VIRKEMIDLER TIL REDUKTION AF KVÆLSTOF-BELASTNINGEN AF VANDMILJØET

JØRGEN ERIKSEN, INGRID K. THOMSEN, CARL CHRISTIAN HOFFMANN, BERIT HASLER OG BRIAN H. JACOBSEN *(REDAKTØRER)*

DCA RAPPORT NR. 174 · AUGUST 2020 · RÅDGIVNING

AARHUS UNIVERSITET
DCA - NATIONALT CENTER FOR FØDEVARER OG JORDBRUG

VIRKEMIDLER TIL REDUKTION AF KVÆLSTOF-BELASTNINGEN AF VANDMILJØET

DCA RAPPORT NR. 174 · AUGUST 2020 • RÅDGIVNING

AARHUS
UNIVERSITET
DCA - NATIONALT CENTER FOR FØDEVARER OG JORDBRUG

Jørgen Eriksen[1], Ingrid K. Thomsen[1], Carl Christian Hoffmann[2], Berit Hasler[3], Brian H. Jacobsen[6], Annette Baattrup-Pedersen[2], Beate Strandberg[2], Bent T. Christensen[1], Birte Boelt[1], Bo Vangsø Iversen[1], Brian Kronvang[2], Christen Duus Børgesen[1], Diego Abalos[1], Dominik Zak[2], Elly Møller Hansen[1], Gitte Blicher-Mathiesen[2], Gitte Holton Rubæk[1], Jens Erik Ørum[6], Jim Rasmussen[1], Joachim Audet[2], Jørgen E. Olesen[1], Lars Elsgaard[1], Lars J. Munkholm[1], Lise N. Jørgensen[1], Louise Martinsen[3], Marianne Bruus[2], Mette Vodder Carstensen[2], Michael Friis Pedersen[6], Michael Nørremark[4], Nicholas J. Hutchings[1], Per Gundersen[7], Per Kudsk[1], Peter Sørensen[1], Poul Erik Lærke[1], René Gislum[1], Sofie G. M. van't Veen[2], Søren Erik Larsen[2], Søren O. Petersen[1], Tenna Riis[5], Uffe Jørgensen[1]

Aarhus Universitet
[1]Institut for Agroøkologi, [2]Institut for Bioscience, [3]Institut for Miljøvidenskab, [4]Institut for Ingeniørvidenskab, [5]Institut for Biologi

Københavns Universitet
[6]Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi, [7]Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning

VIRKEMIDLER TIL REDUKTION AF KVÆLSTOF-BELASTNINGEN AF VANDMILJØET

Serietitel og nummer	DCA rapport nr. 174
Rapporttype:	Rådgivning
Udgivelsesår:	August 2020. 1. udgave. 1. oplag
Forfatter(e):	Jørgen Eriksen, Ingrid K. Thomsen, Carl Christian Hoffmann, Berit Hasler og Brian H. Jacobsen *(redaktører)*
Finansiering:	Rapporten er udarbejdet som led i "Rammeaftale om forskningsbaseret myndighedsbetjening af Miljø- og Fødevareministeriet med underliggende styrelser 2019-2022
Fagfællebedømmelse:	Fagfællebedømmelse: De(n) ansvarlige fagfællebedømmer(e) er angivet i de enkelte kapitler
Kvalitetssikring, DCA	Specialkonsulent Lene Hegelund
Ekstern kommentering:	Miljø- og Fødevareministeriet, Landbrugsstyrelsen. Se: https://bit.ly/3IkGAET
Eksterne bidrag:	Partnerskab for Vidensopbygning om virkemidler og arealregulering har været tilknyttet som følgegruppe med løbende orientering og en skriftlig høring. Derudover har projektet haft en styregruppe med deltagelse fra MFVM, AU og KU.
Udgiver:	DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Blichers Allé 20, postboks 50, 8830 Tjele. Tlf. 8715 1248, e-mail: dca@au.dk, hjemmeside: dca.au.dk
Bedes citeret:	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
Layout:	Cecilie Ditte Christensen, DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. Aarhus Universitet
Fotos omslag:	Gitte Holton Rubæk
Tryk:	Digiscource.dk
ISBN:	Trykt version 978-87-93998-20-9, elektronisk version 978-87-93998-21-6
ISSN:	2245-1684
Sidetal:	452
Internetversion:	https://dcapub.au.dk/djfpdf/DCArapport174.pdf
Note:	Der er enkelte ændringer i rapporten i forhold til leveringen til Miljø- og Fødevareministeriet. Der er redegjort for ændringerne her: https://bit.ly/31Nk3Jc

Forord

Nærværende rapport er udarbejdet på bestilling af Miljø- og Fødevareministeriet (MFVM) til erstatning af Virkemiddelkataloget fra 2014 (Eriksen et al., 2014). Det reviderede katalog forventes ifølge bestillingen at skulle indgå i fastlæggelsen af et omkostningseffektivt indsatsprogram i forbindelse med udarbejdelse af vandområdeplaner 2021-2027 samt implementering af den målrettede regulering. Det er ønsket, dels at antallet af kvælstofvirkemidler øges, dels at effekten af allerede anvendte virkemidler opdateres. Ligeledes ønskes en opdatering af omkostningseffektivitet af virkemidlerne. Endelig ønskes en vurdering af virkemidlernes effekter på fosfor, natur og biodiversitet, pesticider samt og klima med henblik på at opnå et samlet overblik over eventuel synergi.

Som nye elementer i forhold til Virkemiddelkataloget fra 2014 fremgår det af bestillingen, at muligheden for at differentiere effekten af virkemidlerne i tid og rum ønskes belyst. Denne differentiering efterspørges med henblik på en eventuel udnyttelse af den tidslige variation af virkemidlernes effekt. Hvis f.eks. et virkemiddel medfører reduceret udvaskning af kvælstof på bestemte tidspunkter af året, giver det mulighed for geografisk målretning af virkemidlet til områder hvor udvaskningen ønskes reduceret på dette tidspunkt. Desuden efterspørges en kvantificering af effekten af de enkelte virkemidler ved overlap, dvs. hvor samtidig anvendelse af flere virkemidler vekselvirker og skygger for hinanden, så effekterne ikke er additive.

Revisionen af Virkemiddelkataloget er gennemført som led i "Rammeaftale om forskningsbaseret myndighedsbetjening mellem Miljø- og Fødevareministeriet og Aarhus Universitet" under ID 7.18 i "Ydelsesaftale Planteproduktion 2018-2021. Arbejdet med kataloget er gennemført af medarbejdere fra Aarhus Universitet (AU) og Københavns Universitet (KU) med AU som projektleder. Arbejdet har været fulgt af en styregruppe bestående af Morten Ejrnæs (MFVM), Bjarke Stoltze Kaspersen (MFVM), Johnny Machon (MVFM), Susanne Hjuler (MFVM), Lidde Bagge Jensen (MFVM), Henriette Hossy (MFVM), Peter Kaarup (MFVM), Harley Bundgaard Madsen (MFVM), Adam Høyer Lentz (MFVM), Mogens Brandt Kaasgaard (MFVM), Berit Hasler (AU), Niels Halberg (AU), Hans Estrup Andersen (AU), Brian H. Jacobsen (KU) og Jørgen Eriksen (AU). Styregruppens opgave har været at sikre arbejdets fremdrift. Følgegruppe for arbejdet har været 'Partnerskab for vidensopbygning om virkemidler og arealregulering', som består af relevante forskningsorganisationer, myndigheder, interesseorganisationer, konsulentvirksomheder og landbrugserhvervet. Følgegruppens opgave har været at levere faglige indspil til arbejdet.

Som en del af denne opgave er der indsamlet og behandlet nye data, og rapporten præsenterer resultater, som ikke ved rapportens udgivelse 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.

Et udkast til kataloget har været i høring hos MFVM og i følgegruppen. Høringskommentarer og håndtering af disse kan ses på https://bit.ly/2YrQ5Zq. Alle kapitler har desuden gennemgået faglig kvalitetssikring på AU. De(n) ansvarlige fagfællebedømmer(e) er angivet sammen med forfatterne til det enkelte kapitel.

Indhold

Sammenfatning ... 7
Indledning ... 13
Koncept for anvendelse og effektfastsættelse af kvælstofvirkemidler ... 19
Efterafgrøder ... 33
Efterafgrøder indeholdende kvælstoffikserende arter ... 59
Mellemafgrøder ... 74
Tidlig såning af vintersæd ... 87
Nedmuldning af halm før vintersæd ... 101
Halm til forgasning med returnering af biochar (pyrolyse-produceret kul) til jorden ... 107
Permanent udtagning og kortvarig brak i omdrift ... 115
Afgrøder med stort kvælstofoptag ... 127
Flerårige energiafgrøder ... 138
Skovrejsning ... 152
Forbud mod jordbearbejdning i visse perioder ... 165
Ompløjningstidspunkt for fodergræs og efterfølgende afgrødevalg ... 173
Reduceret jordbearbejdning og direkte såning ... 185
Præcisionsgødskning ... 199
Reduceret tilførsel af mineralsk kvælstofgødning ... 221
9 måneders opbevaringskapacitet af husdyrgødning og ændringer i forbud mod udbringning af husdyrgødning om efteråret ... 242
Afbrænding af husdyrgødning ... 256
Afgasning af husdyrgødning kombineret med højere udnyttelseskrav for afgasset gødning ... 270
Skærpelse af N-udnyttelseskrav for udvalgte typer husdyrgødning ... 278
Nitrifikationshæmmere til gylle ... 288
Minivådområder med åben vandflade ... 301
Minivådområder med filtermatrice ... 315
Styret dræning ... 330
Okkerfældningsbassiner ... 340
Etablering af vådområde ... 344
Afbrydning af dræn (små vådområder) ... 360
Paludikultur ... 367
Fjernelse af biomasse i randzoner og engarealer ... 373
Dobbeltprofiler og mini-ådale ... 380
Målrettede, brede og tørre randzoner ... 387
Intelligente BufferZoner (IBZ) ... 394
Mættede randzoner ... 403
Bilag 1. Beregning af indkomsttab ved arealvirkemidler – metodisk tilgang, justeringer og underliggende antagelser ... 410

Bilag 2. Langtidseffekter af kvælstofvirkemidler (10-års perspektiv) 429
Bilag 3. Klimagasser 440
Bilag 4. Kombineret effekt af dræn- og fladevirkemidler - en generel ligning til beregning af effekten af kombinerede kvælstofvirkemidler 446

Sammenfatning

Tabel 0.1 giver en oversigt over kvælstofeffekten af de enkelte virkemidler i forhold til den anførte referencepraksis. Effekten er vurderet på baggrund af foreliggende data, men omfanget af data og dermed usikkerheden på effekten er forskellig for de enkelte virkemidler. Denne forskellighed er i tabellen kvalitativt beskrevet ved følgende markeringer angivet i parentes efter hvert virkemiddel:

***Estimaterne anses for rimeligt sikre og er baseret på et velafprøvet datagrundlag.
**Estimaterne anses for noget usikre og er baseret på ekspertskøn med et foreløbigt datagrundlag.
*Estimaterne anses for usikre og er baseret på ekspertskøn uden væsentligt datagrundlag.
- Virkemidler, som er under afprøvning, og hvor et datagrundlag vil fremkomme i de kommende år, eller hvor der slet ikke foreligger data.

I Tabel 0.1 er ud over estimatet for årlig kvælstofeffekt angivet virkemidlets mulighed for timing, dvs. mulighed for aktivt at kontrollere tidspunkt for effekt og udvaskning, samt hvorvidt der er overlap i forhold til andre virkemidler. Timing og overlap er diskuteret i kapitlet *Koncept for anvendelse og effektfastsættelse af kvælstofvirkemidler*. Endelig er der i Tabel 0.1, hvor det er relevant, angivet budget og velfærdøkonomiske omkostninger ved anvendelse af et virkemiddel.

Tabel 0.1. Årlige kvælstofeffekter i form af estimeret, reduceret kvælstofudvaskning, sikkerhed i forhold til estimeret kvælstofeffekt, timing, overlap samt budget- og velfærdsøkonomiske omkostninger for hvert virkemiddel. Sikkerheden er angivet med stjerner, som er defineret ovenfor. Differentierede kvælstofeffekter samt budget- og velfærdsøkonomiske omkostninger afspejler forskellige metodikker, dyrkningsforhold, udbredelsespotentialer m.m. For detaljer henvises til de enkelte kapitler.

Virkemiddel (sikkerhed ift. kvælstofeffekt)	**Referencepraksis**	**Årlig kvælstofeffekt**	**Timing**	**Overlap**	**Budget-økonomiske omkostninger (kr./kg N)**	**Velfærds-økonomiske omkostninger (kr./kg N)**
Enårige fladevirkemidler						
Efterafgrøder (***)	Jord efter vårkorn uden efterafgrøder	12-45 kg N/ha	Nej	Ja	7-167	9-214
Efterafgrøder indeholdende kvælstoffikserende arter (***)	Jord efter vårkorn uden efterafgrøder	12-45 kg N/ha	Nej	Ja	4-143	5-183
Mellemafgrøder (***)	Vintersæd uden mellemafgrøder	8-19 kg N/ha	Nej	Ja	9-30	12-39
Tidlig såning af vintersæd (***)	Normal såning af vintersæd	17 kg N/ha	Nej	Ja	1-36	2-47
Nedmuldning af halm før vintersæd (**)	Fjernelse af halm før vintersæd	0	Nej	Ja	Ikke vurderet	Ikke vurderet
Halm til forgasning med returnering af biochar (pyrolyseproduceret kul) til jorden (-)	Nedmuldning af halm	0	Ja	Ja	Ikke vurderet	Ikke vurderet

Tabel 0.1 fortsat

Virkemiddel (sikkerhed ift. kvælstofeffekt)		**Referencepraksis**	**Årlig kvælstofeffekt**	**Timing**	**Overlap**	**Budgetøkonomiske omkostninger (kr./kg N)**	**Velfærdsøkonomiske omkostninger (kr./kg N)**
Længerevarende plantedække							
Permanent udtagning og kortvarig brak i omdrift	Permanent udtagning (**)	Gennemsnitlig dyrket jord	49 kg N/ha	Nej	Ja	24-62	31-79
	Kortvarig brak i omdrift (*)		34 kg N/ha	Nej	Ja	42-96	54-123
Afgrøder med stort kvælstof-optag	Fabriksroer (**)	Jord efter vårkorn uden efterafgrøder	12-24 kg N/ha	Nej	Ja	Ikke vurderet	Ikke vurderet
	Fodersukkerroer (*)		Ikke vurderet				
	Græs og frøgræs (**)		>12-45 kg N/ha				
Flerårige energiafgrøder	Flerårige energiafgrøder sandjord (***)	Kornrigt sædskifte på sandjord	51 kg N/ha	Nej	Ja	13-35	16-45
	Flerårige energiafgrøder lerjord (**)	Kornrigt sædskifte på lerjord	34 kg N/ha	Nej	Ja	40	51
	Flerårige energiafgrøder lavbundsjord (*)	Kornrigt sædskifte på lavbundsjord	0-100 kg N/ha	Nej	Ja	-22	-28
Skovrejsning		Alm. landbrug	53 kg N/ha	Nej	Ja	22-56	28-72
Jordbearbejdning							
Forbud mod jordbearbejdning i visse perioder (*)		Jordbearbejdning i efteråret	10 kg N/ha	Nej	Ja	3	4
Ompløjningstidspunkt for fodergræs og efterfølgende afgrødevalg (*)	Forbud mod omlægning af fodergræs om efteråret	Intet forbud mod omlægning om efteråret	50 kg N/ha	Nej	Ja	11	15
	Sædskiftecændring fra majs eller vårsæd efter kløvergræs til grønkorn med græsudlæg efter kløvergræs	Dyrkning af majs eller vårsæd efter kløvergræs	130 kg N/ha	Nej	Ja	21	26
Reduceret jordbearbejdning og direkte såning (**)		Konventionel jordbearbejdning efter gældende regler ift. jordbearbejdning	Ikke egnet	Nej	Ja	Ikke vurderet	Ikke vurderet

Tabel 0.1 fortsat

Virkemiddel (sikkerhed ift. kvælstofeffekt)		Referencepraksis	Årlig kvælstofeffekt	Timing	Overlap	Budgetøkonomiske omkostninger (kr./kg N)	Velfærdsøkonomiske omkostninger (kr./kg N)
Gødningsanvendelse							
Præcisionsgødskning	Placeret gødning (*)	Nuværende gødningspraksis	1 kg N/ha	Nej	Ja	20	25
	Behovsbestemt gødskning kombineret med positions-bestemt tildeling (*)	Nuværende gødningspraksis	1 kg N/ha	Nej	Ja	13	17
	Præcis spredning, kantspredning (-)	Nuværende gødningspraksis	0	Nej	Ja	Ikke vurderet	Ikke vurderet
	Præcis spredning, sektionsstyring (*)	Nuværende gødningspraksis	1 kg N/ha	Nej	Ja	7	8
Reduceret tilførsel af mineralsk gødning (***)	Reduceret tilførsel af mineralsk gødning (10 %)	Gødskning ved fuld norm	8-39 % af reduktion i tilført kg N/ha	Nej	Ja	2-69	3-88
	Reduceret tilførsel af mineralsk gødning (20 %)			Nej	Ja	3-138	4-177
Husdyrgødning							
9 måneders opbevaringskapacitet af husdyrgødning og ændringer i forbud mod udbringning af husdyrgødning om efteråret (*)		Nuværende praksis for udbringning	1.845 tons N	Nej	Ja	Gylle: 294 Fast gødning og dybstrøelse: 1,6	Gylle: 376 Fast gødning og dybstrøelse: 2,1
Afbrænding af husdyrgødning (**)		Ubehandlet husdyrgødning	3-11 % af total N behandlet	Nej	Ja	Ikke vurderet	Ikke vurderet
Afgasning af husdyrgødning kombineret med højere udnyttelseskrav for afgasset gødning (**)		Ubehandlet husdyrgødning	1-1,8 % af total N behandlet	Nej	Ja	-37	-47
Skærpelse af N-udnyttelseskrav for udvalgte typer husdyrgødning (***)	Udvalgte typer husdyrgødning	Nuværende udnyttelseskrav	639 tons N	Ja	Nej	-23	-29
	Svine- og kvæggylle		1.550 tons N			Ikke vurderet	Ikke vurderet
Nitrifikationshæmmere til gylle (***)		Ingen anvendelse af nitrifikations-hæmmere i gylle	1 kg N/ha	Nej	Ja	79	101

Tabel 0.1 fortsat

Virkemiddel (sikkerhed ift. kvælstofeffekt)	Referencepraksis	Årlig kvælstofeffekt	Timing	Overlap	Budgetøkonomiske omkostninger (kr./kg N)	Velfærdsøkonomiske omkostninger (kr./kg N)
Højbundsarealer						
Minivådområder med åben vandflade (***)	Ingen minivådområder	22 %	Nej	Ja	107-280	137-359
Minivådområder med filtermatrice (***)	Ingen minivådområder	50 %	Nej	Ja	146-255	187-326
Styret dræning (**)	Almindelig dræning	6 kg N/ha	Nej	Ja	54-158	69-203
Okkerfældningsbassiner (*)	Ingen okkeranlæg	Ikke vurderet	Nej	Ja	Ikke vurderet	Ikke vurderet
Lavbundsarealer i ådalen						
Etablering af vådområde (***)	Tidligere arealanvendelse	~150 kg N/ha plus nedgang i udvaskning fra tidligere arealanvendelse	Nej	Ja	34-39	44-50
Afbrydning af dræn (små vådområder) (**)	Ingen afbrydning af dræn	136 kg N/ha plus nedgang i udvaskning ift. tidligere arealanvendelse	Nej	Ja	18-24	24-31
Paludikultur (*)	Enårige afgrøder på drænede tørvejorde	Ikke vurderet	Nej	Ja	Ikke vurderet	Ikke vurderet
Fjernelse af biomasse i randzoner og engarealer (***)	Ingen fjernelse af biomasse i randzoner og engarealer	Ikke vurderet	Nej	Ja	Ikke vurderet	Ikke vurderet
Randzonen langs vandløb						
Dobbeltprofiler og mini-ådale (*)	Ingen dobbeltprofiler og mini-ådale	Ikke vurderet	Nej	Ja	Ikke vurderet	Ikke vurderet
Målrettede, brede og tørre randzoner (*)	Dyrket jord	Ikke vurderet	Nej	Ja	Ikke vurderet	Ikke vurderet
Intelligente BufferZoner (IBZ) (**)	Drænet mark i omdrift uden IBZ'ere	20-40	Nej	Ja	Ikke vurderet	Ikke vurderet
Mættede randzoner (*)	Drænet mark i omdrift uden mættet randzone	Ikke vurderet	Nej	Ja	Ikke vurderet	Ikke vurderet

Tabel 0.2 giver et kvalitativt overblik over sideeffekter mht. skadegørere og pesticider, natur og biodiversitet, fosfor samt klima. Gunstig virkning er markeret med '+'; ugunstig virkning med '-'; og neutral eller marginal virkning med '0'. Bedømmelsen er for skadegørere og pesticider samt fosfor baseret på en overordnet bedømmelse af de beskrevne effekter i hvert kapitel, mens natur og biodiversitet er bedømt i hvert kapitel (skala fra -3 til 3) mht. effekt på jordbundsfauna, vilde planter, vilde bier, insekter og andre leddyr, fugle og pattedyr. Den opsummerede vurdering af alle biodiversitetsparametre resulterende i positiv, nul eller negativ værdi er i Tabel 0.2 vist som +, 0 eller -. Der kan for alle sideeffekter være stor forskel i de angivne positive eller negative effekter, og der henvises til beskrivelsen af de enkelte virkemidler for at få en mere nuanceret vurdering.

