standardfunktioner for 26 forskellige afgrøder, jf. afsnit 4.5.4. Ud fra enten høstudbytte eller faste værdier beregnes det årlige C input for en given arealanvendelse. Det gennemsnitlige C-input i 2022 (ikke arealvægtet) til de 20 delområder som C-TOOL anvender er opgjort til 4,6 ton C/ha/år (uden husdyrgødning). Ved omlægning til ugødet brak er modelinputtet på 4,0 ton C/ha/år. Omlægning til vedvarende ugødet brak vil ud fra en gennemsnitsbetragtning reducere inputtet til C-TOOL med 0,6 ton C/ha/år hvorfor omlægning til ugødet brak vil medføre et "relativt" fald i jordens beregnede C balance i forhold til uændret drift. Resultatet vil dog stadig være modsat den effekt som er opgjort i tabel 8.1.2. Der er ikke foretaget modelberegninger for at opgøre den reelle effekt da denne vil afhænge af jordbund og hvilke afgrøder der inddrages ved braklægningen. Faktorerne for C input fra brak- og øvrige arealer til C-TOOL kan opdateres når der foreligger opdateret dokumentation for C-inputtet fra de nævnte brakarealer fra repræsentative data under danske forhold.

Referencer

- Blicher-Mathiesen, G., Sørensen, P. & Jung-Madsen, S. (red.) (2023). Opdatering af baseline 2027. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 165 s. - Teknisk rapport nr. 295. https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Tekniske_rapporter_250-299/TR295.pdf
- Blicher-Mathiesen, G., Olesen, J.E., Jung-Madsen, S. (red). (2020). Opdatering af baseline 2021. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 140 s. -Teknisk rapport nr. 162. <http://dce2.au.dk/pub/TR162.pdf>

- Blicher-Mathiesen et al. (2020). Permanent udtagning og kortvarig brak i omdrift. I: Eriksen, J., et al., (red.). Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastning til vandmiljøet. Aarhus Universitet. DCA – Nationale Center for Fødevarer og Jordbrug. DCA rapport nr. 174. s. 115-126. <https://dcapub.au.dk/djfpdf/DCArapport174.pdf>
- Børgesen, C.D., Nordemann Jensen, P., Blicher-Mathiesen, G., Schelde, K. (editors) (2013). Udviklingen i kvælstofudvaskning og næringsstof-overskud 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.
- Eriksen, J., Jensen, P.N., Jacobsen, B.H. (red.) (2014). Virkemidler til realisering af 2. generations vand-planer og målrettet arealregulering. DCA Rapport 052. http://web.agrsci.dk/djfpublikation/djfpdf/Virkemiddelkatalog_web.pdf
- Gundersen, P., Buttenschøn, R.M. (2005). Vegetationsudvikling og nitratudvaskning ved ændret arealanvendelse – eng, overdrev og skovrejsning i Drastrup projektet 1998-2005. Aalborg Kommune og Forskningscenter for Skov og Landskab, 50 sider.
- Jensen, J.C.S., Thirup, C. (2006). Nitratudvaskning I indsatsområde Tunø. Rapport udgivet af Århus Amt. 42 sider.
- Kozak, M., Pudelko, R. (2021). Impact assessment of the long-term fallowed land on agricultural soils and the possibility of their return to agriculture. *Agriculture* 11, 148. <https://doi.org/10.3390/agriculture11020148>
- Yang, Yi., Tilman, D., Furey, G., Lehman, C. (2019). Soil carbon sequestration accelerated by restoration of grassland biodiversity. *Nature Communications* 10: 278. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-08636-w>
- Yang, Y., Luo, W., Xu, J., Guan, P., Chang, L., Wu., X., Wu, D. (2022). Fallow land enhances carbon sequestration in glomalin and soil aggregates through regulating diversity and network complexity of arbuscular mycorrhizal fungi under climate change in relatively high-latitude regions. *Front. Microbiol.* 13:930622. doi: 10.3389/fmicb.2022.930622

8.2 Udyrkede bræmmer langs vandløb og søer på mineraljord (KVM8.2)

Forfattere: Brian Kronvang, Institut for Ecoscience og Mathias Neumann Andersen, Institut for Agroøkologi (afsnit 8.2.0-8.2.5), Trine Anemone Andersen (Landbrug) & Steen Gyldenkærne (LULUCF), Institut for Miljøvidenskab (afsnit 8.2.6).

Fagfællebedømmere: Søren O. Petersen, Institut for Agroøkologi (afsnit 8.2.0-8.2.5), Ole Kenneth Nielsen, Institut for Miljøvidenskab (afsnit 8.2.6).

Bræmmer, som de tidligere randzoner, er smalle striber af udyrket land langs vandløb og omkring søer, som hverken gødes eller sprøjtes. Der findes to typer af bræmmer, den tørre som etableres uden ændring af hydrologien i bræmmen og den våde bræmme hvor hydrologien ændres, typisk i forbindelse med afskæring af dræn og/eller ændret vandføringsevne i vandløb. Denne rapport behandler kun de tørre udlagte og udyrkede bræmmer på mineraljord langs vandløb og søer.

8.2.1 Anvendelse

Udyrkede bræmmer med permanent vegetation etableres for at beskytte vandløb og søer mod tilførsel af sediment, kvælstof, fosfor og bekæmpelsesmiddel-rester fra overfladisk afstrømning på tilstødende marker (Kronvang et al., 2014 & 2020). Randzonen fremstår derfor i landskabet som en braklagt stribe land. I 1992 blev det med en opdatering af Vandløbsloven lovpligtigt at udlægge en 2 m udyrket bræmme langs alle offentlige og højt målsatte vandløb (Skov- og Naturstyrelsen, 2002). I 2011 blev randzoner lovpligtige med vedtagelsen af Randzonenloven, hvor udyrkede randzoner inkl. en evt. 2 m bræmme skulle etableres med en bredde på 10 m langs alle vandløb og søer større end i 100 m². I 2014 blev randzonenloven revideret, og der skulle nu etableres 9 m randzoner omkring alle offentlige og vandplan-vandløb. Randzonenloven blev ophævet i 2016, hvorefter der tilbage var de ugødede 2 m bræmmer efter Vandløbsloven langs alle offentlige og højt målsatte vandløb.

Ved etableringen af de 'tørre' bræmmer på mineraljord ændres der kun på dyrkningen (forbud mod dyrkning, gødsning og sprøjtning) og ikke på hydrologien i bræmmen. I bræmmen kan der efter braklægning vokse græs og urter, men der kan også på sigt etableres træer i en bræmme langs vandløb og søer. Dette er i modsætning til den gamle randzonenlov, hvor det var pligtigt at slå vegetationen i randzonen mindst hvert andet år for at undgå fremvækst af træer.

I dag er der også udviklet andre typer af bræmmer, som intelligente bufferzoner og mættede bufferzoner, hvor man ændrer på hydrologien i bræmmen for at fremme kvælstoffjernelsen i det drænvand, som ellers løber frit under den udyrkede bræmme (Eriksen et al., 2020; Andersen et al., 2020).

8.2.2 Relevans og potentiale

Markbræmmer er bræmmer, der kan ligge andre steder op ad omdriftsarealer, hvorimod 2 m-bræmmer er bræmmer udlagt efter vandløbsloven. Udyrkede brede bræmmer er relevante at etablere på udpegede risikoarealer for jorderosion og overfladisk afstrømning (Heckrath et al., 2010; Kronvang et al., 2014 & 2020). Bræmmen skal i givet fald etableres med en bredde, som er tilpasset forholdene langs den enkelte mark, og den vil ofte skulle være bredere end de 2 m, der anvendes efter vandløbsloven fra 1992. Efter den gamle randzonenlov med 10 m randzone var der etableret ca. 50.000 ha randzoner, men en stor del af disse er siden blevet opdyrket igen. Ved en eventuel målrettet etablering af brede bræmmer langs vandløb og søer må der forventes at blive udlagt væsentligt færre end 50.000 hektar randzoner, måske i størrelsesordenen 10.000 ha, hvor der er størst risiko for tab af jord og fosfor med overfladisk afstrømning (Onnen et al., 2019).

I 2023 bliver det med den nye landbrugsreform pligtigt for landmænd, der søger landbrugsstøtte, at udlægge 3 m udyrkede, ugødede og usprøjtede bræmmer langs alle de vandløb, hvor der er i dag er lovpligtig 2 m bræmme. Det vil øge arealet med udyrkede bræmmer langs vandløb med i størrelsesordenen 5.000-6.000 ha – alt afhængig af hvor meget udyrket bræmme, der i forvejen er udlagt langs vandløbene.

De normale bræmmer, hvor vegetationen slås, må sidestilles med braklagte arealer (se afsnit 7.6 og 8.1), da ændringen i forhold til virkemiddel-effekt mod klimagasser er, at vegetationen tilbageholder en del nitrat-N, der ellers udvaskes fra arealerne. Dette vil reducere lattergas-emissionen fra den udyrkede bræmme.

Desuden forventes at braklægningen med tiden øger puljen af kulstof i jorden i bræmmen pga. ophøret af jordbearbejdning og et permanent vegetationsdække. Desuden kan en eventuel tilvækst af træer i bræmmen binde kulstof over tid. Konsekvenser for tab af kvælstof og fosfor er beskrevet i de to seneste virkemiddelrapporter (Eriksen et al., 2020; Andersen et al., 2020).

8.2.3 Effekt på drivhusgasudledning

Reduktionen af udledningerne beregnes på samme måde, som for permanent braklægning (afsnit 8.1 ovenfor), med den undtagelse at de udyrkede bræmmer langs vandløb forventes hovedsageligt at befinde sig på arealer med god forsyning af vand og næringsstoffer. Der forventes derfor en større planteproduktion og kulstofbinding i jorden, idet der med tiden vil udvikles et robust plantedække med dybtgående rødder, der er i stand til at optage både vand og mineraliseret N meget effektivt. Kvælstofgødningsinputtet til bræmmer er 0 kg N/ha mod 171 kg N/ha i referencesædskiftet (tabel 8.1.1). Med hensyn til C-input antages, at det er højere end C-inputtet i planterester i referencesædskiftet, så jordens kulstofbalance bliver positiv, da hele planteproduktionen tilbageføres til arealet. Sammenlignet med korn dyrkning (referencesituationen) kan reduktionen i lattergasemission fra kvælstofgødning, planterester, ammoniakfordampning og nitratudvaskning beregnes til at være henholdsvis 712, -125, 54 og 164 kg CO₂-ækv/ha. Det antages at der lagres 400 kg C/ha svarende til en reduktion i udledning på 1467 kg CO₂-ækv./ha., altså lidt mindre end kulstoflagringen i gødet fodergræs (KVM 7.13). Endvidere vil besparelsen på kalkning være 94 kg CO₂-ækv/ha og på fossil energi ved undgået dyrkning 361 kg CO₂-ækv/ha. Samlet vil klimaeffekten være 2727 kg CO₂-ækv./ha (tabel 8.2.1). Der er pt. ikke klarhed over hvordan bidraget fra kulstoflagring i jord (LULUCF) skal beregnes med henblik på at indregne det i landbrugets udledninger, og i hvilken udstrækning det vil blive muligt. Der tages derfor forbehold mht. at LULUCF bidraget kan adderes direkte til de øvrige poster.

Tabel 8.2.1 Samlet oversigt over virkemidlets reducerende effekt på de forskellige poster i drivhusgasbalancen angivet med AR5 værdier for GWP-100 af CH₄ og N₂O og LULUCF bidrag fra kulstofbinding.

Virkemiddel	Drivhusgasreduktioner/effekter					Enhed	TRL*	Sikker positiv klimaeffekt	Bemærkninger	Ændringer siden 2023 ift. nettoklimaeffekt m.m.
	CO ₂ /LU-LUCF	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ /energiforbrug	Netto klimaefekt					
KVM8.1 Permanent ugødet brak	1467	0	805	455	2727	Kg CO ₂ -ækv/ha	9	Ja		-60 kg CO ₂ -ækv/ha pga. ændringer i EF for udvaskning, kulstofbinding, mm

8.2.4 Samspil til andre virkemidler

De tørre bræmmer, som er behandlet her, har samspil til braklægning af landbrugsjord på mineraljord. Udover at de formindsker det dyrkede areal, har udyrkede bræmmer langs vandløb og søer ikke indflydelse på andre fladevirkemidler eller virkemidler, der involverer gødsning.

8.2.5 Usikkerheder

De største usikkerheder er formentlig knyttet til forventninger til hvor mange hektar udyrkede bræmmer der vil blive etableret langs vandløb og søer i landet. Herudover er der usikkerhed og betydelig naturlig variation i effekterne afhængig af beliggenhed, jordtype, og bevoksning mm.

8.2.6 Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen

Landbrug

For beregningen af landbrugssektorens udledninger i emissionsopgørelsen vil reduktionseffekten af udyrkede bræmmer være automatisk afspejlet for de fleste udledningskilders vedkommende, ligesom det er beskrevet for brak under 8.1.6, og vil afhænge af arealets kategorisering og status som en del af landbrugsarealet.

Uanset registrering, vil reduktionen i det dyrkede areal automatisk give en reduktion i mængden af den samlede mængde handelsgødning der tilføres de dyrkede arealer og dermed en reduktion i den direkte N_2O udledning, jf. afsnit 8.1.3. Under antagelse af at bræmmerne udgår af det registrerede landbrugsareal, dvs. frasorteres i de statiske opgørelser og udgår fra støtteansøgningerne vil der modsat scenariet med registrering af permanent ugødet brak ikke blive beregnet direkte N_2O fra planterester, eller indirekte N_2O fra NH_3 fra voksende afgrøder. Det vil kræve en særskilt opgørelse af bræmmearealer og særskilte faktorer for biomassen på de pågældende arealer, at lave en mere præcis opgørelse og implementering af effekten i emissionsopgørelsen. Under antagelse af, at de nationale forpligtigelser til reduceret kvælstofudvaskning og herunder krav til efterafgrødearealet ikke vil blive reduceret, vil udledningerne herfra ikke blive påvirket med tiltaget. Såfremt bræmmerne giver anledning til en faktisk reduktion i den målte N-udvaskning, vil reduktionen i den tilknyttede indirekte N_2O udledning også automatisk blive afspejlet i emissionsopgørelsen. Som følge af det reducerede forbrug af handelsgødning vil NH_3 - og NO_x -udledningerne og den tilknyttede indirekte N_2O -udledning derfra også blive reduceret automatisk i emissionsopgørelsen. Reduktionseffekten af reduceret kalkning vil ligeledes automatisk blive afspejlet, og vil afhænge af det konkrete kalkforbrug der var knyttet bræmmearealet. I fremskrivningen er udledningerne også bundet op på det dyrkede landbrugsareal.

Reduktioner i CO_2 -ækv. ved fraværet af jordbearbejdning vil ikke være afspejlet i emissionsopgørelsens landbrugs- eller LULUCF-sektor, men vil automatisk kunne ses i opgørelsen af udledninger fra energisektoren.

LULUCF

I lighed med afsnit 8.1.6 vedr. ugødet brak, vil kulstofinputtet ved modellering af en bræmmeudvidelse være fastsat til et årligt input på 4,0 ton C/ha i modellen under forudsætning af at bræmmearealet indgår i Internet MarkKort (IMK). Alt andet lige vil C-effekten i jorden af en bræmmeudvidelse på mineraljorde

have en negativ indflydelse på den afrapporterede C lagring, fordi inputtet er lavere end det gennemsnitlige fra afgrøder på dyrkede arealer. Ved en ikke-registreret udvidelse af bræmmearealet, f.eks. den generelle udvidelse fra 2 til 3 meter langs vandløb vil dette areal ikke indgå i opgørelsen/C-TOOL modelleringen. Fordi kulstofbalancen i mineraljorde opgøres som arealet i iMK fratrukket arealet som er på organisk jord (udpeget i enten Tekstur2014, Tørv2022, eller det nye opdaterede JB-kort fra 2024).

En bræmmeudvidelse vil reducere iMK-arealet og følgelig vil C-TOOL regne på et mindre areal. Det areal som der ikke regnes på (bræmmerne) bliver parkeret i opgørelsen med den på tidspunktet for udtagelsen beregnede C-mængde fordi arealet ikke indgår. En evt. ændring i C lagringen ved en ikke registreret bræmmeudvidelse, enten i nedadgående eller opadgående retning kommer derfor ikke ind i opgørelsen med den nuværende beregningsmodel.

I forbindelse med EU's forordning om opgørelsen fra LULUCF-sektoren (EU, 2023/839) skal hele Danmarks areal indgå i opgørelsen opgjort med en metode svarende som minimum til metodetier 2 (tier 2), dvs. inkl. bræmmerne. DCE er begyndt at vurdere konsekvenserne af den nye LULUCF-forordning og hvordan alle arealer kan indgå i opgørelsen. Med den nuværende tilgang, hvor der kun regnes på ændringer indenfor iMK-arealet, vil effekten af en udvidelse af bræmmearealet alene være relateret til en nedgang i N₂O-udledningen som følge af et mindre N forbrug/udvaskning, jf. afsnit om afspejling i landbrugssektoren.

Referencer

- Andersen, H.E. (red.), Rubæk, G.H. (red.), Hasler, B. (red.), Jacobsen, B.H. (red.), Martinsen, L., Heckrath, G.J., Olsen, P., Munkholm, L.J., Hoffmann, C.C., Zak, D.H., Kronvang, B., van't Veen, S.G.M., Strandberg, B., Bruus, M., Lærke, P.E., Gundersen, P., Kudsk, P., Jørgensen, L.N., Hutchings, N., Egemose, S., Reitze, K., Jensen, H.S., Søndergaard, M., Pedersen M.F. Martinsen, L. (2020). Virkemidler til reduktion af fosforbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. 284 s. (Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi; Nr. 379, Bind 2020).
- Eriksen, J., Thomsen, I.K., Hoffmann, C.C., Hasler, B., Jacobsen, B.H., Baattrup-Pedersen, A., Strandberg, B., Christensen, B.T., Boelt, B., Iversen, B.V., Kronvang, B., Børgesen, C.D., Abalos Rodriguez, D., Zak, D.H., Hansen, E.M., Blicher-Mathiesen, G., Rubæk, G.H., Ørum, J.E., Rasmussen, J., Audet, J., et al. (2020). Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. Aarhus: Aarhus Universitet - DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. 454 s. (DCA rapport; Nr. 174).
- Heckrath, G. J., Børgesen, C. D., Kjærgaard, C., & Vinther, F. P. (2010). Vedrørende udpegnings af randzoner med risiko for overfladeafstrømning af fosfor, Nr. 749634, 5 s., nov. 08, 2010.
- Kronvang, B., Blicher-Mathiesen, G., Andersen, H.E., Kjeldgaard, A., Larsen, S.E. (2014). Effekt af "intelligent" udlagte randzoner 46 s.. 2014. (Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi).
- Kronvang, B., Ovesen, N.B., Zak, D.H. & Heckrath, G.J. (2020). Overfladisk afstrømning fra marker. Vand & Jord, bind 27, nr. 1, s. 32-35. <<http://www.vand-og-jord.dk/>>
- Onnen, N., Heckrath, G., Stevens, A., Olsen, P., Greve, M.B., Pullens, J.W.M., Kronvang, B., Van Oost, K. (2019). Distributed water erosion modelling at fine spatial resolution across Denmark. I: Geomorphology. 342, s. 150-162 13 s.
- Skov- og Naturstyrelsen (2002). Vejledning om bræmmer langs vandløb og søer. Miljøministeriet ISBN: 77-7279-423-2.

8.3 Paludikultur (KVM8.3)

Forfatter: Poul Erik Lærke, Institut for Agroøkologi (afsnit 8.3.0-8.3.5, 8.3.7), Mette Hjorth Mikkelsen (Landbrug) & Steen Gyldenkærne (LULUCF), Institut for Miljøvidenskab (afsnit 8.3.6).

Fagfællebedømmere: Joachim Audet, Institut for Ecoscience (afsnit 8.3.0-8.3.5, 8.3.7), Ole Kenneth Nielsen, Institut for Miljøvidenskab (afsnit 8.3.6).

8.3.1 Anvendelse

Viden om paludikultur findes primært fra forsøg på lavbundsarealer med højt indhold af organisk stof (tørvejorde, >12 % C), da hovedformålet med paludikultur er at undgå nedbrydning af tørv der forekommer på drænede tørvejorde, men i princippet kan der også etableres paludikultur på lavbundsarealer, der indeholder mindre end 12 % organisk kulstof, hvor eksempelvis noget af tørv allerede er forsvundet som følge af mange års dræning. Dette omfatter også jorde med 6-12 % organisk kulstof som i Danmark normalt inkluderes under betegnelsen kulstofrige lavbundsjarige.

Det er nødvendigt at hæve vandstanden på de kulstofrige (>6 % organisk stof) landbrugsarealer for at reducere udledningen af drivhusgasser og bevare tørvejorden som vigtigt økosystem. Når dræning med rør og grøfter afbrydes, kan disse landbrugsarealer ikke længere benyttes til produktion af traditionelle enårige afgrøder i omdrift, men paludikultur er måske en mulighed. Paludikultur er produktion af biomasse fra planter, der trives på marker med høj vandstand (Wichtmann et al., 2016). Tanken er at høste den del af afgrøden, der kun i ringe grad bidrager til tørvedannelse.

Afgrøder velegnet til paludikultur er flerårige, der ofte ikke kan anvendes direkte som foder og fødevarer. Derimod er der mulighed for at anvende biomassen til bioraffinering og bioenergi eller direkte til bæredygtigt byggeri. På nuværende tidspunkt er det muligt at afsætte græs til biogasproduktion og tagrør til strå-tækning. Derudover vil græs kunne anvendes til proteinekstraktion hvis afgrøden har en høj kvælstofforsyning og dermed højt proteinindhold.

Nogle planter, der egner sig til paludikultur, er særdeles produktive under de rette betingelser (Geurts and Fritz, 2018; Karki et al., 2019), men der er et behov for bedre at definere forskellige former for paludikultur for at kunne vurdere udbytte, miljø og klimaeffekter. Den brede definition af paludikultur omfatter både ekstensiv paludikultur, hvor naturlig vegetation høstes uden ekstra tildeling af næringsstoffer og intensiv paludikultur, hvor der etableres højproduktive arter, som eksempelvis tagrør og dunhammer på de vådeste arealer, eller rørgæs og strandsvingel på arealer med lidt lavere vandstand. Intensiv paludikultur vil typisk omfatte tildeling af næringsstoffer, enten via drænvand eller som mineralisk gødning, mens der normalt ikke er behov for pesticider.

Der er et stort behov for mere viden om egnede afgrøder, etableringsmetoder, produktionspotentiale, høstomkostninger og anvendelsesmuligheder. Nogle potentielle afgrøder betragtes som vilde sumpplanter, og er derfor ikke støtteberettiget som traditionelle landbrugsafgrøder. Ændret lovgivning på dette område forudsætter dokumentation af det landbrugsmæssige produktionspotentiale.

8.3.2 Relevans og potentiale

Drænede kulstofrige landbrugsjarige udgør blot 4,5 % af landbrugsarealet men bidrager til ca. 30 % af landbrugets udledning af drivhusgasser med de gældende emissionsfaktorer. Potentialet for at reducere

udledningen af drivhusgasser ved at hæve vandstanden på disse jorde er derfor stort. Mulighederne efter vådlægning kan opdeles i tre kategorier:

- a) Intensiv paludikultur: etablering af bestemte vådområdeplanter under intensivt management med henblik på at producere det højeste udbytte af biomasse med den højeste kvalitet
- b) Ekstensiv paludikultur: Høst og fjernelse af den spontant fremkomne vegetation uden yderligere management
- c) Vådområder: Ingen høst af biomasse men afgræsning når vandstanden tillader. Fokus på at maksimere naturværdi og biodiversitet.

Det bør undersøges nærmere om kategorierne skal have forskellige emissionsfaktorer. Dybt drænedede tørvejorde har det højeste reduktionspotentiale for udledning af CO₂, hvis vandstanden kan hæves til tæt på jordoverfladen. Med de nuværende tilskudsordninger og priser vurderes det at stort biomasseudbytte af god kvalitet pr. arealenhed er afgørende for at opnå en acceptabel forretningsplan, og derved kan konceptet måske bidrage til at dække omkostningerne ved vådlægning af lavbundsgrunden.