Tabel 0.2. Forventede sideeffekter vedrørende skadegørere og pesticider, natur og biodiversitet, fosfor samt klima for det enkelte virkemiddel. Gunstig virkning er markeret med '+'; ugunstig virkning med '-'; og ingen eller marginal virkning med '0'.

Virkemiddel		**Skadegørere og pesticider**	**Natur og biodiversitet**	**Fosfor**	**Klima**
Enårige fladevirkemidler					
Efterafgrøder		0	+	+	+
Efterafgrøder indeholdende kvælstoffikserende arter		0	+	+	+
Mellemafgrøder		0	+	0	+
Tidlig såning af vintersæd		-	-	0	+
Nedmuldning af halm før vintersæd		0	+	+	0
Halm til forgasning med returnering af biochar (pyrolyse-produceret kul) til jorden		0	0	0	+
Længerevarende plantedække					
Permanent udtagning og kortvarig brak i omdrift	Permanent udtagning	+	+	0	+
	Kortvarig brak i omdrift	+	0	0	+
Afgrøder med stort kvælstofoptag	Fabriksroer	-	+	0	0/+
	Fodersukkerroer	-		0	
	Græs og frøgræs	0/-		+	
Flerårige energiafgrøder		+	+	+/-	+
Skovrejsning		+	+	+	+
Jordbearbejdning					
Forbud mod jordbearbejdning i visse perioder		0	0	+	+
Ompløjningstidspunkt for fodergræs og efterfølgende afgrødevalg	Forbud mod omlægning af fodergræs om efteråret	0	+	+	+
	Sædskiftecændring fra majs eller vårsæd efter kløvergræs til grønkorn med græsudlæg efter kløvergræs	0	-	+	+
Reduceret jordbearbejdning og direkte såning		-	+	+	+
Gødningsanvendelse					
Præcisionsgødskning		0	+	0	0
Reduceret tilførsel af mineralsk kvælstofgødning		0	0	0	+

Tabel 0.2 fortsat

Virkemiddel	Skadegørere og pesticider	Natur og biodiversitet	Fosfor	Klima
Husdyrgødning				
9 måneders opbevaringskapacitet af husdyrgødning og ændringer i forbud mod udbringning af husdyrgødning om efteråret	0	0	0	+
Afbrænding af husdyrgødning	0	0	0	+
Afgasning af husdyrgødning kombineret med højere udnyttelseskrav for afgasset gødning	0	0	0	+
Skærpelse af N-udnyttelseskrav for udvalgte typer husdyrgødning	0	0	0	+
Nitrifikationshæmmere til gylle	0	0	0	+
Højbundsarealer				
Minivådområder med åben vandflade	0/+	+	+	0
Minivådområder med filtermatrice	0/+	0/+	+/-	0/-
Styret dræning	0	0	-	-
Okkerfældningsbassiner	0	0	+	0
Lavbundsarealer i ådalen				
Etablering af vådområde	0/+	+	0/+/-	0/+/-
Afbrydning af dræn (små vådområder)	0/+	0	0/-	0
Paludikultur	+	+	+	+
Fjernelse af biomasse i randzoner og engarealer	(+)	+	+	+
Randzonen langs vandløb				
Dobbeltprofiler og mini-ådale	0	+	0/+	0/+
Målrettede, brede og tørre randzoner	+	+	+	+
Intelligente BufferZoner (IBZ)	0/+	+	+	0
Mættede randzoner	0/+	+	-/0/+	+

Indledning

Kvælstofeffekt

I nærværende virkemiddelkatalog er samlet virkemiddelbeskrivelser for 20 fladevirkemidler og 12 dræn- og vandløbsvirkemidler. Virkemidlerne er fastlagt på baggrund af en liste over virkemidler, der indgik som bilag til bestillingen. Yderligere syv marine virkemidler er beskrevet i et separat katalog (Bruhn et al., 2020).

Estimaterne, som er angivet i hvert kapitel for virkemidlernes udvaskningsreducerende effekt, er baseret på eksisterende og tilgængelig viden, hvor de nyeste data og informationer er indsamlet og vurderet sammen med tidligere data. Effekten er for hvert virkemiddel angivet i forhold til en defineret reference. Referencen vil for fladevirkemidler ofte være det forsøgsled, der har være anvendt som kontrolled i de bagvedliggende forsøg. For andre fladevirkemidler er anvendt en reference beregnet på basis af modelberegninger, som repræsenterer en landbrugsdrift, som den finder sted under den nuværende regulering. De forskellige forudsætninger og referencer for virkemidlerne betyder også, at de angivne kvælstofeffekter ofte ikke er direkte sammenlignelige.

Nogle virkemidler vil udelukke brug af andre virkemidler, mens andre virkemidler vil kunne kombineres. Ved kombineret anvendelse vil effekterne i nogle tilfælde være additive, dvs. den samlede effekt svarer til summen af de enkelte virkemidler. I andre tilfælde er den kombinerede effekt ikke additiv, da effekten vil være mindre end summen de enkelte virkemidler. Problemstillingen uddybes og diskuteres i kapitlet *Koncept for anvendelse og effektfastsættelse af kvælstofvirkemidler.*

For fladevirkemidler er effekten angivet som en rodzoneeffekt, det vil sige reduktion i kvælstofudvaskning i kg N/ha på det areal, hvor virkemidlet implementeres. Det betyder, at virkemidlernes effekt er angivet som reduktion af udvaskningen fra rodzonen, dvs. fra ca. 1 meters dybde. En estimering af effekten i kystvandet forudsætter, at den aktuelle retention for området indregnes. For virkemidler, der omfatter husdyrgødning, er effekten fortrinsvist angivet som en samlet effekt for en gødningsmængde. For dræn- og vandløbsvirkemidler er kvælstofeffekten, hvor det er muligt, angivet i forhold til et areal, f.eks. kg N fjernet pr. ha anlæg.

Det er vigtigt at påpege, at effekterne af virkemidler er angivet på nationalt niveau og ikke neddelt på regionalt eller vandområdeniveau. I de tilfælde, hvor effekten af et virkemiddel er angivet som et interval, vil dette repræsentere forskelle i jordtype, nedbørforhold, afgrødetyper o.l. Intervallet kan f.eks. være udtryk for et normalt spænd i rodzoneeffekter (dvs. ca. 1 meters dybde) for de mest almindelige jordtyper og dyrkningsforhold. Det skal dog understreges, at der kan være særlige lokale forhold, der gør, at observerede effekter falder uden for dette normalspænd. De særlige forhold kan f.eks. være områder med høj grundvandstand (og dermed høj denitrifikation i rodzonen). Det er dog vurderingen, at de angivne intervaller i al væsentlighed afspejler den generelle rodzoneeffekt.

Generelt har fokus været på at præsentere eksisterende data og eksakt viden om virkemidlerne. Det betyder, at effekten af de enkelte kvælstofvirkemidler for de flestes vedkommende er angivet på

relativt kort sigt, da det ofte kun er på kort sigt, der er målbare effekter. En langsigtet effekt af virkemidler vil derfor ofte skulle baseres på modelberegninger, men dette er ikke fundet hensigtsmæssig at gennemføre for hvert enkelt virkemiddel. En tilgang til vurdering af langtidseffekter for kvælstofudvaskning fra rodzonen i et 10-årigt tidsperspektiv er belyst i Bilag 2.

Den fulde effekt og eftervirkning mht. både udvaskning fra rodzonen og til vandmiljøet vil i mange tilfælde først være opnået efter flere år eller årtier. Tidshorisont og tidsforsinkelse, i forhold til hvornår ændringer forårsaget af virkemidler kan måles i vandløb, er diskuteret i kapitlet *Koncept for anvendelse og effektfastsættelse af kvælstofvirkemidler*.

Sideeffekter

Skadegørere og pesticider

For hvert virkemiddel er det vurderet, om det forventes at influere på skadegørere og forbrug af pesticider. For fladevirkemidler omfatter vurderingen ukrudt, skadedyr og plantesygdomme, sidstnævnte både mht. jordbårne sygdomme og bladsygdomme. For en række af disse virkemidler eksisterer der undersøgelser, der underbygger de konkrete vurderinger og konklusioner, for andre er vurderingen hovedsageligt baseret på skøn. Dræn- og vandløbsvirkemidler vil som oftest ikke direkte påvirke pesticidforbruget i en afgrøde, bortset fra de områder, hvor virkemidlerne anlægges. Potentielt vil drænvirkemidler imidlertid kunne have en effekt på transport og tilbageholdelse af pesticider i jord- og vandmiljø. Virkemidler som minivådområder og afbrydning af dræn vil således eventuelt kunne tilbageholde pesticider og dermed mindske den pesticidmængde, der ellers ville være tilført vandløb med drænvand. Der findes dog ikke for nuværende undersøgelser, der dokumenterer omfanget af en sådan tilbageholdelse af pesticider. For hvert virkemiddel er det opsummeret, hvorvidt virkemidlet har en gunstig (+), ugunstig (-) eller neutral/marginal (0) afledt miljøeffekt. Mht. skadegørere og pesticider angiver "+" således et forventet lavere angreb af skadegørere eller lavere pesticidforbrug.

Natur og biodiversitet

Kvælstofvirkemidlernes effekt på natur og biodiversitet er angivet i hvert kapitel, men der er meget få danske undersøgelser, som er direkte anvendelige til at vurdere effekten af virkemidlerne på natur og biodiversitet. Derfor kan området i de fleste tilfælde kun vurderes med udgangspunkt i udenlandske undersøgelser og almen økosystemviden. Det betyder, at vurderingerne af kvælstofvirkemidlerne overvejende er baseret på kvalitative ekspertvurderinger og kun undtagelsesvis er baseret på data. For virkemidler, der etableres på jord i omdrift, sker sammenligningen i forhold til naturindholdet på konventionelt drevet landbrugsjord, hvis ikke anden reference er valgt. Betydningen af jordbundstype for natureffekten af virkemidlet vil i nogle tilfælde givetvis være stor, men dette er kun inddraget i vurderingen, hvor der foreligger relevante undersøgelser. For hvert virkemiddel er natur- og biodiversitetseffekten vurderet kvalitativt og opdelt på jordbundsdyr, vilde planter, vilde bier, insekter og andre leddyr (f.eks. edderkopper, biller), fugle og pattedyr. Ved vurderingen af effekten af virkemidlet

i forhold til blomstersøgende insekter dvs. vilde bier, svirrefluer, sommerfugle m.fl. er det forudsat, at føderessourcen ikke er anvendt til honningproduktion. I en opsummering er der for hvert virkemiddel angivet, hvorvidt virkemidlet har en gunstig, ugunstig eller neutral/marginal afledt miljøeffekt på natur og biodiversitet.

Fosfor

Kvælstofvirkemidlernes effekt på fosfor er præsenteret mht., om virkemidlet vurderes at have en gunstig, ugunstig eller neutral/marginal afledt miljøeffekt. For en egentlig gennemgang af virkemidler relateret til fosfor henvises til Andersen et al. (2020). Tab af fosfor fra landbrugsarealet kan ske ved erosion og overfladisk afstrømning af vand fra markerne til vandløbssystemet samt ved underjordisk afstrømmende vand (Andersen et al., 2020). Ved underjordisk afstrømning sker tabet ved makroporetransport, dvs. hurtigt afstrømmende vand, der løber i jordens makroporer til vandløbssystemet via dræn. Andet tab kan ske ved matrixudvaskning, som er en langsommere og mere jævn afstrømning i jordens mindre porer, som giver gode betingelser for binding af fosfor til jordens bestanddele, men også for frigivelse af bundet fosfor. Fosfor, der tilføres landbrugsjorden, kan tilbageholdes mange steder på dets vej til havet, og denne tilbageholdelse er typisk meget betydelig og langvarig (Andersen et al., 2020). Tilbageholdelsen sker først og fremmest i de øverste lag af den jord, som tilføres fosforgødning, men det fosfor som tabes fra dyrkningslaget, kan også tilbageholdes andre steder på dets vej til havet, for eksempel i underjorden, randzoner, brinker, vådområder, vandløb og søer. Andersen et al. (2020) anfører, at dansk landbrugsjord gennem tiderne er tilført fosfor i overskud, og at dette fosfor altovervejende er akkumuleret i landbrugsjorden, og i dag udgør den væsentligste kilde til fosfortab fra landbruget. Af samme grund har dyrkningshistorien stor betydning for risikoen for tab af fosfor.

Klima

Effekt af virkemidler på udledninger af klimagasser og på kulstoflagring er bestemt for hvert virkemiddel med udgangspunkt i effekter af virkemidler på emissioner af lattergas og metan, forbrug af fossile brændsler og ændringer i kulstoflager i jord og vegetation. Der inkluderes direkte ændringer i metan- og lattergasemission samt indirekte ændringer i lattergasemission på baggrund af ændringer i ammoniakemission og nitratudvaskning. I veldrænet landbrugsjord er metanemission ret begrænset, og lattergasemission vil være den dominerende drivhusgaskilde. Hvis et virkemiddel medfører, at jorden bliver mere vandmættet, som f.eks. ved etablering af vådområder, er der en risiko for, at både lattergas- og metanemission stiger. Omvendt vil det gælde, at hvis området er recipient for nitrat fra den omkringliggende landbrugsjord, kan en større denitrifikationskapacitet reducere nitratinput til overfladevand, hvilket bevirker en lavere lattergasemission fra de økosystemer, der ligger nedstrøms. Ud over metan- og lattergasemission indgår også ændringer i jordens kulstofbalance og i det fossile energiforbrug ved fastsættelse af klimaeffekten. Kulstofmængden i jorden afhænger af input til jorden og den efterfølgende nedbrydning, og der forventes under konstante forhold at være balance i de to processer. Når input eller output ændres, vil der på sigt opstå en ny balance, hvorfor effekter af virkemidler på kulstoflagring i jorden er at betragte som værende af midlertidig karakter.

Det kan dog vare flere årtier, inden den nye balance er opnået, afhængigt af omfanget af ændringer i kulstofinput eller/og kulstofnedbrydning. Med hensyn til fossilt energiforbrug vil nogle virkemidler medføre ændringer eller ophør af energikrævende operationer, hvilket er estimeret og indregnet i den samlede klimaeffekt. Yderligere detaljer vedr. beregning af klimaeffekter er beskrevet i Bilag 3. I mange tilfælde er der kun få eller ingen empiriske data vedrørende virkemidlernes klimaeffekt. I sådanne tilfælde er vurderingen baseret på ekspertvurderinger. Klimaeffekten er fastsat separat for det enkelte virkemiddel, og der indgår ikke beregning af samlet klimaeffekt ved samtidig anvendelse af flere virkemidler. De klimamæssige effekter af virkemidlerne kan ikke forventes at være additive, hvorfor effekten vil skulle genberegnes i situationer, hvor flere virkemidler anvendes på samme tid og sted.

Økonomi

For de virkemidler, hvor det er muligt at beregne en kvælstofeffekt, er der beregnet reduktionsomkostninger, som er opgjort i budget- og velfærdsøkonomiske priser. De omkostninger, der indgår i en budgetøkonomisk opgørelse, er opgjort i faktorpriser (priser uden moms og punktafgifter mv.), hvilket er de priser, virksomhederne faktisk skal betale. I den velfærdsøkonomiske opgørelse omregnes de budgetøkonomiske omkostninger til velfærdsøkonomiske omkostninger med anvendelse af en nettoafgiftsfaktor (NAF)[1]. Den anvendte nettoafgiftsfaktor er 1,28. Det er disse priser, der anvendes i forbindelse med samfundsøkonomiske konsekvensvurderinger (Finansministeriet, 2017, 2019a og b). For sammenligning af omkostninger og effekter mellem virkemidler er det korrekte sammenligningsgrundlag ligeledes den velfærdsøkonomiske opgørelse. Med udgangspunkt i de beregnede budget- og velfærdsøkonomiske omkostninger beregnes reduktionsomkostningerne pr. kg N for de enkelte virkemidler. Tilskud indgår ikke i omkostningsberegningerne.

De fleste drænvirkemidler og nogle fladevirkemidler indebærer, at landbrugsarealer tages ud af omdrift (randzoner, vådområder, permanent udtagning, braklægning mv.), og for disse virkemidler udgør den tabte landbrugsproduktion på arealerne en omkostning. Der kan derudover i nogle tilfælde være projektomkostninger eller omkostninger koblet til den fremtidige drift af areal eller anlæg.

Der er i lighed med tidligere beregninger (Eriksen et al., 2014) anvendt Dækningsbidrag II (DBII) som mål for den tabte produktion. Beregningsforudsætninger og potentielle alternativer ved opgørelse af dækningsbidragstabet er grundigt beskrevet i Bilag 1. Der er anvendt det gennemsnitligt dækningsbidragstab for perioden 2013-18 for at tage højde for udsving i udbytter og inputpriser mellem årene.

Reduktionsomkostningerne for de virkemidler, hvor arealer udtages af omdrift, vil være afhængige af de forhold, virkemidlet skønnes at virke under samt hvilken afgrøde, der erstattes. Der er derfor

[1] Iht. Finansministeriet skal der anvendes en NAF faktor på 1,28 (Finansministeriet, 2019). Den tidligere anvendte NAF var 1,325 (Eriksen et al., 2014), og denne ændring i NAF påvirker naturligvis niveauet for de beregnede velfærdsøkonomiske omkostninger

beregnet omkostninger for to type-sædskifter, der afspejler afgrødesammensætningen på henholdsvis en svine-/plantebedrift og en kvægbedrift og for jordtyperne sand og ler. For sandjorde skelnes der yderligere mellem sandjorde med vanding (JB1-4) og to typer sandjorde uden vanding (JB1+3 og JB2+4). I analysen indgår både en opgørelse, hvor husdyrgødningen dels er gratis til rådighed dels skal indkøbes.

Omkostningerne ved at jorden ikke længere kan anvendes som harmoniareal er ikke medregnet, da det er antaget, at der findes et andet areal, hvor husdyrgødningen kan spredes. Beregningerne er således baseret på en underliggende antagelse om, at ændringerne ikke fører til reduktioner i husdyrproduktionen på nationalt niveau.

Annuitetsberegninger med specifikke tidshorisonter for virkemidlerne er foretaget for at omregne anlægs- og andre engangsomkostninger til årlige omkostninger. Det betyder, at engangsomkostningerne er omregnet til en fast årlig omkostning i aktivets levetid på baggrund af en given rente. Der er iht. Finansministeriets vejledning anvendt en diskonteringsrate på 4 % til beregningerne. Dette sikrer også sammenlignelighed mellem nærværende beregninger og beregningerne i det tidligere virkemiddelkatalog (Eriksen et al., 2014), som også var baseret på en rente på 4 %.

Der er regnet med en 20 årig levetid i forbindelse med investeringer og etablering af f.eks. vådområder og minivådområder. Det forventes, at flere af disse projekter vil have en levetid, der er længere end 20 år, men omvendt er der for f.eks. minivådområder kun krav om, at anlægget bibeholdes i 10 år (Landbrugsstyrelsen, 2020). For skovrejsning er der regnet med en tidshorisont på 100 år, og der er iht. Finansministeriets vejledning på området regnet med en lavere diskonteringsrente (3 %) for denne lange tidshorisont.

Virkemiddelspecifikke beskrivelser af forudsætninger, forbehold, begrænsninger m.m. er beskrevet under de enkelte virkemidler. Omkostningsberegningerne er baseret på en lang række generaliserede antagelser, som afspejler de gennemsnitlige forventede omkostninger og effekter af virkemidlerne. Omkostningerne vil derfor ikke nødvendigvis afspejle den konkrete situation, hvor et virkemiddel implementeres; her vil lokalitetsspecifikke forhold være afgørende for resultatet, og der kan forventes at være betydelig variation på tværs af lokaliteter.

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

Bruhn, A., Flindt, M.R., Hasler, B., Krause-Jensen, D., Larsen, M.M., Maar, M., Petersen, J.K., Timmermann, K. 2020. Marine virkemidler – beskrivelse af virkemidlernes effekter og status for vidensgrundlag. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 126. Videnskabelig rapport nr. 368. http://dce2.au.dk/pub/SR368.pdf

Eriksen, J., Jensen, P.N., Jacobsen, B.H. (redaktører) 2014. Virkemidler til realisering af 2. generations vandplaner og målrettet arealregulering. DCA Rapport 052. http://web.agrsci.dk/djfpublikation/djfpdf/Virkemiddelkatalog_web.pdf

Finansministeriet 2017. Vejledning i samfundsøkonomiske konsekvensvurderinger. https://fm.dk/arbejdsomraader/regnemetoder-og-regnemodeller/regnemetoder-og-regnemodeller/vejledning-om-samfundsoekonomiske-konsekvensvurderinger/

Finansministeriet 2019a. Nøgletalskatalog. Tillæg til Vejledning i samfundsøkonomiske konsekvensvurderinger. https://fm.dk/media/17360/noegletalskatalog-december-2019.pdf

Finansministeriet 2019b. Dokumentationsnotat om opgørelse af nettoafgiftsfaktoren. https://fm.dk/media/10196/dokumentationsnotat-om-opgoerelse-af-nettoafgiftsfaktoren.pdf

Landbrugsstyrelsen 2020. Minivådområdeordningen 2020 Etablering af åbne minivådområder og minivådområder med filtermatrice. Februar 2020. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Tilskud/Vaadomraader/Minivaadomraader/Minivaadomraadevejledning_2020.pdf

Koncept for anvendelse og effektfastsættelse af kvælstofvirkemidler

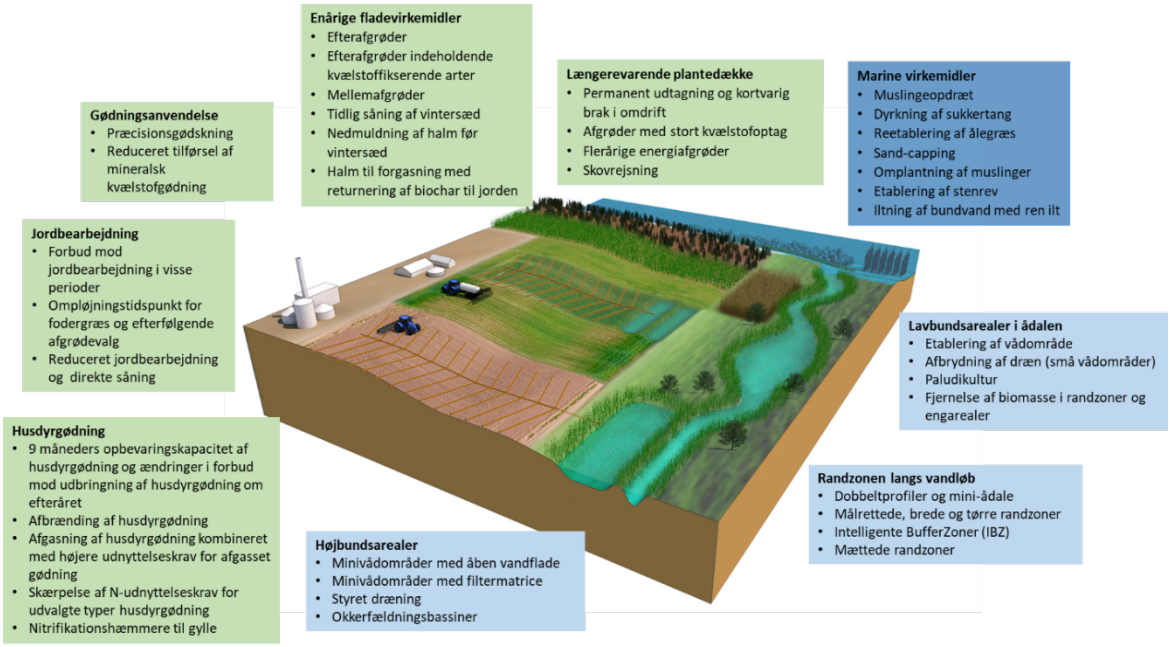
Jørgen Eriksen[1], Ingrid K. Thomsen[1], Peter Sørensen[2], Carl Christian Hoffmann[2], Gitte Blicher-Mathiesen[2], Berit Hasler[3], Brian H. Jacobsen[4]

Fagfællebedømmelse: Elly Møller Hansen[1]

[1]Agroøkologi, AU
[2]Bioscience, AU
[3]Miljøvidenskab, AU
[4]Fødevare- og Ressourceøkonomi, KU

Baggrund

Kvælstofvirkemidler kan i princippet opdeles i tre hovedgrupper, hhv. fladevirkemidler, dræn- og vandløbsvirkemidler samt marine virkemidler (Figur 1). Virkemidlerne varierer betydeligt i virkemåde, udbredelsespotentiale og tidsmæssig effekt i vandmiljøet. Med stigende indsatskrav vil der være behov for at kombinere virkemidler ikke alene inden for de tre hovedgrupper men også på tværs af hovedgrupper. Ud over et detaljeret kendskab til de enkelte virkemidler er der derfor behov for at belyse, hvorvidt virkemiderne kan kombineres, og hvad en kombineret anvendelse betyder for den samlede effekt, dvs. i hvilket omfang effekterne enten er additive eller overlapper med hinanden. Ved overlap vil den samlede effekt være mindre end summen af de enkelte virkemidler.



Figur 1. Oversigt over potentielle kvælstofvirkemidler på dyrkningsfladen (grønne), dræn- og vandløbsvirkemidler på højbund, i ådale og langs vandløb (lyseblå) samt i det marine miljø (mørkeblå).

Fladevirkemidler

Enårige fladevirkemidler

Gruppen af enårige fladevirkemidler omfatter efterafgrøder, efterafgrøder indeholdende kvælstoffikserende arter, mellemafgrøder, tidlig såning af vintersæd, nedmuldning af halm før vintersæd samt halm til forgasning med returnering af biochar til jorden (Figur 1). Efter- og mellemafgrøder samt tidlig såning sigter mod ved planteoptag at reducere mængden af uorganisk kvælstof i jorden i efterårsperioden. Ved direkte nedmuldning af halm eller ved tilførsel af biochar søges opnået tilsvarende effekt ved immobilisering af kvælstof. Under den nuværende regulering fungerer eftergrøder (uden kvælstoffikserende arter), mellemafgrøder og tidlig såning af vintersæd som virkemidler. Efterafgrøder indgår i flere forskellige ordninger som pligtige efterafgrøder, husdyrefterafgrøder og MFO, og i den målrettede regulering udmøntes indsatskravet i form af efterafgrøder (Landbrugsstyrelsen, 2020). Kravene til efterafgrøder kan i varierende omfang veksles til bl.a. de to øvrige godkendte virkemidler i denne gruppe, mellemafgrøder og tidlig såning af vintersæd, ud fra fastsatte omregningsfaktorer. Nedmuldning af halm samt tilførsel af biochar er pt. ikke godkendte som virkemidler, så virkemiddelgruppen enårige fladevirkemidler omfatter reelt tre ikke-kombinérbare virkemidler: efter- og mellemafgrøder samt tidlig såning af vintersæd.

Længerevarende plantedække

Gruppen med længerevarende plantedække består af fire virkemidler: permanent udtagning og kortvarig brak i omdrift, afgrøder med stort kvælstofoptag, flerårige energiafgrøder samt skovrejsning (Figur 1). I virkemidlet afgrøder med stort kvælstofoptag indgår ud over flerårige afgrøder som fodergræs og frøgræs også roer. Afgrøderne i gruppen er kendetegnet ved, at jorden er dækket med vegetation gennem det meste af efteråret eller hele efteråret og vinteren, hvorved nitratkoncentrationen i jorden holdes lav. Afgrøder med stort kvælstofoptag forventes således at have en effektiv optagelse af kvælstof langt hen i efteråret, hvor risikoen for udvaskning ellers er høj. Brak, energiafgrøder og skovrejsning forudsætter ophør af traditionel landbrugsproduktion i en kortere eller længere periode, hvorimod der for afgrøder med stort kvælstofoptag (fodergræs, roer, frøgræs) bibeholdes en egentlig landbrugsmæssig produktion. Af de fire virkemidler indgår udtagning, flerårige energiafgrøder, frøgræs og skovrejsning i forskellig grad i den nuværende regulering, da de i et vist omfang kan erstatte krav om efterafgrøder (Landbrugsstyrelsen, 2019). Fodergræs og roer kan i den nuværende regulering ikke direkte erstatte efterafgrøder men påvirker indsatskravet via efterafgrødegrundarealet.

Jordbearbejdning

Gruppen af fladevirkemidler indeholdende jordbearbejdning omfatter tre virkemidler (Figur 1): forbud mod jordbearbejdning i visse perioder, ompløjningstidspunkt for fodergræs og efterfølgende afgrødevalg samt reduceret jordbearbejdning og direkte såning. Virkemidlerne i gruppen stiler mod at forkorte vegetationsfri perioder og forebygge, at en høj kvælstoffrigivelse om efteråret falder sammen med, at jorden efterfølgende er ubevokset eller bevokset med en vegetation med ringe kapacitet for optagelse af kvælstof. Af disse virkemidler er forbud mod jordbearbejdning i visse perioder

gældende og har været det i en årrække (f.eks. Landbrugsstyrelsen, 2019). Forbuddet er dog gældende generelt og er ikke et fleksibelt virkemiddel. De to øvrige virkemidler i gruppen er ikke implementeret. Reduceret jordbearbejdning og direkte såning er fortsat vurderet til kun at have en ringe effekt på kvælstofudvaskningen i forhold til pløjning, når reglerne vedr. forbud mod jordbearbejdning i visse perioder overholdes.

Gødningsanvendelse

Virkemidler indeholdt i gruppen gødningsanvendelse består af præcisionsgødskning og reduceret tilførsel af mineralsk kvælstofgødning (Figur 1). Reduceret gødningsanvendelse er allerede et virkemiddel men for nuværende alene i form af omregningsfaktorer til efterafgrøder (Landbrugsstyrelsen, 2019). Præcisionsgødskning stiler hovedsageligt mod at øge kvælstofudnyttelsen, men vil ikke nødvendigvis reducere det samlede kvælstofforbrug, hvis en mere præcis fastsættelse bevirker, at udbytteniveauet sættes højere i nogle marker, og der er frirum til at flytte ikke-udnyttet kvælstofkvote fra andre marker til marker med forventet højt udbytteniveau (Nørremark et al., 2017).

Husdyrgødning

Husdyrvirkemidlerne består af fem tiltag (Figur 1): 9 måneders opbevaringskapacitet af husdyrgødning og ændringer i forbud mod udbringning af husdyrgødning om efteråret, afbrænding af husdyrgødning, afgasning af husdyrgødning kombineret med højere udnyttelseskrav for afgasset gødning, skærpelse af N-udnyttelseskrav for udvalgte typer husdyrgødning, samt nitrifikationshæmmere til gylle. Af disse kan afbrænding af husdyrgødning anvendes som alternativ til efterafgrøder (Landbrugsstyrelsen, 2019). Virkemidlerne med husdyrgødning stiler dels mod at udbringe gødningen på mere optimale tidpunkter mht. udvaskningsrisiko, dels mod at mindske den egentlige tilførsel af husdyrgødning eller at reducere supplerende tilførsler med handelsgødning. Anvendelse af nitrifikationshæmmer i gylle forventes primært at mindske risikoen for udvaskning om foråret ved at forsinke dannelse af nitrat i afgrøder som majs, roer og kartofler.

Dræn- og vandløbsvirkemidler

Der er samlet set 12 dræn- og vandløbsvirkemidler (Figur 1), som sigter mod fjernelse af nitrat fra vand, der har forladt rodzonen på dyrkede arealer. Disse virkemidler er grupperet i virkemidler på højbundsarealer, på lavbundsarealer i ådale samt på randzonen langs vandløb.

Højbundsarealer

Gruppen af virkemidler på højbundsarealer består af fire virkemidler: minivådområder med åben vandflade, minivådområder med matrice, styret dræning samt okkerfældningsbassiner. Sidstnævnte er dog ikke begrænset til højbundsarealer men kan ligge alle steder, hvor der er behov for en indsats mod okker. Effekten af virkemidlerne er baseret på at skabe forhold, hvor nitrat i drænvand omdannes til atmosfærisk kvælstof ved denitrifikation. Af de fire virkemidler er de to typer minivådområder allerede godkendte virkemidler under egnede forhold, mens viden om okkerfældningsbassiner mht. kvælstofeffekt samt styret dræning er meget begrænset, hvorfor supplerende undersøgelser bør igangsættes før en eventuel implementering.

Lavbundsarealer i ådalen

Gruppen af virkemidler, der indgår i lavbundsarealer i ådalen, består af fire virkemidler: etablering af vådområder, afbrydning af dræn, paludikultur og fjernelse af biomasse i randzoner og engarealer. Ved etablering af vådområder omsættes nitrat via denitrifikation til atmosfærisk kvælstof, og derudover vil der være en reduceret udvaskning i forhold til den tidligere arealanvendelse af vådområdet. Afbrydelse af dræn finder typisk anvendelse i ådale, hvor drænet afbrydes i skræntfoden, hvorefter drænvandet ledes ud over arealet. Herved fjernes ca. halvdelen af den tilledte kvælstof, primært via denitrifikation. Ved virkemidlerne paludikultur og fjernelse af biomasse i randzoner og engarealer reduceres jordens næringsstofpulje ved afhøstning, hvilket medvirker til at nedbringe udvaskningen af næringsstoffer. For disse to virkemidler har en kvælstofeffekt ikke kunnet kvantificeres.

Randzonen langs vandløb

Virkemidler grupperet i randzonen langs vandløb består af fire virkemidler: dobbeltprofiler og miniådale, målrettede brede randzoner, Intelligente BufferZoner (IBZ) samt mættede randzoner. Intelligente bufferzoner (IBZ) viser lovende resultater, mens det formentlig varer 2-3 år, før de første resultater ligger klar for mættede randzoner. Dobbeltprofiler og miniådale vurderes ikke at være effektive under danske forhold, bl.a. fordi de antagelig vil kræve stor vedligeholdelse på grund af fjernelse af uønsket vegetation som træer og buske. Der er ingen danske undersøgelser af dette virkemiddel.

Marine virkemidler

Marine virkemidler omfatter muslingeopdræt, dyrkning af sukkertang, reetablering af ålegræs, sandcapping, omplantning af muslinger, etablering af stenrev samt iltning af bundvand med ren ilt (Figur 1). Disse virkemidler er beskrevet i et selvstændigt katalog (Bruhn et al., 2020). I modsætning til virkemidlerne beskrevet i nærværende katalog reducerer marine virkemidler ikke tilførslen af nitrat til det marine miljø, men de kan medvirke til at forbedre miljøtilstanden i den marine recipient enten ved at bl.a. nitrat fjernes/bindes eller ved at påvirke de biologiske kvalitetselementer, f.eks. ved at skabe bedre vækstbetingelser for ålegræs.

Effektfastsættelse og reference

Generelt er effekten af de forskellige virkemidler fastsat i forhold til en reference, dvs. i en situation hvor det pågældende virkemiddel ikke er taget i anvendelse. For mange virkemidler kan referencen ikke entydigt defineres, men den bør som udgangspunkt afspejle den mest udbredte praksis. Praksis og dermed referencen vil imidlertid ofte ændre sig efter en årrække. For eksempel var referencen i de tidlige efterafgrødeforsøg hovedsageligt sort jord, mens indførelsen af forbud mod jordbearbejdning efterår betød, at en mere relevant reference ville være jord med spildkorn og ukrudt. Nu ville en aktuel reference for efterafgrøder være vintersæd, da efterafgrødekravet er øget i et omfang, der kan betyde sædskifteændringer. Ligeledes vil en reference kunne være tidligt sået vintersæd, som kan anvendes som alternativ til efterafgrøder. For efterafgrøder kan der således være tale om tre til fire referencesituationer, som ville kunne resultere i forskellige effektfastsættelser. Referencen kan ikke ændres bagudrettet, og der må derfor tages udgangspunkt i de foreliggende forsøg.

For virkemidler med tilsvarende problemstilling mht. reference som efterafgrøder er valg af reference hovedsageligt sket på baggrund af de foreliggende forsøgsresultater. Der foreligger således generelt ikke effekter for flere referencesituationer end dem, der kan udledes fra de bagvedliggende forsøg.

I forbindelse med effektfastsættelse af virkemidler, hvor jorden udtages af almindelig landbrugsmæssig drift, er effekten hovedsageligt fastsat i forhold til et modelberegnet gennemsnit for udvaskning fra jord i omdrift. Det gælder f.eks. 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). Referenceudvaskningen ligger altså reelt på samme niveau som anvendt i Eriksen et al. (2014). Ved den her gennemførte opdatering, er der for de virkemidler, der er fastsat på baggrund af referenceudvaskningen, hovedsageligt taget udgangspunkt i den reviderede værdi på 61 kg N/ha.

Anvendes den gennemsnitlige referenceudvaskning til fastsættelse af en effekt af et givent 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 forudsætter, at udvaskningen før f.eks. etablering af energiafgrøder og brak blev bestemt for den forudgående arealanvendelse.

Potentiale for udbredelse

Fladevirkemidler

For visse virkemidler, der er baseret på plantedyrkning, som f.eks. efterafgrøder, brak og tidlig såning af vinterhvede vil potentialet i princippet være hele det dyrkede areal. Dette er dog ikke realistisk, og i stedet er der for flere af disse virkemidler taget udgangspunkt i afgrødefordelingen gennem en årrække. Herudfra kan potentialet for f.eks. efter- og mellemafgrøder bestemmes på baggrund af de afgrødekombinationer, der giver mulighed for placering af de aktuelle virkemidler. Fuld udnyttelse af dette totale potentiale er dog heller ikke realistisk, men det ville kræve yderligere økonomiske analyser, hvis den andel af det samlede potentiale, der forventes taget i anvendelse for et givent virkemiddel, skulle estimeres. Ud over potentialet fastsat ud fra en nuværende arealfordeling vil yderligere potentiale for et virkemiddel kunne opnås ved at gennemføre sædskifteændringer, der tillader anvendelse af det pågældende virkemiddel. Dette kunne f.eks. opnås ved skift fra vintersæd til vårsæd, som ville give plads til flere efterafgrøder.

Nogle virkemidlers potentialer vil være sammenfaldende, hvilket f.eks. gælder potentialet for efterafgrøder og efterafgrøder indeholdende kvælstoffikserende arter. Ligeledes indgår sidste brugsår af frøgræs i potentialet for både efter- og mellemafgrøder. Disse potentialer vil altså ikke umiddelbart kunne summeres. For en række virkemidler gælder, at det opgjorte potentiale i større eller mindre grad allerede er taget i anvendelse. Potentialet for efterafgrøder skal f.eks. dække de nugældende

krav til pligtige og husdyrefterafgrøder, hvorfor det angivne potentiale ikke fuldt ud er til rådighed for eventuelt yderligere efterafgrødekrav. For virkemidlet forbud mod jordbearbejdning i visse perioder er potentialet ligeledes taget i anvendelse, da virkemidlet allerede er implementeret på konventionelle bedrifter.

For virkemidler, der involverer husdyrgødning, f.eks. afgasning og afbrænding, vil potentialet i princippet være hele den producerede mængde af den aktuelle gødningstype, men for nogle gødningsvirkemidler er der i de enkelte kapitler i et vist omfang redegjort for potentialet ud fra et økonomisk synspunkt. En økonomisk tilgang er også i en vis grad anvendt i kapitlerne om virkemidler som energiafgrøder og afgrøder med stort kvælstofoptag. Potentialet for andre virkemidler, som f.eks. reduceret jordbearbejdning og direkte såning, er beregnet ud fra jordtype, da virkemidlet ikke forventes praktiseret på f.eks. sandet jord.

Som det fremgår, kan der ikke anvendes én metode til opgørelse af potentialer for fladevirkemidler, da potentialeberegningen vil være meget afhængig af karakteren af det enkelte virkemiddel. Samtidigt skal det iagttages, at potentialerne ikke generelt kan summeres, da der vil være overlap for nogle af virkemidlerne.

Dræn- og vandløbsvirkemidler

Restaurering eller genetablering af store vådområder er det virkemiddel, der har det største potentiale og den bredeste anvendelse inden for dræn- og vandløbsvirkemidler. Vådområder kan genetableres overalt i landet, og de har alle de kvaliteter som de øvrige dræn og vandløbsvirkemidler har, dvs. de kan håndtere grundvandsgennemstrømning, håndtere drænvand, bruges ved oversvømmelseshændelser og kan afhøstes. Virkemidlet har været i brug siden 1998, og kvælstofeffekten er veldokumenteret. Inden for landbrugsarealet er der ca. 373.000 ha lavbundsarealer med over 3 % kulstof, som er minimumsgrænsen for at opnå denitrifikation (Mogens H. Greve, AU, personlig kommunikation). Disse arealer kan potentielt tages ud og genskabes som naturlige vådområder. Hertil kommer et ukendt areal af vandløbsnære lavbundsarealer på mineraljord (mindre end 3 % C), der kan restaureres. For de øvrige virkemidler på lavbund gælder, at kvælstofeffekten er målrettet en enkelt funktion som denitrifikation (afbrydning af dræn) og afhøstning af biomasse i randzoner og paludikultur.

Gruppen af drænvirkemidler på højbundsfladen (minivådområder med åben vandflade, minivådområder med filtermatrice, styret dræning, okkerfældningsbassiner (okkerfældningsbassiner kan også ligge i tilknytning til vandløb og i vandløbet) er nye virkemidler. Heraf har minivådområderne det største potentiale og den bedst dokumenterede kvælstofeffekt. Minivådområder kan principielt anlægges overalt på højbund, hvor der er drænsystemer, men hvis der skal være styr på vandføringen ind og ud af minivådområdet, skal bund og sider være lavpermeable. Det betyder, at jorden skal have et vist lerindhold (mindst 12 %) for at hindre eventuel grundvandsindtrængning. Ved et lavere lerindhold bør der tages forholdsregler i form af tætning af bund og sider i anlægget samt eventuelt

anlæggelse af et stuvningsbassin. For at udnytte minivådområdets primære funktion, kvælstoffjernelse, skal minimumskoncentrationen i drænvandet helst være større end 4 mg N/l.

Vandløbsvirkemidlerne dobbeltprofiler og miniådale, brede randzoner, Intelligente BufferZoner (IBZ) og mættede randzoner er nye virkemidler, der enten ikke er blevet afprøvet, eller hvor der kun er resultater fra nogle få anlæg. Intelligente bufferzoner (IBZ) er det virkemiddel, der har den bedst dokumenterede kvælstofeffekt fra danske undersøgelser og som er klar til implementering. Mættede randzoner undersøges i øjeblikket. Brede randzoner har potentiale for kvælstoffjernelse, men den bedste dokumentation findes internationalt, og resultaterne vil ikke nødvendigvis kunne overføres til danske forhold.

Timing

Muligheden for at time udvaskningen, dvs. kontrollere tidspunktet for effekt er beskrevet for de enkelte virkemidler. Baggrunden herfor er, at en reduktion af udvaskningen i sommerhalvåret for fjorde med kort opholdstid af vand er påpeget at være mere effektiv mht. at undgå algeopblomstring end vinter- og forårsudvaskningen (Landbrug & Fødevarer, 2017). I et modelstudium fandt Dannisøe (2017) indikationer på, at tidspunktet for reduktion af kvælstof spiller en rolle for en fjord som Karrebæk Fjord, der har en hurtig vandudskiftning. Danniesøe (2017) anfører dog, at en reduktion i kvælstofudledning hele året rundt kan være nødvendig for at opnå en positiv effekt uden for fjorden, hvilket ikke indgik i modelstudiet. Der er for alle virkemidler vurderet, hvorvidt virkemidlernes effekt aktivt kan tilpasses i forhold til årstiden, dvs. rykke tidspunktet for udvaskning, således at det ikke sker i sommerhalvåret. Generelt er det angivet, at dette ikke er muligt, da effekterne hovedsageligt er bestemt af nedbør og afstrømning. Enkelte virkemidler, f.eks. efterafgrøder og forbud mod udbringning af husdyrgødning i efteråret, vil isoleret set under uheldige omstændigheder kunne øge risikoen for udvaskning i foråret i forhold til ikke at anvende virkemidlet.