Høst og fjernelse af biomasse på vådlagte lavbundsgrunde har imidlertid særlige udfordringer pga. jordens nedsatte bæreevne, og omkostningerne ved høste og transportere græsset til eks. et biogasanlæg vil være væsentligt større sammenlignet med produktion på mineralske jorde. I Holland findes flere firmaer med maskiner der kan løse opgaven, og i Danmark bliver der udviklet en tilsvarende maskine som en del af GUDP projektet HØSTTEK, der kan færdes på bløde lavbundsarealer. Implementering af paludikultur er betinget af, at høstomkostninger reduceres med de nuværende priser på biomasse. Dette kan ændre sig, hvis der i fremtiden bliver større mangel på kulstofbaserede råvarer.

I 2020-21 blev i forbindelse med Canapé projektet etableret nogle større demonstrationsparceller med strandsvingel, røgræs og dunhammer på et udrænet areal i St. Vildmose der tidligere havde været anvendt til kartoffeldyrkning. Parcellerne var enten ugødet eller fik tilført i alt 200 kg N/ha fordelt til 3 slæt. Det var muligt at høste et årligt udbytte på op til 18 t tørstof pr. ha etableret med røgræs foregående år ved tildeling af blot 200 kg N/ha (upubliseret). Proteinindholdet var for lavt til at græsset kunne anvendes til proteinekstraktion, men anvendelse til biogasproduktion var en afsætningsmulighed (Kandel et al. 2017). Tørvejorde i ådale er typisk mere næringsrige og her har parcelforsøg vist tilstrækkelig højt proteinindhold i røgræs til proteinekstraktion ved tildeling af 200 kg N/ha til 2 eller 3 slæt (Nielsen et al., 2021). Resultaterne fra St. Vildmose viste også at produktionen af de valgte paludikultur-afgrøder uden tilførsel af gødning var meget lav (3-4 t tørstof pr. ha af græs og ca. 8 t tørstof pr. ha af dunhammer tilført drænvand med lavt indhold af næringsstoffer). I mindre parcelforsøg med røgræs, dyrket ved vandstand tæt på jordoverfladen og tildelt 160 kg N pr. ha til 2 slæt, kunne der årligt høstes 12-14 t tørstof pr. ha over to år (Karki et al. 2019).

Demonstrationsprojektet i St. Vildmose viste endvidere at det kan være vanskeligt at opnå den ønskede høje vandstand i sommerperioden ved blot at stoppe dræningen. Vandstanden faldt til under 50 cm i sommerperioden og var i gennemsnit 44 cm under jordoverfladen i vækstperioden. Højere vandstands niveauer kræver sandsynligvis genetablering af spagnum, som var den naturlige vegetation inden arealerne blev drænet med henblik på landbrugsproduktion. Der er udført forsøg med spagnum som paludikultur i andre europæiske lande (Wichmann et al. 2020). Idéen med "Spagnum farming" er at høste blot de øverste få cm til anvendelse som vækstmedie således at planterne kan fortsætte væksten efter høst. Der er kun få studier på større arealer med paludikultur, som kan vise et mere realistisk potentiale, for den type produktion, i praksis. Holland er et af de få steder, hvor der er etableret nogle større demonstrationsarealer med paludikultur (Geurts og Fritz, 2018). Her rapporteres om årlige udbytter i

dunhammer (*Typha latifolia*) på ca. 10 t tørstof pr. ha, når der blev høstet én gang i juli (Pijlman et al., 2019). Ved høst flere gange om året (hver 6. uge) faldt det årlige udbytte til 6 t tørstof pr. ha.

8.3.3 Effekt på drivhusgasudledning

Udledning af CO₂ reduceres som følge af, at tørvens oxidation reduceres markant når vandstanden hæves, men omvendt vil vandmættede forhold øge udledningen af metan. Forøgelsen af metan vil i de fleste tilfælde være mindre end CO₂ reduktionen og dertil kommer at udledning af lattergas også vil reduceres når vandstanden hæves, forudsat at der ikke tildeles gødning (Greve et al., 2021).

Paludikultur betragtes af FAO og IPCC som en driftsform, der bevarer tørvejords (Biancalani og Avagyan, 2014; Hiraishi et al., 2014). Derfor forventes som udgangspunkt samme effekt af vådlægning på klimaet som beskrevet for kulstofrige lavbundslande i Greve et al. (2021) i overensstemmelse med Danmarks nationale emissionsopgørelse. Vådlægning af jorde i omdrift og vedvarende græs reducerer dermed udledningen af drivhusgas med henholdsvis 40 og 26 t CO₂-ækv. ha⁻¹ år⁻¹. Her antages jorde inden vådlægning at være dybt drænet, og at de bliver CO₂-C neutrale når dræning afbrydes og de ikke længere betragtes som landbrugsarealer. Hvert af de to tal omfatter således et fald i CO₂ og N₂O, samt en stigning i CH₄ og forskellen på de to tal skyldes alene, at udledningen fra de to dyrkningssystemer er forskellig i drænet tilstand. Reduktionspotentialet afhænger som udgangspunkt ikke af anvendelsen af arealet efter vådlægning, dvs. om det er kategori a, b eller c angivet under afsnit 2, dog vil N₂O emissionen stige, hvis der tilføres gødning i kategori a.

Når der høstes biomasse, skal drivhusgasreduktions-potentialet dog reduceres med den mængde kulstof der fjernes med den høstede biomasse omregnet til CO₂-ækv. Anvendes biomassen til fortrængning af fossile ressourcer vil udledningen fra den høstede biomasse blive reduceret tilsvarende. Der vil dog fortsat være et fossilenergiforbrug til markoperationer, transport og evt. forarbejdning af den høstede biomasse, hvilket skal indregnes i den samlede drivhusgasbalance, men for at kvantificere dette kræves en egentlig LCA beregning for den specifikke produktion. Hvis der tilføres gødning i forbindelse med intensiv paludikultur antages det at 1 % af den tilførte mængde N udledes som lattergas. Endvidere antages at 0,25% af udvasket N, som dyrkningssystemet måtte give anledning til, udledes som lattergas. Klimaeffekten anslået til at være 550 kg CO₂-ækv./ha, som angivet i tabel 8.3.1.

Tabel 8.3.1 Samlet oversigt over virkemidlets reducerende effekt på de forskellige poster i drivhusgasbalancen angivet med AR5 værdier for GWP-100 af CH₄ og N₂O og LULUCF bidrag fra kulstofbinding.

Virkemiddel	Drivhusgasreduktioner/effekter					Enhed	TRL*	Sikker positiv klimaeffekt	Bemærkninger	Ændringer siden 2023 ift. nettoklimaeffekt m.m.
	CO ₂ /LU-LUCF	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ /energiforbrug	Netto klimaeffekt					
KVM8.3 Palludikultur tidligere drænet omdrift	42,2	-8,1	5,4	0	39,6	ton CO ₂ -ækv/ha	9	Ja		Ingen
KVM8.3 Palludikultur tidligere drænet vedvarende græs	30,8	-8,1	3,4	0	26,1	ton CO ₂ -ækv/ha	9	Ja		Ingen

8.3.4 Usikkerheder

De nuværende danske emissionsfaktorer for udledning af drivhusgasser fra drænede tørvejorde stammer fra danske forsøg udført i 2008-09. Siden disse første målinger har resultater fra senere danske forsøg vist at IPCC emissionsfaktorerne angivet i Wilson et al. (2016) kan være mere retvisende. Wilson et al. (2016) angiver at udledning af drivhusgas i gennemsnit reduceres med henholdsvis 26, 17 og 5 CO₂-ækv. ha⁻¹ år⁻¹ efter vådlægning af arealer i omdrift, dybt drænet permanent græs på næringsrige arealer og dårligt drænet permanent græs. Disse gennemsnitsværdier dækker over meget stor variation især for metanudledning. Der arbejdes p.t. på en revision af emissionsfaktorer for danske kulstofrige lavbundsjord.

Reduktionspotentialer afhænger primært af grundvandstanden før og efter dræning ophører. Lavbundjorde i ådale er ofte ikke fuldt drænet inden udtagning mens afbrydning af dræn i højmoser, som eks. St. Vildmose, sandsynligvis ikke fører til en vandstand der høj nok til at opfylde klassifikationskravene for et vådområde, hvor årsmiddelvandstanden ikke må blive dybere end 30 cm under jordoverfladen. Et litteraturstudie viste endvidere at spagnum som paludikultur har en væsentlig lavere emissionsfaktor end de øvrige nævnte paludikultur-afgrøder (Bianchi et al., 2021), mens et nyligt publiceret etårs forsøg fra Sydtyskland med manipuleret vandstand viste, at både ekstensiv paludikultur med nyplantet stargræs (et årligt slået uden gødning) og intensiv paludikultur med eksisterende enggræs (to årlige slået med gødning) kunne reducere drivhusgasudledningen markant (25-30 t CO₂ ækv/ha) når den årlige middelvandstand blev hævet fra 35 til 13 cm under jordoverfladen (Bockermann et al., 2024). Der er behov for flere forsøg over en længere årrække, der undersøger effekten af forskellige typer af paludikultur på drivhusgasudledningen.

8.3.6 Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen

Landbrug

I emissionsopgørelsen for landbrugssektoren opgøres emissioner fra arealer, der indgår i det dyrkede areal, baseret på definitionen og listede afgrøder i Danmarks Statistik. Hvis der er tale om etablering af paludikultur på eksisterende vådområder, så vil dette ikke have indflydelse på emissioner fra landbrugssektoren, da vådområder betragtes som udtagne arealer og derfor ikke defineres som landbrugsareal i beregningen. Hvis det derimod er etablering af paludikultur på det eksisterende landbrugsareal, hvor der beregnes en N₂O emission som følge af høstning og gødskning af arealerne, så vil der være en ændring i emissionen. For at kunne foretage en effektiv vurdering på N₂O-emission af etablering af paludikultur er der behov for specifikke oplysninger om hvilke afgrøder, gødskningsforhold, der omlægges fra og til. Derudover vil det være afgørende, at der sker en fastsættelse af veldokumenterede faktorer for udbytterne og tørstofindholdet i den dyrkede biomasse på arealerne, jf. afsnit 8.3.1. Ved etablering af vådområder på arealer defineret som organisk jord, vil udledningen af direkte N₂O forbundet med den tidligere dyrkning på organisk jord udgå fra de arealer, men dette er en effekt af vådlægning og ikke direkte af paludikultur. I fremskrivningen er udledningerne også bundet op på det dyrkede landbrugsareal.

LULUCF

For nuværende indgår paludikultur ikke i den nationale opgørelse for LULUCF-sektoren. Det dyrkede areal med afgrøder er begrænset til IMK-areal (Vejledning om gødsknings- og harmoniregler fra LBST, tabel 1, LBST, 2024). For vådområder anvendes områdepolygoner over etablerede vådområder fra primært

LBST. Ingen af de nævnte datasæt indeholder aktivitetsdata for paludikultur. Ved en uspecificeret areal-anvendelse af vådområder til paludikultur vil den afledte emission være, den for vådområdets gældende udledning per hektar. I den nuværende opgørelse er det antaget at alle vådområder har en nul emission af CO₂ og N₂O samt en CH₄ udledning fra IPCCs guidelines (IPCC, 2014) relateret til jordtypen på arealet, jf. afsnit 4.5.4. Arealet der påregnes emissionerne er fastlagt ud fra en overlapsanalyse mellem vådområderne og Tekstur2014 (fremadrettet Tørv2022). Større afspejling af paludikultur i LULUCF-sektorens opgørelse vil kræve dokumentation og fastsættelse af C input som faste biomassefaktorer fra konkrete arter og tilsvarende dokumentation og fastsættelse af potentielle emissioner fra denne type dyrkning på vådområder. I opgørelsen for 2025 forventes det at der etableres en mere dynamisk emissionsopgørelse for vådområder hvor kortet Tørv2022/Peat2022 og det nye grundvandsstandskort for lavbundsjord fra GEUS kombineres med en vandstandsrelateret CO₂ emissionsmodel (Elsgaard, 2024) bliver implementeret. Der er for nuværende ikke taget stilling til potentiel betydning for CH₄ og N₂O emissionerne.

8.3.7 Sideeffekter

8.3.7.1 Klimatilpasning

Tilbageholdelse af vand i landskabet

Ved at afbryde lavbundsjordens dræning vil regnvand blive tilbageholdt på lavbundsarealet i længere tid og potentielt kunne reducere uønskede oversvømmelser i byer og andre bebyggelser omkring hovedvandløbet nedstrøms lavbundsarealet. Det kan dog også medføre en negativ klimaeffekt i form af øget metanudledning, hvis jorden oversvømmes i længerevarende perioder specielt i sommerhalvåret med relativt høje temperaturer (Kandel et al., 2019).

8.3.7.2 Miljø

Kvælstof

Når dræning af lavbundsjord afbrydes og vandstanden hæves forventes i lighed med etablering af vådområder at N fjernes ved denitrifikation. Derudover vil der kunne fjernes N med den høstede afgrøde og den fjernede N vil potentielt kunne mobiliseres via eksempelvis et biogasanlæg til anvendelse som gødning på marker i oplandet, men det er usikkert i hvor høj grad fjernelse af N med den høstede biomasse fra lavbundsjord yderligere vil kunne reducere tabet af N til vandmiljøet. Omvendt vil der være øget risiko for N udvaskning til akvatiske økosystemer, hvis der gives større mængder N gødning til paludikulturen. Små mængder N gødning og kalium kan øge biomassens vækst, så der netto fjernes større mængder N fra arealet end hvis der ikke gødes (Canape projektet).

Fosfor

Fjernelse af fosfor fra lavbundsarealet kan ikke som N fjernes med luften, så derfor har fjernelse af fosfor ved høst af biomasse stor betydning for arealets fosforniveau. Danske forsøg har vist at der årligt kan fjernes 6-37 kg P/ha hvor niveauet primært afhænger af biomasseudbyttet. Vådlægning af lavbundjord medfører dog også en risiko for fosfortab til akvatiske økosystemer, da ilttilgængeligheden i jorden reduceres og medfører et skift til reducerende forhold. Som følge af dette opløses redoxfølsomme jernoxider, og det bundne fosfor kan frigives i større mængder til jordvandet (Zak et al., 2010).

8.3.7.3 Biodiversitet

I N-virkemiddelkataloget (Beate Strandberg og Marianne Bruus i Eriksen et al. 2020) konkluderes følgende om effekter af dette virkemiddel på biodiversiteten: "Biodiversiteten vurderes til at være højere i paludikultur sammenlignet traditionel landbrugsdrift der omfatter en-årige afgrøder i omdrift. Derimod forventes mindre biodiversitet sammenlignet med et natur-vådområde, da paludikultur primært omfatter produktive flerårige i monokultur. Naturlige arter for det pågældende økosystem vil sandsynligvis langsomt invadere paludikulturen efter etablering, og genetablering af paludikulturen efter en årrække kan være en forudsætning for at opretholde høje biomasseudbytter, men det vil afhænge af arealets hydrologi og den valgte paludikultur-afgrøde".

8.3.7.4 Andet

Skadegørere og pesticider

Der er normalt ikke behov for pesticidbehandling i en veletableret paludikulturafgrøde. Der kan dog være behov for ukrudtsbekæmpelse ved etablering af afgrøden mens der ikke på noget tidspunkt vurderes at være behov for hverken fungicider eller insekticider.

Natur- og landskabsværdier

Vådlægning af lavbundsarealerne kan hindre afgræsning som naturplejetiltag. Paludikultur sikrer regelmæssig høst af vegetationen efter vådlægning og vil derfor opretholde det åbne landskab i ådalen (Primdahl et al., 2021).

Referencer

- Biancalani, R., Avagyan, A. (2014). Towards climate-responsible peatlands management. Mitigation of Climate Change in Agriculture Series (MICCA).
- Bianchi, A., Larmola, T., Kekkonen, H., Saarnio, S., Lång, K. (2021). Review of greenhouse gas emissions from rewetted agricultural soils. *Wetlands* 41, 1-7.
- Bockermann, C., Eickenscheidt, T., and Drösler, M. (2024). Adaptation of fen peatlands to climate change: rewetting and management shift can reduce greenhouse gas emissions and offset climate warming effects. *Biogeochemistry* <https://doi.org/10.1007/s10533-023-01113-z>
- CANAPÉ projektet. Creating a new approach to peatland ecosystems. <https://naturstyrelsen.dk/naturbeskyttelse/naturprojekter/interreg-canape/>
- Elsgaard, 2024, Dokumentationsnotat vedr. forskningsprojekter om analyse af danske emissionsdata (>12 pct. OC) samt relation mellem emission fra jorder med 6-12 pct. OC og >12 pct. OC, Rådgivningsnotat fra DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, <https://pure.au.dk/portal/da/publications/dokumentationsnotat-vedr-forskningsprojekter-om-analyse-af-danske>
- Geurts, J., Fritz, C. (2018). Paludiculture pilots and experiments with focus on cattail and reed in the Netherlands-Technical report-CINDERELLA project FACCE-JPI ERA-NET Plus on Climate Smart Agriculture.

- Greve, M.H., Greve, M.B., Peng, Y., Pedersen, B.F., Møller, A., Lærke, P.E. et al. (2021). Vidensyntese om kulstofrig lavbundsjord. Rådgivningsrapport fra DCA – National Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet, Tjele, Denmark. Journalnummer: 2020-0047924.
- Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M., Troxler, T. (2014). 2013 supplement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: Wetlands. IPCC, Switzerland.
- HØSTTEK projektet. Ny høstteknologi til klimavenlig dyrkning af lavbundsjord. <https://gudp.lbst.dk/nyheder/nyhed/nyhed/ny-hoestteknologi-til-klimavenlig-dyrkning-af-lavbundsjord/>
- Kandel, T.P., Ward, A.J., Elsgaard, L., Møller, H.B., Lærke, P.E. (2017). Methane yield from anaerobic digestion of festulolium and tall fescue cultivated on a fen peatland under different harvest managements. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant Science* 67, 670-677.
- Kandel, T. P., Lærke, P. E., Hoffmann, C. C., and Elsgaard, L. (2019). Complete annual CO₂, CH₄, and N₂O balance of a temperate riparian wetland 12 years after rewetting. *Ecological Engineering* 127, 527-535.
- Karki, S., Kandel, T.P., Elsgaard, L., Labouriau, R., Lærke, P.E. (2019). Annual CO₂ fluxes from a cultivated fen with perennial grasses during two initial years of rewetting. *Mires and Peat* 25, (01), 1–22.
- Landbrugstyrelsen, 2024, https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Goedningsregnskab/Vejledning_om_goedskning_og_harmoniregler_2022_2023.pdf
- Nielsen, C.K., Stodkilde, L., Jorgensen, U., Lærke, P.E. (2021). Effects of Harvest and Fertilization Frequency on Protein Yield and Extractability From Flood-Tolerant Perennial Grasses Cultivated on a fen Peatland. *Frontiers in Environmental Science* 9:619258.
- Pijlman, J., Geurts, J., Vroom, R., Bestman, M., Fritz, C., van Eekeren, N. (2019). The effects of harvest date and frequency on the yield, nutritional value and mineral content of the paludiculture crop cattail (*Typha latifolia* L.) in the first year after planting. *Mires & Peat* 25, (04), 1–19.
- Primdahl, J., Andersen, E., Buttenschön, R., Folvig, S., Jessen, M. J., Kristensen, L. S., Petersen, L. R., Stenak, M., and Vejre, H. (2021). Vejle ådal og fjord – udvikling og forvaltning. Københavns Universitet, Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning. https://www.vejleaadalogfjord.dk/sites/vejleaadalogfjord.dk/files/2022-01/Final_baggrundsrapport_dec_22.pdf
- Wichmann, S., Krebs, M., Kumar, S., Gaudig, G. (2020). Paludiculture on former bog grassland: Profitability of Sphagnum farming in North West Germany. *Mires and Peat* 26, 1-18.
- Wichtmann, W., Schröder, C., Joosten, H. (2016). "Paludiculture-productive use of wet peatlands," Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart, Germany.
- Wilson, D., Blain, D., Couwenberg, J., Evans, C., Murdiyarto, D., Page, S., Renou-Wilson, F., Rieley, J., Sirin, A., Strack, M. (2016). Greenhouse gas emission factors associated with rewetting of organic soils. *Mires and Peat* 17, 1-28.

Zak, D., Wagner, C., Payer, B., Augustin, J., and Gelbrecht, J. (2010). Phosphorus mobilization in rewetted fens: the effect of altered peat properties and implications for their restoration. *Ecological Applications* 20, 1336-1349.

8.4 Vådområder på mineral jord (KVM8.4)

Forfattere: Joachim Audet, Institut for Ecoscience (afsnit 8.4.0-8.4.5), Mette Hjorth Mikkelsen (Landbrug) & Steen Gyldenkerne (LULUCF), Institut for Miljøvidenskab (afsnit 8.4.6).

Fagfællebedømmere: Brian Kronvang, Institut for Ecoscience (afsnit 8.4.0-8.4.5), Ole Kenneth Nielsen. Institut for Miljøvidenskab (afsnit 8.4.6).

Vådområder på mineraljord defineres som udyrket land med et kulstofindhold < 6 % organisk kulstof i de øverste 30 cm af jorden, der oversvømmes af vand på en sæsonmæssig eller hyppigere basis og hvor vådområdeplanter kan etablere sig. Vådområder på mineraljord i Danmark findes primært i de vandløbs- eller sø-nære arealer, hvor grundvandsspejlet periodisk kan svinge omkring jordoverfladen. Desuden kan vådområdet blive oversvømmet fra vandløbet (tidvise oversvømmelser). I naturlige vådområder er det udveksling af vand og stof mellem området og de omkringliggende arealer og/eller det nærliggende vandløb. Det er de naturlige, hydrologiske forhold, der er afgørende for, hvor og hvordan biologiske, mikrobielle, og biogeokemiske processer foregår, og det er således en forudsætning, at vådlagte vådområdet er ført tilbage til en tilstand med naturlig hydrologi, dvs. uden dræning og grøftning, samt – hvis området oversvømmes – at vandløbet har en vandføringsevne som betinger, at det tidvist kan gå over sine bredder. Kystnære vådområder er ikke inkluderet i dette kapitel.

8.4.1 Anvendelse

Virkemidlet er målrettet tilbageholdelse af næringsstoffer og i nogle tilfælde øget biodiversitet.

8.4.2 Relevans og potentiale

De fleste vandløb i Danmark er kanaliserede, og mange nærliggende vandløbsarealer er påvirkede af dræning og grøftning. Dyrket areal med et kulstofindhold < 6 % på lavbund udgør i alt ca. 3.692 km² med 70% af arealet i omdrift og 30% anvendt som græsarealer. Det er derfor et stort potentiale for etablering eller genetablering af vådområder på mineraljord.

Sammenlignes med kortlag over arealer med vådområdeprojekter fra puljer administreret af Landbrugsstyrelsen og Miljøstyrelsen, var der i 2021 godkendte vådområdeprojekter eller ansøgninger herom på ca. 13.650 ha eller knap 3,7% af de 366.200 ha dyrket mineralsk lavbunds jord. De 13.650 ha inkluderer alle projektstøttearealer inkl. bl.a. drænoiland i minivådområder samt nogle projekter, som kun er ansøgt og/eller er godkendte men endnu ikke etablerede. Det skal derfor ikke opfattes som en præcis opgørelse, men som et første bud på den aktuelle udbredelse, som antages at være sat forholdsvist højt.

8.4.3 Effekt på drivhusgasemission

Genetablering af vådområder har stor betydning for indholdet af kulstof i jorden da mineralisering formindskes og kulstof kan muligvis akkumuleres pga. indlejring af plantebiomasse, rødder, mv. (Andersen et al., 2020). Når grundvandsspejlet er tæt på jordoverfladen eller når der er tidvise oversvømmelser af ådalen kan dette fremme metan (CH₄)-emissionen, særligt på næringsrige jorder med en stor pulje af letomsætteligt organisk stof (Zak et al., 2015). Under tidvise oversvømmelser om vinteren i vådområdet forventes CH₄-emissionen ikke at være af større omfang, da CH₄-produktionen bliver begrænset af lave temperaturer (<10°C). Et vandspejl tæt på jordoverfladen vil medvirke til at begrænse emissionen af CO₂ og potentielt

også af lattergas (N_2O), pga. mindre mineralisering af organisk stof i jorden. Et vandspejl tæt på jordoverfladen kan endog fremme CO_2 -binding, hvis en ny tørvedannende vegetation kan etablere sig. Oversvømmede arealer kan også opsamle kulstofrigt sediment fra vandløbet og dermed bidrage til tilbageholdelse af organisk kulstof (Kronvang et al., 2009). Den potentielle reduktion i husdyr- og handelsgødningstilførslen til området og mindre mineralisering af organisk stof i jorden under vådlagte forhold, vil sandsynligvis også medvirke til at mindske N_2O emissionen. Der er dog en risiko for, at der kan forekomme en relativ stor N_2O emission ved den nitratomsætning, der vil finde sted i vådområdet efter afskæring af dræn og grøfter. Omvendt vil den potentielt øgede N_2O emission i vådområdet pga. kvælstoffjernelse betyde, at der sker mindre N_2O emission fra vandløb, fjorde og havet pga. af reduceret kvælstoffudledning. Således vil vådlægning af dyrkede mineraljorde med stor sandsynlighed begrænse emissionen af CO_2 og N_2O , mens der omvendt kan være en risiko for en betydelig øget emission af CH_4 .