Fladevirkemidler

Fladevirkemidlerne reducerer udvaskningen indtil afstrømningen normalt stopper om foråret, og de vil generelt ikke kunne times til at være effektive i sommerhalvåret. Problemstillingen vedr. sammenhæng mellem tidspunkt for udvaskning og risiko for algeopblomstring er ikke analyseret nærmere. I enkelte år med meget høj nedbør om foråret efter tilførsel af gødning vil der på drænede jorde være risiko for udvaskning i sommerhalvåret. I sådanne tilfælde vil reduceret, og præcisions- eller delt gødskning kunne forventes at have en effekt på udvaskningen i sommerhalvåret. For udvaskning til grundvand på både drænede og ikke-drænede arealer formodes timing ikke at spille en rolle.

Dræn- og vandløbsvirkemidler

Generelt set kan dræn- og vandløbsvirkemidler ikke times, da de er afhængige af, at der tilføres vand til arealet som drænvand og/eller grundvand. Drænvandet løber primært i vinterhalvåret, men mængde og tidspunkt afhænger af klimaet. Nogle dræn/drænsystemer løber dog året rundt, og anvendelse af et drænvirkemiddel vil her permanent reducere næringsstofbelastningen på en nedstrøms liggende recipient.

For store vådområder er timing heller ikke mulig, da vandets opholdstid (og dermed også de opløste næringsstoffer) i vådområdet er vanskelig at forudsige. Det skyldes områdets størrelse, strømningsdynamiske forhold samt tilførsel af vand og næringsstoffer fra det tilstødende opland, som kan variere både i areal og dermed også i tilførte mængder. Genetablering af store vådområder vil permanent reducere kvælstofbelastningen på nedstrøms liggende recipienter.

Forsinkelse, transporttid og -veje samt eftervirkning

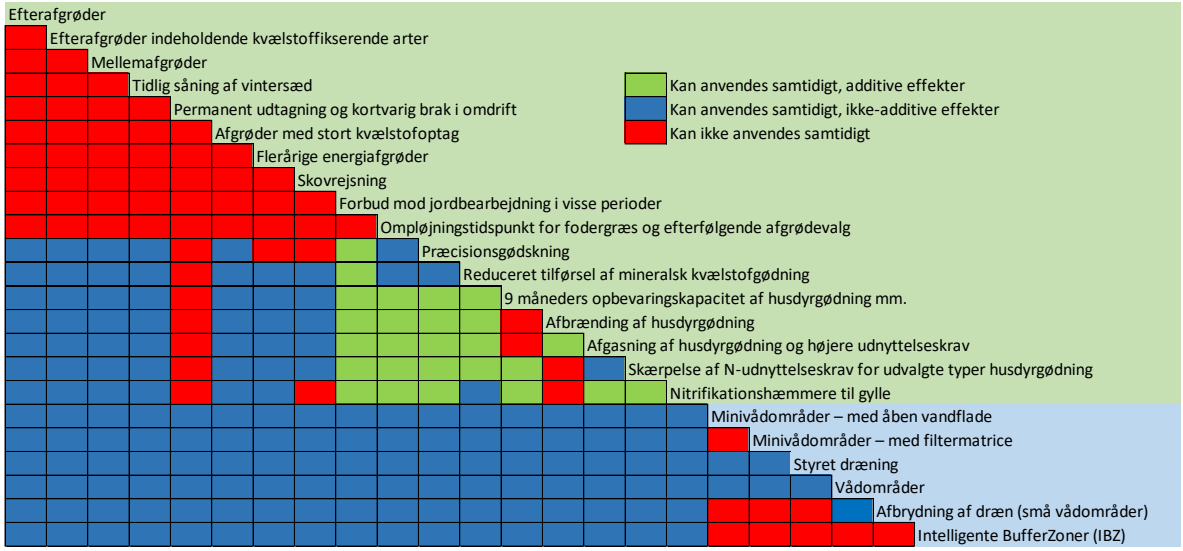
Virkemiddelkataloget angiver effekter på udvaskning fra rodzonen eller for reduktion i udledning til vandløb, men for fladevirkemidlerne opnås der ikke straks en fuld effekt i vandmiljøet. Kvælstof tilført jorden i form af organisk gødning eller ved dyrkning af f.eks. græs, efterafgrøder og energiafgrøder frigives gradvist, og virkemidler, der indebærer ændringer af tilførsler af organisk stof til jorden, vil derfor påvirke omfanget af jordens kvælstofmineralisering og dermed udvaskningsrisiko over en årrække (Blicher-Mathiesen et al., 2020).

For tidsforsinkelsen mellem rodzone og vandløb har drænede oplande en hurtig transportvej fra mark til vandløb modsat ikke-drænede oplande, hvor transportvejen er længere, og hvor en større andel af vandet tilføres vandløbet via grundvand. I lerdominerede oplande med stor afstrømning via dræn vil reduceret kvælstofudvaskning fra rodzonen derfor inden for få år kunne måles i vandløbet. I sandjordsdominerede oplande, hvor afstrømningen i stort omfang sker via grundvand til vandløbene, går der typisk 12-15 år inden halvdelen af vandet fra rodzonen har nået vandløbet. På det tidspunkt er en stor del af det ældste grundvand reduceret og kvælstoffet dermed fjernet (Blicher-Mathiesen et al., 2020).

Overlap og vekselvirkninger mellem kvælstofvirkemidler

Det vil i mange situationer ikke være muligt at kombinere forskellige virkemidler, og i situationer, hvor virkemidler kan kombineres, vil der ofte være en vekselvirkning, der betyder, at effekterne ikke er additive. Effekterne af de enkelte virkemidler skygger for eller overlapper således hinanden.

I Figur 2 er skitseret, hvilke virkemidler der udelukker hinanden, og hvilke virkemidler der kan kombineres med enten additive eller ikke-additive effekter. Virkemidler, der er vurderet som ikke effektive eller utilstrækkeligt dokumenterede, er udeladt. Overlap og vekselvirkninger i Figur 2 er hovedsageligt vurderet på markniveau, mens der for vådområder er taget udgangspunkt i oplandsniveau. Vådområder ville på markniveau udelukke de fleste andre virkemidler, men vurderes de på oplandsniveau, vil vådområder kunne kombineres med virkemidler på dyrkningsfladen, som f.eks. efterafgrøder og brak, men med ikke-additive effekter.



Figur 2. Skitse over kombinationer af virkemidler der kan eller ikke kan anvendes samtidigt. For mulige kombinationer er angivet, om effekterne er additive (effekten svarer til summen af de to virkemidler) eller ikke er additive (effekten er lavere end summen af de to virkemidler). Virkemidler, der er vurderet som ikke effektive eller utilstrækkeligt dokumenterede, er udeladt.

Som det fremgår af Figur 2, udelukker mange fladevirkemidler hinanden. F.eks. kan tidlig såning af vintersæd ikke kombineres med mellemafgrøder, da fristerne for såning af vintersæden og destruktion af mellemafgrøden ikke kan efterleves på samme mark. Ligeledes vil permanent udtagning eller kortvarig brak i omdrift udelukke en stor del af de øvrige fladevirkemidler som f.eks. efter- og mellemafgrøder.

For virkemidler, der involverer udbringning og behandling af husdyrgødning, er markeringerne i Figur 2 baseret på en forudsætning om, at det drejer sig om samme gødning. Den samme gødning kan både afgasses og brændes, men den samme gødning kan ikke både afgasses og fuldt ud anvendes til nogle af de andre tiltag. I princippet vil afbrænding af husdyrgødning og skærpelse af udnyttelseskrav for væskefraktion kunne kombineres, men et skærpet krav for væskefraktion indgår ikke i de foreslåede skærpelser af udnyttelseskrav. Ligeledes vil 9-måneders opbevaringskapacitet kunne kombineres med afgasning for de flydende gødninger, men for de faste gødninger er dette ikke relevant, idet afgasning af fast gødning antages at give en flydende gødning, der normalt ikke må udbringes om efteråret. Langt den største effekt af 9-måneders opbevaringskapacitet kommer fra de faste gødninger, der udbringes om efteråret, hvorfor kombinationen 9-måneders opbevaringskapacitet og afgasning er angivet ikke at kunne kombineres. For virkemidlet afbrænding af husdyrgødning antages, at der i stedet for husdyrgødning anvendes handelsgødning, hvorfor afbrænding af husdyrgødning ikke kan kombineres med f.eks. virkemidlet nitrifikationshæmmere. Andre kombinationer kan være flertydige, f.eks. hvorvidt skovrejsning og præcisionslandbrug kan kombineres med enten fuldt additive eller reducerede effekter.

Nogle fladevirkemidler kan ifølge Figur 2 kombineres, men effekterne af de kombinerede virkemidler vil ikke være fuldt additive. Et eksempel herpå er afbrænding af husdyrgødning kombineret med

efterafgrøder, hvor en lavere eller ingen tilførsel af organisk gødning vil kunne reducere effekten af efterafgrøder. Imidlertid vil en reduceret tilførsel af husdyrgødning også påvirke udvaskningen generelt, hvilket betyder, at referencen, som efterafgrøden sammenlignes med, også ændres. Tilsvarende problemstilling for reduceret tilførsel af gødning, dvs. potentiel ændring af både effekt og referenceudvaskning, vil også gælde for andre virkemidler som mellemafgrøder og tidlig såning.

Internt mellem dræn- og vandløbsvirkemidler vil der også være en høj grad af overlap og vekselvirkninger. Etablering af minivådområder sker på egnede drændominerede oplandsarealer, men det vil ofte udelukke samtidig anvendelse af andre drænvirkemidler. Generelt sikres, at arealer, der er direkte opland til lavbund i ådal, ikke etableres med minivådområder, hvorved vekselvirkninger mellem minivådområder og vådområder forhindres.

Kombineres fladevirkemidler med dræn- og vandløbsvirkemidler, er der en høj grad af overlap, som reducerer den samlede effekt i forhold til de enkelte virkemidler (Figur 2). Således vil der generelt være en lavere kvantitativ effekt af dræn- og vandløbsvirkemidler, hvis udvaskningen fra rodzonen reduceres ved anvendelse af fladevirkemidler som f.eks. efterafgrøder og reduceret gødning. Kombineres flade-, dræn- og vandløbsvirkemidler med marine virkemidler (Bruhn et al., 2020) vil det gælde, at der er mindre behov for de marine virkemidler, og at der kvantitativt vil kunne være en mindre effekt af disse, da kvælstoftilførslen vil være reduceret.

Figur 2 giver en indikation af, hvilke virkemidler der kan og ikke kan kombineres, og hvorvidt effekterne er additive. Der er dog tale om en meget overordnet inddeling, og for flere kombinationer vil inddelingen afhænge af, hvilke kriterier og tidshorisonter, der lægges til grund. Når efterafgrøder kombineret med reduceret kvælstoftilførsel enten i form af handelsgødning eller ved reduceret tilførsel af husdyrgødning i Figur 2 er sat til ikke at være fuldt additive, er det sket med udgangspunkt i en lang tidshorisont, hvor mængden af tilgængeligt kvælstof reduceres i takt med den reducerede tilførsel. På kort sigt vurderes effekten af efterafgrøder kun i ringe grad at være påvirket af reduceret tilførsel af handels- og husdyrgødning, da mineralisering af jordens organiske kvælstofpulje ofte vil have større betydning.

Fra kvælstoffet udvaskes fra rodzonen, til det når vandløbskanten, udsættes det for en større eller mindre omsætning og tilbageholdelse, der betegnes grundvandsretention. Grundvandsretention afhænger af mange, ikke mindst topografiske, geologiske og hydrologiske faktorer som f.eks. lerindhold og dræning, og den varierer på tværs af marker og vandoplande. Grundvandsretentionen har dermed stor betydning for behovet for og effekten af fladevirkemidlerne. Behovet for og effekten af fladevirkemidlerne afhænger dermed i høj grad af, hvilken retention kvælstoffet udsættes for i de enkelte områder af marker og oplande. Ved etablering af drænvirkemidler øges retentionen i dele af marken og oplandet. Det er derfor vigtigt, at ikke kun grundvandsretentionen, men også effekten af drænvirkemidlerne indregnes, når behovet for fladevirkemidler samt deres effekt skal vurderes. Generelt er det alene i rodzonen fladevirkemidlernes effekt er kvantificeret. En beregning af den

endelige effekt af fladevirkemidler kræver inddragelse af grundvands- overfladevandsretention samt effekt af drænvirkemidler. Der henvises til Bilag 4 for en uddybning ad denne problemstilling.

Rækkefølge for ibrugtagning af virkemidler

Figur 2 angiver, hvilke virkemidler der kan kombineres. Et næste trin ville være at fastsætte, hvilke virkemidler der forventes taget i anvendelse et givent sted og i hvilken rækkefølge ved et givent indsatskrav. Der er ikke her analyseret valg og rækkefølge for anvendelse af virkemidler, men det vurderes, at problemstillingen bedst løses ud fra en økonomisk tilgang. Det er f.eks. gennemført for Norsminde Fjord oplandet, hvor Ørum et al. (2017) vha. en driftsøkonomisk adfærdsmodel belyste mulighederne for opfyldelse af indsatskrav ved forskellige kombinationer af virkemidler på dyrkningsfladen, drænvirkemidler samt braklægning. Ørum et al. (2017) anfører, at det er af stor betydning for omkostningseffektiviteten i de valgte kombinationer, at virkemidlerne også i praksis lader sig målrette. Det anføres desuden af Ørum et al. (2017), at det er nødvendigt at operere på markniveau på hver enkelt bedrift for at vælge hensigtsmæssige virkemidler og undgå, at ikke-forenelige virkemidler anvendes i samme mark.

Vidensbehov

I Tabel 0.1 er angivet graden af sikkerhed på estimaterne for kvælstofeffekt. Sikkerheden på data er angivet på fire niveauer, hvor de bedst dokumenterede anses for rimeligt sikre og baseret på et velafprøvet datagrundlag. De mindst dokumenterede er virkemidler, som er under afprøvning, eller hvor der ikke foreligger data. Med de stigende krav til udvaskningsreduktion og dermed udbredt anvendelse af mange virkemidler vil der ofte være forskningsbehov selv for virkemidler, hvis datagrundlag er vurderet som velafprøvet. For både fladevirkemidler, dræn- og vandløbsvirkemidler er der således omfattende vidensbehov, hvilket direkte eller indirekte vil fremgå af beskrivelsen af de enkelte virkemidler. Vidensbehovet omfatter både egentlige kvælstofeffekter samt sideeffekter, især klimaeffekter.

Ved en overordnet vurdering og prioritering af forskningsbehov for virkemidlerne bør der tages hensyn til dels potentiale for udbredelse af virkemidlet dels til virkemidlets forventede effekt. På baggrund af disse forudsætninger vurderes, at der for fladevirkemidler er forskningsbehov på en række områder, hvor datasikkerheden ikke nødvendigvis er sat til at være lav, men hvor udbredelsen er så omfattende eller potentialet så stort, at yderligere forskning er relevant.

For nuværende er efterafgrøder "valutaen" i den målrettede regulering, og den udvaskningsreducerende effekt af efterafgrøder samt deres eftervirkning bør derfor fortsat have stort fokus. Det gælder ikke mindst effekt af efterafgrøder på jord med stor tilførsel af organisk gødning, hvor effekten i forhold til jord med lav tilførsel af organisk gødning er baseret på skønnede værdier. Eftervirkningen af efterafgrøder dyrket på jord både med og uden tilførsel af organisk gødning er ligeledes af stor betydning, ikke mindst i forhold til den mere langsigtede effekt, dvs. i hvor høj grad forskellige mineraliseringsforløb påvirker risikoen for merudvaskning i de efterfølgende år.

Der er i et vist omfang allerede indført generelle regler for tidspunkter for jordbearbejdning, og jordbearbejdning er derfor som sådan ikke et virkemiddel, man kan vælge til eller fra. Da der imidlertid gennemføres jordbearbejdning på en stor del af omdriftsarealet hvert år, vil en mere sikker fastsættelse af effekten være hensigtsmæssigt. Det gælder især, hvis brugen af glyphosat skulle blive udelukket. I en sådan situation vil der for konventionelle bedrifter, som det allerede nu er tilfældet med økologiske bedrifter, kunne blive behov for dispensationer fra de gældende jordbearbejdningsforbud med henblik på mekanisk ukrudtsbekæmpelse. Et bedre kendskab til den udvaskningsreducerende effekt af tidpunkt og intensitet for jordbearbejdning vil da være essentielt for at vurdere størrelsen på en eventuel merudvaskning. Effekten af jordbearbejdning i forbindelse med dyrkning af efterafgrøder er ligeledes relevant, da f.eks. den nuværende effekt på sandjord forudsætter forårspløjning, mens det i praksis er tilladt at nedpløje efterafgrøder allerede i slutningen af oktober.

For minivådområder med filtermatrice pågår der stadig forskning og udvikling mht. effektivitet, aldring og nedbrydning af flisen, udledning af drivhusgasser og geniltning af udløbsvandet. Der mangler specifik viden om alternative flistyper (i øjeblikket anvendes udelukkende pileflis) samt træflis blandet med andre komponenter som f.eks. biochar. For minivådområder med åben vandflade pågår stadig monitering.

Med hensyn til IBZ-anlæg er der kun gennemført ganske få undersøgelser, og det ville være hensigtsmæssigt med monitering af flere anlæg og over længere perioder. I forhold til mættede randzoner er undersøgelser af disses funktion kun lige begyndt, og der mangler viden om effektivitet, dimensionering, holdbarhed/levetid og eventuelle sideeffekter (fosfortab, emission af drivhusgasser). For dobbeltprofiler og miniådale er der ingen viden om disse virkemidler under danske forhold.

For alle dræn- og vandløbsvirkemidler mangler der viden om pesticiders skæbne ved passage af et givent virkemiddel. For både flade- og drænvirkemidler mangler der i høj grad viden om disses effekter på klimabelastningen, og afhængig af virkemiddel omfatter dette effekter på kulstoflagring, lattergasemissioner og metanemissioner.

Den nuværende regulering er i høj grad effektbaseret, dvs. effekten af et givent virkemiddel i forhold til en defineret reference. Referencen vil have stor betydning for effektfastsættelsen, men det er for en del virkemidler ikke entydigt og logisk, hvilken reference der skal tages udgangspunkt i. For eksempel vil dyrkning af fodergræs, som indgår i virkemidlet afgrøder med stort kvælstofoptag, kunne erstattes med roer, majs eller en anden foderafgrøde. Dyrkning af disse alternative afgrøder til foder vil i princippet alle kunne indgå som referencer. I den forbindelse er der stort behov for at få igangsat forsøg, hvor disse og andre afgrøder dyrkes samtidigt under samme forhold, så sammenligningerne kan ske på et bedre grundlag, end tilfældet er i dag.

Perspektivering

Det reviderede virkemiddelkatalog er som kataloget fra 2014 bygget op omkring de enkelte virkemidler. En større grad af målretning og fremadrettet langsigtet planlægning forudsætter en mere

detaljeret tilgang, hvor dyrkningsforhold, sædskifte og drænforhold tænkes ind på markniveau. En optimeret og kombineret anvendelse af de beskrevne flade-, dræn- og vandløbsvirkemidler til opfyldelse af et givet indsatskrav vil kræve omfattende analyser, der tager hensyn til samspillet mellem de enkelte virkemidler på en given lokalitet. For en optimeret anvendelse af virkemidler vil det som påpeget af Ørum et al. (2017) være nødvendigt at operere på markniveau for hver enkelt bedrift samt at kende og tage hensyn til bl.a. retention. En sådan analyse ligger uden for det opdrag, der er givet i forbindelse med nærværende virkemiddelkatalog, men indgår i et vist omfang i igangværende projekter med deltagelse af både Københavns og Aarhus Universiteter.

Effektfastsættelsen på baggrund af en referencesituation er som nævnt ikke entydig, dvs. der kan være tale om forskellige referencer, hvorfor effekten også vil kunne variere. Frem for en regulering, der er baseret på effekter i forhold til et givent udgangspunkt, vil der i en egentlig optimalt målrettet regulering skulle tages udgangspunkt i den faktuelle udvaskning på mark- eller bedriftsniveau. Herved kunne der f.eks. fastsættes et loft over den tilladte udvaskning, hvorefter landmanden selv ville kunne træffe valg omkring afgrøder, afgrødefølger og virkemidler. En sådan regulering forudsætter, at udvaskningen kan estimeres for afgrødefølge og jordbearbejdning på den enkelte mark samt på bedrifts- og oplandsniveau.

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

Bruhn, A., Flindt, M.R., Hasler, B., Krause-Jensen, D., Larsen, M.M., Maar, M., Petersen, J.K., Timmermann, K. 2020. Marine virkemidler – beskrivelse af virkemidlernes effekter og status for vidensgrundlag. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 126. Videnskabelig rapport nr. 368. http://dce2.au.dk/pub/SR368.pdf

Børgesen, C.D., Jensen, P.N, Blicher-Mathiesen, G., Schelde, K. (red.) 2013. Udviklingen i kvælstofudvaskning og næringsstofoverskud fra dansk landbrug for perioden 2007-2011. Evaluering af implementerede virkemidler til reduktion af kvælstofudvaskning samt en fremskrivning af planlagte virkemidlers effekt frem til 2015. DCA rapport nr. 31. https://pure.au.dk/portal/files/68362856/dcarapporten31.pdf

Dannisøe, J.G. 2017. Optimisation of the Nitrogen Loadings to Karrebæk Fjord. Seasonal Effects from Nitrogen Reductions. DHI rapport.

Eriksen, J., Jensen, P.N., Jacobsen, B.H. (red.) 2014. Virkemidler til realisering af 2. generations vandplaner og målrettet arealregulering. DCA Rapport 052. http://web.agrsci.dk/djfpublikation/djfpdf/Virkemiddelkatalog_web.pdf

Landbrug & Fødevarer 2017. Årstider betyder meget for kvælstof og alger. https://lf.dk/aktuelt/de-syv-synder/aarstider-betyder-meget-for-kvaelstof-og-alger.

Landbrugsstyrelsen 2019. Vejledning om gødsknings- og harmoniregler. Planperioden 1. august 2019 til 31. juli 2020. 1. revision, august 2019. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Goedningsregnskab/Vejledning_om_goedsknings-_og_harmoniregler_i_planperioden_2019_2020.pdf

Landbrugsstyrelsen 2020. Vejledning om tilskud til målrettet kvælstofregulering 2020. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Tilskud/Arealtilskud/Miljoe_oekologitilskud/2020_miljoe_og_oekologitilskud/Vejledning_om_maalrettet_kvaelstofregulering_2020_Endelig.pdf

Nørremark, M., Thomsen, I.K., Blicher-Mathiesen, G., Nyord, T., Gislum, R., Rasmussen, A., Sørensen, P., Hansen, E.M., Eriksen, J. 2017. Notat vedr. præcisionsjordbrug og målrettet regulering. Notat til Landbrugsstyrelsen 29. september. https://pure.au.dk/portal/files/118066801/Vurdering_af_udvaskningsreduktion_af_kv_lstof.pdf

Ørum, J.E., Kjærgaard, C., Thomsen, I.K. 2017. Landbruget og vandområdeplanerne: omkostninger og implementering af virkemidler i oplandet til Norsminde Fjord. Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet. IFRO Rapport, Nr. 258. https://static-curis.ku.dk/portal/files/178737610/IFRO_Rapport_258.pdf

Efterafgrøder

Elly Møller Hansen[1], Ingrid K. Thomsen[1], Per Kudsk[1] (skadegørere og pesticider), Lise N. Jørgensen[1] (skadegørere og pesticider), Beate Strandberg[2] (natur og biodiversitet), Marianne Bruus[2] (natur og biodiversitet), Gitte Holton Rubæk[1] (fosfor), Nicholas J. Hutchings[1] (klima), Michael Friis Pedersen[3] (økonomi)

Fagfællebedømmelse: Peter Sørensen[1], Iris Vogeler[1], Jørgen E. Olesen[1] (klima), Berit Hasler[4] (økonomi), Louise Martinsen[4] (økonomi)

[1]Agroøkologi, AU
[2]Bioscience, AU
[3]Fødevare- og Ressourceøkonomi, KU
[4]Miljøvidenskab, AU

Funktion og anvendelse

Lovpligtige efterafgrøder skal sikre en effektiv kvælstofoptagelse om efteråret og dermed reducere risikoen for udvaskning af nitrat. Efter gældende regler må lovpligtige efterafgrøder ikke indeholde kvælstoffikserende arter som f.eks. kløver (Landbrugsstyrelsen, 2019), og nærværende afsnit omhandler udelukkende ikke-kvælstoffikserende efterafgrøder. Potentiel anvendelse af kvælstoffikserende arter som efterafgrøder omtales i kapitlet *Efterafgrøder indeholdende kvælstoffikserende arter* (denne rapport).

Effekten af efterafgrøder er baseret på, at dyrkningen af pligtige efterafgrøder følger gældende regler (Landbrugsstyrelsen, 2019):

- Følgende efterafgrødetyper kan anvendes: korsblomstrede afgrøder, korn, rent græs uden kløver, honningurt, cikorie samt frøgræs, der efter høst fortsætter som efterafgrøde.
- Efterafgrøderne skal senest være etableret 1. august. Dog må korsblomstrede afgrøder, honningurt, almindelig rug, stauderug, hybridrug, vårbyg og havre etableres til og med 20. august med mulighed for at udskyde etableringstidspunktet til og med 7. september, når der korrigeres i kvælstofkvoten.
- 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.

Fra 2019 er det blevet muligt at så visse efterafgrøder (korsblomstrede afgrøder, honningurt, almindelig rug, stauderug, hybridrug, vårbyg og havre) indtil 7. september. Sås indberettede efterafgrøder senere end 20. august, bliver kvælstofkvoten reduceret afhængigt af, hvor mange dage såningen

udskydes, hvor mange hektar efterafgrøder der sås senere end 20. august, og hvor meget organisk gødning der tidligere er udbragt (Landbrugsstyrelsen, 2019). Disse bestemmelser indgår dog ikke i de økonomiske beregninger vedr. efterafgrøder. Der henvises i stedet til kapitlet om virkemidlet reduceret gødningsanvendelse.

Kvælstofeffekt

En forudsætning for at efterafgrøder kan opnå en effektiv kvælstofoptagelse, dvs. mindske jordens indhold af mineralsk kvælstof til et lavt niveau, er bl.a., at efterafgrøderne etableres rettidigt og ensartet på marken. En rettidig og ensartet etablering efter høst er dog udfordret visse år, især i nedbørsrige områder, hvor høsten ofte må udskydes pga. ufremkommelige marker. Sen høst af hovedafgrøden påvirker ligeledes væksten af udlægs-efterafgrøder sået om foråret og efterafgrøder, der er udspredt før høst af hovedafgrøden. Det skyldes, at disse efterafgrøder ikke vokser lige så meget som de ville, hvis hoveafgrøden var blevet høstet tidligere (Hansen et al., 2016a).

En effektiv kvælstofoptagelse er ikke nødvendigvis ensbetydende med en stor kvælstofoptagelse. Det skyldes bl.a., at efterafgrøder ikke har nogen kvælstofnorm og derfor sædvanligvis ikke gødes. Efterafgrøders kvælstofoptag stammer derfor hovedsageligt fra mineralisering af organisk bundet kvælstof i jorden eller fra efterladt gødningskvælstof fra foregående hovedafgrøde. En efterafgrøde, der har et lavt kvælstofoptag, kan derfor være tegn på, at der ikke har været meget mineralsk kvælstof til stede i jorden og dermed ringe risiko for udvaskning. Et lavt kvælstofoptag kan desuden skyldes, at den nedadgående vandbevægelse i sensommeren har været så hurtig, at efterafgrødens rodvækst ikke har været i stand til at følge med. Dette kan især forekomme på sandet jord i et nedbørsrigt klima, og det kan betyde, at efterafgrøderne reducerer udvaskningen mindre end de ville have gjort, hvis vandbevægelsen havde været mere langsom (f.eks. Hansen og Djurhuus, 1997).

Mængden af efterladt gødningskvælstof påvirkes af tørke eller sygdomsangreb, og da mineralisering af organisk stof ydermere varierer afhængigt af både jordtemperatur og -fugtighed kan der være betydelige forskelle på mængden af mineralsk kvælstof i jorden fra det ene år til det andet og fra mark til mark (f.eks. Østergaard & Knudsen, 2008). En efterafgrøde, der har et stort kvælstofoptag, kan være tegn på, at der har været efterladt gødningskvælstof ved høst, eller at der har været stor mineralisering.

Ovennævnte forhold medfører, at der kan være stor variation i, hvor store mængder kvælstof en effektiv efterafgrøde kan optage og dermed hvor stor en udvaskningsreducerende effekt en efterafgrøde kan medføre. I Virkemiddelkataloget fra 2014 (Hansen et al., 2014) blev efterafgrøders udvaskningsreducerende effekt revideret med relativt små ændringer i forhold til en tidligere beregning, som fremgår af Tabel 11 i Anonym (2008).

Ved revurdering i 2014 af værdierne i Anonym (2008) blev det forudsat, at efterafgrøder destrueres sent efterår på lerjord og tidligt forår på sandjord (Hansen et al., 2014). I bl.a. dyrkningsvejledning for efterafgrøder (SEGES, 2018) anbefales, at landmænd nuancerer deres valg af efterafgrøde og pløjetidspunkt i forhold til lokalitet og jordtype, selvom det ifølge gældende regler er tilladt at destruere efterafgrøder efter alle afgrøder, undtagen majs, 20. oktober. Der er oplysninger, der tyder på, at landmænd til en vis grad følger disse anbefalinger (Hansen et al., 2016b). Det egentlige sandjordsareal, der pløjes om foråret kendes ikke. Der vil kunne indgå andre dyrkningsmæssige overvejelser i beslutningen om valg af pløjetidspunkt, herunder mulighed for udbringning af fast husdyrgødning på efterafgrøden og efterfølgende pløjning i oktober.

Hvis efterafgrøder på sandjord i et nedbørsrigt klima pløjes allerede umiddelbart efter 20. oktober, er der stor risiko for, at udvaskningsreduktionen bliver væsentlig mindre end ved pløjning om foråret. Hansen & Thomsen (2014) fandt, at udvaskningen i forsøg blev reduceret med ca. 10 kg N/ha ved at vente med at pløje til om foråret i stedet for om efteråret. Efterårspløjningen blev hovedsagelig udført sent efterår, hvilket betyder, at forskellen sandsynligvis vil være større ved pløjning allerede 20. oktober.

Datagrundlag

Værdierne i Hansen et al. (2014) blev beregnet på baggrund af forsøgsresultater fra mark- og lysimeterforsøg, hvor det var muligt at sammenligne forsøgsled med og uden efterafgrøder under ens forsøgsbetingelser, dvs. "forsøgspar", hvoraf det ene forsøgsled blev dyrket med efterafgrøde, og det andet forsøgsled blev behandlet med herbicid eller henlå uden herbicidbehandling. I ingen tilfælde er efterafgrøden gødet med kvælstof. I markforsøgene er udvaskningen beregnet ud fra måling af nitrat i jordvand opsamlet vha. sugeceller. De beregnede værdier blev vurderet og diskuteret af Hansen og Thomsen (2014) i forhold til betydning af en lang række emner, som nedbør, jordtype og husdyrgødning.

I de nye beregninger i nærværende rapport indgår forsøgspar fra Hansen et al. (2014) tillige med nye forsøgsresultater fra projekterne VIRKN (Vogeler et al., 2020, samt upublicerede resultater), Efter-Majs (Hansen et al., 2013; Hansen & Kristensen, 2014, 2015, 2016) og OptiPlant (lokaliteten St. Heddinge er dog udeladt pga. en meget kort måleperiode, Vogeler et al., 2019).

Af de i alt 195 forsøgspar er 112 forsøgspar med korn som hovedafgrøde (Tabel 1). Af disse har 78 forsøgspar (70 %) referencen herbicidbehandlet jord (sort jord) om efteråret, og de resterende 34 forsøgspar har referencen ikke-herbicidbehandlet jord om efteråret, men med en "naturlig" bestand af ukrudt og spildfrø. Den udvaskningsreducerende effekt er ikke differentieret i forhold til, om jorden uden efterafgrøder er herbicidbehandlet eller henligger med varierende mængder ukrudt og spildkorn. Referencen for efterafgrøder er således som i Hansen et al. (2014) defineret som jord uden

efterafgrøder. Ved anvendelse af frøgræs som efterafgrøde og ved sædskiftecændringer vil referencen være cændret, men dette har ikke indgået i effektfastsættelsen eller i de efterfølgende økonomiske beregninger.

Af de 112 forsøgspar med korn som hovedafgrøde har der i 86 forsøgspar været sået græsudlæg om foråret, mens der i 18 forsøgspar har været spredt frø før høst, og i 8 forsøgspar er efterafgrøden sået efter høst af hovedafgrøden.

I beregningerne er alle forsøgspar inkluderet, uanset hvilket gødningsniveau den foregående hovedafgrøde blev gødet ved. Det vil sige, at nogle hovedafgrøder har været ugødet og nogle har været gødet over den økonomisk optimale gødningsmængde. Dette valg er truffet ud fra ovennævnte beskrivelse af, at der kan være betydelige naturlige forskelle på mængden af mineralsk kvælstof i jorden fra det ene år til det andet og fra mark til mark uanset gødningsniveau.

Som i den tidligere opgørelse (Hansen et al., 2014) er der ikke inddraget forsøg, hvor sammenligning af jord med og uden efterafgrøder er baseret på jordprøver med måling af jordens indhold af mineralsk N (N_{min}). Det skyldes usikkerhed om, hvorvidt N_{min}-prøverne er udtaget således, at de kan anses for at være et udtryk for udvaskningsrisikoen på jord uden efterafgrøde (begrundet i Hansen et al., 2014; eksempel i Østergaard & Knudsen, 2008).

Modsat Hansen et al. (2014), hvor der hovedsageligt indgik vinterfaste græs-efterafgrøder, er der i de nye beregninger ikke taget hensyn til forskellige pløjetidspunkter. Det skyldes, at der i nyere forsøg indgår mange ikke-vinterfaste efterafgrøder, f.eks. olierædike, som kan nedvisne af frost tidligere end tidspunktet for jordbearbejdning.

De pågældende forsøgspar er opdelt i forfrugts-type til hovedafgrøden (kløvergræs eller korn) samt hovedafgrøderne korn (hovedsagelig vårbyg) og majs til ensilering. Forsøgsparrene er yderligere opdelt i jordtyperne sand og ler, hvor sand er defineret som JB1-JB4. Alle forsøgspar på sandjord har ligget på JB1, 3 eller 4, mens alle forsøgspar på ler har ligget på JB6 eller 7 (Tabel 1).

Det fremgår af Tabel 1, at der generelt er en overordentlig stor variation i både udvaskning uden efterafgrøde og i udvaskningsreduktion med efterafgrøde. En undtagelse er efterafgrøder efter korn med forfrugt kløvergræs, men her er der kun tale om tre observationer. Med hensyn til variation i udvaskningsniveau efter kløvergræs henvises til kapitlet *Ompløjningstidspunkt for fodergræs og efterfølgende afgrødevalg*. Variationen i udvaskningsreduktionen afspejler formentlig dels, hvor succesfuldt en given efterafgrøde er blevet etableret i de forskellige forsøgspar, dels, som ovenfor beskrevet, at det plantetilgængelige kvælstofindhold i jorden kan variere betydeligt afhængigt af den forudgående afgrødes gødskning og kvælstofoptagelse samt den efterfølgende mineralisering af jordens indhold af organisk stof.

Tabel 1. Gennemsnitlig udvaskning pr. år ved dyrkning uden efterafgrøde samt reduktion i udvaskning ved dyrkning med efterafgrøde. Standardafvigelsen er angivet i parentes. Udvaskningsperioden har typisk været fra foråret eller ved afstrømningsperioden begyndelse om efteråret til det efterfølgende forår, men i visse tilfælde har der været forårsafstrømning, som ikke er blevet "opfanget". Sand betegner JB1 eller JB3-4 og ler betegner JB6-7. Antal observationer er antal "forsøgspar" med og uden efterafgrøde (se forklaring i teksten). Forsøg der indgår i beregningerne fremgår af afsnittet ovenfor.

Forfrugt til hoved-afgrøde	Hoved-afgrøde	Jord-type	Antal obser-vationer	Udvaskning uden efterafgrøde (kg N/ha)		Udvaskning, reduktion ved efterafgrøder (kg N/ha)		Reduktionsprocent ved efterafgrøder, (%)	
				Gns.	Min-max	Gns.	Min-max	Gns.	Min-max
Kløvergræs	Majs	Sand	30	173	62 – 267	39 (44)	-48 – 134	23	-34 – 76
Korn [1)]	Majs	Sand	53	75	17 – 140	15 (17)	-12 – 69	19	-71 – 69
Kløvergræs	Korn	Sand	3	50	46 – 55	42 (2)	41 – 44	85	80 – 89
Korn	Korn	Sand	84	71	21 – 195	38 (22)	-19 – 103	56	-49 – 93
Korn	Korn	Ler	25	67	21 – 163	45 (39)	0 – 142	62	0 – 94

1) I gruppen korn som forfrugt indgår også majs.

Ved at inkludere alle forsøgsresultater, herunder forsøg, der er anlagt med et andet formål end at danne grundlag for en generalisering af efterafgrøders udvaskningsreduktion, kan der opstå en skævvridning af det beregnede gennemsnit. Det skyldes, at forsøg, som har fundet sted i år med specielle vejrforhold, kan komme til at veje tungt i gennemsnittet, især hvis der indgår flere forsøgsled med efterafgrøde (f.eks. forskellige gødningsniveauer eller forskellige typer efterafgrøder). For eksempel er der 14 forsøgspar fra forsøget VIRKN i 2017-18: fire på JB4 og fire på JB6 med forskellige gødningsniveauer samt tre på JB1 og tre på JB4 med forskellige arter af efterafgrøder.

For den største gruppe af forsøgspar i Tabel 1, dvs. hovedafgrøde korn med forfrugt korn på sandjord, er den gennemsnitlige udvaskningsreduktion beregnet til 38 kg N/ha, mens den tidligere beregnede udvaskningsreduktion var 32 og 45 kg N/ha for sandjord hhv. under og over 80 kg N/ha i organisk gødning (Hansen et al., 2014). Udvaskningsreduktionen efter hovedafgrøde korn med forfrugt korn på ler (45 kg N/ha) er betydeligt større end de tidligere beregnede 12 kg N/ha for ler under 80 kg N/ha i organisk gødning og de estimerede 24 kg N/ha på ler over 80 kg N/ha i organisk gødning.

En større udvaskningsreduktion (45 kg N/ha) efter hovedafgrøde korn med forfrugt korn på lerjord end de tidligere 12/24 kg N/ha (Hansen et al., 2014) skyldes, at der indgår nye forsøg, hvor der har været stor udvaskning i parceller uden efterafgrøde, og at efterafgrøderne har været i stand til at reducere udvaskningen betydeligt. En stor udvaskningsreduktion i visse år afspejler bl.a., at veletablerede efterafgrøder giver mulighed for, at der i år med dårlig vækst (f.eks. pga. tørke som i 2018) kan opnås en betydelig udvaskningsreduktion. For eksempel viste planteprøver på JB6-jorden ved Flakkebjerg, at olieræddike udstrøet før høst optog 87 kg N/ha i overjordisk biomasse i efteråret 2018 ved gødskning af hovedafgrøden efter normen og reducerede udvaskningen fra 163 til 44 kg N/ha (VIRKN, upublicerede data). Forsøgspar gødet over normen har øget udvaskningen både med og uden efterafgrøde, men da efterafgrøder kan være meget effektive til at reducere udvaskning, kan

udvaskningsreduktionen i disse tilfælde blive meget høj og trække den gennemsnitlige udvaskningsreduktion op.

Udvaskningsreduktionen efter hovedafgrøde majs med forfrugt kløvergræs er lidt mindre (39 kg N/ha) end den tidligere beregnede værdi (45 kg N/ha), mens efterafgrøder i majs efter korn i gennemsnit har reduceret udvaskningen med 15 kg N/ha (Tabel 1). Dette er betydeligt lavere end den generelt forventede værdi på 32/45 kg N/ha på sandjord (Hansen et al., 2014). Som det fremgår af Tabel 1, varierer udvaskningen i majs efter korn mellem 17 og 140 kg N/ha og udvaskningsreduktionen mellem -12 og 69 kg N/ha.

Den lave effekt af efterafgrøder i majs efter korn kan skyldes, at nogle af majsforsøgene er gennemført i år med forårsafstrømning, hvor udlagte efterafgrøder ikke har haft mulighed for at optage kvælstoffet og dermed reducere udvaskningen. Det er vanskeligt at vurdere, hvor ofte forårsudvaskning medfører væsentlige udvaskningstab, da det er et samspil mellem bl.a. tidspunkt for gødskning og tidspunkt for afstrømning. Desuden er der tvivl om, hvor repræsentative nogle af forsøgene, der har været placeret på private landbrug, har været for majsdyrkningen generelt. Reheul et al. (2017) konkluderede på bagrund af forskellige artikler, at moderne majssorter har et højt udbyttepotentiale og optager mere kvælstof fra jorden end ældre sorter, hvorfor der teoretisk set er mindre nitrat til rådighed for udvaskning efter høst end tidligere. Dyrkning af majs er dog generelt udfordret af flere forhold, som angivet af Hansen et al. (2018), som delvist bygger på Nevens & Reheul (2005). Det drejer sig f.eks. om forhold, som Nevens & Reheul (2005) mener karakteriserer majsdyrkningen i Europa, og som kan medvirke til øget risiko for udvaskning, f.eks. *i)* forholdsvis sen såning af majs, hvilket gør majs 'forudbestemt' for tilførsel med gylle, ofte i stor mængde fordi majs, i modsætning til andre afgrøder, tolererer overgødskning uden medfølgende lejesæd eller forringet kvalitet, *ii)* undladt justering af den mineralske kvælstoftilførsel i forhold til mængden af kvælstof i gylle og markens dyrkningshistorie, *iii)* undladt justering af gødningstilførslen i forhold til frigivelsen af kvælstof fra en foregående græsmark, der ofte har fået tilført store mængder kvælstof (eller har haft en væsentlig bestand af kløver), *iv)* tilførsel af suppleringsgødning når langsom vækst og gulfarvning af majs i foråret fejlfortolkes som kvælstofmangel. Disse udfordringer skal først og fremmest løses på markniveau, hvor øget fokus på "god landbrugspraksis" vurderes at kunne medføre betydelig udvaskningsreduktion ved dyrkning af majs både med og uden efterafgrøder.

De fleste forsøgspar med korn har ligget på forsøgsstationer. Et spørgsmål kunne være, hvorvidt etableringen af efterafgrøder i eller efter korn på forsøgsstationer er repræsentativ for etablering af efterafgrøder efter korn i praksis. Udfordringerne ved at etablere efterafgrøder både før og efter høst af korn kan variere fra egn til egn pga. variationer i de vejrmæssige forhold (Hansen, 2009). Der vurderes derfor, at etableringen af efterafgrøder på forsøgsstationer generelt svarer til praksis. Dette stemmer overens med en tidligere opgørelse af resultater fra Landovervågningen (Blicher-Mathiesen,

2014), hvor de estimerede effekter lå forholdsvist tæt på de revurderede effekter i Virkemiddelkataloget fra 2014 (Hansen et al., 2014), som er gengivet i Tabel 2.