Der findes kun få studier af drivhusgasemission fra vådområder på mineraljord, idet de fleste undersøgelser fokuserer på organisk jord. Et par studier har undersøgt CH_4 -emission efter genetablering af vådområder på mineraljord under danske forhold (Herbst et al., 2011 og Audet et al., 2013). Herbst et al. (2011) målte drivhusgasemissionen (CO_2 , CH_4 og N_2O) et år i en restaureret våd eng ved Skjern å (7 år efter vådlægning). Konklusionen var, at selv om CH_4 -emissionen var betydelig ($110 \text{ kg } CH_4 \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$), var der på engen en netto binding af kulstof på i alt $7030 (\pm 1050) \text{ kg } CO_2\text{-ækv } \text{ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ (Herbst et al., 2011). Audet et al. (2013) undersøgte ændringer i drivhusgasemissionen året før og året efter genetableringen af et vådområde langs Odder bæk nord for Give. I sidstnævnte undersøgelse var CH_4 -emissionen markant højere fra et permanent vanddækket område efter genetableringen af vådområdet ($316 \text{ kg } CH_4 \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$), mens andre områder med grundvandspejl dybere end 20 cm under jordoverfladen havde tæt på nul CH_4 -emission. Området med den høje CH_4 -emission havde et kulstof indhold på ca. 7 %, hvilket ligger lige over grænsen for mineral jord.

Ud fra de undersøgelser af lokaliteter med etablering af vådområder på mineraljord, der blev præsenteret i Herbst et al. (2011) og Audet et al. (2013), kan der også findes områder med nedbrudt tørv dvs. med kulstof indhold $>6\%$. Generelt set kan kulstofindholdet i vandløbsnære områder variere meget, hvilket kan gøre det udfordrende at skelne mellem organisk jord og mineraljord.

På grund af meget få danske studier er beregninger af CH_4 -effekten baseret på 21 internationale studier (et enkelt fra Danmark i.e. Herbst et al, 2011) samlet i IPCC-metoden for "Inland wetland on mineral soil" (Wickland et al., 2013). Metanestimatet er en emission på $235 \pm 108 \text{ kg } CH_4 \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ (gennemsnit $\pm 95\%$ konfidensinterval) for den tempererede klimaregion (tabel 5.4 i Wickland et al., 2013). Dette estimat varierer afhængigt af oversvømmelsesperioden. I permanent vanddækkede områder er emissionen $572 \pm 75 \text{ kg } CH_4 \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$, mens den i periodisk oversvømmede områder er $126 \pm 46 \text{ kg } CH_4 \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ (Wickland et al., 2013).

IPCC anvender dog en anden grænseværdi (kulstofindhold $>12\%$) til at definere forskellen mellem organisk jord og mineraljord, set i forhold til de 6% som anvendes i Danmark. Det betyder, at studier, der blev brugt til at definere IPCC-emissionsfaktoren for vådområder på mineraljord, også inkluderede vådområder med kulstofindhold mellem 6-12%. Der er dog ingen klar sammenhæng mellem jordens kulstofindhold og CH_4 -emissioner. Faktisk er IPCC-faktoren for CH_4 fra vådlagte organiske jorde (dvs. $>12\%$ organisk kulstof) og for vådlagte mineraljorde (dvs. $<12\%$ organisk kulstof) i de tempererede klimaregioner relativt ens (tabel 8.4.1).

Tabel 8.4.1. IPCC CH₄ emissionfaktor for vådlagte organiske jorde og vådlagte mineraljorde (Data fra tabel 3.3 og 5.4 i Wickland et al., 2013).

Klimaregion	Næringsstof status	EF _{CH₄} (vådlagte organiske jorde) kg CH ₄ ha ⁻¹ yr ⁻¹	EF _{CH₄} (vådlagte mineral jorde) kg CH ₄ ha ⁻¹ yr ⁻¹
Boreal	Fattig	55	76
	Rig	183	
Tempereret	Fattig	123	235
	Rig	288	
Tropisk	-	55	900

Kuldioxid-emissionen som følge af ændring i kulstofindholdet i jord sættes til 0 ifølge sektion 6.5.14 i Nielsen et al., 2022. Lattergas-emissionen anses for at være for usikker (Wickland et al., 2013) til at kunne bruges til beregning af et estimat og sættes derfor til 0.

Etablering af vådområder vil normalt ske ved en omlægning af landbrugsjorden, og dermed vil der ske en reduktion i husdyr- og handelsgødningstilførslen til området. Hvis området bliver lagt om fra en mark i om-drift, kan man forvente en øget akkumulering af organisk kulstof pga. tilførsel af plantebiomasse i jorden. Forøgelsen vil være mindre, hvis marken allerede har vedvarende plantedække. Her antages jorde inden vådlægning (referencesituation) at være kornsædskifte. Der vil også være et mindre fossilt energiforbrug til markdriften.

Samlet set, vil de totale drivhusgas emissioner blive ca. 4.892 kg CO₂-ækv ha⁻¹ år⁻¹ (235 kg CH₄ ha⁻¹ år⁻¹ x 28 (GWP) = 6.580 kg CO₂-ækv ha⁻¹ år⁻¹ (total emission fra mineraljord efter vådlægning) minus 1688 kg CO₂-ækv ha⁻¹ år⁻¹ (total emission fra kornsædskifte før vådlægning; tabel 4.3.1)).

Det vil sige at netto klimaeffekten bliver ca. -4892 kg CO₂-ækv ha⁻¹ år⁻¹. (tabel 8.4.2)

Baseret på disse resultater tyder det ikke på, at etablering af vådområder på mineraljord vil reducere drivhusgasemissioner. Disse emissioner bliver i øjeblikket overset i nationale emissionsopgørelser, og derfor bør deres inklusion overvejes. Dog forhindrer de store usikkerheder og mangel på data i en dansk sammenhæng udarbejdelsen af mere sikre og robuste skøn.

Tabel 8.4.2 Samlet oversigt over virkemidlets reducerende effekt på de forskellige poster i drivhusgasbalancen angivet med AR5 værdier for GWP-100 af CH₄ og N₂O og LULUCF bidrag fra kulstofbinding.

Virkemiddel	Drivhusgasreduktioner/effekter					Enhed	TRL*	Sikker positiv klimaeffekt	Bemærkninger	Ændringer siden 2023 ift. nettoklimaeffekt m.m.
	CO ₂ /LU-LUCF	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ /energiforbrug	Netto klimaefekt					
KVM8.4 Vådområder på mineraljord	0	-6580	1233	455	-4892	Kg CO ₂ -ækv/ha	9	Ja		86 kg CO ₂ -ækv/ha pga. ændringer i EF for udvaskning, kulstofbinding, mm

8.4.4 Samspil til andre virkemidler

Der kan være overlap med reetablering af organiske lavbunds-jorder og N-og P-vådområder.

8.4.5 Usikkerheder

Det skal understreges at der er stor usikkerhed i forhold til CH₄-emission da vådområder på mineral jord ofte har en meget dynamisk hydrologi med stor variation mellem sæsonerne. Om et vådområde er permanent eller periodisk oversvømmet kommer til at bestemme CH₄-emissioner især i sommermånederne, når den højere temperatur fremmer CH₄-produktionen. **Drivhusgasemissioner fra referencesituation er usikre, fordi CH₄-emissioner fra grøfter kan være betydelige i drænedede areal.** Kuldioxid-emissionen i de etablerede områder vil sandsynligvis være negativ dvs. at en lagring af kulstof vil ske pga. akkumulering af planterester og deponering af organisk kulstof under oversvømmelse. **Der er stor usikkerhed om, hvorvidt CO₂-lagringen i de etablerede områder kan kompensere for CH₄-emissionerne.**

Lattergas-udledningen er også usikker, da svingende vandstand og deraf følgende ændringer i iltforholdet i jorden kan fremme N₂O-emissionen (Jørgensen et al., 2012). Efter vådlægning burde disse emissioner være af begrænset omfang p.g.a. mindsket mineralisering og stop af gødskning af arealerne. Dog kan afskæring af dræn og grøfter der fører vand fra bagvedliggende dyrkede arealer, samt tidvise oversvømmelser med vandløbsvand trække i retning af højere emissioner af lattergas.

8.4.6 Afspejling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen

Landbrug

Etablering af vådområder vil i relation til den nationale emissionsopgørelse for landbrugssektoren betyde udtagning af landbrugsjord, såfremt vådområderne anlægges indenfor det areal, der i dag er klassificeret som landbrugsareal. Effekten på emissionen vil afhænge af hvad der tidligere har været dyrket på den pågældende mark. Antages en udtagning at ske på bekostning af omdriftsareal med korn/raps (referencesituation), vil dette medvirke til en N₂O-reduktion i den nationale opgørelse svarende til omkring 1,2 t CO₂-ækv/ha (jf. afsnit 4.3 og 4.5), som vil være afspejlet automatisk når input data for de afledte effekter på f.eks. forbrug af handelsgødning og målt udvaskning indhentes til opgørelsen. I fremskrivningen er udledningerne også bundet op på det dyrkede landbrugsareal.

LULICF

I den nuværende nationale emissionsopgørelse anvendes IPCCs emissionsfaktorer for vådområder på mineraljord i lighed med ovenstående tabel 8.4.1. Mineraljord opgøres i den nationale opgørelse ud fra en overlap analyse med vådområdepolygonet og Tørv2022, hvor mineraljord defineres som arealer <12 % OC jf. IPCC guidelines og i modsætning til den generelle danske definition på organiske jorder som er % OC-indhold > 6 % OC.

I forbindelse med den forventede omlægning af emissionsberegningen for organiske jorder til opgørelsen der udarbejdes i 2025, se afsnit 8.3.6, kan der ske en justering af både CO₂, CH₄ og N₂O emissionerne som følge af implementering af grundvandsstandskortet.

Referencer

Andersen, H.E., Rubæk, G.H., Hasler, B., Jacobsen, B.H. (redaktører) (2020). Virkemidler til reduktion af fosforbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 284 s. - Videnskabelig rapport nr. 379 <http://dce2.au.dk/pub/SR379.pdf>

- 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. *Ecological Engineering*, 57, 170-182.
- Herbst, M., Friberg, T., Ringgaard, R., Soegaard, H. (2011). Catchment-wide atmospheric greenhouse gas exchange as influenced by land use diversity. *Vadose Zone Journal*, 10(1), 67-77.
- Jørgensen, C.J., Struwe, S., Elberling, B. (2012). Temporal trends in N₂O flux dynamics in a Danish wetland—effects of plant-mediated gas transport of N₂O and O₂ following changes in water level and soil mineral-N availability. *Global Change Biology*, 18(1), 210-222.
- Kronvang, B., Hoffmann, C.C., Dröge, R. (2009). Sediment deposition and net phosphorus retention in a hydraulically restored lowland river floodplain in Denmark: combining field and laboratory experiments. *Marine and Freshwater Research*, 60(7), 638-646.
- 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., Stupak, I., Scott-Bentsen, N., Rasmussen, E., Petersen, S.B., Baunbæk, L., Hansen, M.G. (2022). Denmark's National Inventory Report 2022. Emission Inventories 1990-2020 - Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 969 pp. Scientific Report No. 494. <http://dce2.au.dk/pub/SR494.pdf>
- Wickland, K.P., Krusche, A.V., Kolka, R.K., Kishimoto-Mo, A.W., Chimner, R.A., Ogle, S., Srivastava, N. (2013). Inland wetland mineral soils. In: 2013 Supplement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: wetlands. Intergovernmental Panel on Climate Change: 5.1-5.34. Chapter 5, 5-1.
- Zak, D., Reuter, H., Augustin, J., Shatwell, T., Barth, M., Gelbrecht, J., McInnes, R. J. (2015). Changes of the CO₂ and CH₄ production potential of rewetted fens in the perspective of temporal vegetation shifts. *Biogeosciences*, 12(8), 2455-2468.

8.5 Skovlandbrug (KVM8.5)

Forfattere: Martin Jensen, Institut for Fødevarer, Søren Ugilt Larsen, Uffe Jørgensen, Institut for Agroøkologi (afsnit 8.5.0-8.5.3), Kiril Manevski, Signe Søndergaard Bay, Institut for Agroøkologi (afsnit 8.5.5), Mette Hjorth Mikkelsen (Landbrug) & Steen Gyldenkærne (LULUCF), Institut for Miljøvidenskab (afsnit 8.5.4)

Fagfællebedømmere: Tommy Dalgaard, Institut for Agroøkologi (afsnit 8.5.0- 8.5.3, 8.5.5). Ole Kenneth Nielsen, Institut for Miljøvidenskab (afsnit 8.5.4)

Skovlandbrug som koncept dækker over samdyrkning af jordbrugsafgrøder med træer af forskellige arter plantet i forskellige design, omfang og med forskellige formål. Jordbrugsafgrøder kan være enårige omdriftsafgrøder i rotation eller flerårige græsarealer, permanent græs og/eller i kombination med udegående husdyr. Trækomponenten kan ses som et produktionselement i jordbruget, med forskellige høstintervaller, fra få år på stævningsstræarealer til op mod 40-60 år ved høst af højkvalitetsved og/eller høst af frugter, nødder. Trækomponenten kan også bidrage væsentligt til positive økosystemeffekter i forhold til klima, miljø og biodiversitet.

En række hovedtyper og undertyper af skovlandbrug vurderes at have særlig relevans for dansk jordbrug og er beskrevet i Jensen et al. (2023). Hovedtype 1 omfatter skovlandbrug, der har særligt potentiale til at bidrage med høj kulstofbinding og kulstoflagring (Jensen et al., 2024). Klimaeffekter af tre undertyper inden for hovedtype 1 er her vurderet hver for sig, da de har forskelligt indhold og effekt. Her er klimaeffekten relateret til referencen korn i omdrift. Samme undertyper af trækomponenter vil også kunne dyrkes sammen med græsningsarealer, men klimaeffekter for dette er ikke inddraget her.

Skovlandbrug har en række effekter særligt på kvælstof- og kulstofbalancen i marken. Det hænger bl.a. sammen med en lang vækstsæson og et vedvarende, dybt rodnet, og øget infiltrationskapacitet under trævækst, der kan bidrage til en lav kvælstofudvaskning samt andre økosystemtjenester herunder kulstoflagring.

Udtrykkene 'Kulstofbinding' og 'opbygning af kulstof' anvendes her begge om den netto-akkumulerede mængde kulstof per år eller akkumuleret efter en årrække. Træer i skovlandbrug høstes efter få eller mange år, enten alene den overjordiske biomasse, så roden står tilbage og nye skud skyder frem; eller total fjernelse af træer, hvor roden også fjernes helt. Her anvendes termen 'kulstoflagring' om den midlertidige lagringseffekt i træer, der opnås som gennemsnit over en længere omdriftsperiode, dvs. den gennemsnitlige mængde lagrede kulstof på arealet fra tid 0 til omdriftstidspunktet for høst af biomasse.

De tre systemer som er medtaget her er:

Undertype 1.1: Hurtigvoksende træarter i stævningskultur

Undertype 1.2: Mellem til hurtigvoksende træarter med høj vedkvalitet og lang omdriftstid

Undertype 1.3: Læhegn med blandede hurtigvoksende træarter og lang omdriftstid

8.5.1 Hurtigvoksende træarter i stævningskultur (f.eks. bioenergitræer)

8.5.1.1 Anvendelse

Hurtigvoksende træarter som stævningskulturer i skovlandbrug kan høstes med forskellige intervaller afhængig af træart og plantetal m.m., f.eks. med 3-5 års intervaller i pil eller 10-20 års intervaller i poppel. Høstintervallet vil bl.a. have betydning for valg af høstteknologi såvel som kvalitet og anvendelighed af den høstede biomasse. Biomasse fra hurtigvoksende træarter i stævningskultur kan ligesom biomasse fra flerårige energiafgrøder anvendes til energi, materialer samt biogent CO₂, der f.eks. kan anvendes til power-to-x eller BECCS (Bioenergy with Carbon Capture and Storage)(Jørgensen & Hutchings, 2023). Der er også mulighed for at bruge træbiomassen som delvis erstatning for sphagnum i vækstsustrater, f.eks. efter fysisk defibrering eller kompostering (Hashemi et al., 2023). Ved længere høstintervaller kan træbiomassen evt. få dimensioner, der muliggør anvendelse til f.eks. emballage.

8.5.1.2 Relevans og potentiale

Der er betydelig relevans af at dyrke træer på dele af landbrugsarealet, både i forhold til miljø og biodiversitet, idet der forventes en lavere udvaskning af kvælstof fra arealer med træer end fra omdriftsarealer med korndyrkning og en større biodiversitet på arealer, der består af en mosaik af flere forskelligartede plantearter (Jensen et al., 2023; Jensen et al., 2024). Hertil kommer den positive klimaeffekt i form af kulstoflagring i stub og rødder og indlejring af kulstof i jorden. Dertil kommer en lagringseffekt af den stående biomasse på arealet, hvilket dog forudsætter en varig ændring af dyrkningsformen.

Den høstede træbiomasse fra skovlandbrug vil umiddelbart kunne anvendes i energisektoren, hvor mange fjernvarme- og kraftvarmeværker anvender træflis som brændsel. Her vil træflis fra skovlandbrug skulle konkurrere på både pris og kvalitet med skovflis fra indland og udland. Erfaringerne med dyrkning af pil til energiformål er, at der kan være forskellige barrierer for at udnytte potentialerne ved denne afgrøde (Larsen, 2015). Der kan være udfordringer for landmænd i forbindelse med at lære at dyrke en ny afgrøde effektivt og med tilstrækkeligt højt udbytte og dermed en konkurrencedygtig pris på biomassen. Der kan også være barrierer forbundet med at levere relativt små mængder træflis til energisektoren, som dels kan være ukendt for mange landmænd, og som dels opererer med meget store mængder. Det vurderes, at mange af disse forhold også vil kunne gøre sig gældende ved produktion og afsætning af træbiomasse fra skovlandbrug, om end der kan bygges videre på de erfaringer, der trods alt er opbygget i forbindelse med landbrugsmæssig dyrkning og afsætning af pil og poppel en række steder i Danmark.

Der er således en række usikkerheder, som vanskeliggør vurderingen af potentialet for skovlandbrug af denne type i Danmark. En større udbredelse af denne type skovlandbrug vil bl.a. afhænge af, at der opnås større viden om de potentielle synergieffekter på bedriftsniveau, driftsøkonomiske forhold vedr. trædyrkning samt den fremtidige værdisætning af de positive sideeffekter ved denne type skovlandbrug.

8.5.1.3 Effekt på drivhusgasudledning

Ved omlægning fra korndyrkning til skovlandbrug er det bl.a. afgørende for klimaeffekten, hvor stor en andel af arealet, der beplantes med træer. I nedenstående beregning er det antaget, at der plantes træer på 15% af arealet, og at der vil være en uændret klimaeffekt på de resterende 85% af arealet. Det er sandsynligt, at der kan være en let øget kulstoflagring, hvis hovedafgrøden på omdriftsarealet gror bedre pga. læeffekt, men samtidig kan der være en reduceret vækst i områder nærmest ved træerne pga. konkurrence. Med det nuværende fravær af datagrundlag vurderes det rimeligt at antage en uændret klimaeffekt på

omdriftsarealet. For de 15% af arealet, der beplantes med træer, er der gjort følgende antagelser vedr. ændringer i drivhusgasudledninger.

Det antages, at der ikke tilføres gødning til træerne, men træernes næringsstofforsyning kan formodes at blive sikret delvis via optag af næringsstoffer fra det omgivende omdriftsareal (alternativt via indplantning af kvælstoffikserende træarter som rødæl). På træarealet vil der således være en reduktion i gødsning på 171 kg N/ha /år, som er kvælstofnormen for standard korndyrkning (Hutchings & Olesen, 2023). Ammoniakfordampningen antages at være 4% af kvælstof i udbragt handelsgødning (Hutchings & Olesen, 2023), og ammoniakfordampningen vil da blive reduceret med 6,8 kg N/ha/år. Indlejring af kvælstof i planterester antages at være 41% af den tilførte kvælstofgødning (Hutchings & Olesen, 2023), og der vil derfor være en reduktion i kvælstofinput fra planterester på 70 kg N/ha/år for ikke N-fikserende træer (gælder ikke, hvis der plantes N-fikserende træer som alternativ). Ved omlægning til flerårige energifgrøder regnes der med en reduktion i N-udvaskningen på 51 og 35 kg N/ha/år for hhv. sandjord og lerjord (Jørgensen & Hutchings, 2023), og der regnes her med en gennemsnitsværdi på tværs af jordtyper svarende til en reduktion i udvaskningen på 43 kg N/ha/år. Lattergasemissionen for disse kvælstofposter er beregnet jf. Hutchings & Olesen (2023), dog er der regnet med en emissionsfaktor på 0,58% (og ikke 0,46%) af udvasket kvælstof (Andersen & Børgesen, 2023). Ændringerne vedr. kvælstof vil give en reduktion i emissionen af lattergas på den træbeplantede del af arealet svarende til 712, 28, 292 og 104 kg CO₂ ækv/ha/år relateret til hhv. reduceret gødsning, reduceret ammoniakfordampning, færre planterester i jorden og reduceret nitratudvaskning. Samlet set vil reduktionen i lattergasemission på denne baggrund udgøre 1.136 kg CO₂ ækv/ha/år på de 15% af arealet med træer eller 170 kg CO₂ ækv/ha /år for det samlede areal med skovlandbrug.

Dyrkning af flerårige energifgrøder som pil fremfor dyrkning af korn antages at have et reduceret energiforbrug svarende til en reduktion i emissionen på 191 kg CO₂ ækv/ha /år (Jørgensen & Hutchings, 2023). Ved dyrkning af hurtigvoksende træer i skovlandbrug vil der generelt også være færre markoperationer end ved dyrkning af korn, hvilket kan reducere energiforbruget, men til gengæld er der tale om relativt energikrævende høstoperationer og muligvis mere kørsel som følge af de lange, smalle bæltter af træer. Desuden kan der formodes at være et lidt større energiforbrug ved dyrkning af korn på den øvrige del af skovlandbrugsarealet i form af mere kørsel pga. mindre eller smallere omdriftsmarker. Samlet set antager vi derfor et uændret energiforbrug ved implementering af skovlandbruget. Der vurderes heller ikke at være nogen ændring i emissionen af metan ved dyrkning af skovlandbrug fremfor dyrkning af korn.

Det antages, at der ikke kalkes på den træbeplantede del af areal, og der vil derfor ske en reduktion i emissioner på 94 kg CO₂ ækv/ha /år på træarealet svarende til 14,1 kg CO₂ ækv/ha/år for det samlede areal.

Ved omlægning fra korndyrkning til skovlandbrug vil der på arealandelen med hurtigvoksende træer ske en kulstofbinding og kulstoflagring bestående af høstbar overjordisk biomasse, der eksporteres med intervaller, kulstoflagring i stub og rod (underjordisk biomasse), der er blivende på arealet (ved en permanent omlægning) og opbygning og lagring af organisk kulstof i jorden (SOC), der også antages at være blivende ved en permanent omlægning. Der henvises til Jensen et al (2024) for en dybere gennemgang af baggrundsviden og variation for stævnningstypen.