På baggrund af ovenstående vurderes, at der ikke er et tilstrækkeligt solidt grundlag for at ændre på de tidligere beregnede gennemsnit for udvaskningsreduktion ved dyrkning af efterafgrøder (Hansen et al., 2014; Hansen & Thomsen, 2014), som er vist i Tabel 2. For opnåelse af udvaskningsreduktionen forudsættes, at efterafgrøder på lerjord pløjes eller på anden måde destrueres sent efterår og efterafgrøder på sandjord pløjes i det tidlige forår. Destruktionstidspunktet er således antaget forskelligt fra det nugældende regelsæt, hvor destruktion af efterafgrøder generelt må finde sted efter 20. oktober (Landbrugsstyrelsen, 2019).

Tabel 2. Efterafgrøders udvaskningsreducerende effekt i rodzonen på baggrund af revurdering i 2014 (Hansen et al., 2014; Hansen & Thomsen, 2014) og vurdering 2020. Det forudsættes, at efterafgrøder på lerjord pløjes eller på anden måde destrueres sent efterår og efterafgrøder på sandjord pløjes i det tidlige forår. Værdier i parentes er estimeret. Min. og max. værdier for udvaskningsreduktion fremgår af Tabel 1. Effekt af efterafgrøder på humusjord samt svær til meget svær lerjord indgår ikke i estimaterne for lerjord.

	Under 80 kg N/ha i organisk gødning		Over 80 kg N/ha i organisk gødning [1)]	
Jordtype	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.

Langtidseffekter

Ved dyrkning af efterafgrøder tilføres jorden organisk stof fra bl.a. efterafgrødernes blade og rødder. For ikke-kvælstoffikserende efterafgrøder afhænger mængden af organisk stof, som efterafgrøden producerer, først og fremmest af mængden af plantetilgængelig kvælstof i jorden. Alt andet lige vil en efterafgrøde dyrket efter en overgødet afgrøde kunne producere mere organisk stof end en efterafgrøde dyrket efter en ikke-overgødet afgrøde.

I forhold til jordens indhold af organisk stof på 50-100 tons/ha, vil tilførsel af organisk stof efter et års dyrkning af en efterafgrøde være så beskeden, at det ikke vil være muligt at måle stigningen. Ved gentagen tilførsel af organisk stof stiger jordens indhold af organisk stof, indtil der opnås en ligevægt, hvor opbygning og nedbrydning af organisk stof er af samme størrelse, hvilket kan tage mere end 100 år (Jenkinson & Johnston, 1977). Måling af stigninger i jordens indhold af organisk stof kræver derfor langvarige forsøg med samme forsøgsbehandling hvert år.

Hvis det organiske stof fra efterafgrøder, såvel som jordens øvrige organiske stof, omsættes på tidspunkter, hvor der ikke er et effektivt plantedække til optagelse af mineraliseret kvælstof vil det øge risikoen for udvaskning i perioder med nedadgående vandbevægelse. I Hansen et al. (2000) blev der efter ophør af langvarige dyrkning af alm. rajgræs som efterafgrøde ved Jyndevad bestemt en

øget udvaskning på 14 kg N/ha som gennemsnit over to kvælstofniveauer og de fire efterfølgende år. Effekten af langvarig dyrkning af efterafgrøden varede derfor mindst fire år. Da der ikke er bestemt udvaskning fra forsøgets begyndelse, er det ikke muligt direkte at sammenligne med den samlede udvaskningsreduktion ved langvarig dyrkning af efterafgrøde. Berntsen et al. (2006) fandt ved modelberegninger med udgangspunkt i forsøget, at 25-30 % af udvaskningsreduktionen blev tabt ved udvaskning i de følgende 100 år efter ophør af mangeårig dyrkning af efterafgrøden.

Tilsvarende ovennævnte resultater tyder resultater fra et lysimeterforsøg ved Askov på øget udvaskning efter ophør af fem års dyrkning af italiensk rajgræs som efterafgrøde i vårbyg (Thomsen & Christensen, 1999). Den øgede udvaskning af kvælstof udgjorde 30 % af den mængde kvælstof, som efterafgrøden havde reduceret udvaskningen med de foregående år.

Til begge ovennævnte forsøg (Thomsen & Christensen, 1999; Hansen et al., 2000) skal bemærkes, at parceller med og uden efterafgrøde alle år blev gødet med samme kvælstofmængde, og at der således ikke blev taget hensyn til den nu lovpligtige indregning af efterafgrøders eftervirkning på 17 kg N/ha (Landbrugsstyrelsen, 2019). Ved vurdering af resultatet skal der desuden tages hensyn til, at der i praksis sjældent dyrkes efterafgrøder hvert år gennem mere end 20 år, ligesom jorden sjældent er ubevokset i de år, hvor efterafgrøden ikke dyrkes. Ved en kvantitativ betragtning er det ikke muligt direkte at overføre resultaterne til den nuværende dyrkningspraksis for efterafgrøder. Endelig skal det tages i betragtning, at det er karakteristisk for både Jyndevad og Askov, at de er beliggende i et af de mest nedbørsrige områder i Danmark. Hvis efterafgrøderne havde været dyrket i et mere nedbørsfattigt område ville tabet have været mindre.

Efterafgrødearten, dens udvikling og indhold af kvælstof kan have betydning for, hvor hurtigt efterafgrøden omsættes. I begge forsøg, der beskrives ovenfor, var efterafgrøden græs, som kan overvintre. Destrueres en letomsættelig efterafgrøde på en sandjord i et nedbørsrigt klima af tidlig frost eller pløjning allerede 20. oktober er der stor risiko for, at mineraliseret kvælstof udvaskes inden den efterfølgende afgrødes vækstsæson. Dette er angiveligt grunden til, at SEGES (2018) i deres rådgivning pointerer, at man på sandjord specielt i nedbørsrige egne (Syd- og Vestjylland) skal vælge vinterfaste efterafgrødearter, som man først nedpløjer om foråret. Nogle af de mest vinterfaste efterafgrøder er græsser, der skal sås som udlæg om foråret. Gul sennep tåler ikke frost, mens olierædike er lidt mere frosttolerant, men den visner de fleste år i løbet af efteråret eller vinteren.

Tilførsel af organisk stof har betydning for lagring af kulstof i jorden. Christensen (2002) konkluderede således på baggrund af flere forsøg (bl.a. Rasmussen, 1991), at anvendelse af rajgræs som efterafgrøde ved ensidig korndyrkning kan bidrage væsentligt til jordens kulstofindhold. Dette gælder formentlig også andre former for efterafgrøder, selvom alm. rajgræs er kendt for at være i stand til at producere organisk stof med forholdsvis meget kulstof i forhold til kvælstof (højt C/N forhold, f.eks. Askegaard & Eriksen, 2007).

I en fortsættelse af forsøget beskrevet af Rasmussen (1991) blev der efter 23 års dyrkning af alm. rajgræs som efterafgrøde og forårspløjning på grovsandet jord målt et signifikant større kulstofindhold i jorden, end hvor der i 22 år ikke var dyrket efterafgrøde (Hansen et al., 2000). Parceller uden efterafgrøde blev holdt ubevokset ved herbicidbehandling. På baggrund af dette forsøg tillagde Hansen et al. (2018) efterafgrøder en værdi for kulstoflagring på 0,2 t C/ha/år. I Hansen et al. (2014) blev omtalt forsøg og modelberegninger, som viste en årlig kulstoflagring af samme størrelsesorden, dvs. 0,27 t C/ha.

Timing

Effekten af efterafgrøder er beregnet som en udvaskningsreducerende effekt i det efterår/vinter efterafgrøderne dyrkes. Efter destruktion af efterafgrøderne vil der frigives kvælstof, som dels kan optages af efterfølgende hovedafgrøder og eventuelle efterafgrøder, dels kan udvaskes, hvis jorden ikke er bevokset med planter med en effektiv kvælstofoptagelse om efteråret, hvor risikoen for udvaskning er størst.

Overlap i forhold til andre virkemidler

Efterafgrøder kan ikke anvendes sammen med andre fladevirkemidler, der involverer plantedyrkning om efteråret. Men efterafgrøder kan anvendes samtidigt med fladevirkemidler, der involverer gødskning. I disse tilfælde forventes effekterne ikke at være additive. Reduceret kvælstofudvaskning ved dyrkning af efterafgrøder vil betyde, at der kvantitativt kan fjernes mindre kvælstof ved samtidig anvendelse af dræn- og vandløbsvirkemidler.

Sikkerhed på data

Effekten af 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, som også angivet i det tidligere Virkemiddelkatalog (Hansen et al., 2014), 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.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Det vil tage mindst fire år at få belyst efterafgrøders udvaskningsreducerende effekt på arealer med langvarig tilførsel af husdyrgødning og dyrkning af kløvergræs samt få bestemt efterafgrøders udvaskningsreduktion på svær lerjord, silt- og humusjord.

Forudsætninger og potentiale

Efterafgrøder dyrkes før vårsåede afgrøder, men kan ikke dyrkes efter sent voksende afgrøder som f.eks. roer og kartofter. 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 (J.E. Ørum, IFRO, personlig kommunikation). Det skal bemærkes, at der i det angivne maksimale potentiale ikke er foretaget reduktion i henhold til allerede gældende krav til f.eks. 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 (J.E. Ørum, IFRO, personlig kommunikation). Dette areal kan potentielt bruges som enten mellemafgrøde eller efterafgrøde og indgår derfor som potentiale for begge virkemidler.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Efterafgrøder kan kontrolleres ved indberetning samt ved kontrolbesøg, som det foretages p.t.

Sideeffekter

Skadegørere og pesticider.

Efterafgrøder kan på grund af deres evne til at konkurrere med ukrudtet bidrage til ukrudtsbekæmpelsen og forhindre frøsætning. Dette kræver dog en veletableret og tæt efterafgrøde. Denne effekt er mest udtalt over for enårigt ukrudt, hvorimod effekten over for flerårigt ukrudt kan forventes at være mere variabel. Omvendt vil etablering af efterafgrøder gøre det umuligt at bekæmpe flerårigt ukrudt mekanisk. Anvendelse af glyphosat efter 20. oktober er som regel for sent på året til, at der kan opnås en tilfredsstillende effekt på flerårige ukrudtsarter som f.eks. alm. kvik, hvilket betyder, at glyphosat nok overvejende vil blive anvendt før høst, såfremt der ikke er etableret efterafgrøder før høst. Ifølge gældende regler må glyphosat dog kun anvendes i foderafgrøder. Sammenfattende kan det forventes, at øget dyrkning af efterafgrøder kan føre til et stigende forbrug af glyphosat og dermed en højere behandlingshyppighed, men da belastningen af glyphosat er meget lav, vil en stigning i forbruget have en minimal effekt på pesticidbelastningen. Såfremt glyphosat ikke genregistreres, når den nuværende godkendelse udløber i slutningen af 2022, vil dyrkning af efterafgrøder være en væsentlig hindring for en effektiv mekanisk bekæmpelse af flerårigt ukrudt.

Korsblomstrede efterafgrøder som gul sennep, olieræddike, fodermarvkål, rybs og raps kan vedligeholde bl.a. kålbrok. Olieræddike er dog mindre modtagelig for kålbrok end de øvrige arter og synes at være et bedre valg end f.eks. gul sennep i sædskifter med raps, hvor der er risiko for opformering

af kålbrok. Honningurt er ikke i familie med andre kulturplanter og er derfor sædskifteneutral. Efterafgrøder som efterlader meget uomsat organisk materiale fremmer rodfiltsvamp i kartofler og gulerødder, fordi rodfiltsvamp især trives ved meget organisk stof i jorden. Nematoderesistente sorter af gul sennep og olieræddike kan sanere for roecystenematoder forud for dyrkning af roer, hvis efterafgrøden etableres tidligt og bliver veletableret.

Ved valg af efterafgrødeart skal man være opmærksom på, at de korsblomstrede arter opformerer kålfluer. Derfor bør man ikke dyrke kål i sædskifte med korsblomstrede efterafgrøder. Sygdomme og skadedyr i forbindelse med efterafgrøder vurderes at være neutrale i forhold til pesticidanvendelsen.

Natur og 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 (Tabel 3).

Efterafgrøder har ofte et tæt rodnet i de øvre jordlag (f.eks. græsser), og korsblomstrede efterafgrøder, som f.eks. olieræddike, har et dybt rodnet. Dyrkning af efterafgrøder antages derfor at være gavnlig 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 (f.eks. 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).

Insekter, der findes på og/eller fouragerer på efterafgrøder kan give føde til fugle. Planterne kan også give føde og dækning til f.eks. 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 affekter på floraen lige uden for marken (Strandberg et al., 2019; Boutin et al., 2014; Dupont et al., 2018). Vi ved, 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.

Tabel 3. Forventede effekter af efterafgrøder på natur og biodiversitet. Der er for hver parameter angivet en kvalitativ vurdering ud fra en skala mellem -3 (kraftig negativ effekt) og +3 (kraftig positiv effekt). Vurderingen i forhold til vilde bier forudsætter, at føderessourcen ikke anvendes til honningproduktion.

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier	Øvrige insekter og leddyr	Fugle	Pattedyr	Samlet vurdering
1	-1	-1-1	2	1	2	4-6

Fosfor

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 beskeden 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 beskeden.

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. roddybde og rodnet, som også kan have betydning for, hvordan efterafgrøderne påvirker fosforomsætningen i jorden.

Principielt er det er 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. Vi har ikke datagrundlag til at beskrive og kvantificere efterafgrødeeffekter på fosfortab nærmere på nuværende tidspunkt.

Klima

Efterafgrøder påvirker flere poster i klimaregnskabet, herunder lattergasemission fra planterester, nitratudvaskning, kulstoflagring i jord samt fossilt energiforbrug. 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. I 132 af de observationer, der ligger bag estimaterne for udvaskningsreduktion (Tabel 1), er der samtidigt bestemt kvælstofoptagelse i overjordisk biomasse om efteråret. Den gennemsnitlige kvælstofoptagelse var i disse observationer 28 kg N/ha med minimum og maksimum på hhv. 3 og 189 kg N/ha. Den gennemsnitlige værdi på 28 kg N/ha er anvendt i emissionsberegningerne (Tabel 4) uden differentiering mellem jordtyper og tilførsel af organisk gødning. Til estimering af kvælstof i rødder er anvendt værdier fra IPCC (2006), som angiver, at kvælstofkoncentrationen i de overjordiske planterester af ikke-kvælstoffikserende grovfoderafgrøder er 15 g/kg tørstof, rodbiomassen som andel overjordisk biomasse er 0,54 og kvælstofkoncentrationen i rødderne er 12 g/kg ts. Kvælstofindholdet i rødder kan således beregnes til 12,1 kg N/ha, hvorved den totale mængde

kvælstof i planterester antages at være 40,1 kg N/ha. Det bemærkes, at IPCC (2006) beregner kvælstofinput i rødder som en funktion af den 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, men en metodeændring kunne være relevant i lyset af de seneste forskningsresultater.

Da efterafgrøder sammen med kvælstof bidrager med letomsætteligt kulstof, vil den organiske stofomsætning reducere iltniveauet i jorden (Mitchell et al., 2013; Brozyna et al., 2013). Dermed kunne lattergasemissionen være højere end med et tilsvarende kvælstofinput i f.eks. handelsgødning (Pugesgaard et al., 2017). Det er ikke en effekt, som indregnes i IPCC (2006) eller den danske afrapportering under UNFCCC og er hellere ikke beregnet her. Planterester bidrager dermed til en øget lattergasemission (Tabel 4). Det bemærkes, at Abdalla et al. (2019) i en meta-analyse af drivhusgasemissioner fra efterafgrøder ikke fandt statistisk signifikante effekter på lattergasemission.

Kulstoflagring fra en efterafgrøde estimeres til at være 0,27 tons/ha, som i (Olesen et al., 2018). 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 CO_2-ækv./ha. Reduktionen i kvælstofudvaskningen er som i Tabel 2. Tilførslen af kvælstof reduceres som følge af eftervirkningen af efterafgrøder med 17 og 25 kg N/ha for hhv. under og over 80 kg N/ha i organisk gødning (Landbrugsstyrelsen, 2019). De samlede ændringer i drivhusgasemissioner er vist i Tabel 4. Da der er store usikkerheder tilknyttet de enkelte poster, kan effekten beregnes til et gennemsnit på 957 kg CO_2-ækv./ha. Dette består af en øget udledning af lattergas på 29 kg CO_2-ækv./ha, en øget udledning af CO_2 fra fossil energi på 5 kg CO_2/ha og en øget kulstoflagring på 990 kg CO_2/ha.

Tabel 4. Oversigt over efterafgrødernes effekt på reduktion af drivhusgasemissioner.

	Under 80 kg N/ha i organisk gødning		Over 80 kg N/ha i 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	80	80	117	117
Afgrøderester	-188	-188	-188	-188
Udvaskningsreduktion	26	69	52	97
Fossilenergi	-5	-5	-5	-5
Kulstoflagring	990	990	990	990
Nettoeffekt	903	946	966	1011

Økonomi

Omkostningsvurderingen ved anvendelse af efterafgrøder som kvælstofvirkemiddel er overordnet baseret på:

- Omkostninger til etablering af afgrøden.
- Besparelse af indkøb af kvælstof som følge af eftervirkning.
- Omkostninger ved eventuelle sædskifteændringer.

Ud over disse overordnede effekter kan efterafgrøder i mindre omfang medføre en risiko for øgede driftsomkostninger eller relative udbyttetab i form af øget høstbesvær; omkostninger afholdt, hvor etablering af efterafgrøden alligevel svigter; mindre real eftervirkning end forudsat i gødningsplanlægningen og dermed mindre real kvælstofkvote og lavere udbytte (det modsatte kan dog også forekomme), m.v. Mens de her listede underordnede effekter vurderes at kunne forekomme, vurderes deres nettoeffekt på landbrugets økonomi at være beskeden og indeholdt i variationen omkring de overordnede effekter, og de kommenteres derfor ikke yderligere.

Omkostninger til etablering af efterafgrøder

Omkostninger til etablering af efterafgrøder kan variere fra nul kroner, hvor efterafgrøden er en frøgræsmark, der fortsættes som efterafgrøde, op til omkostninger i størrelsesordenen 800 kr./ha, hvor der anvendes dyre typer af efterafgrøder, og hvor der radsås.

SEGES (2018) vurderer de omtrentlige omkostninger til udsæd ved efterafgrøder lavt. For eksempel vurderes omkostninger til udsæd af gul sennep og olieræddike til at være 130 – 230 kr./ha. På basis af aktuelle listepriser (DLG, 2019) vurderes dette at være lavt sat, f.eks. er omkostningen til udsæd af den billigste efterafgrødeudsæd af gul sennep jf. DLG's listepriser 228 kr./ha ved 8 kg udsæd pr. ha og en pris på 28,48 kr./kg. Derfor anvendes der her en vurderet omkostning til udsæd af efterafgrøder (græsudlæg såvel som korsblomstrede efterafgrøder) på 200 -400 kr./ha. Denne pris anvendes også for efterafgrøder i form af græsudlæg.

Udsåning af efterafgrøder sker typisk med centrifugalspreder eller den dyrere radsåning. Ved anvendelse af efterafgrødeblandinger anbefales radsåning i visse tilfælde på grund af varierende frøvægt på tværs af arter, som vil have tendens til afblanding ved centrifugalspredning (Hattesen, 2015; Bjerg, 2016; SEGES, 2018).

Jævnfør FarmtalOnline (2019) er omkostningen ved centrifugalspredning 143 kr./ha, mens omkostningen til radsåning er 380 kr./ha. Disse omkostningsvurderinger er gennemsnitsbetragtninger. Ved relativt små arealer med efterafgrøder pr. ejendom kan omkostningerne til udsåning pr. ha formentligt være højere, omvendt kan der også være tilfælde, hvor den marginale omkostning til udsåning af en ekstra hektar med efterafgrøder er beskeden. Det vurderes derfor, at omkostningerne til såning varierer i spændet 125 – 400 kr./ha.

Det vurderes, at etableringer af efterafgrøder typisk vil blive gjort med centrifugalspreder i eller efter en kornafgrøde, med udbringningsomkostninger på ca. 125 kr./ha og omkostninger til udsæd på ca. 200 kr./ha. Dette vurderes at være et nedre referenceniveau for omkostningerne ved etablering af efterafgrøder – med undtagelse af efterafgrøder, der udgøres af frøgræs, som efter høst fortsætter som efterafgrøde. Det bemærkes at efterafgrøder i form af græsudlæg også er relativt hyppig.

Eftervirkning

Eftervirkningen på hhv. 17 og 25 kg N/ha (Landbrugsstyrelsen, 2019) ved dyrkning af efterafgrøder på bedrifter med henholdsvis under eller over 80 kg N/ha i organisk gødning antages fuldt udnyttet. Dette svarer, med en værdi på 7,61 kr./kg N, til hhv. 129 og 190 kr./ha.

For efterafgrøder efter frøgræs vurderes, at værdien af eftervirkningen går op med ulempen ved senere nedvisning af frøgræsmarken og efterfølgende større risiko for ukrudtsproblemer i den efterfølgende afgrøde. Nettoomkostningen ved efterafgrøder på disse arealer vurderes derfor at være nul (Tabel 5).