Kulstoflagring i høstbar biomasse

Udbytter af pil og poppel i bioenergiplantninger udviser stor variation baseret på en lang række undersøgelser (Jensen et al., 2024). Her anvendes som en meget grov gennemsnitsbetragtning et gennemsnitligt

tørstofudbytte på 8 tons/ha/år. Med en antagelse om 50% kulstof i piletørstof (Parmar, 2017; Rytter et al., 2015) svarer kulstofoplagringen i høstbar biomasse til 4 tons/ha/år. Kulstoffet i den høstbare biomasse vil dog efter høst blive eksporteret fra landbrugssektoren til andre sektorer, så kulstofoplagringen i den høstbare biomasse vil være midlertidig. Hvis træerne høstes hvert 5. år, vil der ske en oplagring på op til 20 ton C/ha efter 5 år, hvorefter oplagringen vil starte forfra i den næste høstrotation. Derfor vil den gennemsnitlige kulstoflagring over de 5 år i høstrotation være 10 ton C/ha. Hvis der regnes over en 20-årig levetid for bioenergiplantningen som tiltag, vil den gennemsnitlige årlige kulstofoplagring i høstbar biomasse derfor svare til 0,5 ton C/ha/år eller 1,83 ton CO₂ ækv/ha/år, hvis træerne høstes hvert 5. år. Hvis træerne i stedet høstes hvert 10. år, vil kulstofoplagringen i høstbar biomasse være 1,0 ton C/ha/år eller 3,67 ton CO₂ ækv/ha /år. Da træerne antages at udgøre 15% af det samlede areal, vil kulstofoplagringen i høstbar biomasse på det samlede areal med skovlandbrug udgøre 0,28 og 0,55 ton CO₂ ækv/ha /år ved hhv. 5-års og 10-års høstinterval for træerne.

Kulstofbinding i stub og rod

Der er begrænset viden om mængden af kulstof bundet i stub og rødder ved dyrkning af pil og poppel (Jensen et al., 2024). Et relativt nyt studie fra Sverige (Rytter et al., 2015) antages at være mest retvisende for danske forhold, og der forudsættes herfra en indlejring på 1,5 ton C/ha/år i stub og rod de første 5 år efter etableringen, og efter 5. år forudsættes der en indlejring på 0 ton C/ha/år. Over en 20-årig periode vil den samlede kulstofindlejring i stub og rod således svare til $(5 \cdot 1,5 \text{ ton}) / 20 \text{ år} = 0,375 \text{ ton C/ha/år}$ svarende til 1,375 ton CO₂ ækv/ha /år i gennemsnit over 20 år på de 15% af arealet med træer. For det samlede areal med skovlandbrug svarer det til 0,21 ton CO₂ ækv/ha/år.

Kulstofbinding i jord

Der er meget store variationer i estimaterne af kulstofbinding i jorden ved dyrkning af hurtigvoksende træarter, og da flere undersøgelser ikke kan påvise nogen signifikant stigning i kulstofindholdet i marker med trædyrkning sammenlignet med marker i omdrift, forudsættes der her en moderat nettoeffekt af binding af kulstof i jord på 0,21 ton C/ha/år svarende til 0,77 ton CO₂ ækv/ha/år, hvilket svarer til estimaterne i både en dansk undersøgelse (Pugesgaard et al., 2014) og en engelsk undersøgelse (Morrison et al., 2019) af ældre pilemarker.

Samlede klimaeffekter

Den samlede reduktion i CO₂-emission relateret til kulstofbinding ved dyrkning af hurtigvoksende træer er således $(1,83 + 1,375 + 0,77) = 3,98$ og $(3,67 + 1,375 + 0,77) = 5,81$ ton CO₂ ækv/ha /år ved hhv. 5-års og 10-års høstinterval på de 15% af arealet med træer. Den samlede effekt på hele skovlandbrugsarealet er 0,60 og 0,87 ton CO₂ ækv/ha /år ved hhv. 5-års og 10-års høstinterval af træbiomassen.

Den samlede reduktion i emission af klimagasser udgør $(3,98 + 1,14 + 0,094) = 5,209$ og $(5,81 + 1,14 + 0,094) = 7,042$ ton CO₂ ækv/ha /år på arealet med træer med hhv. 5-års og 10-års høstinterval, svarende til 0,781 og 1,056 ton CO₂ ækv/ha /år på det samlede areal med skovlandbrug.

Det må antages, at kulstofeffekten er en engangseffekt, som forudsætter at ændringen i landskabstypen fastholdes fremover. Dvs. efter de første 20 år er der ikke længere nogen kulstofeffekt af betydning. Effekten af reduceret N-gødskning på lattergasemission vil til gengæld fortsætte med samme størrelse hvert år fremover, så længe denne dyrkningspraksis fortsætter.

8.5.1.4 Samspil til andre virkemidler

Flerårige energiafgrøder kan erstatte efterafgrøder med en faktor, hvor 0,8 ha flerårige energiafgrøder kan erstatte 1,0 ha efterafgrøder (Landbrugsstyrelsen, 2023). Det bør afklares, om skovlandbrug med hurtigvoksende træarter i stævningskultur også vil kunne fungere som et kvælstofreducerende virkemiddel.

8.5.1.5 Usikkerheder

Der er betydelige usikkerheder vedr. mange af de forudsætninger, der indgår i beregningen af klimaeffekten af skovlandbrug med hurtigvoksende træarter i stævningskultur. En stor del af forudsætningerne er baseret på data vedr. dyrkning af pil og poppel på markniveau, og der er meget stor variation i f.eks. de opnåede biomasseudbytter, ligesom der er usikkerheder vedr. mængden af kulstof oplagret i stub og rod og omfanget af kulstofindlejring i jorden ved omlægning fra dyrkning af korn til dyrkning af træer. Dertil kommer en betydelig usikkerhed vedr. den interaktion, der vil være mellem trækomponenten og afgrøderne på omdriftsarealet i denne form for skovlandbrug. Der kan potentielt både være synergieffekter og konkurrenceeffekter, og der er meget lidt viden om disse effekter og dermed også om summen af effekterne. Endelig er det i disse beregninger antaget, at trædelen udgør 15 % af hele arealet. Såfremt arealandelen med træer ændres, vil de beregnede effekter også ændres.

8.5.2 Mellem til hurtigvoksende træarter med høj vedkvalitet og lang omdriftstid (alley cropping)

8.5.2.1 Anvendelse

'Alley cropping' er et skovlandbrugssystem med plantning af enkelttræer på afstand, men i rækker i marker med afgrøder og rettet mod produktion af højkvalitetsved og lang tids omdrift evt. kombineret med nøddeproduktion. Dette system er i store træk ukendt under danske forhold. Det vurderes at være en meget lovende form for skovlandbrug, da den kan tilpasses moderne mekaniseret landbrug og tillader dyrkning af afgrøder eller græs imellem rækker (Quinkenstein et al., 2009; Tsonkova et al., 2012, Pardon et al, 2020).

Træer skal producere højkvalitetsved til byggeri og møbler, finér mv., hvor stammedelen af biomassen kan afsættes til væsentlig højere priser end til bioenergi. Økonomien er derfor en vigtig driver for at anvende dette system. En stor del af biomassen, grene og skæve stammer mv. må forventes stadig at gå til biomasse til energiformål på grund af lav kvalitet og små dimensioner. Normalt opstammes træerne til en kronehøjde startende ved 4-6 m højde med ret stamme og uden sidegrene på stammen. Dette system tillader dyrkning af afgrøder helt ind til stammen og tillader selv høje maskiner at køre tæt på trærækken. Omdriftstiden kan være op til 40-60 år, afhængig af art og formål.

8.5.2.2 Relevans og potentiale

Træ af høj kvalitet til byggeri eller møbler vurderes at blive efterspurgt mere i fremtiden på grund af ønsket om at konvertere fra CO₂-belastende byggematerialer til mere bæredygtige naturlige materialer med lavt klimaaftryk. Prisen på det høstede højkvalitetsstræprodukt, de langsigtede etablerings-, pasnings- og høstomkostninger og den samlede økonomi i skovlandbrugssystemet over en langvarig omdrift er central for, om modellen vil finde udbredelse (Jensen et al., 2023). Mangel på viden om præcise konsekvenser af træplantning (arealandel og design) på afgrødens og den samlede arealproduktivitet og usikkerhed på økonomi gør det svært at forudsige, om det er et økonomisk rentabelt system under danske forhold. Omkostninger til pasning af træer kan også være en barriere, og udvikling af rationelle billige metoder og løsninger

vil kunne hjælpe på dette. Vurdering af og vejledning om optimalt artsvalg og forventet produktivitet på forskellige jorde og lokaliteter mangler og giver et usikkert beslutningsgrundlag for investering i dette system. Udvikling af højtydende og retstammede kloner med høj vedkvalitet af de mest interessante arter vil kunne gøre systemet mere interessant. Alley cropping vurderes at have skaleringspotentiale til implementering i store dele af omdriftsarealer, såfremt økonomiske forhold vurderes gunstige. Som for øvrige skovlandbrugstyper vil konkurrencen med afgrøden betyde, at nogle afgrøder vil være bedre tilpasset til at tåle skygge og øvrig konkurrence fra træerne. Det vil derfor forventes, at typen her vil blive kombineret med omdriftsafgrøder, som viser stor tålsomhed for tilstedeværelsen af træer. Det betyder også, at disse afgrøder kan ændre sig over tid, efterhånden som skyggen fra træerne øges. Uddynding af træer til et lavere antal pr. ha må forventes at være en del af systemet.

8.5.2.3 Effekt på drivhusgasudledning

Alley crop skovlandbrug er i store træk ukendt under danske forhold, og viden må derfor skønnes fra forsøg i udlandet med klima- og jordbundsforhold, der kan afvige fra Danmark. Dette giver en usikkerhed i vurderinger af både systemet og tilvækst af træer og konkurrence med afgrøder.

Det areal med træer, der udtages fra kornarealet, vurderes at være mellem 1 og 4 % af dyrkningfladen (f.eks. 100 træer med hver 1 m² samlet ikke dyrket areal om stammen = 100 m²/ha, dvs. 1 % af areal eller f.eks. 200 træer med hver 2 m² = 400 m² udyrket areal = 4 % af areal). Her antages forenklet, at kornarealet er bevaret fuldt ud. Kronedækket ændres fra 0% ved etablering til skønnet 20% efter 60 år med løbende beskæring og tilpasning af kroner. Kronearealet kan derfor forenklet skønnes at være et gennemsnit af start til slut, dvs. 10% af hele arealet. På grund af reduceret lysindfald må der derfor forventes en reduktion i landbrugsafgrødernes produktivitet.

Kulstoflagring.

Der henvises til Jensen et al (2024) for baggrundsinformationer og variation i studier. De fleste undersøgelser er fra klimaer syd for Danmark og udviser stor variation mellem studier. Her anvendes et skøn baseret på gns. tal fra Cardinael et al (2017) med kulstofbinding i biomasse i alley crops på omdriftsarealer som et gennemsnit af minimum og maksimum kulstofbinding i undersøgelserne på $((0,62+1,85)/2) = 1,235$ tons C/ha/år svarende til akkumuleret kulstof i biomasse over 60 årig omdrift på 74,1 tons C/ha.

Antagelsen om lagring af kulstof (se forklaring i afsnit om skovlandbrug med stævningskultur) regnes også her som gennemsnit af år 0 og år 60 (se forklaring i afsnit om type 1.1 stævningsarter). Den gennemsnitlige lagring af kulstof i hele træbiomassen over og under jorden i et sådant system vil således være $1,235/2 = 0,618$ tons C/ha/år, svarende til 2,26 t CO₂ ækv/ha /år.

For SOC anvendes tilsvarende tal fra Cardinael et al (2017) på 0,24 tons C/ha/år, dvs. akkumuleret 14,4 tons C/ha for en 60-årig periode.

Hvis man høster træer efter 60 år, vil det betyde fuld nedskæring til stub, og rationel genvækst forventes ikke muligt fra så gamle stubbe. I et kornareal vil det her antages at stub og større rødder fjernes fra arealet sammen med toppen. På grund af mangel på data for stub og rod antages her, at C i alle rødder fjernes fra arealet. Kun SOC bliver på arealet, men vil blive nedbrudt over en længere årrække. Her antages forenklet at SOC ikke fjernes ved omdrift af træerne, men er en permanent ændring (dvs. fortsat alley crop dyrkning på arealet).

Klimabidraget fra træer til lagring af kulstof er derfor på 2,26 tons CO₂ ækv/ha/ha/år (biomasse) + 0,88 tons CO₂/ækv/ha/år (SOC) i alt 3,14 CO₂ æqv/ha/år.

Klimagasser

Da alley crop træer normalt dyrkes således, at afgrøder går helt ind til stammen eller med kun et marginalt efterladt udyrket areal omkring det enkelte træ og ingen udyrket bræmme mellem træerne vil netto dyrkningsarealet med afgrøden kun være marginalt berørt. Det betyder at gødsning og jordbearbejdning i forhold til omdriftsafgrøden foregår på så godt som hele arealet, og aspekter af gødningsbelastning og brug af fossil energi mv. for korn delen i alley crop systemet er skønnet til samme størrelse som en kornafgrøde uden træer.

For bidrag til N udvaskning vil træer i en vis afstand fra stammen (skønnet minimum svarende til kroneudbredelse) og i ret stor dybde forventes at optage og lagre N overskud fra afgrødedyrkning, således at N tab vil blive reduceret (Wolz et al., 2018). Omfanget af muligt bidrag fra reduceret N-tab i alley crop systemer under danske forhold er ikke kendt, og potentialet afhænger af en række forhold, bl.a. hvor stor næringsstofferskuddet fra afgrødeproduktionen er, tidspunkt på året for overskud, træets størrelse og relative nytillækst til binding af N. Træer vil også binde næringsstoffer i løbet af dyrkningssæsonen, hvilket vil påvirke afgrødens produktivitet tæt på træerne, og det kan evt. kompenseres for ved øget gødsning. Det antages her, at der ikke gives ekstra gødsning til trævæksten. Der er behov for at afklare både afgrødens og træernes behov for gødning i systemet for at validere antagelserne eller justere gødsningspraksis.

I referencen standard korndyrkning er der en klimagasemission relateret til gødsning på 712 kg CO₂ ækv/ha/år (Andersen et al 2023). I alley crop dyrkning antages det, at der ikke gødes ekstra, og at omdriftsarealet dækker hele arealet som tilnærmelse. Gødsningsbidrag fra trædelen sættes derfor fra start til 0, mens bidrag fra afgrøden dækker hele arealet, dvs. der er ingen besparelse. Det er uklart om gødningspraksis for alley crops ændres over tid, men gødsning forventes at være begrænset, da omdriftsafgrøden stadig fylder meget på arealet selv efter mange år, når træerne beskæres og kroner holdes små.

I korn er der et emissionsbidrag fra kvælstof i planterester på 292 kg CO₂ ækv/ha/år. Da afgrøden dyrkes tæt til stammerne, og da der antages uændret gødsning på det samlede areal, vil afgrødens bidrag i mange år ikke ændres signifikant. På grund af øget konkurrence mod afgrøden, når træerne bliver store, må en vis reduktion i afgrødeproduktivitet forventes over tid. Denne kan påvirke og evt. reducere bidraget fra korn, hvis gødsningsomfang eller pasningsmetoder ændres efter mange år. Træerne vil via tab af løv, døde kviste, frø, døde rødder mv give et planterestebidrag til jorden, selvom noget beskæring sandsynligvis vil blive fjernet fra arealet. Vi antager her, at det reducerede bidrag fra omdriftsafgrøden over tid udlignes med et forventet øget bidrag af planterester fra træerne over tid (se evt. samme hypotese i Cardinal et al. 2017). Bidraget antages derfor her at være neutralt.

Den referenceemissionen for korn som følge af ammoniaktab er 28 kg CO₂ ækv/ha/år og som følge af N udvaskning er 115 kg CO₂ ækv/ha/år, idet både ammoniak og udvasket nitrat kan give anledning til lattergasproduktion. For korn delen vurderes disse poster uændret, og da træer i alley crop skovlandbrug ikke forventes gødet ekstra antages effekten at være neutral for træer i skovlandbrug.

Træerne har via dybe rødder og lang vækstperiode dog en stor evne til at optage overskydende næringsstoffer (Wolz et al 2018; Manewski et al 2019), hvilket gør det sandsynligt, at N udvaskning vil være lavere, men det er uvist hvor lav. Hvis gødsning af omdriftsafgrøden vil blive forsøgt optimeret således, at evt. konkurrence fra træerne om næringsstoffer ikke giver mangelsituationer hos afgrøden, kan en evt. reduktion

i udvaskning pga. træernes optag udlignes. Der er derfor modsatrettede potentielle bidrag. Bidraget vurderes derfor samlet neutralt i forhold til korn som en foreløbig antagelse, der bør revurderes når ny viden foreligger.

Den samlede effekt på lattergasemission er således usikker, men vurderes her at være neutral i forhold til kornreferencen.

Kalkning på omdriftsarealet ville dække ind over træernes areal, hvorfor bidraget for korn på 94 kg CO₂ ækv/ha/år ikke ændres, og effekten er neutral.

Fossil energibidrag: Den fossile belastning i et skovlandbrug med alley crop system antages at være summen af bidraget fra den almindelige afgrødedyrkning samt den belastning der kommer fra maskinel beskæring, opstamning mv, der løbende har et energiforbrug, herunder grenknusning eller bortskaffelse af afskåret biomasse. Data for denne pasningsdel er ikke fundet, men må forventes at variere meget afhængig af alder og tilvækst samt prisen på teknologiske løsninger.

Bidrag fra fossil energi til korn er på 361 kg CO₂ ækv/ha/år, og dette vurderes uændret for korn delen i alley crop systemer. For alley crop trædelen vil der være maskinel input ved plantering, start renholdelse og senere årlig beskæring og opstamning, samt knusning af grene på arealet og eller fjernelse af større veddele fra arealet, herunder høst ved omdrift. Disse bidrag for træerne i alley crops er ikke kendt, men et første skøn vil være et ekstra energiforbrug på 20% ovenpå forbruget fra kornproduktionen. Dvs. en øget emission fra fossil energi på ca. 72 kg CO₂ ækv/ha/år i alley crop systemet. Såfremt energiinput i fremtiden ændres fra fossil til mere miljøvenlige kilder, vil disse tal skulle revurderes.

Den ekstra emission fra ekstra brug af fossil energi for træerne modvirker derfor det positive bidrag fra træernes lagring af biomasse og SOC.

Den samlede klimaeffekt af alley crop skovlandbrug bliver dermed på 3,072 tons CO₂ ækv/ha/år.

En række af de anførte antagelser og vurderinger ovenfor er baseret på bedste skøn og bør revurderes og valideres, når ny viden findes. Estimer dækker derfor over væsentlig usikkerhed.

8.5.2.4 Samspil til andre virkemidler

Alley crop systemer med spredte enkelttræer på omdriftsarealer har, via dybe rødder og lang vækstperiode, potentiale til at binde en del af det overskydende kvælstof fra dyrkningen af omdriftsafgrøden. Den mulige effekt vil afhænge af mange forhold, gødningsnormer og restgødningsniveauet for omdriftsafgrøden, om der gødes ekstra (kompensatorisk) pga. af træerne, antal træer/ha og plantedesign, alderen og størrelsen af træerne og også artsaspektet kan spille ind. Kvælstoffikserende træarter forventes f.eks. ikke at konkurrere så meget med afgrøden om kvælstof, men heller ikke at binde overskydende kvælstof.

Da erfaringer med alley crop systemer i skovlandbrug i Danmark er manglende eller kun på meget unge systemer, er det vanskeligt at vurdere evt. yderligere samspil under danske forhold. Det er sandsynligt, at alley crop systemer vil kunne bidrage lidt til forbedret biodiversitet, såfremt der anvendes en variation af forskellige træarter på arealet (Jensen et al., 2024, afsnit om trade-offs i forhold til biodiversitet).

8.5.2.5 Usikkerheder

Som anført i den indledende beskrivelse af skovlandbrug med alley crop med enkeltstående træer, er der meget stor variation i hvor mange træer, der plantes, hvilket design der bruges over tid og hvilke arter der

anvendes. Pasning af træer til højbærdived gør at denne type skovlandbrug adskiller sig fra de to øvrige systemer beskrevet her. Værdier inddraget her er derfor et første skøn over mulig biomassetilvækst og dermed kulstofbinding i alley crop systemer i Danmark. Da undersøgelserne stammer fra sydligere himmelstrøg end Danmark, er der usikkerhed om træer kan opnå samme tilvækst og kulstofbinding i åbent land i Danmark set bredt over mulige plantninger i alle dele af landet. Konkurrencen fra træerne på omdriftsafgrødens vækst kan ligeledes være forskellig afhængig af klimaforhold og især lysindfald, dvs. konsekvensen for afgrødens klimagasbelastning er også usikker.

8.5.3 Læhegn med blandede hurtigtvoksende træarter og lang omdriftstid

8.5.3.1 Anvendelse

Skovlandbrug med læhegn baseret på mellem-hurtigtvoksende træarter minder meget om brugen af eksisterende læhegn i landskabet med den forskel, at det her antages at læhegnene står tættere og har en væsentlig større arealandel i omdriftsarealet end traditionelle læhegn har, og at der her tænkes på læhegn som en produktionsenhed med høstbart indhold fra hurtigtvoksende blandede træarter fremfor buske, dvs. mere en slags produktionslæhegn. Læhegn i skovlandbrug vil som traditionelle læhegn bidrage væsentligt til at reducere vind- og vandbaseret jorderosion på landbrugsarealer, forbedre dyrkningsklimaet for afgrøden, give mulighed for større biodiversitet i landskabet og virke som spredningskorridorer for fauna og flora. Effekterne vil ligne dem, der er beskrevet for traditionelle læhegn, men vil på grund af det større areal kunne give øget input for en række af disse effekter. Øget skygge på omdriftsarealet kan dog påvirke udbyttet af omdriftsafgrøden negativt. Traditionelle læhegn forventes, udover de nævnte fordele, normalt ikke at kunne bidrage med en 'høst', som kan bidrage økonomisk til bedriften. Forventningen er dog, at læhegn i skovlandbrug, med den større arealandel vil blive forvaltet på en måde, så de også kan bidrage med høstbare effekter og dermed også have et egentligt produktionsformål, der kan give et bidrag til bedriftens samlede økonomi. Der ses i dag eksempler på, at læhegn stævnes helt ned, og biomassen sælges som flis til bioenergi. Det forventes, at dette vil blive en mulighed for udnyttelse af læhegn i skovlandbrug også. Nedskæring med forventning om god genvækst fra stub, kræver arter der kan skyde igen (stævningsarter) og f.eks arter fra lavskovsordningen kunne tænkes ind som element i disse hegn. Arter med en ret kraftig tilvækst vil give mere biomasse til høst og vil være interessante som kernearter i læhegn, men udeukker ikke plantning af buske og småtræer. Stævningsintervaller forventes at ville afhænge af mange forhold, såsom tilvæksthastighed afhængig af jordens bonitet, vindeksponering, udvikling af uhensigtsmæssig skygge på naboarealer, pris på afsætningsprodukt, tekniske muligheder for høst mm. Med bla. baggrund i høstomkostninger forventes relativ lange omdriftstider på fra 20-60 år. Høst af træer over 20-års alderen vil kræve høstmaskiner svarende til dem, der bruges i skovbrug.

8.5.3.2 Relevans og potentiale

Der er betydelig relevans af at dyrke skovlandbrug med læhegn og træer generelt på dele af landbrugsarealet, både i forhold til miljø, klima og biodiversitet (Jensen et al, 2019, Dalgaard et al 2019, Jensen et al., 2023). Læhegn har typisk en god artsdiversitet, der tilgodeser klimatisk og sundhedsmæssig robusthed af hegnene og er levested for ret stor biodiversitet. Læhegn i skovlandbrug kan etableres med arter og i et design således, at det både tilgodeser disse aspekter og en relativ høj tilvækst med mulighed for stor kulstofbinding og lagring i mange år. Udviklingen i denne type skovlandbrug vil afhænge af mange forhold, bla. Mulige subsidier/krav rettet mod læhegns bidrag til økosystemtjenester, men også af de økonomiske forhold vedr. forventet afsætning af produkter til bl.a. bioenergimarkedet. Lang omdriftstid vil give mulighed for at udtage noget af biomassen som større dimensioner af ved til andet formål end flis og potentielt en

højre prissætning end flis. Endelig vil udvikling i ekstreme klimabegivenheder som storme og ekstrem nedbør kunne øge incitamentet til at dyrke flere læhegn. Viden om etablering og pasning af læhegn samt konsekvenser for produktivitet på naboarealer er relativt kendt hos danske jordbrugere, og det forventes, at det i højere grad er manglende viden omkring økonomiforhold ved øgning af læhegnsandelen på bedriften samt økonomien i høst og afsætningen, som er barrierer for udvikling af arealer. Skaleringsmæssigt kan læhegn indpasses i næsten alle omdriftsafgrøder og i græsningsarealer, men dog med lidt varierende konsekvens for produktivitet af naboafgrøden, afhængig af afgrødens tolerance og følsomhed overfor konkurrence fra læhegn.

8.5.3.3 Effekt på drivhusgasudledning

Kulstofbinding og kulstoflagring

Kulstofopbygning i skovlandbrug med læhegn, tager her udgangspunkt i viden om kulstofbalancer på læhegnsarealer, som så indarbejdes i et samlet skovlandbrug med omdriftsafgrøder i forhold til det relative areal, som læhegnet omfatter. Skovlandbrug med læhegn i omdriftsarealer tænkes som et system, hvor læhegnet vil blive anvendt til læ, men også vil blive høstet med intervaller mhp. afsætning af biomasse, dels som et økonomisk bidrag til driften, dels for at undgå at læhegnet bliver så stort, at det konkurrerer for meget med omdriftsafgrøden. I det følgende antages, at læhegnets overjordiske biomasse er midlertidig, der stævnes hvert 20. år, og den høstede biomasse eksporteres. I forhold til estimering af kulstofbinding i høstet biomasse anvendes metoden beskrevet ved undertype 1.1, hurtigtvoksende træarter i stævningskultur, hvor man kun indregner gns. af det opbyggede kulstof i toppen fra år 0 til år 20, dvs. kun halvdelen af det oplagrede kulstof efter år 20 som basis for beregninger. For kulstof i rødder og stub bruges den fulde C binding, med antagelse om at disse bevares efter stævning (permanent omlægning). Effekten af nedskæring af toppen af læhegnet på fortsat opbygning af stub og rodbiomasse efter de første 20 år er ikke kendt, men forventes at ville være lavere end før nedskæringen. For SOC antages som for stævningskulturen tilsvarende at SOC bevares efter stævning (permanent omlægning).

Der henvises til Jensen et al (2024) for baggrundsdata omkring kulstofbinding i læhegn. Levin et al. (2020) beregnede den stående kulstofmængde og ændringer i hegn og småbiotoper i Danmark på baggrund af LiDAR-analyser for årene 2006 og 2014/2015. Tal derfra er benyttet til en første vurdering for læhegn og småbiotoper (Mikkelsen et al., 2022, s 131). De angav effekten af den årlige opbygning af kulstof fra plantning af hegn og småbiotoper til 10,3 ton CO₂ ækv/ha/år. Her indgik ikke værdier for SOC. Og da læhegn og småbiotoper indeholder en større andel af buske og småtræer end de læhegn, der er foreslået i skovlandbrug her, er det valgt ikke at benytte disse tal i nærværende beregninger.

I denne beregning tages derfor i stedet udgangspunkt i tal fra Drexler et al (2021) (metaanalyse af et subset af 64 læhegn i England og Tyskland), som vurderes at repræsentere en forventet gennemsnitlig tilvækst svarende til plantninger dækkende hele Danmark og på alle jordtyper. Der antages derfor med udgangspunkt i Drexler et al. (2021) en opbygning af kulstof i biomasse over og under jorden på læhegnsarealet (gns. 20 årig periode) på 4,37 tons C/ha/år fordelt på 2,23 tons C/ha/år i høstbar top og 2,09 tons C/ha/år i rødder og stub og derudover en kulstofopbygning på 0,9 tons C/ha/år i SOC.

Den samlede mængde lagrede kulstof i biomassen og i SOC på læhegnsarealet (regnet for 20-årig periode) er derfor 15,05 tons CO₂ ækv/ha/år.

Arealandelen af læhegn i et skovlandbrug kan variere meget. Her tages udgangspunkt i, at læhegn udgør 15 % af det samlede skovlandbrugsareal. Dvs. bidraget fra læhegnet udgør en ekstra lagring på $15,05 \cdot 0,15 = 2,26$ tons CO₂ ækv/ha/år fra læhegnsdelen.

I forhold til klimagasemissioner med standard korndyrkning som reference (Andersen et al 2023) mangler der undersøgelser for læhegn. Som en tilnærmet værdi anvendes her samme baggrundsvurdering, som er beregnet ovenfor for undertype 1.1. hurtigtvoksende træarter i stævningskultur. Der er for læhegn i skovlandbrug anvendt samme 15% areal med træer som ovenfor for træandelen i skovlandbrug med stævningskultur. Der gødes normalt ikke i læhegn, men det må forventes at læhegnet får en vis gavn af gødning fra naboarealet. Det vurderes, at tallene fra stævningskultur kan udgøre et første skøn for emissioner også for skovlandbrug med læhegn.

Ændringerne fra korn til skovlandbrug med læhegn vil give en kvælstofrelateret reduktion i emissionen af lattergas på den træbeplantede del af arealet svarende til 712, 28, 292 og 104 kg CO₂ ækv/ha/år relateret til hhv. reduceret gødskning, reduceret ammoniakfordampning, færre planterester i jorden og reduceret nitratudvaskning. Samlet set vil reduktionen i lattergasemission udgøre 1.136 kg CO₂ ækv/ha/år på de 15% af arealet med træer eller 170 kg CO₂ ækv/ha/år for det samlede areal med skovlandbrug.

Tilsvarende kalkes ikke i læhegn, hvorfor bidraget for korn på 94 kg CO₂ ækv/ha/år ikke er relevant for læhegn. Besparelse for læhegnsandelen af arealet er derfor 14,1 kg CO₂ ækv/ha/år.

Bidrag for fossil energi til korn er på 361 kg CO₂ ækv/ha/år. For læhegn vil der være maskinelt input ved plantning, start renholdelse og senere årlig sidebeskæring og evt. knusning af grene og stævningshøst. Energiforbruget ved sådanne produktionslæhegn er ikke kendt. Her vurderes det at have samme niveau som hos korn set som gennemsnit over de 20 år, dvs. neutralt i forhold til referencen.

For det samlede skovlandbrugssystem med 15 % læhegnsareal vil klimaeffekten derfor samlet være på 2,44 tons CO₂ ækv/ha/år i skovlandbrugssystemet med læhegn.

8.5.3.4 Samspil til andre virkemidler

Læhegn er generelt en stor bidragsyder til øget mulighed for biodiversitet i landskabet og læhegn i skovlandbrug vil også give bidrag til dette (Jensen et al., 2024). Evt. tilskud til skovlandbrug med læhegn kan måske konkurrere med tilskud til lavskov, og kan påvirke hvilken ordning jordbrugeren foretrækker. Mens lavskov skal stævnes hvert 10. år (på nær poppel der skal stævnes hvert 20. år), tænkes skovlandbrug med læhegn ikke som et system med et tidsmæssigt krav om stævning eller høst.

Skovlandbrug med læhegn vil potentielt afsætte biomasse som flis til bioenergi i konkurrence med andre kilder til bioenergi, som giver konkurrence om pris mv. Som for skovlandbrug med stævningskultur (bioenergiplanter), bør det afklares, om skovlandbrug med læhegn også vil kunne fungere som et kvælstofreducerende og evt. fosfor reducerende virkemiddel, via bl.a. reduceret overfladeafløb fra dyrkede arealer og optag af N fra dybere jordlag. Placeringen af læhegn i landskabet vil have indflydelse på denne mulighed.

8.5.3.5 Usikkerheder

Som beskrevet er estimater benyttet her beregnet som gns. af data fra meget forskellige læhegnsdesigns, alder, artsindhold, pasning mv., som sammen med antagelser og forudsætninger angivet her, giver en væsentlig usikkerhed om estimaterne. Der er derfor et stort behov for at undersøge og validere input data under danske forhold, bl.a. med hensyn til vækstpotentialer som følge af variation i jordforhold og klima især. De anførte antagelser og vurderinger ovenfor bør revurderes og valideres, når ny viden findes.

Resultaterne for de tre skovlandbrugssystemer, er her opsummeret i tabel 8.5.1.

Tabel 8.5.1. Oversigt over drivhusgasreduktioner estimeret for hver af de tre typer af skovlandbrug med henholdsvis bioenergiarter til stævning, alley crop enkelttræer og hurtigvoksende læhegn svarende til Klimavirkemiddeltabelen, Tabel 3, bilag 10 i Andersen et al., (2023). For stævningstypen er der anført estimat for 5-årig eller 10-årig høstinterval.

Virkemiddel	Drivhusgasreduktioner/effekter					Enhed	TRL*	Sikker positiv klimaeffekt	Bemærkninger
	CO ₂ /LULUCF	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ /energi forbrug og kalkning	Netto Klimaeffekt				
1.1a Skovlandskab med stævningstræer, 5-års høstinterval for træer	597	0	170	14	781	Kg CO ₂ -ækv/ha	9	Ja	Antager træer på 15% af arealet. Betydelig usikkerhed vedr. oplagring af C i stub og rod og indlejring af C i jord.
1.1b Skovlandskab med stævningstræer, 10-års høstinterval for træer	872	0	170	14	1056	Kg CO ₂ -ækv/ha	9	Ja	Antager træer på 15% af arealet. Betydelig usikkerhed vedr. oplagring af C i stub og rod og indlejring af C i jord.
1.2 Skovlandbrug med spredte enkelttræer i alley-crop design	3144	0	0	-72	3072	Kg CO ₂ -ækv/ha	9	Ja	Baseret på estimater med stor variation og en række antagelser
1.3 Skovlandbrug med læhegn med hurtigvoksende træarter	2260	0	170	14	2440	Kg CO ₂ -ækv/ha	9	Ja	Antager træer på 15% af arealet. Baseret på estimater med stor variation og en række antagelser

8.5.4 Afspjeling af effekten i den nationale drivhusgasopgørelse og klimafremskrivningen

Landbrug

På nuværende tidspunkt indgår skovlandbrug ikke direkte i landbrugssektoren, ligesom der heller ikke regnes på emission fra juletræer. Såfremt der fremadrettet er et ønske om at kunne opgøre emissioner for afgrøder, der kan defineres under skovlandbrug, som f.eks. poppel og pil, så er det nødvendigt med mere viden om hvilke afgrøder der planlægges at kunne dyrkes, estimater for udbytter, antal dyrkningsår og N-indhold i den del af afgrøden som omsættes årligt eller efterlades efter høst. Effekten på emissionen vil afhænge af om der tidligere har været dyrket på den pågældende mark. Antages etablering af skovlandbrug at ske på bekostning af areal med korn/rops (referencesituation), vil dette medvirke til en N₂O-reduktion i den nationale opgørelse i størrelsesordenen 1,2 t CO₂-ækv/ha (jf. kapitel 4.3 og 4.5), som følge af reduktioner i det samlede forbrug af handelsgødning og potentielt målt reduktion i kvælstofudvaskningen. Fremskrivningen af udledningerne er også bundet op på det dyrkede landbrugsareal.

LULUCF

Jf. ovenstående er der en betydelig usikkerhed omkring hvordan Skovlandbrug og de afledte klimaeffekter defineres.

Skovlandbrug:

Den primære kilde til definition af Skovlandbrug vil for emissionsopgørelsens datasæt være om arealet indgår i GLR/IMK. I 2022 er der registreret 50 ha med Skovlandbrug (afgrødekode 487). Den nationale LU-LUCF-opgørelse opdeles i seks arealkategorier (arealmatricen): Skov, omdrifts- og øvrige landbrugsarealer, Permanent græs, Vådområder, Bymæssig bebyggelse og infrastrukturer samt Øvrig land. Øvrig land er arealer uden kulstofindhold, såsom strande.

DCE har endnu ikke taget stilling til om Skovlandbrug skal defineres som skov- eller landbrugsareal. For at blive defineret som skov skal arealet have et kronedække på mindst 10%. Der er ikke foretaget analyser af om dette vil være tilfældet for de nævnte arealer. Herudover vil arealmatricen være konservativ i sin opgørelse hvor det kræves at et areal forbliver indenfor arealkategorien i flere år. Nyetableringer som Skovlandbrug vil derfor først blive evalueret og klassificeret efter et par år. Dette skal så sammenholdes med den store usikkerhed om C bindinger/udledninger. En implementering af Skovlandbrug i den nationale opgørelse kræver en omfattende definition af begrebet Skovlandbrug og udarbejdelse af en metodebeskrivelse til opgørelse af kulstofændringerne.

Løhegn:

Den nationale opgørelse er som nævnt ovenfor opdelt i seks arealkategorier. Skov er defineret som arealer > 0,5 ha med en mindste bredde > 20 meter og et kronedække på > 10 %. Hegn defineres som flerårige vedplanter i landskabet indenfor Landbrugs- og det Permanente græsareal og som ikke kan genfindes i Internet Mark Kort (IMK), hvilket f.eks. udelukker pilarealer og frugttræer og -buske. Den nuværende historiske opgørelse er baseret på en analyse af højdemodellen for 2006 og 2014/15 hvor rumfanget af hegn (set fra oven) er beregnet ud fra forskellen mellem LiDAR målingerne i højdemodellen (Digital Elevation Model, DEM) og overflademodellen (Digital Surface Model, DSM). Til beregning af hegnsrumfanget medregnes kun arealer hvor forskellen er mindst to meter, for at mindske støj i modellen (Levin et al. 2020). Det beregnede rumfang omregnes til C mængder i levende biomasse. Arealet med nyplantede hegn baseres på indberetninger til Miljøstyrelsen (Miljøstyrelsen, 2024). For nyplantede arealer gælder, at der er udarbejdet en lineær tilvækstmodel til bestemmelse af biomassen, hvor de nye hegn opnår en maksimal størrelse efter 25 år. Der er i de sidste to opgørelsesår ikke registreret nye indberetninger med hegn i Miljøstyrelsens database.

Med den valgte metode dækkes al vedvarende biomasse i det åbne land uanset oprindelse og om der findes en økonomisk incitamentstruktur til etablering. LiDAR flyvningerne foretages i en fem-årig rotation af hele Danmark. Der er behov for at der gennemføres en ny analyse med opdaterede DEM/DSM kort til en ny beregning af den samlede biomasse uden for skovene og bymæssig bebyggelse, da den nuværende analyse er baseret på 2014/2015 kortlægningen kombineret med ovennævnte tilvækstmodel.

8.5.5 Sideeffekter

Klimatilpasning:

Emner: Kulstof i biomasse, kulstof i jorden, nitrat retention, modstandskraft og adaptiv kapacitet

Stævningskov (lavskov) er hurtigtvoksende pile- og poppeltræer dyrkes med korte omdriftstider. Dette system akkumulerer kulstof i træernes biomasse. Når denne biomasse høstes, kan materialet bruges i byggeindustrien og dermed bidrage til langvarig kulstoflagring (Mishra et al., 2022). Flere studier viser, at jordens indhold af organisk kulstof øges ved integrering af træer i landbrugssystemer. Det øgede netoptag af kulstof fra atmosfæren, strækker sig dermed længere og dybere, end det kulstof der akkumuleres i biomassen over jorden, da en del lagres som organisk kulstof i de forskellige jordlag. Dette er både er gunstigt for klimaet men i særdeleshed også for jordens kvalitet. Det er vist, at ældre etablerede skovlandbrugssystemer øger opboblingen af organisk kulstof i de dybere jordlag (Cardinael et al. 2017).

Ligeledes er nitratretentionen i rodzonen højere i skovlandbrugssystemer sammenlignet med andre dyrkningssystemer uden træer, og dette nitrat kan bruges af afgrøden og forebygge udvaskning samt udslip lattergas (Elyrs et al., 2023, Gross et al. 2022). Netop dette har vi en indikation i dansk sammenhæng (Manevski et al. 2019). Potentialet for nitrat retentionen afhænger af flere biotiske og abiotiske faktorer samt det specifikke dyrkningssystem (Mettauer et al. 2023).

Skovlandbrug har potentialet til at styrke et landbrugssystems robusthed overfor de ekstreme vejrforhold, klimaforandringerne medfører. Dette er specielt undersøgt og bevist for mange tropiske og subtropiske områder men har tillagt sig øget fokus i tempererede områder. Træer fungerer som en naturlig beskyttelse mod ekstreme vejrphenomener såsom tørke, kraftig vind og jorderosion forårsaget af overdreven nedbør. Skovlandbrug kan derfor være et vigtigt værktøj til at opbygge adaptiv kapacitet (robusthed) i vores landbrugssystemer (Quandt et al. 2023).

Miljø

Emner: Termisk regulering, jordens vandindhold, nærings påvirkning

Træerne i skovlandbruget giver skygge og termisk regulering af mikromiljøet, hvilket er godt for den underliggende afgrøde i forhold til jordens fugtighedsbevarelse og reduktion af varmemstress (Vaccaro et al., 2022; Xu et al., 2019). Ligeledes observeres der positive effekter af den termiske regulering for husdyr i silvopastorale systemer (skovlandbrug med husdyrhold) i forhold til dyrevelfærd (Smith et al., 2022)

Træer kan dog også have en negativ effekt på produktionen, da træer øger vandforbrug pr. område på grund af større bladareal og dermed større evapotranspiration. Vandforbruget afhænger af træarten, hvor med stedsegrønne træer for eksempel har lavere evapotranspiration end løvfældende træer (EEA, 2015). Træernes vandbehov bør tages i betragtning, når de dyrkes i områder med potentiel vandkonflikt i perioder med lav vandtilgængelighed, f.eks. sommer eller under tørke.

Ydermere kan der opstå en potentiel konkurrence for lys i ydersæsonerne, der kan medvirke til en lavere udbytte af afgrøder tættest på beplantning. Træernes rumlige fordeling er derfor vigtig, når man balancerer mellem fordelene og ulemperne i skovlandbrugssystemer (Swieter et al. 2022).

Udover at fremme dyrevelfærd (Jensen et al. 2022) kan silvopastorale systemer også reducere udvaskningen af næringsstoffer sammenlignet med økologisk husdyrproduktion uden integrering af træer, hvor næ-

ringsbelastningen fra fritgående dyr er høj (Manevski et al., 2019). Integrering af træer i økologisk husdyrproduktion kan derfor bidrage til at mindske belastningen af næringsstoffer i det omkringliggende miljø (Elyrs et al., 2023).

Biodiversitet

Emner: Makro biodiversitet, mikro biodiversitet, jordkvalitet, skadedyr og sygdomsrisiko

Skovlandbrug bidrager positivt til både makro- og mikrobiodiversitet både over og under jorden, sammenlignet med reference-/monokultursystemet (én afgrøde i tid og rum). Skovlandbrug er botanisk-diverst, da det involverer en kombination af træer og afgrøder dyrket på samme tid og rum (Santos et al. 2022). Derudover understøtter tilstedeværelsen af træer en række flere arter, blandt andet diverse fugle og insekter, hvilket øger makro-biodiversiteten med hensyn til antal arter og overlevelse (Edo et al., 2024). Træerne agerer både levested og fødeemne for ønskværdige dyr (funktionel biodiversitet) samt understøtter og forbinder omkringliggende natur. Træer er med til at øge jordens mikrobielle diversitet både i forhold til funktionel diversitet og mikrobiel abundans, sammenlignet med arealer af monokultur. Ydermere understøtter træer jordens makrofauna såsom orme og biller. Både jordens fauna og mikrobielle liv er med til at opretholde jordens kvalitet gennem dannelse og vedligeholdelse af jordstrukturer og regulering af jordbundsprocesser, såsom nedbrydning af organisk stof (Cotrufo & Lavelle 2022).

Det forventes derfor at integrationen af træer i produktionssystemerne kan bidrage til øget biologisk frugtbarhed i jorden (Beule et al., 2022). Den positive indvirkning på biodiversiteten bør være tilfældet selv for hurtigvoksende lavskov med kort omdriftstid, som typisk høstes hvert 3.-4. år.

Der er også stærk indikation af, at skovlandbrug er gavnligt med hensyn til skadedyr, sygdom og ukrudtsbekæmpelse pga. større overflod af skadedyrs naturlige fjender (Pumariño et al., 2015).

Andet

Emner: Jordstruktur og nitrifikation

Skovlandbrug undertype 2 1.2 og 1.3. er i nyere tid blevet rapporteret at ændre nitrifikation i jorden. Øget nitrifikation blev observeret i trærækken af undertype 1.2, hvorimod en lavere nitrifikationsrate blev observeret i nærheden af læhegn af undertype 1.3 (Mettauer et al. 2024). Skovlandbrug er observeret til at ændre jordstruktur og stabilitet, øge jordens vandinfiltrationsrate samt reducere jordens pH, hvilket påvirker nitrifikationen i jorden. Vi har dog brug for nye undersøgelser om skovlandbrugs effekt på nitrifikation og dermed betydning for reguleringen af N-emissioner. (Litza 2022; Biffi et al. 2022).

Referencer

Andersen, M.N., Adamsen, A.P., Hansen, E.M., Thomsen, I.K., Hutchings, N.J., Elsgaard, L., Jørgensen, U., Munkholm, L., Børgesen, C.D., Sørensen, P., Petersen, S.O., Lærke, P.E., Olesen, J.E., Børsting, C.F., Lund, P., Kjeldsen, M.H., Maigaard, M., Villumsen, T.M., Dalby, F.R., Kai, P., Nørremark, M., Blicher-Mathiesen, G., Audet, J., Bruus, M., Krogh, P.H., Kron-vang, B., Winding, A., Kristensen, H.L. (2023). Virkemidler til reduktion af klimagasser i landbruget - 2023. 305 sider. Rådgivningsrapport fra DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet, Rapport nr. 220. <https://dcapub.au.dk/djfpublikation/djfpdf/DCArapport220.pdf>

- Andersen, M.N., Børgesen, C.D. (2023). Lattergas fra N-udvaskning. in: Følsomhedsanalyse af inklusion af mere aktivitetsdata i drivhusgas udledningsberegninger på bedriftsniveau, (Ed.) M.N. Andersen, pp. 27-29.
- Armstrong, A., Johns, C., Tubby, I. (1999). Effects of spacing and cutting cycle on the yield of poplar grown as an energy crop. *Biomass and Bioenergy*, 17(4), 305-314.
- Beule, L., Vaupel, A., Moran-Rodas, V.E. (2022). Abundance, Diversity, and Function of Soil Microorganisms in Temperate Alley-Cropping Agroforestry Systems: A Review. *Microorganisms*. 2022 Mar; 10(3): 616 <https://doi.org/10.3390/microorganisms10030616>
- Biffi S, Chapman PJ, Grayson RP, Ziv G (2022) Soil carbon sequestration potential of planting hedgerows in agricultural landscapes. *Journal of Environmental Management* 307:114484.
- Cardinael, R., Chevallier, T., Cambou, A., Béral, C., Barthès, B. G., Dupraz, C., ... & Chenu, C. (2017). Increased soil organic carbon stocks under agroforestry: a survey of six different sites in France. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 236, 243-255.
- Cotrufo, M.F., Lavelle, J. M. (2022). Chapter One - Soil organic matter formation, persistence, and functioning: A synthesis of current understanding to inform its conservation and regeneration, *Advances in Agronomy*, doi: <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2021.11.002>
- Dalgaard et al (2019). Scenarier for skovlandbrug i Danmark - effekter på miljø, klima og biodiversitet, del 2, DCA rapport.
- Drexler, S., Gensior, A., Don, A. (2021). Carbon sequestration in hedgerow biomass and soil in the temperate climate zone. *Regional Environmental Change*, 21(3), 74.
- EEA (2015). Water-retention potential of Europe's forests. A European overview to support natural water-retention measure, European Environment Agency Technical report, doi:10.2800/790618
- Edo, M., Entling, M.H., Rösch, V. (2024). Agroforestry supports high bird diversity in European farmland. *Agron. Sustain. Dev.* 44, 1 <https://doi.org/10.1007/s13593-023-00936-2>
- Elrys, A.S., Uwiragiye, Y., Zhang, Y. et al. (2023). Expanding agroforestry can increase nitrate retention and mitigate the global impact of a leaky nitrogen cycle in croplands. *Nat Food* 4, 109-121 <https://doi.org/10.1038/s43016-022-00657-x>
- Gross C.D., Bork E.W., Carlyle C.N., Chang S.X. (2022). Agroforestry perennials reduce nitrous oxide emissions and their live and dead trees increase ecosystem carbon storage, *Global Change Biology*, doi: <https://doi.org/10.1111/gcb.16322>
- Hashemi, F., Mogensen, L., Smith, A.M., Larsen, S.U., Knudsen, M.T. (2023). Greenhouse gas emissions from bio-based growing media: A life-cycle assessment. *Science of The Total Environment*, 167977.
- Hutchings, N.J., Olesen, J.E. (2023). Afgørdeproduktion og arealanvendelse. in: Virkemidler til reduktion af klimagasser i landbruget - 2023, (Eds.) M.N. Andersen, A.P. Adamsen, Vol. DCA Rapport Nr. 220, Aarhus Universitet, DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, pp. 33-40.
- Jensen, M., Kongsted, A.G., Krogh, P.H., Pedersen, H.L., Bertelsen, M.G. og Jørgensen, U. (2019). Effekt af skovlandbrug på miljø, klima og biodiversitet - del 1, 1-5, DCA -Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Århus Universitet,