Der findes mange forskellige måder at etablerer efterafgrøder på. For etablering med centrifugalspreder vurderes etableringsomkostningerne at være op til 325 – 525 kr./ha, og nettoomkostningerne inkl. værdien af eftervirkningen vurderes således at være op til 196 - 396 kr./ha og 135 – 335 kr./ha for bedrifter med henholdsvis under og over 80 kg N/ha i organisk gødning (Tabel 5). For etablering ved radsåning forventes etableringsomkostninger på op til 800 kr./ha for såning af en dyr efterafgrødeblanding (Tabel 5) og nettoomkostninger op til 671 kr./ha og 610 kr./ha for bedrifter med henholdsvis under og over 80 kg N/ha i organisk gødning.

Tabel 5. Eksempler på omkostninger til etablering af efterafgrøder korrigeret for værdi af eftervirkning (17 eller 25 kg N/ha ved henholdsvis under eller over 80 kg N/ha i organisk gødning) ved 7,61 kr./kg N.

Efterafgrøde	Såmetode	Udsæd (kr./ha)	Maskinomk. (kr./ha)	Eftervirkning (kr./ha)[1)]	Omkostninger i alt (kr./ha)
Frøgræs, fortsat	-	0	129 / 190 [2)]	-129 / -190	0
Blanding, billig	Centrifugal spreder	200	125	-129 / -190	196 / 135
Blanding, dyr	Centrifugal spreder	400	125	-129 / -190	396 / 335
Blanding, dyr	Radsåning	400	400	-129 / -190	671 / 610

1) Eftervirkningen af efterafgrøder er en negativ omkostning, dvs. en sparet udgift til gødning.
2) Det vurderes, at ulempen ved senere nedvisning af frøgræsmarken opvejes af værdien af eftervirkningen.

Tabel 6 er baseret på Tabel 2. Der er beregnet et arealvægtet gennemsnit, da opgørelser (Ørum, 2019) viser, at omfanget af arealer med tildeling af over og under 80 kg N/ha i organisk gødning på sandjord og lerjord varierer betydeligt i forhold til hinanden, og det simple gennemsnit, som også er angivet, derfor kan være misvisende.

I Tabel 6 er en skønnet arealfordeling af efterafgrøder på arealtyper og omkostningstyper. For arealet efter frøgræs er der jf. ovenfor vurderet et samlet potentiale på ca. 55.000 ha. Det vurderes, at hovedparten af dette areal vil være på lerjord med under 80 kg N/ha i organisk gødning. Det samlede areal for efterafgrøder med lave, middel og høje etableringsomkostninger er sat til ca. 800.000 ha (jf. tidligere afsnit). Dette er fordelt med 25 % af arealet med (op til) lave etableringsomkostninger, 50 % af arealet med (op til) middel etableringsomkostninger og 25 % af arealet med (op til) høje etableringsomkostninger (Tabel 5). Herudover er det vurderet, at der er en overvægt af efterafgrødepotentiale på sandjord, hvor man traditionelt har relativt mange vårafgrøder, og en undervægt af efterafgrødepotentiale på lerjord, hvor man traditionelt har haft meget vintersæd. Endelig vurderes det, at der er ca. (2.400.000 ha – 800.000 ha - 55.000 ha) = 1.545.000 ha med potentielle efterafgrøder, der kan medføre sædskifteændringer, ved høj grad af implementering. I beregningen indgår det samlede landbrugsareal fratrukket areal med efterafgrøder uden sædskifteændringer og frøgræs. Det bemærkes, at et stort behov for efterafgrøder ikke nødvendigvis medfører sædskifteændringer, da der er mulighed for at benytte alternativer som mellemafgrøder og tidlig såning af vintersæd (Landbrugsstyrelsen, 2019). De økonomiske beregninger for det enkelte virkemiddel inkluderer dog ikke omkostningerne ved alternative virkemidler.

Tabel 6. Skønnet arealfordeling og nettoomkostninger ved dyrkning af efterafgrøder. Det totale landbrugsareal er antaget at være 2.400.000 ha.

	Under 80 kg N/ha i organisk gødning		Over 80 kg N/ha i organisk gødning	
Jordtype	Ler	Sand	Ler	Sand
Arealvægt [1)], overordnet (%)	28	36	10	26
Udvaskningsreduktion (kg N/ha) (fra Tabel 2)	12	32	24	45
Arealvægtet udvaskningsreduktion, gennemsnit/simplet gennemsnit (kg N/ha)	23,3/22,0		39,2/34,5	
Arealvægtet udvaskningsreduktion, gennemsnit/simplet gennemsnit (kg N/ha)	29,0/28,3			
Eftervirkning (kg N/ha)	17	17	25	25
Total areal (ha) [2.400.000*arealvægt/100]	672.000	864.000	240.000	624.000
Skønnet arealfordeling (ha)				
Frøgræs	28.000	9.000	9.000	9.000
Lave etableringsomkostninger	53.000	79.000	19.000	49.000
Middel etableringsomkostninger	106.000	158.000	38.000	98.000
Høje etableringsomkostninger	53.000	79.000	19.000	49.000
Ved sædskiftecændringer (op til)	432.000	539.000	155.000	419.000
Nettoomkostninger for reduceret udvaskning fra rodzonen afrundet til nul decimaler (kr./kg N)				
Frøgræs	0	0	0	0
Lave etableringsomkostninger	16	6	6	3
Middel etableringsomkostninger	33	12	14	7
Høje etableringsomkostninger	56	21	25	14
Ved sædskiftecændringer (op til)	264	63	130	44

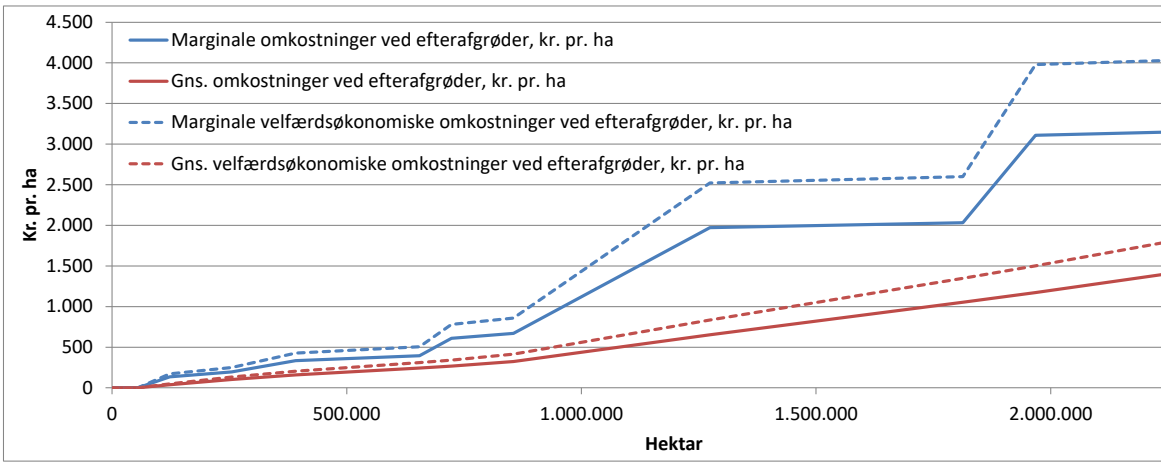
1) Ørum (2019).

Hvis behovet for efterafgrøder bliver meget stort, kan det medføre behov for sædskiftecændringer. Tidligere var der bedrifter, primært på de lerede jorde, der udelukkende dyrkede vintersæd, men mange af disse bedrifter har måttet ændre deres sædskifter, fordi der skal være plads til efterafgrøder. I visse tilfælde vil ændringen i sædskiftet medføre fordele, der marginalt balancerer med ulemperne (f.eks. i tilfælde hvor en moderat andel af vårafgrøde medføre en fordel i form af bedre håndtering af ukrudt o.l.). Ved mere udstrakt behov for efterafgrøder vil omkostningerne dog stige, fordi sædskifter med høje andele af vårafgrøder typisk har et væsentligt lavere DBII.

Det vurderes, at omkostninger ved sædskiftecændringer på et vist niveau vil være på 1.361 kr./ha sandjord og 2.499 kr./ha lerjord ud over nettoomkostningerne ved selve efterafgrøden. Dette er baseret på forskellen mellem DBII i budgetkalkuler for vinterhvede (1. års) og vårbyg for perioden 2014 til 2018 og JB1-4 med vanding og JB5-6 (FarmtalOnline, 2019). I tilfælde af lavere niveauer af efterafgrøder vil omkostningerne ved visse sædskiftecændringer også være lavere (f.eks. vil 2. års vinterhvede blive erstattet af vårbyg med efterafgrøder, før 1. års vinterhvede). Omkostningsniveauerne skal derfor tages som udtryk for omkostningerne ved sædskiftecændringer ved et højt krav om efterafgrøder. I visse tilfælde kan omkostningerne dog være endnu højere. Således kan lokale variationer

i dyrkningsforholdene visse steder favorisere vintersæd relativt til vårsæd, f.eks. i områder, der ligger over gennemsnitsudbyttet i vintersæd men under gennemsnitsudbytte i vårsæd.

På basis af de skønnede fordelinger af arealerne på omkostningsniveauer fordelt på sand og ler og arealer med under og over 80 kg N/ha i organisk gødning, kan der skitseres en marginal og gennemsnitlig omkostningskurve for efterafgrøder på nationalt plan. De velfærdsøkonomiske omkostninger ved efterafgrøder kan beregnes ved hjælp af nettoafgiftsfaktoren på 1,28 (Finansministeriet, 2019). Figur 1 nedenfor angiver disse omkostninger.

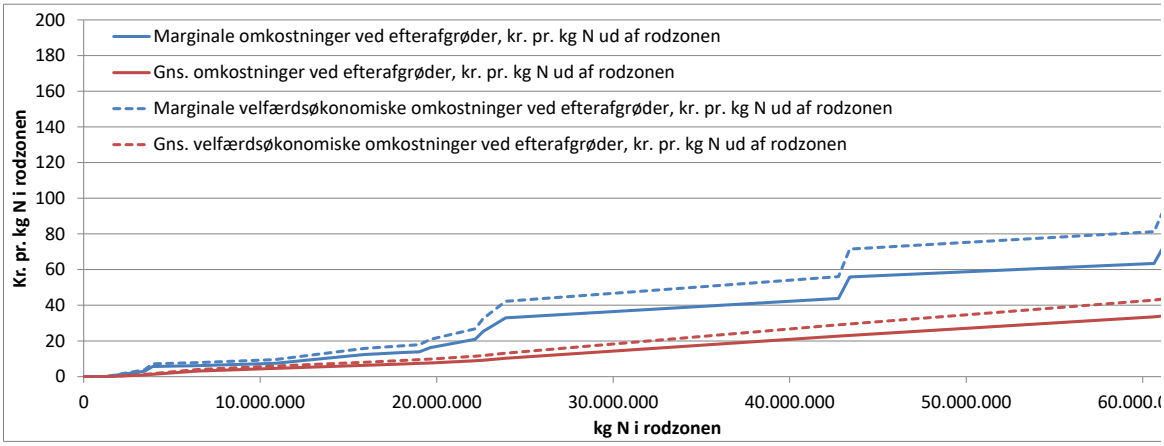


Figur 1. Skønnede omkostninger ved efterafgrøder.

Som det fremgår af Figur 1, stiger de marginale driftsøkonomiske omkostninger ved efterafgrøder med udbredelsen fra nul til ca. 670 kr./ha ved 855.500 ha. På dette niveau er de gennemsnitlige omkostninger på 325 kr./ha. De tilsvarende marginale velfærdsøkonomiske omkostninger (opregnet med nettoafgiftsfaktoren) er 858 kr./ha, mens den gennemsnitlige velfærdsøkonomiske omkostning ved dette niveau af efterafgrøder er 416 kr./ha. Figuren viser det skønnede forløb for omkostninger ved efterafgrøder i kr./ha når omkostningerne er rangeret fra lavest til højest. At figuren løber op til et niveau på 2.400.000 ha efterafgrøder skal ikke forstås sådan, at dette implementeringsniveau forventes implementeret, men figuren løber til dette høje niveau for også at illustrere de høje omkostningsniveauer der kommer, når efterafgrøderne medfører sædskifteændringer.

I den faktiske implementering kan nogle af de efterafgrøder, der har høje omkostninger, blive implementeret før alle efterafgrøder med lave omkostninger er implementeret, f.eks. når potentialet for efterafgrøder med lave omkostninger forekommer i områder med lavt indsatsbehov og potentialet for efterafgrøder med lave omkostninger er udtømt i områder med højt indsatsbehov. Om, og i hvor høj grad, potentialet i efterafgrøder med lave omkostninger udtømmes vil bl.a. afhænge af hvilke andre alternative kvælstofvirkemidler, der implementeres i regulering, og hvor højt det lokale indsatsbehov er.

Da der er varierende effekt af virkemidlet pr. ha jf. Tabel 2 og Tabel 6, vil billedet være lidt anderledes, hvis man opgøre Figur 1 pr. kg N i rodzonen frem for pr. ha. Figur 2 illustrer dette.



Figur 2. Skønnede omkostninger ved efterafgrøder.

På grund af den lavere effekt af efterafgrøder for lerjordsarealer med under 80 kg N/ha i organisk gødning (12 kg N/ha) sammenlignet med sandjordsarealet med over 80 kg N/ha i organisk gødning (45 kg N/ha) følger omkostningerne pr. kg N i rodzonen forskellige udviklinger.

Målt i kr. pr. kg N stiger de marginale driftsøkonomiske omkostningerne ved efterafgrøder fra nul til ca. 7,40 kr./kg N ved de billigste ca. 11 mio. kg reduceret udvaskning fra rodzonen. Ved dette niveau er den gennemsnitlige omkostning på ca. 4,60 kr./kg N. De tilsvarende marginale velfærdsøkonomiske omkostninger (opregnet med nettoafgiftsfaktoren) er ca. 9,50 kr./kg N i rodzonen, mens den gennemsnitlige velfærdsøkonomiske omkostning ved dette niveau af efterafgrøder er ca. 5,90 kr./kg N i rodzonen.

Som det fremgår af Figur 2, er der efter yderligere stigninger i de marginale omkostninger et plateau omkring marginale omkostninger mellem ca. 33 kr./kg N og 44 kr./kg N, hvor det vurderes, at ca. 24 mio. kg kan fjernes fra rodzonen til under 33 kr./kg N, mens yderligere ca. 19 mio. kg kan fjernes til mellem 33 og 44 kr./kg N. Det sidstnævnte areal er ved sædskifteændringer på sandjordsarealet med over 80 kg N/ha i organisk gødning, hvor effekten af efterafgrøder er høj. Efter yderligere et niveauskifte kan den samlede reduktion komme op på ca. 60 mio. kg N med marginale driftsøkonomiske nettoomkostninger på ca. 64 kr./kg N. Herefter vurderes omkostningerne at stige eksplosivt.

Den vurderede sammenkædning af omkostninger og arealmæssigt omfang ovenfor har ikke tilknytning til indsatsbehovet. Det kan derfor være, at arealer med potentiale for reduktion af kvælstofudvaskning fra rodzonen til lave omkostninger pr. kg N ligger i områder med begrænset indsatsbehov og omvendt. Omkostningerne i fremstillingen ovenfor er således rangeret fra lavest til højest. Implementering af efterafgrøder som virkemiddel sikrer dog ikke nødvendigvis, at det er de billigste arealer med efterafgrøder, der vil blive realiseret. Dermed kan der være landmænd, som bliver mødt med efterafgrødekrav, der medfører omkostninger i den høje ende af spektret.

Tabel 7 opsummerer omkostningerne ved efterafgrøder i forhold til potentialevurderinger på driftsøkonomisk og velfærdsøkonomisk niveau. For eksempel vurderes det, at der på lerjord med under 80 kg N/ha i organisk gødning kan fjernes 0,3 mio. kg N fra rodzonen til nul kroner i driftsmæssige omkostninger; der kan fjernes 0,3+0,6 mio. kg N fra rodzonen til 16 kr./kg N eller derunder; der kan fjernes 0,3+0,6+1,3 mio. kg N fra rodzonen til 33 kr./kg N eller derunder.

Tabel 7. Skønnede potentialer samt driftsmæssige og velfærdsøkonomiske nettoomkostninger for reduktion af kvælstofudvaskningen fra rodzonen ved dyrkning af efterafgrøder.

	Under 80 kg N/ha i organisk gødning		Over 80 kg N/ha i organisk gødning	
Jordtype	Ler	Sand	Ler	Sand
Potentialer for reduktion af kvælstofudvaskningen fra rodzonen uden sædskifteændring (mio. kg N)				
Efter frøgræs	0,3	0,3	0,2	0,4
Lave etableringsomkostninger	0,6	2,5	0,5	2,2
Middel etableringsomkostninger	1,3	5,1	0,9	4,4
Høje etableringsomkostninger	0,6	2,5	0,5	2,2
Total (mio. kg N)	2,9	10,4	2,0	9,2
Potentialer for reduktion af kvælstofudvaskningen fra rodzonen med sædskifteændring (mio. kg N)				
Potentiale op til	5,2	17,2	3,7	18,9
Skønnede driftsmæssige nettoomkostninger (kr./kg N)				
Efter frøgræs	0	0	0	0
Lave etableringsomkostninger	16	6	6	3
Middel etableringsomkostninger	33	12	14	7
Høje etableringsomkostninger	56	21	25	14
Ved sædskifteændringer (op til)	264	63	130	44
Skønnede velfærdsøkonomiske nettoomkostninger (kr./kg N)				
Efter frøgræs	0	0	0	0
Lave etableringsomkostninger	21	8	7	4
Middel etableringsomkostninger	42	16	18	10
Høje etableringsomkostninger	72	27	33	17
Ved sædskifteændringer (op til)	338	81	166	56

Opsummering

Det vurderes, at der ikke er et tilstrækkeligt solidt grundlag for at ændre på de tidligere beregnede gennemsnit for udvaskningsreduktion ved dyrkning af efterafgrøder (Hansen et al., 2014; Hansen & Thomsen, 2014).

Ved en udbredelse af efterafgrøder på de billigste 545.000 ha vil gennemsnitsomkostningen være 7 kr./kg N (marginale omkostninger mellem 0 og 14 kr./kg N) med en samlet effekt på 19 mio. kg N. Ved en yderligere udbredelse med 676.000 ha (1.221.000 ha i alt) vil gennemsnitsomkostningerne ved de yderligere 676.000 ha, være 35 kr./kg N (marginale omkostninger mellem 14 og 44 kr./kg N), med en yderligere effekt på 24 mio. kg N (total 43 mio. kg). Ved en yderligere udbredelse med 592.000 ha (1.813.000 ha i alt) vil gennemsnitsomkostningerne ved de yderligere 592.000 ha, være

59 kr./kg N (marginale omkostninger mellem 44 og 63 kr./kg N), med en yderligere effekt på ca. 18 mio. kg N (total 61 mio. kg). Ved en yderligere udbredelse på 587.000 ha (2.400.000 ha i alt) vil gennemsnitsomkostningerne ved de yderligere 587.000 ha være 167 kr./kg N (marginale omkostninger mellem 63 og 264 kr./kg N), med en yderligere effekt på ca. 9 mio. kg N (total 70 mio. kg).

Effekt, sikkerhed og økonomi

Virkemiddel	Reference-praksis	Årlig kvælstoffeffekt (kg N/ha)	Timing	Overlap	Budgetøkonomiske omkostninger (kr./kg N)	Velfærdsøkonomiske omkostninger (kr./kg N)
Efterafgrøder (***) [1] Uden væsentlige sædskifte-ændringer 0-545.000 ha	Jord efter vårkorn uden efterafgrøder	12-45	Nej	Ja	7	9
Efterafgrøder (***) [1] Med sædskifte-ændringer, 545-1.221.000 ha	Jord efter vårkorn uden efterafgrøder	12-45	Nej	Ja	35	45
Efterafgrøder (***) [1] Med kraftige sædskifte-ændringer, 1.221-1.813.000 ha	Jord efter vårkorn uden efterafgrøder	12-45	Nej	Ja	59	76
Efterafgrøder (***) [1] Med massive sædskifte-ændringer, 1.813-2.400-000 ha	Jord efter vårkorn uden efterafgrøder	12-45	Nej	Ja	167	214

[1] Estimaterne anses for rimeligt sikre og er baseret på et velafprøvet datagrundlag.

Sideeffekter

Virkemiddel	Skadegørere og pesticider [1]	Natur og biodiversitet [1]	Fosfor [1]	Klima [1]
Efterafgrøder	0	+	+	+

[1] '+': gunstig virkning; '-': ugunstig virkning; '0': neutral eller marginal afledt miljøeffekt.

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

Anonym 2008. Afrapportering fra arbejdsgruppen om udredning af mulighederne for justering af afgrødenormsystemet med henblik på optimering af gødsknings- og miljøeffekt – "noget for noget" http://mst.dk/media/mst/Attachments/FVM057_Nogetfornogetendeligafrapportering.pdf

Askegaard, M., Eriksen, J. 2007. Growth of legume and nonlegume catch crops and residual-N effects in spring barley on coarse sand. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 170, 773-780.

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.

Berntsen, J., Olesen, J.E., Petersen, B.M., Hansen, E.M. 2006. Long-term fate of nitrogen uptake in catch crops. Europ. J. Agronomy 25, 383-390.

Bjerg, A.-C. 2016. Efterafgrøder skal give økonomisk gevinst, Økologi & Erhverv 11. november 2016.

Blicher-Mathiesen, G. 2014. Bilag 4. Efterafgrøder ud fra målinger i landovervågningen. I: Eriksen, J., Jensen, P.N. og Jacobsen, B.H. (redaktører), Virkemidler til realisering af 2. generations vandplaner og målrettet arealregulering, side 255-259.

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.

Brozyna, M.A., Petersen, S.O., Chirinda, N., Olesen, J.E. 2013. Effects of grass-clover management and cover crops on nitrogen cycling and nitrous oxide emissions in a stockless organic crop rotation. Agriculture Ecosystems & Environment 181, 115-126.