- Jensen, M., Kongsted, A.G., Strandberg M.T., Jørgensen U. (2023). Beskrivelser af skovlandbrug. 43 sider. Rådgivningsnotat fra DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet, leveret: 16.01.2023.
- Jensen, M., Larsen, S.U., Strandberg, M.T., Jørgensen, U. (2024). Klimæffekter af skovlandbrug. Rådgivningsnotat fra DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet. Leveret: 26.01.2024.
- Jørgensen, U., Hutchings, N.J. (2023). Flerårige energiafgrøder i sædskiftet (KVM7.8). in: Virkemidler til reduktion af klimagasser i landbruget - (Eds.) M.N. Andersen, A.P. Adamsen, Vol. DCA Rapport Nr. 220, Aarhus Universitet, DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, pp. 174-178.
- Landbrugsstyrelsen (2023). Vejledning om pligtige efterafgrøder og husdyrefterafgrøder og dyrkningsrelaterede tiltag. Planperioden 1. august 2023 til 31. juli 2024. Landbrugsstyrelsen, Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.
- Larsen, S.U. (2015). Kortlægning af potentiale og barrierer ved energipil. AgroTech, Agrovi, Niras, Aarhus Universitet, SEGES.
- Levin, G., Angelidis, I. & Gyldenkærne, S. (2020). Assessment of change in biomass from 2006 to 2014/2015 of non-forest woody vegetation in Denmark. Technical documentation. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 30 pp. Technical Report No. 178. <http://dce2.au.dk/pub/TR178.pdf>
- Litza K (2002) The vegetation of hedgerows in changing landscapes - past and present patterns. Universität Bremen, PhD thesis, Germany, p 145
- Manevski, K., Jakobsen, M., Kongsted, A.G., Georgiadis, P., Labouriau, R., Hermansen, J.E. og Jørgensen, U. (2019). Effect of poplar trees on nitrogen and water balance in outdoor pig production –A case study in Denmark. Science of the total environment, 646, 1448-1458 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.376>
- Mettauer, R., Beule, L., Bednar, Z. Godinot, O. Le Cadre, E. (2024). Influence of two agroforestry systems on the nitrification potential in temperate pastures in Brittany, France. Plant Soil 494, doi: <https://doi.org/10.1007/s11104-023-06309-8>
- Mikkelsen, M.H., Albrechtsen, R., Gyldenkærne, S. (2022). Sammenligning af klimæffekter - Emissionsopgørelse, emissionsfremskrivning og Klimæffekttabel. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 166 s. – Videnskabelig rapport nr. 501. <http://dce2.au.dk/pub/SR501.pdf>
- Miljøstyrelsen, 2024, <https://mst.dk/erhverv/tilskud-miljoeviden-og-data/data-og-databaser/miljoegis-data-om-natur-og-miljoe-paa-webkort>
- Mishra, A., Humpenöder, F., Churkina, G. et al. (2022). Land use change and carbon emissions of a transformation to timber cities. Nat Commun 13, 4889. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-32244-w>
- Morrison, R., Rowe, R.L., Cooper, H.M., McNamara, N.P. (2019). Multi-year carbon budget of a mature commercial short rotation coppice willow plantation. GCB Bioenergy, 11(7), 895-909.
- Pardon, P., Mertens, J., Reubens, B., Reheul, D., Coussement, T., Elsen, A., ... & Verheyen, K. (2020). Juglans regia (walnut) in temperate arable agroforestry systems: effects on soil characteristics, arthropod diversity and crop yield. Renewable Agriculture and Food Systems, 35(5), 533-549.

- Parmar, K. (2017). Biomass-An overview on composition characteristics and properties. *IRA-International journal of applied sciences*, 7(1), 42-51.
- 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. *GCB Bioenergy*, 7(5), 1136-1149.
- Pumariño, L., Weldesemayat, G.S., Gripenberg, S., et al. (2015). Effects of agroforestry on pest, disease and weed control: A meta-analysis. *Basic and Applied Ecology* 16 (7), 573-582.
<https://doi.org/10.1016/j.baae.2015.08.006>
- Quinkenstein, A., Wöllecke, J., Böhm, C., Grünewald, H., Freese, D., Schneider, B.U., Hüttl, R.F. (2009) Ecological benefits of the alley cropping agroforestry system in sensitive regions of Europe. *Environmental Science & Policy* 12, 1112–1121.
- Quandt A., Neufeldt H., Gorman K. (2023) Climate change adaptation through agroforestry: opportunities and gaps. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 60, 101244
- Rytter, R.-M., Rytter, L., Högbom, L. 2015. Carbon sequestration in willow (*Salix* spp.) plantations on former arable land estimated by repeated field sampling and C budget calculation. *Biomass and Bioenergy*, 83, 483-492.
- Santos M., Cajariba R.L., Bastos R., Gonzalez D. Baki A.P., Ferreira D. Leote P., Silva W.B, Cabral J.A., Gonçalves B., Mosquera-Losada M.R. (2022). Why Do Agroforestry Systems Enhance Biodiversity? Evidence From Habitat Amount Hypothesis Predictions, *Frontiers*, doi: <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.630151>
- Smith, L.G., Westaway S., Mullender, S., Ghaley, B.B., Xu, Y., Lehmann, L.M., Pisanelli, A., Russo G., Borek, R., Wawer, R., Borzęcka M., Sandor M., Gliga, A., Smith j. (2022) Assessing the multidimensional elements of sustainability in European agroforestry systems, *Agricultural System*. doi: <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2021.103357>
- Sweiter, A., Langhof, M., Lamerre, J. (2022). Competition, stress and benefits: Trees and crops in the transition zone of a temperate short rotation alley cropping agroforestry system, *Journal of Agronomy and Crop Science*, doi: <https://doi.org/10.1111/jac.12553>
- Tsonkova, P., Böhm, C., Quinkenstein, A., Freese, D. (2012). Ecological benefits provided by alley cropping systems for production of woody biomass in the temperate region: a review. *Agroforestry Systems* 85, 133–152.
- Vaccaro, C., Six, J. & Schöb, C. (2022). Moderate shading did not affect barley yield in temperate silvoarable agroforestry systems. *Agroforest Syst* 96, 799–810. <https://doi.org/10.1007/s10457-022-00740-z>
- Wolz, K. J., Branham, B. E., & DeLucia, E. H. (2018). Reduced nitrogen losses after conversion of row crop agriculture to alley cropping with mixed fruit and nut trees. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 258, 172-181.
- Xu, Q., Lihan, S., Xingwu, C., Lihua, X., Junjie, L., (2019). Impact of fruit-tree shade intensity on the growth, yield, and quality of intercropped wheat. *PLoS One*. 2019; 14(4): e0203238.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0203238>

9 Konklusioner

Forfatter: Mathias Neumann Andersen, Kiril Manevski, begge fra Institute for Agroøkologi

Fagfællebedømmer: Anders Peter Adamsen, Institut for Bio- og Kemiteknologi

De foregående kapitler 5-8 giver en gennemgang af en række virkemidler til reduktion af udledning af drivhusgasser fra landbruget. De mulige reduktioner kan opdeles i tre kategorier:

- 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 via produktion af biogas.

Det første punkt omfatter de reduktioner, der henhører under landbrugssektoren i henhold til IPCC og i Danmarks nationale emissionsopgørelse. Det andet punkt er de reduktioner, der vedrører LULUCF-sektoren i relation til landbrugsarealer. Endelig er under punkt tre medregnet reduktion af energiforbrug i relation til de enkelte virkemidler. Dette henhører egentlig under energisektoren i den nationale emissionsopgørelse og er derfor ikke fuldt indregnet i alle virkemidler. Dette gælder substitution af fossil energi fra energiafgrøder, halm til fyringsformål, gas fra pyrolyse, energiforbrug til produktion af hjælpepestoffer såsom handelsgødning. Energi fra biogas-produktion er dog medregnet ligesom energiforbrug, hvor det er vigtigt, fx til gyllekøling og landbrugsmaskiner.

Som det ses i beskrivelserne af de enkelte virkemidler, er der betydelig variation i deres effekt, potentiale og mulighederne for at kombinere tiltag. Der vil desuden være en betydelig variation i deres omkostningseffektivitet, som fx vist i Dubgaard og Ståhl (2018). Til at udpege relevante virkemidler, kan følgende kriterier opstilles (Olesen et al., 2018):

- 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 må det 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 på en måde, så effekten reelt opnås på bedrifterne
- 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.

I tabel 9.1 har vi givet en oversigt over de virkemidler der er omtalt i kataloget med hensyn til potentiale for reduktion af udledning af drivhusgasser i landbruget. I tabel 9.1 er reduktionen ved fuld implementering af virkemidlerne beregnet ud fra tilgængelige aktivitetsdata for 2021 i klimafremskrivningen 2023 (Energistyrelsen, 2023 og Line Maj Stranges, LBST, personlig kommunikation, 04.01.2023), samt den maksimalt mulige udbredelse beskrevet under de enkelte virkemidler. Alle de beregnede effekter af virkemidlerne kan ses i bilag 1 angivet med AR5 værdier.

Tabel 9.1 Reduktionspotentialer for drivhusgasser ved brug af de beskrevne virkemidler opgjort i kt CO₂-ækv/år ud fra tilgængelige aktivitetsdata i 2021 set i relation til den maksimalt mulige implementering beskrevet under de enkelte virkemidler (antal husdyr, gødningsmængde eller hektar). Nogle af virkemidlerne er opgjort for forskellige grupper af dyr eller typer af husdyrgødning. Reduktion i udledningerne er beregnet som den samlede effekt af reduktion i lattergas og metan, øget kulstoflagring og reduktion af fossil energi i landbrug og transport (AR5-værdier anvendt). Der er pt. ikke klarhed over hvordan bidraget fra kulstoflagring i jord skal beregnes med henblik på at indregne det i landbrugets udledninger og i hvilken udstrækning det vil blive muligt. I effekten af virkemidlerne (bilag 1), som danner grundlag for beregning af reduktionspotentialerne er LULUCF bidraget adderet til de øvrige poster. Der er desuden anført om virkemidlet umiddelbart kan indgå i den nationale emissionsopgørelse, samt om der er væsentlige tekniske, miljømæssige og sundhedsmæssige barrierer for implementeringen.

Virkemiddel	Udbredelse i 2021 (antal køer KVM5.) / kiloton gylle (KVM6.) / antal ha/ kg N (KVM7. og KVM8.))	Potentiel udbredelse (antal køer (KVM5.) / kiloton gylle (KVM6.) / antal ha/ kg N (KVM7. og KVM8.))	Potentiel reduktion i emissioner fra 2021 og frem (kiloton CO ₂ -ækv/år)	Bliver indregnet i Emissionsopgørelse	Væsentlige barrierer
Husdyrproduktion					
Generelle ændringer i fodderationen	0	479.400	200 ¹	Nej	Nej, men mangler dokumentation, aktivitetsdata og ny beregningsmetode.
Øget fordring med fedt til kvæg	0	564.000	146	Nej	Nej, men mangler opdateret Ym-faktor og tilsvarende aktivitetsdata.
Anvendelse af metanreducerende tilsætningsstoffer i foder til kvæg med 27% reduktion	0	479.400	581	Nej	Nej, men mangler dokumentation, aktivitetsdata og Ym-faktor eller ny beregningsmetode.
Genetisk selektion af malkekøveg	?	?	?	-	-
Husdyrgødning					
Hypig udslusning af gylle fra stalde	1.118	23.611	288	Nej	Nej, men mangler aktivitetsdata.
Forsuring af gylle i stalden	851	24.293	2.115	Nej	Ja, og mangler dokumenteret effekt.
Køling af gylle i grisestalde	773	16.798	52	Nej	Ja, og kræver opdatering af beregningsmodel, så beregningen opdeles i emission fra stald og lager.
Lavdosis forsuring i gyllelagre	0	32.666	1.731	Nej	Nej, men kræver opdatering af beregningsmodel, så beregningen opdeles i emission fra stald og lager. Mangler dokumenteret effekt og aktivitetsdata.
Gylle og bioforgasning	7.625	32.666	2.544 ²	Ja	Nej
Opsamling af gas i gyllelagre og afbrænding	0	32.666	1.577	Nej	Nej, men kræver opdatering af beregningsmodel, så beregningen opdeles i emission fra stald og lager. Mangler dokumenteret effekt og aktivitetsdata.

Overdækning af gylletanke med ventileret flydelag	0	32.666	984	Nej	Nej, men kræver opdatering af beregningsmodel, så beregningen opdeles i emission fra stald og lager. Mangler dokumenteret effekt og aktivitetsdata.
Pyrolyse til biokul af fiberfraktion fra afgasset biomasse	0	23.000	414	Delvist	Nej, men mangler dokumentation af N-indhold i biokul. Mangler separat nedbrydningsfunktion for afgasset biomasse/gylle samt for biokul.
Hyppig udslusning af gylle fra stalde og bioforgasning	5.075	23.611	2.484	Nej	Nej, men mangler aktivitetsdata.
Hyppig udslusning af gylle fra stalde og overdækning af gylletanke med ventileret flydelag	0	23.611	1.192	Nej	Nej, men kræver opdatering af beregningsmodel, så beregningen opdeles i emission fra stald og lager. Mangler dokumenteret effekt og aktivitetsdata.
Hyppig udslusning af gylle fra stalde og opsamling af gas i gyllelagre og afbrænding	0	23.611	1.732	Nej	Nej, men kræver opdatering af beregningsmodel, så beregningen opdeles i emission fra stald og lager. Mangler dokumenteret effekt og aktivitetsdata.
Hyppig udslusning af gylle fra stalde og lavdosis forsuring i gyllelagre	0	23.611	1.868	Nej	Nej, men kræver opdatering af beregningsmodel, så beregningen opdeles i emission fra stald og lager. Mangler dokumenteret effekt og aktivitetsdata.
Køling af svinegylle og bioforgasning	3.024	16.798	1.630	Nej	Ja, og kræver opdatering af beregningsmodel, så beregningen opdeles i emission fra stald og lager. Mangler dokumenteret effekt og aktivitetsdata.
Afgrødeproduktion					
Efterafgrøder	590.000	1.000.000	206	Ja, men skelnes ikke mellem med/uden N fiksering efterafgrøder.	Nej, men mangler dokumentation for differentiering med/uden N fiksering.
Mellemafgrøder	21.940	600.000	263	Nej	Nej, men mangler vel-dokumenteret kulstof-lagringseffekt samt udbytter, og kvælstofindhold.

Tidlig såning af vintersæd	165.425	850.000	40	Delvist	Nej, men faktisk effekt på N-udvaskning afspejles i de samlede tal på landsplan.
Nedmuldning af halm før vintersæd	400.000	625.000	0	Ja	Nej
Halm til forgasning med biogas retur	0	960.000	1.920	Delvist	Nej, men mangler dokumentation af N-indhold i biokul. Mangler separat nedbrydningsfunktion for afgasset biomasse/gylle samt for biokul.
Braklægning i sædskiftet	35.982	2.250.000	3.067	Ja	Nej
Ompløjningstidspunkt for fodergræs og efterfølgende afgrødevalg	0	50.000	31	Ja	Nej
Flerårige energiafgrøder i sædskiftet	8.564	2.250.000	3.005	Landbrug: delvist LULUCF: ja	Nej, men mangler data for areal, udbytte og N-indhold for specifikt for energiafgrøder.
Pløjefri dyrkning og forbud mod jordbearbejdning i visse perioder	575.000	2.250.000	181	Nej	Ja. Landbrug: mangler både aktivitetsdata og emissionsfaktor. LULUCF: Antages ikke at påvirke jordens C balance/omsætning.
Præcisionsjordbrug	109.584	2.250.000	381	Ja	Ja, selv om præcisionslandbrug svarer til ændret praksis, som fanges op i udbyttedata. Faktisk effekt på N-udvaskning afspejles i de samlede tal på landsplan.
Max. (15% reduktion i norm)	0	200.000.000	209 ³	Ja	Nej, men i LULUCF: fanges op i det omfang det påvirker udbyttedata.
Afgrøder med høj N-optagelse	391.641	750.000	468	Ja	Ja, og i LULUCF: fanges op i det omfang det påvirker udbyttedata.
Nitrifikationshæmmere til husdyr- og handelsgødning	0	367.000.000 ⁵	613	Ja	Nej ⁴ , men mangler vel-dokumenteret differentierede emissionsfaktorer og aktivitetsdata.
Arealanvendelse					
Udtag af omdriftsareal til permanent ugødet brak	74.477	2.250.000	4.210	Ja	Nej
Udyrkede bræmmer langs vandløb og søer på mineralljord	1.621	50.000	132	Landbrug: Ja LULUCF: Afhænger af IMK registrering, det udgåede areal vil ikke påvirke opgørelsen.	Nej, men kun arealer som udgår af IMK er med. Udvidelse af bræmmearealet uden registrering indgår ikke.
Paludikultur	0	118.302	3.435	Delvist. Primær effekt af	Ja, og mangler aktivitetsdata og afklaring af

				vådområde-etablering.	om arealer er under landbrugsarealet og afgrødetyper, herunder dokumentation for udbytter.
Vådområder på mineraljord	0	366.200	-1.823	Ja	Ja, som udtaget landbrugsareal og vådområde.
Skovlandbrug	0	2.250.000	4.136	Landbrug: Nej LULUCF: Delvist	Nej, men mangler afklaring om afgrødetyper, udbytter, N-indhold, LULUCF: manglende ressourcer til at omregne/opdatere vores LidAR analyse.

¹Reduktionen er beregnet ud fra den potentielle reduktion i dyrenes emission af enterisk metan UDEN hensyn til, at ændret foderration kan give større drivhusgasemission.

²I beregningen af potentialerne antages at alt gylle kan afgasses, hvorimod ikke alt gylle kan udsluses hyppigt før det afgasses – kun i nye stalde.

³Ved en 15% normreduktion.

⁴Der kan i forbindelse med anvendelse af nitrifikationshæmmere være effekter på økotoxikologi og udvaskning af tilsætnings- og nedbrydningsprodukter til grundvand, som bør afklares inden udbredt anvendelse. Kvælstofindhold i husdyrgødning estimeret fra Børsting et al. (2021).

⁵Der er regnet med at 15% af N-mængden i husdyrgylle er økologisk og 10% af handelsgødning er nitrat-N og at begge dele ikke tilsættes inhibitorer.

De fleste af virkemidlerne vil umiddelbart kunne indgå i den nationale emissionsopgørelse. Der er dog for en del af virkemidlerne behov for yderligere dokumentation af tiltagets effekt på emissionerne. Dette gælder bl.a. for skovlandbrug, som er forsøgsmæssigt underbelyst i Danmark, eller nitrat i foderet og forsuring/køling af gyllen. Der vil desuden være behov for bedre indsamling af aktivitetsdata til opgørelse af effekterne i den nationale emissionsopgørelse og sidst, men ikke mindst, i forbindelse med bedriftsregnskaber. Dette gælder for en række tiltag fx brug af hyppig udslusning af gylle eller forsuring af gylle. Såfremt mere præcise og differentierede emissionsfaktorer kan estimeres vil kravene til og omfanget af indsamling af aktivitetsdata ofte øges. Dette kunne fx være staldtemperatur, gylletemperatur eller satellitdata og klimaforhold i forbindelse med afgrødevækst og markoperationer. Generelt er der således behov for bedre opgørelse af omfanget samt bedre specifikation af anvendelsen af de forskellige teknologier, hvis en række tiltag retvisende skal kunne indgå i den nationale opgørelse samt i eventuelt kommende bedriftsregnskaber. Alene af disse grunde skal de angivne værdier for potentialet af de enkelte virkemidler (kolonne 4 i tabe 9.1 " kiloton CO₂-ækv per år ") tages med forbehold og reelt vil der være stor variation omkring det angivne estimat alt efter omfang og måden hvert virkemiddel måtte implementeres på i bedrifterne. Af hensyn til henførbareheden, har vi har valgt at angive et præcist middeltal af udregningerne, selvom der ikke er belæg for at anvende så mange betydende cifre i tallene.

Det fremgår, at store emissionsreduktioner kan opnås gennem teknologiske løsninger til reduktion af landbrugets udledninger og kombinationer af disse. Disse teknologier skal dog tænkes sammen med de mange andre målsætninger for landbrugets produktion og miljøpåvirkninger. Der er gode eksempler på synergier. Generelt vil virkemidler til reduktion af N-udvaskningen have en positiv effekt via mindsket indirekte udled-

ning af lattergas og ofte mindre behov for N-tilførsel i gødning, og dermed nedsat direkte udledning. Nitrifikationshæmmere og præcisionslandbrug kan være med til at reducere nitratudvaskning i forårsperioden og forsuring af gyllen reducerer ammoniakfordampning. Også på disse områder er der dog brug for mere viden og bedre kortlægning.

Analysen understreger, at der også fremover være et stort behov for yderligere forskning og innovation i reduktion af landbrugets klimagasser. Dette gælder både med hensyn til nye driftsformer og teknologier med lavere udslip, men også i høj grad med hensyn til bedre kvantificering af de aktuelle udslip og dokumentation af effekter af allerede tilgængelige virkemidler. Teknologier som præcisionsjordbrug, anvendelse af biokul og skovlandbrug er langt fra færdigudviklede og forventes at kunne bidrage væsentlig mere til at nedbringe udledningerne, end det er tilfældet i dag. I de efterfølgende afsnit under Kapitel 9.1 gives et resumé fra en nylig DCA-rapport, der kvalificerer disse forskningsbehov, både vedrørende nye såvel som kendte virkemidler og projekter (Andersen et al., 2023).

For en række af de virkemidler, der indgår i kataloget, vil der være brug for yderligere indhentning af aktivitetsdata, før de kan indgå som en del af den danske nationale emissionsopgørelse. Dette er nu belyst yderligere ved tilføjelse af et afsnit om dette emne for hvert af de enkelte virkemidler. Det gælder fx for anvendelse af metanreducerende tilsætningsstoffer i foder til kvæg, forsuring af gylle i stalden til reduktion af metanudledning mv.

Selvom mange af tiltagene (tabel 9.1) ikke kan kombineres, fremgår det, at der et potentiale for at reducere udledningerne på mindst 6 til 7 mill. ton CO₂-ækv. Altså en betydelig mulig reduktion af de totale udledninger fra landbrugssektoren, som ville kunne leve op til de politiske målsætninger i Aftale om grøn omstilling. Mange af virkemidlerne er imidlertid lidt eller slet ikke udbredt for nærværende.

9.1 Forskningsbehov samt oversigt over igangværende projekter, der bidrager til udvikling og beregning af effekter af klimavirkemidler

Vi har for nyligt identificeret en række forskningsbehov og vidensmangler i forhold til at reducere udledninger af klimagasser på landbrugsbedrifter i praksis samt til at forbedre grundlaget for bedriftsspecifikke opgørelser af drivhusgasudledninger i Andersen et al. (2023) og i Olesen et al. (2024). I førstnævnte er der samlet en omfattende liste over igangværende projekter vedrørende husdyrproduktion, husdyrgødning, afgrødeproduktion og organisk stof i jord (LULUCF). Her i afsnit 9.1 præsenterer vi en oversigt af de vigtigste videnshuller i relation til nuværende og potentielle klimavirkemidler i henhold til disse to udredninger.

Bilag 3 er et uddrag af Andersen et al. (2023) og præsenterer en projektlister med igangværende eller nyligt afsluttede forskningsprojekter for videns- og forskningsbehov i relation til bedriftsspecifikke teknologier til reduktion af drivhusgasudledninger samt opgørelser heraf. Projekterne er grupperet, så de flugter med rapportens afsnit om hhv. husdyrfordøjelse, husdyrgødning, afgrødeproduktion (inklusive kulstoflagring i mineraljorde/LULUCF), lavbund/LULUCF og som sidst tværgående aktiviteter/kædebetrægtninger.

9.1.1 Forskningsbehov vedrørende klimavirkemidler i husdyrproduktionen

På husdyrsiden er der behov for at videreudvikle modelleringen af drivhusgasudledninger fra husdyrbedrifter for at reducere usikkerhederne i estimerne. Det er nødvendigt for bedre at beskrive forskelle mellem bedrifter i relation til mangler konstateret ved modellens anvendelse i praksis. Usikkerheder kan skyldes både eksisterende forskningsmetoder til måling af emissioner (emissioner målt i metabolismekamre og ved Greenfeeders og sniffermetoder giver ikke præcis de samme værdier), variation i effekten af forskellige

reducerende tiltag (foderadditivs effekt kan f.eks. afhænge af den samlede foderration) og manglende præcision i aktivitetsdata fra den enkelte bedrift (f.eks. hvor mange dyr får foderadditiv og hvor længe går dyrene på græs).

Der bør fremskaffes bedre dokumentation for, hvordan effekten på enterisk metan og køernes produktion afhænger af fedtets fedtsyresammensætning og sammensætningens vekselvirkning med resten af foderrationen.

Der er behov for udvikling af nye potente foderadditiver til reduktion af enterisk metan fra kvæg, herunder additiver, som kan bruges i den økologiske produktion. For at indregne retvisende effekter af foderadditiver i bedriftsregnskaber mangler der viden om brug af forskellige kombinationer af foderadditiver mht. virkningsmekanismer og forskelle i effekter pga. forskelle mht. racer, paritet, fodringsstrategier, management, mm. Der mangler viden om effekt af foderadditiver til ungdyr. Der mangler generelt viden om effekten af foderadditiver på dyrenes velfærd og additivernes påvirkning af kvaliteten af mælk og kød.

Der mangler viden om, hvorvidt afgræsning kan reducere klimaaftrykket både for malkekøer, kvier og kødkvæg. Der er desuden behov for at undersøge sideeffekter ved afgræsning mht. biodiversitet, N-omsætning på bedriftsniveau og N-udvaskning samt ammoniak og lattergas emission.

Yderligere vil øget foder- og N-udnyttelse kunne reducere klimabelastningen pr. produceret enhed (kød og mælk), hvilket både vil reducere klimabelastningen på bedrifts- og nationalt niveau ved fastholdt produktion samt klima-aftrykket af fødevarerne. Virkemidler til dette omfatter præcisionsfodring samt registrering af individuelt foderoptag ved hjælp af avanceret sensor-teknologi og udnyttelse af disse data i produktionsstyring. Dette vil ikke kun muliggøre en mere nøjagtig fodring, men også bidrage til optimal udnyttelse af ressourcerne.

Der er behov for LCA-studier, der kombinerer forsøg med forskellige fodringsstrategier til reduktion af enterisk metan fra husdyr med beregninger af den samlede klimapåvirkning fra husdyrproduktionen i hele kæden fra foderproduktion, enterisk metan, management, staldindretning, LULUCF, mm.

9.1.2 Forskningsbehov for virkemidler til husdyrgødning

Udledning af metan og lattergas fra håndtering af fast gødning og dybstrøelse fra malkekvæg og kalve, både kvie- og tyrekalve, vurderes til at være området med det største behov for yderligere viden og udvikling af virkemidler. Udledningerne er estimeret til at udgøre 26% af den samlede udledning af metan fra husdyrgødning og er desuden en væsentlig kilde til lattergas. Der er et stort behov for at udvikle virkemidler til at reducere denne del af udledningerne, hvilket kræver mere viden om de underliggende processer for både kulstof- og kvælstofomsætning i disse typer af gødning.

Der er generelt et betydeligt potentiale for at minimere metanudledningen fra gyllehåndtering, men dette forudsætter at kombinationer af virkemidler optimeres på tværs af stald og lager. Bidragene til metan fra gyllehåndtering er fordelt på slagtesvin (ca. 42%), kvæg samlet (ca. 27%) samt søer og smågrise (ca. 29%).. Der mangler aktivitetsdata for gylletanke til at beregne metan-udledning. Det er data så som fyldningsgrader af gylletanke (inkl. højde af restgylle efter tømning, temperatur, med eller uden overdækning). Desuden er der behov for en langt bedre forståelse af hvad der styrer forskellene imellem bedrifter og typer af gyllehåndtering i emissioner af lattergas og metan for at kunne udvikle effektive klimavirkemidler på området.

Modellering af omsætning af ufordøjede næringsstoffer i gødning og foderspild. Selvom modellering af næringsstoffer i gødning undersøges i flere projekter (Udvidet normtal, Pigmet, MILK), så er emnet så kompleks, at det skønnes, at der stadig vil være behov for yderligere forståelse af omsætningen af de enkelte næringsstoffer og dannelse af metan.

9.1.3 Forskningsbehov vedrørende virkemidler i afgrødeproduktionen

For denne gruppe af virkemidler er der brug for en bedre basal forståelse af hvilke miljøforhold i marken, der driver udledningen af lattergas fra gødning, jord og planterester. En sådan forståelse af de komplicerede sammenhænge kan bedst opnås i et samspil mellem målinger og brug af modeller. Således er der – ifølge den omfattende identifikation af vidensbehov (Andersen et al., 2023) -, ift. emissioner fra afgrødeproduktionen brug for bedre parameterisering af dynamiske modeller til beskrivelse af C- og N-cykluserne i afgrøde-jord-systemet. Dette skal gerne inkludere systemer (modeller/metoder), der omfatter flere observerede data, f.eks. fra satellitter og involverer forudsigelser via kunstig intelligens. Så længe der mangler en sådan basal forståelse af hvilke miljøforhold, der driver udledningen af lattergas, er det vanskeligt at udvikle målrettede klimavirkemidler på området.

Dette gælder bl.a. udledninger fra omsætning af planterester. Her er der behov for et nyt princip for estimering af lattergasudledningerne, som kan differentiere imellem afgrøderester (fra forskellige typer af afgrøder og hhv. overjordiske plantedele vs rødder) og tager hensyn til deres kvalitet i form af nedbrydeligt C, mineraliserbart N, vandindhold etc. I kulstofbalancen er mange af de faktorer, der påvirker stabiliseringen af kulstof i jorden og dets kvantificering endnu ikke identificeret. Der mangler således viden, så kulstoflagring i jord kan udnyttes fuldt ud som et kulstof-negativt klimavirkemiddel.

De største kilder til udledninger af lattergas stammer fra tildeling af handels- og husdyrgødning i marken. Disse udledninger kan reduceres gennem anvendelse af gødninger med lavere emissioner, gennem tilførselsstoffer (især nitrifikationshæmmere, såvel kemiske som biologiske) og gennem ændret timing og præcisionstildeling af gødskningen, så kritiske tidspunkter og steder på marken for høj udledning undgås. Der er et udnyttet potentiale for at øge kvælstofudnyttelsen, bl.a. gennem bedre brug af sensorteknologier til rumlig fordeling af gødningen kombineret med hensyn til kvælstof-eftervirkning i sædskiftet (præcisionsjordbrug).

Håndtering af afgrøder og jordbearbejdning har stor betydning for emissioner af lattergas fra planterester, der også er en betydelig post i emissionsopgørelserne. Desuden er der et potentiale for at sænke lattergasudledninger gennem sikring af god dræningstilstand på mineraljord og gennem mindskning af jordpakning.

Merværdien af biokul og præcisionslandbrug for N-udvaskning og N₂O-emissioner er fortsat ukendt og hindrer måltrettet udnyttelse af disse klimavirkemidler.

Frem mod 2030 forventes der at være et betydeligt behov for at udvikle og producere alternative proteiner, som kan anvendes til fremstilling af sunde, bæredygtige fødevarer. Alternative proteiner omfatter både 'grønne' proteiner af plantebaseret oprindelse som fx proteiner fra bælgfrugter såvel som andre proteiner, som er mere bæredygtige og klimavenlige end animalske proteiner.

9.1.4 Forskningsbehov vedrørende virkemidler indenfor arealanvendelse

Der er et potentiale i at reducere klima emissioner fra planteproduktionen ved en målrettet ændring af arealanvendelsen på specifikt udpegede arealer, herunder gennem vådlægning eller anden udtagning

af jord samt nye kombinationer af flerårige arter (skovlandbrug). Dog er udledningerne og mulighederne for at reducere nogle af disse generelt dårligt kvantificerede i dansk kontekst (fx skovlandbrug), hvilket igen hæmmer en mere målrettet udvikling og indsats af sådanne virkemidler.

Der er fokus på vådlægning af tørvejorde men for at øge nøjagtigheden mht. kvantificeringen af dette virkemiddel er der være behov for specifikke emissionsfaktorer, der tager højde for lokalitetens årlige dynamik i grundvandsstand, vegetationstype, jordens næringsstofindhold, C nedbrydelighed samt tilgængelige alternative elektronacceptorer som f.eks. jern (Fe^{3+}) og nitrat (NO_3^-). Der er derfor behov for nye målinger af alle tre drivhusgasser (CO_2 , CH_4 og N_2O) med høj tidsmæssig opløsning fra forskellige typer af lavbunds-jorde, der varierer i kulstofindhold og inkluderer jorde med 6-12 % og 3-6 % C, vandstand og vegetationstype. Dette er en forudsætning for udvikling af nye og bedre emissionsmodeller på markniveau, der kan reducere usikkerheden markant.

Virkemidler som biomassehøst og topjordfjernelse bør belyses nærmere på forskellige lavbunds-jorde i forhold til effekten på alle tre drivhusgasser, inkl. emissioner fra anvendelsen af fjernet top-jord.

Hertil kommer studier af "nye" systemer såsom mere permanent udtagning af jord (langvarig brak) og skovlandbrug, der begge er dårligt kvantificerede virkemidler, men som forventes også at have positive effekter i forhold til øget biodiversitet og mindsket N-udvaskning.

Referencer

- Andersen, M.N., Adamsen A.P.S., Andersen T.A., Børsting C.F., Dalby F.R., Gyldenkærne S., Manevski K., Lund P., Lærke P.E., Mikkelsen M.H., Zak D. (2023). Viden- og forskningsbehov for forbedret grundlag for driftsspecifikke opgørelser af drivhusgasudledninger i landbruget. 69 sider. Rådgivningsrapport fra DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet, leveret: 15.12.2023.
- 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, no. 271, Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet.
- Energistyrelsen (2023). Klimastatus og -fremskrivning (2023). https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Basisfremskrivning/kf23_hovedrapport.pdf
- Olesen et al. (2018). Virkemidler til reduktion af klimagasser i landbruget. DCA rapport 130
- Olesen, J. E., Andersen, M. N., Lærke, P. E., Mogensen, L., Knudsen, M. T., Lund, P., Nørgaard, J. V., Feilberg, A., Villumsen, T. M., Kristensen, H. L., Kidmose, U., Jensen, M., Nielsen, O.-K., & Zak, D. H. (2024). Finansieringsbehov til afdækning af centrale vidensbehov for en mere klimavenlig landbrugsproduktion. 38 siders notat til Landbrugsstyrelsen. DCA.

10 Bilag

Bilag 1 Klimavirkemiddeltabellen

Forfattere og fagfællebedømmere er angivet ved virkemidlernes beskrivelse i rapporten.

Reduktion af drivhusgasudledninger pr. produktionsenhed for virkemidler indenfor husdyrproduktion, husdyrgødning, afgrødeproduktion (per ha/år) og arealanvendelse (per ha/år) beregnet i henhold til IPCC AR5 (Tabel 1). Global warming potentials (GWP-100) for CO₂, CH₄ og N₂O. Der er pt. ikke klarhed over hvordan bidraget fra kulstoflagring i jord (LULUCF) skal beregnes med henblik på at indregne det i landbrugets udledninger og i hvilken udstrækning det vil blive muligt. Der tages derfor forbehold mht. at LULUCF bidraget kan adderes direkte til de øvrige poster – som det er gjort her - for at beregne netto klimaeffekten af virkemidlerne.

Tabel 1

AR5	Drivhusgasreduktioner/effekter					Enhed	TRL*	Sikker positiv klimaeffekt	Bemærkninger	Ændringer siden 2023-opdateringen af klimatabellen, ift. nettoklimaeffekt m.m.
Virkemiddel	CO ₂ /LULUCF	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ /Energiforbrug	Netto klima-effekt	CO ₂ -ækv per ko, ton husdyrgødning, ha. eller kg N i handelsgødning				
Husdyrproduktion										
Holstein: Øgning af kraftfoderandel med 10%-enheder (KVM5.1)	0	459	0	0	459	Kg CO ₂ -ækv/årsko	7	Ja	Gælder for malkekøer. Ugunstig klimapåvirkning ved dyrkning af mere kraftfoder. Kan ikke anvendes af økologer.	Uændret
Jersey: Øgning af kraftfoderandel med 10%-enheder (KVM5.1)	0	187	0	0	187	Kg CO ₂ -ækv/årsko	7	Ja		-43 Kg CO ₂ -ækv/årsko pga. nye resultater
Konventionel: Effekt af ekstra 15 g fedtsyrer/kg	0	268	0	0	268	Kg CO ₂ -ækv/årsko	9	ja	Gælder for malkekøer. Effekten til øvrige kategorier	-98 Kg CO ₂ -ækv/årsko pga mindre tilsat fedt

AR5	Drivhusgasreduktioner/effekter					Enhed	TRL*	Sikker positiv klimaeffekt	Bemærkninger	Ændringer siden 2023-opdateringen af klimatabellen, ift. nettoklimaeffekt m.m.
Virkemiddel	CO ₂ /LULUCF	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ /Energiforbrug	Netto klima-effekt	CO ₂ -ækv per ko, ton husdyrgødning, ha. eller kg N i handelsgødning				
tørstof i foderet (KVM5.2)									af kvæg er usikker. Ændret fra 20 til 15 g fedtsyre/kg TS	end i 2023 udgaven
Øko: Effekt af ekstra 15 g fedtsyrer/kg tørstof i foderet (KVM5.2)	0	201	0	0	201	Kg CO ₂ -ækv/årsko	9	Ja		-72 Kg CO ₂ -ækv/årsko pga mindre tilsat fedt end i 2023 udgaven
Anvendelse af metanreducerende tilsætningsstoffer i foder til kvæg (KVM5.3)	0	1212	0	0	1212	Kg CO ₂ -ækv/årsko	9	Ja	Kun 3NOP, da det er det eneste, der er godkendt af EFA og kan ikke bruges til økologiske besætninger	-174 Kg CO ₂ -ækv/årsko pga mindre estimeret effekt end i 2023 udgaven
Genetisk selektion af malkekøer (KVM5.4)		?			?	Kg CO ₂ -ækv/årsko	6	Sandsynligvis	Potentiale til at blive udbredt til alle malkekøer, kvantificering stadig i gang	
Husdyrgødning										
Hyppig udslusning af gylle fra stalde (svin) (KVM6.1)	0	9	0	0	9	Kg CO ₂ -ækv/t svinegylle	9	Ja		- 8 kg CO ₂ -ækv./ton gylle især på grund af opjustering af udledning fra lagre.

AR5	Drivhusgasreduktioner/effekter					Enhed	TRL*	Sikker positiv klimaeffekt	Bemærkninger	Ændringer siden 2023-opdateringen af klimatabellen, ift. nettoklimaeffekt m.m.
	Virkemiddel	CO ₂ /LULUCF	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ /Energiforbrug					
Hyppig udslusning af gylle fra stalde (kvæg) (KVM6.1)	0	20	0	0	20	Kg CO ₂ -ækv/t kvæggylle	9	Ja	For kvæggylle er det en stald med lang opholdstid gylle sammenlignet med en stald med kort opholdstid	- 17 kg CO ₂ -ækv./ton gylle især på grund af opjustering af udledning fra lagre.
Forsuring af gylle i stalden (svin) (KVM6.2)	0	99	0	0	99	Kg CO ₂ -ækv/t svinegylle	9	Ja		16 kg CO ₂ -ækv./ton gylle på grund af øget udledning fra lagre
Forsuring af gylle i stalden (kvæg) (KVM6.2)	0	71	0	0	71	Kg CO ₂ -ækv/t kvæg	9	Ja		21 kg CO ₂ -ækv./ton gylle på grund af øget udledning fra lagre
Køling af gylle i grisestalde (KVM6.3)	0	3	2	-2	3,3	Kg CO ₂ -ækv/t gylle	9	Ja		-3 kg CO ₂ -ækv./ton gylle på grund af øget udledning fra lagre
Lav-dosis forsuring i gyllelagre (svin) (KVM6.4)	0	59	0	0	59	Kg CO ₂ -ækv/t svinegylle	6	Ja		11 kg CO ₂ -ækv./ton gylle på grund af øget

AR5	Drivhusgasreduktioner/effekter					Enhed	TRL*	Sikker positiv klimaeffekt	Bemærkninger	Ændringer siden 2023-opdateringen af klimatabellen, ift. nettoklimaeffekt m.m.
Virkemiddel	CO ₂ /LULUCF	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ /Energiforbrug	Netto klima-effekt	CO ₂ -ækv per ko, ton husdyrgødning, ha. eller kg N i handelsgødning				
										udledning fra lagre
Lav-dosis forsuring i gyllelagre (kvæg) (KVM6.4)	0	46	0	0	46	Kg CO ₂ -ækv/t kvæggylle	6	Ja		29 kg CO ₂ -ækv./ton gylle på grund af øget udledning fra lagre
Gylle og bioforgasning (svin) (KVM6.5)	0	76	9	23	108	Kg CO ₂ -ækv/t svinegylle	9	Ja		14 kg CO ₂ -ækv./ton gylle pga. øget udledning fra lagre
Gylle og bioforgasning (kvæg) (KVM6.5)	0	54	10	30	94	Kg CO ₂ -ækv/t kvæggylle	9	Ja		44 kg CO ₂ -ækv./ton gylle bl.a. pga. øget udledning fra lagre
Opsamling af gas i gyllelagre og afbrænding (svin) (KVM6.6)	0	54	0	0	54	Kg CO ₂ -ækv/t svinegylle	5	Ja		10 kg CO ₂ -ækv./ton gylle bl.a. pga. øget udledning fra lagre
Opsamling af gas i gyllelagre og	0	42	0	0	42	Kg CO ₂ -ækv/t kvæggylle	5	Ja		27 kg CO ₂ -ækv./ton gylle bl.a. pga. øget

AR5	Drivhusgasreduktioner/effekter					Enhed	TRL*	Sikker positiv klimaeffekt	Bemærkninger	Ændringer siden 2023-opdateringen af klimatabellen, ift. nettoklimaeffekt m.m.
	CO ₂ /LULUCF	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ /Energiforbrug	Netto klima-effekt					
afbrænding (kvæg) (KVM6.6)										udledning fra lagre
Overdækning af gylletanke med ventileret flydelag (svin) (KVM6.7)	0	34	0	0	34	Kg CO ₂ -ækv/t svinegylle	7	Ja		7 kg CO ₂ -ækv./ton gylle bl.a. pga. øget udledning fra lagre
Overdækning af gylletanke med ventileret flydelag (kvæg) (KVM6.7)	0	26	0	0	26	Kg CO ₂ -ækv/t kvæggylle	7	Ja		16 kg CO ₂ -ækv./ton gylle bl.a. pga. øget udledning fra lagre
Pyrolyse af fiberfraktion efter separering af afgasset biomasse (KVM6.8)	12	-	6	-	18	Kg CO ₂ -ækv/t gylle	9	Ja	Inkl. 20% dybstrøelse i gyllen, resten kvæg- og svinegylle	2 kg CO ₂ -ækv./ton afgasset biomasse
Hyppig udslusning af gylle fra stalde og bioforgasning (svin) (KVM6.9)	0	102	9	26	137	Kg CO ₂ -ækv/t svinegylle	9	Ja		9 kg CO ₂ -ækv./ton gylle bl.a. pga. øget udledning fra lagre
Hyppig udslusning af gylle fra stalde	0	84	10	32	125	Kg CO ₂ -ækv/t kvæggylle	9	Ja		9 kg CO ₂ -ækv./ton gylle bl.a. pga. øget

AR5 Virkemiddel	Drivhusgasreduktioner/effekter					Enhed CO ₂ -ækv per ko, ton husdyrgødning, ha. eller kg N i handels- gødning	TRL*	Sikker positiv klimaeffekt	Bemærkninger	Ændringer siden 2023- opdateringen af klimatabellen, ift. nettoklimaeffekt m.m.
	CO ₂ / LULUCF	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ / Energi- forbrug	Netto klima- effekt					
og bioforgasning (kvæg) (KVM6.9)										udledning fra lagre
Hyppig udslusning af gylle fra stalde og overdækning af gylletanke med ventileret flydelag (svin) (KVM6.10)	0	51	0	0	51	Kg CO ₂ - ækv/t svinegylle	7	Ja		1 kg CO ₂ - ækv./ton gylle bl.a. pga. øget ud- ledning fra lagre
Hyppig udslusning af gylle fra stalde og overdækning af gylletanke med ventileret flydelag (kvæg) (KVM6.10)	0	51	0	0	51	Kg CO ₂ - ækv/t kvæggylle	7	Ja		1 kg CO ₂ - ækv./ton gylle bl.a. pga. øget udledning fra lagre
Hyppig udslusning af gylle fra stalde og opsamling af gas i gyllelagre og afbrænding (svin) (KVM6.11)	0	76	0	0	76	Kg CO ₂ - ækv/t svinegylle	5	Ja		7 kg CO ₂ - ækv./ton gylle bl.a. pga. øget udledning fra lagre
Hyppig udslusning af gylle fra stalde og opsamling af gas i gyllelagre og	0	69	0	0	69	Kg CO ₂ - ækv/t kvæggylle	5	Ja		12 kg CO ₂ - ækv./ton gylle bl.a. pga. øget

AR5	Drivhusgasreduktioner/effekter					Enhed	TRL*	Sikker positiv klimaeffekt	Bemærkninger	Ændringer siden 2023-opdateringen af klimatabellen, ift. nettoklimaeffekt m.m.
	CO ₂ /LULUCF	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ /Energiforbrug	Netto klima-effekt					
afbrænding (kvæg) (KVM6.11)										udledning fra lagre
Hyppig udslusning af gylle fra stalde og lav-dosis forsuring i gyllelager (svin) (KVM6.12)	0	82	0	0	82	Kg CO ₂ -ækv/t svinegylle	6	Ja		6 kg CO ₂ -ækv./ton gylle bl.a. pga. øget udledning fra lagre
Hyppig udslusning af gylle fra stalde og lav-dosis forsuring i gyllelager (kvæg) (KVM6.12)	0	73	0	0	73	Kg CO ₂ -ækv/t kvæggylle	6	Ja		14 kg CO ₂ -ækv./ton gylle bl.a. pga. øget udledning fra lagre
Køling af svinegylle og bioforgasning (KVM6.13)	0	85	9	24	85	Kg CO ₂ -ækv/t svinegylle	9	Ja		14 kg CO ₂ -ækv./ton gylle bl.a. pga. øget udledning fra lagre
Afgrødeproduktion										
Efterafgrøder, uden N fiksering (KVM7.1)	990	0	17	-5	1003	kg CO ₂ -ækv/ha/år	9	Ja	Relativt sikkert men effekt varierer mellem år og vil set over mange år	43 kg CO ₂ -ækv/ha pga. ændringer i EF for udvaskning

AR5	Drivhusgasreduktioner/effekter					Enhed	TRL*	Sikker positiv klimaeffekt	Bemærkninger	Ændringer siden 2023-opdateringen af klimatabellen, ift. nettoklimaeffekt m.m.
	CO ₂ /LULUCF	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ /Energiforbrug	Netto klima-effekt					
Efterafgrøder, med N fiksering (KVM7.1)	990	0	-112	-5	874	kg CO ₂ -ækv/ha/år	9	Ja	aftage da LULUCF er dominerende effekt	
Mellemafgrøder (KVM7.2)	495	0	-36	-5	455	kg CO ₂ -ækv/ha/år	9	Ja	Effekten antages at udgøre ca. halvdelen af en efterafgrøde	21 kg CO ₂ -ækv/ha pga. ændringer i EF for udvaskning
Tidlig såning af vintersæd (KVM7.3)	0	0	58	0	58	kg CO ₂ -ækv/ha/år	9	Ja	Forholdsvis sikker meroptagelse af N	25 kg CO ₂ -ækv/ha pga. ændringer i EF for udvaskning
Nedmuldning af halm (KVM7.4)	0	0	0	0	0	kg CO ₂ -ækv/ha/år	9	Nej	Vurderet i forhold til at halm alternativt tilbageføres via husdyrgødning	Uændret
Halm til forgasning med biochar retur (KVM7.5)	2000	0	0	0	2000	kg CO ₂ -ækv/ha/år	9	Ja	Effekt set i forhold til at halm nedmuldes. Sandsynlig effekt på lattergas ikke medregnet	240 kg CO ₂ -ækv/ha/år pga det anvendte 100 års perspektiv
Braklægning i sædskiftet (KVM7.6)	0	0	930	455	1385	kg CO ₂ -ækv/ha/år	9	Ja	Det er usikkert hvor meget længden af braklægningsperioden påvirker klimaeffekten	93 kg CO ₂ -ækv/ha pga. ændringer i EF for udvaskning

AR5 Virkemiddel	Drivhusgasreduktioner/effekter					Enhed CO ₂ -ækv per ko, ton husdyrgødning, ha. eller kg N i handelsgødning	TRL*	Sikker positiv klimaeffekt	Bemærkninger	Ændringer siden 2023-opdateringen af klimatabellen, ift. nettoklimaeffekt m.m.
	CO ₂ /LULUCF	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ /Energiforbrug	Netto klima-effekt					
Ompløjningstidspunkt for fodergræs og efterfølgende afgrødevalg (KVM7.7)	0	0	615	0	615	kg CO ₂ -ækv/ha/år	9	Ja	Fra reduktion i udvaskning. Øvrige sædskifteeffekter ikke indregnet	270 kg CO ₂ -ækv/ha pga. ændringer i EF for udvaskning i begge ompløjningstidspunktet og afgrødevalg
Flerårige energiafgrøder i sædskiftet (KVM7.8)	660	0	461	219	1340	kg CO ₂ -ækv/ha/år	9	Ja	Kan variere lidt mellem arter af energiafgrøder samt deres management	94 kg CO ₂ -ækv/ha pga. ændringer i EF for udvaskning og små korrektion/typo på e-forbrug (219 i stedet for 191)
Pløjefri dyrkning og forbud mod jordbearbejdning i visse perioder (KVM7.9)	0	0	0	108	108	kg CO ₂ -ækv/ha/år	9	Ja	Effekter på C lagring og lattergasemission er usikre Spænd fra 54-108 kg CO ₂ ækv/ha/år for hhv. red. Jordbearbejdning og direkte såning	6 kg CO ₂ -ækv/ha pga. ændringer i EF for udvaskning

AR5	Drivhusgasreduktioner/effekter					Enhed	TRL*	Sikker positiv klimaeffekt	Bemærkninger	Ændringer siden 2023-opdateringen af klimatabellen, ift. nettoklimaeffekt m.m.
Virkemiddel	CO ₂ /LULUCF	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ /Energiforbrug	Netto klima-effekt	CO ₂ -ækv per ko, ton husdyrgødning, ha. eller kg N i handelsgødning				
Præcisionsjordbrug (KVM7.10)	0	0	130	48	178	kg CO ₂ -ækv/ha/år	7	Ja	Effekt mellem 145 og 210 kg CO ₂ -ækv/ha/år	5 kg CO ₂ -ækv/ha/år pga. ændringer i N ₂ O til CO ₂ ækv. for udvaskning og inkludering af raffinaderitab i CO ₂ ækv. for diesel
Reduceret kvælstofnorm (KVM7.11): Min. (5% reduktion i norm)	-28	0	94	0	66	mio. kg CO ₂ -ækv/år (hele DK)	9	Ja	Spændet i tallene dækker en reduceret norm reduktion fra 5 - 15%	-4 kg CO ₂ -ækv/ha pga. ændringer i EF for udvaskning
Reduceret kvælstofnorm (KVM7.11): Max. (15% reduktion i norm)	-89	0	298	0	209	mio. kg CO ₂ -ækv/år (hele DK)	9	Ja		-32 kg CO ₂ -ækv/ha pga. ændringer i EF for udvaskning
Afgrøder med høj N-optagelse (KVM7.13):						Kg CO ₂ -ækv/ha	9			
- Roer - top fjernes fra mark	-917	0	285	70	-562	Kg CO ₂ -ækv/ha		Nej	Tallene for roer er med og uden fjernelse af top fra mark	130 kg CO ₂ -ækv/ha pga. ændringer i EF for udvaskning

AR5	Drivhusgasreduktioner/effekter					Enhed	TRL*	Sikker positiv klimaeffekt	Bemærkninger	Ændringer siden 2023-opdateringen af klimatabellen, ift. nettoklimaeffekt m.m.
	Virkemiddel	CO ₂ /LULUCF	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ /Energiforbrug					
- Roer - top fjernes ikke fra mark	0	0	4	70	74			Nej		97 kg CO ₂ -ækv/ha pga. ændringer i EF for udvaskning
- Fodergræs - renbestand	1980	0	-1224	-446	310			Ja		Uændret
- Fodergræs - med bælgeplanter	1980	0	-591	-446	943			Ja		Uændret
- Frøgræs	2900	0	104	0	3004			Ja	2,9 tons CO ₂ -ækv./ha LULUCF er ingen empiriske data og typisk set for permanent skifte til græs. Reduktion uden den skønnede kulstoflagring er dermed 103 kg CO ₂ -ækv./ha.	43 kg CO ₂ -ækv/ha pga. ændringer i EF for udvaskning
Nitrifikationshæm mere til husdyrgødning (KVM7.15.1)	0,00	0,00	2,00	0,00	2,00	kg CO ₂ -ækv/kg N	9	Ja	https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108718	0.3 kg CO ₂ -ækv/kg N (fra 1.7 i KVIK23) pga. nye forskningsresultater

AR5	Drivhusgasreduktioner/effekter					Enhed	TRL*	Sikker positiv klimaeffekt	Bemærkninger	Ændringer siden 2023-opdateringen af klimatabellen, ift. nettoklimaeffekt m.m.
Virkemiddel	CO ₂ /LULUCF	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ /Energiforbrug	Netto klima-effekt	CO ₂ -ækv per ko, ton husdyrgødning, ha. eller kg N i handelsgødning				
Nitrifikationshæm mere på handelsgødning (KVM7.15.2)	0,00	0,00	0,50	0,00	0,50	kg CO ₂ -ækv/kg N	9	Ja	https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108718	-0.5 kg CO ₂ -ækv/kg N (fra 1.0 i 2023) pga. nye forskningsresultat er
Arealanvendelse										
Udtag af omdriftsareal til permanent ugødet brak (KVM8.1)	550	0	930	455	1935	kg CO ₂ -ækv/ha/år	9	Ja	Afhængig af hvornår brak er etableret og jordbonitet	154 kg CO ₂ -ækv/ha pga. små ændringer i forudsætninger
Udyrkede bræmmer langs vandløb og søer på mineraljord (KVM8.2)	1467	0	805	455	2727	kg CO ₂ -ækv/ha/år	9	Ja	LULUCF bidrag er afhængig af hvornår randzone er etableret	60 kg CO ₂ -ækv/ha pga. randzoner på mineral jord med andre forudsætninger
Paludikultur - tidligere drænet omdrift (8.3)	42.200	-8.064	5.424	0	39.560	Kg CO ₂ -ækv/ha	6-7	Ja	Ingen tal for energiforbrug	Uændret
Paludikultur - tidligere drænet vedvarende græs (8.3)	30.800	-8.064	3.379	0	26.115	Kg CO ₂ -ækv/ha	6-7	Ja		Uændret

AR5	Drivhusgasreduktioner/effekter					Enhed	TRL*	Sikker positiv klimaeffekt	Bemærkninger	Ændringer siden 2023-opdateringen af klimatabellen, ift. nettoklimaeffekt m.m.
	CO ₂ /LULUCF	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ /Energiforbrug	Netto klima-effekt					
Vådområder på mineraljord (KVM8.4)	94	-6.580	1.147	361	-4.978	Kg CO ₂ -ækv/ha	9	Nej	Usikkerhed om LULUCF, metan og lattergasestimater	Uændret
Skovlandbrug (KVM8.5)									Baseret på estimater med stor variation og en række antagelser	Ny I 2024
Hurtigvoksende træarter i stævningskultur: 5 års høstinterval (KVM8.5)	597	0	170	14	781	kg CO ₂ -ækv/ha/år	9	Ja	Beregning er for 5-års høstinterval og 15% af arealet med træer.	Ny i 2024
Hurtigvoksende træarter i stævningskultur: 10 års høstinterval (KVM8.5)	872	0	170	14	1056	kg CO ₂ -ækv/ha/år	9	Ja	Beregning er for 10-års høstinterval og 15% af arealet med træer.	Ny I 2024
Mellem til hurtigvoksende træarter med høj vedkvalitet og lang omdriftstid (KVM8.5)	3144	0	0	-72	3072	kg CO ₂ -ækv/ha/år	9	Ja	Baseret på estimater med stor variation og en række antagelser	Ny I 2024
Læhegn med blandede hurtigvoksende træarter	2260	0	170	14	2444	kg CO ₂ -ækv/ha/år	9	Ja	Antager træer på 15% af arealet. Baseret på estimater	Ny I 2024

AR5	Drivhusgasreduktioner/effekter					Enhed	TRL*	Sikker positiv klimaeffekt	Bemærkninger	Ændringer siden 2023-opdateringen af klimatabellen, ift. nettoklimaeffekt m.m.
Virkemiddel	CO ₂ /LULUCF	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ /Energiforbrug	Nettoklima-effekt	CO ₂ -ækv per ko, ton husdyrgødning, ha. eller kg N i handelsgødning				
og lang omdriftstid (KVM8.5)									med stor variation og en række antagelser	

* Technology readiness level (https://innovationsfonden.dk/sites/default/files/2019-03/technology_readiness_levels_-_trl.pdf).

Bilag 2 Boblerforslag til Klimavirkemiddelkataloget

Dette bilag leveres særskilt og inkluderes senere

Bilag 3 Nuværende projekter

Kapitel / Udledning-skategori	Projekt navn	Finansering	Ansvarlig institution	Projektleder	Afslutningsår
Husdyrfordøjelse	Udvidelse af Normtal for Husdyrgødning	LBST - BUF	AU	Chistian Børsting	2025
Husdyrfordøjelse	FODA - forbedret grundlag for opgørelser af landbrugets emissioner af drivhusgasser og ammoniak på bedrifts-og nationalt niveau	LBST	DCE	Mette Mikkelsen	2025
Husdyrfordøjelse	Udvikling af model for kvægbesætningens udledning af enterisk metan	LBST-BUP	AU	Søren Østergaard	2024
Husdyrfordøjelse	Måling af metanudledning af 5-10.000 individuelle køer	LBST - BUP	AU	Trine Villumsen	2024
Husdyrfordøjelse	Reduceret klimaaftryk på KO- og BEDRIFT niveau	MAF	AU	Peter Lund	2024
Husdyrfordøjelse	Lavere klimaaftryk og sundere mælk ved fodring med rapsfrø	MAF+ GUDP	SEGES	Nicolaj Nielsen	2023
Husdyrfordøjelse	FF-KO - fodring og Fænotype af den klimaeffektive malkeko	FVM - Klimaforskning- programmet	AU	Peter Lund	2024
Husdyrfordøjelse	ONIMIT - On farm monitoring of methane from dairy cows is a prerequisite for implementation of mitigation strategies on animal, farm and national level	LBST - GUDP	AU	Mogens Lund	2025
Husdyrfordøjelse	UNBEETABLE - Beet silage for future sustainable dairy production	LBST - GUDP	AU	Mogens Larsen	2025
Husdyrfordøjelse	NO-METHANE -Novel triple-action feed additive to reduce enteric methane emission from cattle by blocking the enzymatic process, suppressing methanogens and draining the hydrogen substrate.	UFM - INNO	AU	Mette Olaf Nielsen	2025
Husdyrfordøjelse	MABICOW - Macroalgae bioactives for reducing methane emissions from cows.	UFM - INNO - AgriFoodTure	AU	Mette Olaf Nielsen	2025
Husdyrfordøjelse	Reduceret metan produktion med optimeret mælkeproduktion	MAF	AU	Martin Weisbjerg	2027
Husdyrfordøjelse	MILK - Bedriftsopgørelser af MILjø- og Klimabelastning fra mælkeproduktionen	BUP1	AU	Christian F. Børsting	2026
Husdyrfordøjelse	METAKS - Måling og reduktion af metan i praksis	MAF	SEGES	N.I. Nielsen; Christian F. Børsting	2025
Husdyrfordøjelse	OPMET: Kvantificering og reduktion af kvægOPdrættets produktion af enterisk METan	BUP1	AU	Peter Lund	2027

Husdyrfordøjelse	ClimateFeed: Algae based climate feed additive for methane reduction in dairy cows	UFM-Inno	DTI	Anne Christine Hastrup; Mette Olaf Nielsen	2024
Husdyrfordøjelse	A potent Danish methane mitigating feed additive: POWER-TO-(COMPOUND)-Xnew	GUDP	DLG	Birgitte Marie Raun; Mette Olaf Nieslen	2025
Husdyrfordøjelse	SeaBioAct: "Seaweed BioActives for Methane Mitigation"	AU-FF	AU	Natalja Nørskov	2023
Husdyrfordøjelse	Reducing ruminant methane emission by inactivating methanogenic archaea with viruses	FTP	KU	Dennis Sandriis Nielsen; Mette Olaf Nielsen	2024
Husdyrfordøjelse	BioMilk: Identification and elucidation of bioactivity of new compounds excreted into milk as the result of introduction of novel feeds and/or anti-methanogenic feed additives in diets for cattle	Arla-AU	AU	Mette Olaf Nielsen	2024
Husdyrfordøjelse	ECO CO ₂ W: Tannins of willow and hemp as organic feed additive for methane reduction in dairy cows	FTP	AU	Natalja Nørskov	2023
Husdyrfordøjelse	Methane mitigating properties of <i>Bonnemaisonia hamifera</i> in diets for dairy cows	Maripure (firma)	AU	Mette Olaf Nielsen	2024
Husdyrfordøjelse	CircleFeed: Reducing the carbon footprint of feed protein production for dairy cattle by including circular cultivated seaweed	Nordisk ministerråd	Lava Seaweed, Iceland	Sigurdur Pettersson	2024
Husdyrfordøjelse	Bæredygtig slagtekalfefodring nu	KAF	ANIVET	Mogens Vestergaard	2023
Husdyrfordøjelse	Krydsningsopfølgning	MAF	QGG	Morten Kargo	2023
Husdyrfordøjelse	Staldfodring med frisk græs	MAF	ANIVET	Mogens Larsen	2024
Husdyrfordøjelse	cFIT Cattle Feed Intake	Innovationsfonden		Viking: Jan Lassen; Martin Weisbjerg	2025
Husdyrfordøjelse	MethEnzwine - reduktion af klimagasser ved hjælp af enzym		Danisco	Charlotte H. Poulsen; OleHøjbjerg	Ukendt
Gødningshåndtering	LOWHIGH	AgriFoodTure	AU (SEGES)	Torkild Birkmose	2025
Gødningshåndtering	LagerMET: Metoder til måling af emissioner af klimagasser og ammoniak fra gylletanke og lagring af fast gødning	LBST - BUF	AU	Anders Feilberg	2024
Gødningshåndtering	Metan fjernelse i flydelag på gyllelagre med dynamisk ventilationskontrol (CH ₄ VENT)	AgriFoodTure	AU	Søren O. Petersen	2024

Gødningshåndtering	Lavdosis-forsuring af gylle i lagertanken	MIM	AU	Søren O. Petersen	2024
Gødningshåndtering	SOWEMIS - tragtformede gyllekummer med en lav fordampningsoverflade og dermed en lav emission.	GUDP	AU	Michael J. Hansen	2024
Gødningshåndtering	INTERMET: INTEgreret Reduktion af METHan-emission fra husdyrgødning	LBST	AU	Anders Feilberg	2023
Gødningshåndtering	A Novel Greenhouse Gas Mitigation Technology for Livestock Manure Slurry (NoGas)	LBST	SDU	Henrik Karring	2022
Gødningshåndtering	Greenslurry – udvikling af en vaskerobotteknologi som reducerer metanemissionen fra svinestalde	GUDP	AU	Michael J. Hansen	2023
Gødningshåndtering	Automatisk dataflow ved håndtering af husdyrgødning, eGylle	GUDP	SEGES	Torkild Birkmose	2023
Gødningshåndtering	Metoder til reduktion af Ammoniaktab og øget meta-nudbytte fra biogasGylle (MAG)	GUDP	AU	Henrik B. Møller	2024
Gødningshåndtering	Sammenligning af empirisk og modelleret metanemission fra slagtesvine- stalde (METEMIS)		AU	Michael J. Hansen	2023
Gødningshåndtering	LESS - Projektets formål er at udvikle og teste teknologier, som kan anvendes til at reducere metanemissionen fra gyllelagre.	GUDP	AU	Lise Bonne Guldberg	2024
Gødningshåndtering	NATVENT: Udvikling og validering af metoder til måling af klimagasser og ammoniak fra naturligt ventilerede stalde	NIFA	AU	Peter Kai	2024
Gødningshåndtering	Reduktion af klimabelastningen ved håndtering af husdyrgødning, KlimaGylle	Promilleafgiftsfonden	SEGES	Torkild Birkmose	2024
Gødningshåndtering	Reduceret emission af klimagasser og ammoniak fra griseproduktion		SEGES	Michael Holm	2022
Gødningshåndtering	PIGMET: Model based prediction of methane emission from pig production facilities	BUP1	AU	Michael J. Hansen	2027
Gødningshåndtering	Photochemical eradication of methane from animal production (PERMA)	AgriFoodTure	AU	Anders Feilberg	2025
Afgrødeproduktion	Klimagræs: Kvægsædskiftet som klimavirkemiddel	LBST	AU	Jørgen Eriksen	2022
Afgrødeproduktion	Kvantificering og dokumentation af effekten af præcisionsgødskning på nitratudvaskning og lattergasemission	LBST - BUF	AU	Davide Cammerano	2024
Afgrødeproduktion	KlimaGødning: Model for klimapåvirkning fra gødningsanvendelse i dansk landbrug	BUP1	KU	Lars Stoumann Jensen	2027
Afgrødeproduktion	KLIMON: Klimaeffekter og nitratudvaskning ved forskellige typer af jordbearbejdning og plantedække	BUP1	AU	Lars Munkholm	2027

Afgrødeproduktion	KortDræn N ₂ O: Kortlægning af lattergas emission fra dårligt drænedede mineraljorde	BUP1	AU	Finn Plauborg	2027
Afgrødeproduktion	N ₂ O hotspots		KU	Carsten W. Müller	2026
Afgrødeproduktion	Nationale emissionsfaktorer for lattergas fra kvælstofgødning og sædskifter (NATEF)		AU	Søren O. Petersen	2024
Afgrødeproduktion	BRAK: Effekter af brak på kvælstofudvaskning, lattergas og kulstoflagring		AU	Ingrid K Thomsen	2024
Afgrødeproduktion	CatCap: Efterafgrøder og grøngødninger for kulstoflagring og reduktion af lattergas emission		KU	Lars Stoumann Jensen	2024
Afgrødeproduktion	KLIMINI: Klima- og miljøeffekter af nitrifikationshæmmere		AU	Anne Winding	2024
Afgrødeproduktion	model N ₂ O		AU	Søren O. Petersen	Ukendt
Afgrødeproduktion	Reduktion af Emissioner fra Mark		Teknologisk Institut	Søren O. Petersen	2023
Afgrødeproduktion	CCRotate		ICROFTS	Jim Rasmussen	2024
Afgrødeproduktion	Klimaeffektive efterafgrøder		SEGES	Nanna Hellum Kristensen	2023
Afgrødeproduktion	ClimOptic		SEGES/AU	Peter Sørensen	2022
Afgrødeproduktion	Mod en klimaneutral planteproduktion		SEGES	Henrik Vestergaard Poulsen	2022
Afgrødeproduktion	ResidueGas		AU	Jørgen E. Olesen	2022
Afgrødeproduktion	Carbon Farm 2		Økologisk landsforening /AU	Sabine Ravnskov, Lars Munksholm	2024
Afgrødeproduktion	Klimaeffektive Gødningsstrategier		SEGES	Kristian Furdal Nielsen	2022
Afgrødeproduktion	NyMarkmodel: Kvælstofudvaskning og ændringer i jordens kulstofpulje på mark- og bedriftsniveau	BUP1	AU	Jørgen Eriksen	2027
Afgrødeproduktion	Sædskiftemodel med grøntsagsforsøg: Sædskiftemodel udvidet med grøntsagsforsøg med effekter på N-udvaskning, ammoniak, lattergas og kulstoflagring		AU	Christen Duus Børgesen	2025
Afgrødeproduktion	Såtidforsøg med efterafgrøder		AU	Elly Møller Hansen	2023
Afgrødeproduktion	Tab fra kvægsædskifter med kløvergræs og majs		AU	Jørgen E. Eriksen	2024

Afgrødeproduktion	LessN		SEGES	Søren Kolind Hvid	2024
Afgrødeproduktion	Kvælstofudvaskning målt med sugeceller		SEGES	Henrik Vestergaard Poulsen	Ukendt
Afgrødeproduktion/LULUCF	Stabilisering af gødningsfibre som biochar (STABIL)	GUDP	KU	Sander Bruun	2024
Afgrødeproduktion/LULUCF	DIGIJORD	PAF	SEGES	Leif Knudsen	2023
Lavbund/LULUCF	Supplerende dataindsamling til forbedring af nuværende tørvekort	LBST - BUF	AU	Mogens H. Greve	2023
Lavbund/LULUCF	TARGWET: Targeted rewetting of drained peatlands for optimal reductions in agricultural greenhouse gas emissions	BUP1	AU	Mogens H. Greve	2026
Lavbund/LULUCF	Revision af emissionsfaktorer for lavbundsjord	KEFM	AU	Steen Gyldenkerne	2023
Lavbund/LULUCF	ReDo CO ₂	Innovationsfonden	I-GIS A/S	Niels Peter Jensen	2024
Lavbund/LULUCF	Revercit	DFE	AU	Dominik Zak	2026
Lavbund/LULUCF	RePeat: Muligheder for at nedbringe landbrugets drivhusgasudledning ved ekstensiveret drift og udtagning af lavbundsjord	NIFA	KU	Jesper Riis Christensen	2024
Lavbund/LULUCF	INSURE	EU EJP soil	LUKE, AU	Poul Erik Lærke	2024
Lavbund/LULUCF	PEATlands and Climate-driven variability in groundwater depth - Impacts on greenhouse gas Emissions (PEACE)	DFE	GEUS	Simon Stisen	2024
Lavbund/LULUCF	ReWet Wetland observatories for rewetting of drained peatlands	UFM	AU	Mogens Greve	2023
Lavbund/LULUCF	Monitering af kvælstoffjernelse og fosforretention i kulstofholdige lavbundsarealer (33010-NIFA-20-750)	MST	AU	Carl C. Hoffmann	2025
Tværgående / kædebetragtninger	Udvidelse af Normtal for Husdyrgødning med kulstof	LBST - BUF	AU	Christian Børsting	Ukendt
Tværgående / kædebetragtninger	PREMIS: Primære aktivitetsdata til emissionsopgørelser i bedriftsregnskaber	BUP1	AU	Tommy Dalgaard	2027
Tværgående / kædebetragtninger	FODA: Forbedret grundlag for opgørelser af landbrugets emissioner af drivhusgasser og ammoniak på bedrifts- og nationalt niveau	BUP1	AU	Mette Horth Mikkelsen	2024

Bilag 4 Udgåede virkemidler

Virkemidler	Forfattere
KVM 6.8 Afbrænding og pyrolyse af husdyrgødning (fiberfraktion efter separering). Ny titel: Pyrolyse til biokul af fiberfraktion fra afgasset biomasse Klimavirkemiddelkataloget 2023	Anders Peter Adamsen, Peter Sørensen og Lars Elsgaard
KVM 7.12 Større opbevaringskapacitet af husdyrgødning og ændringer i forbud mod udbringning af husdyrgødning om efteråret Klimavirkemiddelkataloget 2023	Peter Sørensen & Nicholas J. Hutchings
KVM 7.14 Skærpet udnyttelseskrav for N i udvalgte typer husdyrgødning Klimavirkemiddelkataloget 2023	Peter Sørensen & Nicholas J. Hutchings