Christensen, B.T. 2002. Kapitel 5. Kulstof i dyrket jord. I: Christensen, B.T. (redaktør), Biomasseudtag til energiformål – konsekvenser for jordens kulstofbalance i land- og skovbrug. DJF rapport, Markbrug, nr. 72, Aarhus Universitet, 75 sider.

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-vildpleje-paa-landbrugsarealer.pdf.

DLG 2019. https://www.dlg.dk/portal/Catalogs/Shop/Marken/Efterafgr%C3%B8der, tilgået 30. oktober 2019.

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.

Finansministeriet 2019. Dokumentationsnotat om opgørelse af nettoafgiftsfaktoren.

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. 2009. Etablering af efterafgrøder. Grøn Viden, Markbrug, nr. 331. http://pure.au.dk/portal/files/2428301/gvma331.pdf.

Hansen, E.M., Djurhuus, J. 1997. Nitrate leaching as influenced by soil tillage and catch crop. Soil & Tillage Research 41, 203-219.

Hansen, E.M., Djurhuus, J., Kristensen, K. 2000. Nitrate leaching as affected by introduction or discontinuation of cover crop use. J. Environ. Qual. 29, 1110-1116.

Hansen, E.M., Kristensen, I.S. 2014. Risiko for nitratudvaskning i majs om foråret. I Pedersen, J.B. (redaktør). Oversigt over Landsforsøgene, 2014, side 200-202. SEGES, Agro Food Park 15, Aarhus.

Hansen, E.M., Kristensen, I.S. 2015. Nitratudvaskning i majs og vårbyg med og uden efterafgrøde i 2014-2015. I Pedersen, J.B. (Redaktør). Oversigt over Landsforsøgene, 2015, side 193-197. SEGES, Agro Food Park 15, Aarhus.

Hansen, E.M., Kristensen, I.S. 2016. Effekten af N-gødskning og efterafgrøder på N-udvaskning i majs. Resumé fra Plantekongres 2016, session 22. https://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Plantekongres/Sider/pl_plk_2016_prog_tema_grovfoder.aspx#session_22.

Hansen, E.M., Kristensen, I.S., Jensen, J.L. 2013. Måling af udvaskning 2012 til 2013. I Pedersen, J.B. og Pedersen, C.Å. (redaktører). Oversigt over Landsforsøgene, 2013, side 213-216. SEGES, Agro Food Park 15, Aarhus.

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. 2019. Intelligente virkemidler til reduktion af kvælstof-udvaskningen (VIRKN). I Pedersen, J.B. (redaktør), Oversigt over landsforsøgene 2019, SEGES, Aarhus, side 170-172.

Hansen, E.M., Thomsen, I.K., Olesen, J.E. 2016a. Betydningen for kvælstofeffekten af efterafgrøder ved ændrede regler i forhold til etablerings- og oppløjningsdatoer. Notat til Landbrugsstyrelsen 14. november 2016. https://pure.au.dk/portal/files/108319703/Besvarelse_Betydningen_for_kvaelstofeffekten_inkl_supplerende_sp_rgsm_I_141116.pdf.

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., Thomsen, I.K., Schjønning, P., Sørensen, P. 2016b. Harmonisering af oppløjningsfristen for pligtige efterafgrøder og MFO-efterafgrøder i 2016. Notat til NaturErhvervstyrelsen 7. april 2016. https://pure.au.dk/portal/files/101706091/F_lgebrev_og_Besvarelse_Harmonisering_af_oppl_jningsfristen_for_pligtige_efterafgr_der_og_MFO_efterafgr_der_i_2016_07042016.pdf

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., Petersen, S.O., Lærke, P.E., Pedersen, B.F., Rasmussen, J., Christensen, B.T., Jørgensen, U., Eriksen, J. 2018. Muligheder for reduktion af næringsstoftab i græsrige sædskifter. Notat til Landbrugsstyrelsen 15. maj 2018. https://pure.au.dk/portal/files/127151867/Besvarelse_Mulighed_for_reduktion_af_n_ringsstoftab_i_gr_srige_s_dskifter.pdf.

Hattesen, M. 2015. Husk efterafgrøder i sen høst, LandbrugsAvisen 31. juli 2015.

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.

Jenkinson, D.S., Johnston, A.E. 1977. Soil organic matter in the Hoosfield continuos barley experiment. Rothamsted experimental station. Report for 1976. Part 2.

Jørgensen, A.S. 2016. Biernes fødegrundlag. Danmarks Biavlerforening, november 2016, 36 sider.

Landbrugsstyrelsen 2019. Vejledning om gødsknings- og harmoniregler. Planperioden 1. august 2019 til 31. juli 2020. 1. revision, august 2019. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Goedningsregnskab/Vejledning_om_goedsknings-_og_harmoniregler_i_planperioden_2019_2020.pdf.

Mitchell, D.C., Castellano, M.J., Sawyer, J.E., Pantoja, J. 2013. Cover crop effects on nitrous oxide emissions: role of mineralizable carbon. Soil Science Society of America Journal 77, 1765-1773.

Nevens, F., Reheul, D. 2005. Agronomical and environmental evaluation of a long-term experiment with cattle slurry and supplemental inorganic N applications in silage. Europ. J. Agronomy 22, 349-361.

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 130.

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.

Pugesgaard, S., Petersen, S.O., Chirinda, N., Olesen, J.E. 2017. Crop residues as driver for N2O emissions from a sandy loam soil. Agricultural and Forest Meteorology 233, 45-54.

Rasmussen, K.J. 1991. Reduceret jordbearbejdning og italiensk rajgræs som efterafgrøde II. Jordtæthed, rodudvikling og jordkemi. Tidsskrift for Planteavl 95, 139-154. Aarhus Universitet.

Reheul, D., Cougnon, M., Kayser, M., Pannecoucque, J., Swanckaert, J., De Cauwer, B., van den Pol-van Dasselaar, A., De Vliegher, A. 2017. Sustainable intensification in the production of grass and forage crops in the Low Countries of north-west Europe. Review paper. Grass Forage Sci. 1-13. DOI: 10.1111/gfs.12285.

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.

Schou J.S., Kronvang, B., Birr-Pedersen, K., Jensen, P.L., Rubæk, G.H. Jørgensen, U. & Jacobsen, B. 2007. Virkemidler til realisering af målene i EUs Vandrammedirektiv. Udredning for udvalg nedsat af Finansministeriet og Miljøministeriet: Langsigtet indsats for bedre vandmiljø. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 132 s. Faglig rapport fra DMU nr. 625.

SEGES 2018. Dyrkningsvejledning efterafgrøder. https://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Afgroeder/Efterafgroeder/Sider/pl_dv_18_2439_3986_Dyrkningsvejledning_efterafgroeder.pdf.

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 plats 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.

Thomsen, I.K., Christensen, B.T. 1999. Nitrogen conserving potential of successive ryegrass catch crops in continuous spring barley. Soil Use Manage. 15, 195-200.

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_lgebrev_notat_Efterafgr_depotentialer_241016.pdf

Vogeler, I., Hansen, E.M., Thomsen, I.K., Østergaard, H. 2019. Legumes in catch crop mixtures: Effects on nitrogen retention and availability, and leaching losses. Journal of Environmental Management 239, 324–332.

Vogeler, I., Thomsen, I.K., Hansen, E.M., Jensen, J.L. 2020. Nitrogen leaching behaviour around the economic optimum fertilisation rate for sustainable intensification. In preparation.

Ørum, J.E. 2019. Pers. kommunikation af ad hoc analyser baseret på Markdata 2017 og Gødningsregnskaber 2017 (begge LBST) samt GEUS jordarter (GUES server 2019) og diverse jordbundsdata (AGRO-AU / Adhikari et al., 2014).

Østergaard, H.S., Knudsen, L. 2008. Udvaskningspotentiale ved dyrkning af silomajs. Planteavlsorientering nr. 07-601, 9. maj 2008. SEGES. https://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Goedskning/Naeringsstoffer/Kvaelstof-N/Kvaelstofudvaskning/Sider/Udvaskningspotentiale_ved_dyrkning_af_si.aspx (kræver login).

Efterafgrøder indeholdende kvælstoffikserende arter

Elly Møller Hansen[1], Ingrid K. Thomsen[1], Peter Sørensen[1], Jim Rasmussen[1], Jørgen Eriksen[1], Jørgen E. Olesen[1], Per Kudsk[1] (skadegørere og pesticider), Lise N. Jørgensen[1] (skadegørere og pesticider), Beate Strandberg[2] (natur og biodiversitet), Marianne Bruus[2] (natur og biodiversitet), Gitte Holton Rubæk[1] (fosfor), Nicholas J. Hutchings[1] (klima), Michael Friis Pedersen[3] (økonomi)

Fagfællebedømmelse: Bent T. Christensen[1], Jørgen E. Olesen[1] (klima), Berit Hasler[4] (økonomi), Louise Martinsen[4] (økonomi)

[1]Agroøkologi, AU
[2]Bioscience, AU
[3]Fødevare- og Ressourceøkonomi, KU
[4]Miljøvidenskab, AU

Funktion og anvendelse

Efter gældende regler (Landbrugsstyrelsen, 2019) må pligtige efterafgrøder ikke indeholde kvælstoffikserende bælgplanter som f.eks. kløver. Bælgplanter kan binde kvælstof fra luften og dermed medføre et øget input af kvælstof i forhold til pligtige ikke-kvælstoffikserende efterafgrøder, som er beskrevet i kapitlet *Efterafgrøder* (denne rapport)

Pligtige efterafgrøder indgår i lovgivningen alene med det formål at reducere risikoen for udvaskningen. Ved at benytte bælgplanter (evt. i blanding med ikke-bælgplanter) som efterafgrøde er formålet desuden, især på økologiske bedrifter, at forbedre tilgængeligheden af specielt kvælstof til den følgende afgrøde. På bedrifter, hvor der praktiseres Conservation Agriculture, er der desuden fokus på at opnå en stor biomasse af efterafgrøder for at opnå et højt indhold af organisk stof i jorden, som menes at være en forudsætning for at opnå succes med pløjefri dyrkning (Pedersen et al., 2017).

Et øget input af kvælstof til jorden pga. bælgplanters kvælstoffiksering fra luften øger risikoen for udvaskning i forhold til, hvis udelukkende ikke-bælgplanter blev dyrket som efterafgrøde. Hvis virkemidlet implementeres, er det derfor nødvendigt, at der stilles en række krav til virkemidlet for at minimere risikoen for øget udvaskning efter dyrkning af efterafgrøder indeholdende kvælstoffikserende arter.

For en eventuel dyrkning af kvælstoffikserende efterafgrøder som pligtige efterafgrøder, hvor der søges opnået samme udvaskningsreducerende effekt som de nuværende pligtige efterafgrøder, er opstillet forholdsregler, som er beskrevet i notater til Landbrugsstyrelsen (Hansen et al., 2017a; Hansen et al., 2017b; Hansen et al., 2017c). Disse forholdsregler er kort beskrevet nedenfor.

Fastsættelse af effekten af efterafgrøder indeholdende bælgplanter med nedennævnte forholdsregler er sket på baggrund af samme reference som pligtige efterafgrøder, dvs. jord uden efterafgrøder. Referencen for konventionelle brug, hvor der er forbud mod jordbearbejdning (Landbrugsstyrelsen, 2019), vil være jord med spildkorn eller ukrudt. For økologiske bedrifter, der ikke har forbud mod jordbearbejdning (Landbrugsstyrelsen, 2019) kan referencen desuden være jord udsat for gentagne ukrudtsharvninger, som en kraftig efterafgrøde med bælgplanter eventuelt vil kunne erstatte. En ændret referencesituation vil betyde, at effekten af efterafgrøder bør genberegnes, men en sådan genberegning er ikke foretaget.

Kvælstofeffekt

Ved dyrkning af både kvælstoffikserende og ikke-kvælstoffikserende efterafgrøder tilføres jorden organisk stof i bl.a. efterafgrødernes blade og rødder. Da de kvælstoffikserende arter kan udnytte luftens indhold af frit kvælstof, afhænger kvælstoffikserende efterafgrøders produktion af organisk stof ikke udelukkende af mængden af mineralsk kvælstof i jorden. Et lavt indhold af mineralsk kvælstof kan fremme kvælstoffikserende arters vækst på bekostning af ikke-kvælstoffikserende arter, mens et højt kvælstofindhold omvendt kan fremme væksten af ikke-kvælstoffikserende arter (f.eks. Möller et al., 2008). I et økologisk forsøg med såning af rød- og hvidkløver i blanding med alm. rajgræs observerede Askegaard & Eriksen (2008), at alm. rajgræs praktisk talt blev udkonkurreret af kløverarterne i to år. Det er dog vanskeligt på forhånd at vide, hvordan en bælgplanteblanding vil udvikle sig, efter at den er etableret på marken (Vogeler et al., 2020a).

Forudsætningerne for at risikoen for merudvaskning ved benyttelse af efterafgrøder med iblanding af kvælstoffikserende arter minimeres i selve efterafgrødeperioden og i de følgende år, er beskrevet nedenfor. Forudsætningerne bygger på Hansen et al. (2017a) og er refereret i Hansen et al. (2017b), mens artslisten er modificeret i Hansen et al. (2017c), således at kun kvælstoffikserende arter med god vinterfasthed er medtaget. De anførte forudsætninger for at efterafgrøder med iblanding af kvælstoffikserende arter vurderes at kunne sidestilles med almindelige pligtige efterafgrøder er følgende:

- Efterfølges af forårssåede afgrøder
- Vinterfaste arter
- Optimal management af efterafgrøderne
- Maksimum for antal frø af bælgplanter
- Minimum for antal frø af ikke-bælgplanter
- Eftervirkning på 50 kg N/ha

Baggrunden for de enkelte forudsætninger er følgende:

• Efterfølges af forårssåede afgrøder
Det forudsættes, at der gælder samme regler for efterafgrødeblandinger med kvælstoffikserende arter som for pligtige ikke-kvælstoffikserende arter mht. dyrkning af efterfølgende afgrøder. Det vil sige, at efterafgrøderne skal efterfølges af forårssåede afgrøder.

• Vinterfaste arter
Det forudsættes, at der benyttes efterafgrøder med god vinterfasthed. Blandt de kvælstoffikserende arter, der omtales af Suhr et al. (2005), drejer det sig om følgende: alsikekløver (*Trifolium hybridum*), esparsette (*Onobrychis viciifolia*), hvidkløver (*Trifolium repens*), kællingetand (*Lotus corniculatus*), lucerne (*Medicago sativa*), rødkløver (*Trifolium repens*), gul rundbælg (*Anthyllis vulneraria*), hvid/gul stenkløver (*Melilotus alba/Melilotus officinalis*). Mangebladet lupin (eller havelupin), som også omtales blandt de vinterfaste arter i Suhr et al. (2005), er udeladt fra ovenstående liste, da arten muligvis kan udvikle sig til landskabsukrudt (Miljø- og Fødevareministeriet).

• Optimal management af efterafgrøderne
Det forudsættes, at efterafgrøderne dyrkes optimalt, dvs. at efterafgrøderne destrueres så sent som muligt om efteråret på lerjord, og at de først destrueres om foråret på sandjord.

• Maksimum for antal frø af bælgplanter
Det forudsættes, at der højst indgår 25 % frø af kvælstoffikserende arter i blanding med ikke-kvælstoffikserende arter. Det pointeres, at blandingsforholdet beregnes på baggrund af antal frø og ikke kilo frø, idet frøvægtene varierer betydeligt mellem de forskellige arter. For eksempel har hvidkløver ifølge Suhr et al. (2005) en tusindkornsvægt (TKV, g/1000 frø) på 0,5-1,8 g, mens den for vintervikke er 20-40 g. Det skal bemærkes, at den maksimale andel på 25 % frø er samme maksimale andel, som kræves for at opfylde kravene til plantedække på MVJ-arealer (Frandsen, 2018). Der er ikke fundet forsøgsmæssig dokumentation for valget af 25 % som maksimal udsædsmængde af bælgplanter i MVJ-blandingerne.

• Minimum for antal frø af ikke-bælgplanter
Det forudsættes, at der som minimum udsås et af følgende antal frø af pligtige ikke-kvælstoffikserende arter tillige med de kvælstoffikserende arter: korsblomstrede arter (gul sennep, olieræddike og vinterraps): 150 frø/m^2; cikorie, korn og græsser: 200 frø/m^2 eller honningurt: 300 frø/m^2.

• Eftervirkning på 50 kg N/ha
Efterafgrødeblandinger indeholdende kvælstoffikserende arter tillægges en eftervirkning på 50 kg N/ha, som kan betegnes som en udbyttemæssig eftervirkning (Hansen et al., 2017a). Denne eftervirkning er højere end den nugældende eftervirkning for efterafgrøder uden bælgplanter på hhv. 17

og 25 kg N/ha for bedrifter med hhv. under og over 80 kg N/ha i husdyrgødning og anden organisk gødning (Landbrugsstyrelsen, 2019). I Hansen et al. (2017b) er eftervirkningen på 50 kg N/ha (under de givne forudsætninger) et gennemsnitligt estimat for situationer, hvor etableringen af kvælstoffikserende efterafgrøder lykkes, uden at disse udkonkurrerer ikke-kvælstoffikserende arter i efterafgrødeblandingen (Hansen et al., 2017a).

Med ovenstående forudsætninger vurderes den udvaskningsreducerende effekt af efterafgrøder med iblanding af kvælstoffikserende arter at være tilsvarende effekten af efterafgrøder uden iblanding af kvælstoffikserende arter (Tabel 1). I Sørensen et al. (2020) er givet en uddybende vurdering af mulighederne for at dyrke efterafgrøder indeholdende bælgplanter (bl.a. vintervikke) uden risiko for merudvaskning.

Tabel 1. Forventet udvaskningsreducerende effekt i rodzonen af efterafgrøder uden bælgplanter under forudsætning af, at efterafgrøder på lerjord pløjes eller på anden måde destrueres sent efterår og efterafgrøder på sandjord pløjes i det tidlige forår (fra kapitlet Efterafgrøder, denne rapport). Samme effekt forventes at kunne opnås med efterafgrøder iblandet kvælstoffikserende arter, når de opsatte forudsætninger er opfyldt.

	Under 80 kg N/ha i organisk gødning		Over 80 kg N/ha i organisk gødning [1)]	
Jordtype	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.

Langtidseffekter

I lighed med hvad der gælder for efterafgrøder uden kvælstoffikserende efterafgrøder, vil en efterfølgende merudvaskning afhænge af, hvorvidt der er et effektivt plantedække til at optage mineraliseret kvælstof. For blandinger indeholdende kvælstoffikserende arter kan den langsigtede udvaskning dog, i modsætning til hvad der gælder for ugødede ikke-kvælstoffikserende arter, i princippet blive større end udvaskningen ville have været, hvis der ikke var blevet dyrket efterafgrøder. Det skyldes, at kvælstoffikserende arter vil kunne producere mere organisk stof og indeholde mere kvælstof end ikke-kvælstoffikserende arter. Risikoen for merudvaskning i årene efter dyrkning af efterafgrødeblandinger med kvælstoffikserende arter vil afhænge dels af efterfølgende afgrøder dels blandingsforhold og kemisk sammensætning af efterafgrødearterne.

Tidshorisonten for, hvornår kvælstoffet i efterafgrøder frigives igen, varierer med den kemiske sammensætning, herunder bl.a. C/N forholdet (f.eks. Thomsen et al., 2016; Vogeler et al., 2019b). Et lavt C/N forhold i bælgplanter vil betyde, at disse omsættes relativt hurtigere i forhold til efterafgrøder med højere C/N. Forsøg har vist, omkring 50 % af kvælstof kan frigives inden for det første år, hvoraf en del udnyttes af den efterfølgende afgrøde (Li et al., 2015). Frigivelsen i de følgende år vil være betydelig lavere. Generelt vil fordelingen mellem hhv. planteoptag og udvaskning af det mineraliserede kvælstof variere betydeligt afhængigt af både nedvisnings- og nedmuldningstidspunkt, omsætningsforløb og efterfølgende dyrkningssystem.

Timing

Som det gælder for pligtige efterafgrøder, er effekten beregnet som en udvaskningsreducerende effekt i det efterår/vinter efterafgrøderne dyrkes. Efter destruktion af efterafgrøderne vil der frigives kvælstof, som dels kan optages af efterfølgende afgrøder og evt. efterafgrøder, dels kan udvaskes, hvis jorden ikke er bevokset med planter med en effektiv kvælstofoptagelse om efteråret, hvor risikoen for udvaskning er størst.

Overlap i forhold til andre virkemidler.

Efterafgrøder indeholdende kvælstoffikserende arter kan ikke anvendes sammen med andre fladevirkemidler, der involverer plantedyrkning om efteråret. Men efterafgrøderne kan anvendes samtidigt med fladevirkemidler, der involverer gødskning. I disse tilfælde forventes effekterne ikke at være additive. Reduceret kvælstofudvaskning ved dyrkning af efterafgrøder indeholdende kvælstoffikserende arter vil betyde, at der kvantitativt kan fjernes mindre kvælstof ved samtidig anvendelse af dræn- og vandløbsvirkemidler.

Sikkerhed på data

Data 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.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Der er bl.a. behov for at dokumentere, om den maksimale andel bælgplantefrø på 25 % er formålstjenlig og gældende for alle arter af bælgplanter. Desuden savnes dokumentation for bælgplantearternes vinterfasthed. Det vil tage flere år med store forsøgsserier under varierende dyrkningsbetingelser, hvis vekselvirkningen mellem forskellige arter og blandingsforhold af kvælstoffikserende og ikke-kvælstoffikserende arter skal undersøges tilbundsgående.

Forudsætninger og potentiale

Det maksimale potentialet for efterafgrøder indeholdende kvælstoffikserende arter vil i princippet være det samme som efterafgrøder uden kvælstoffikserende arter, dog fratrukket 55.000 ha, som er efterafgrøder af frøgræs, som ikke vil indgå i grundlaget for efterafgrøder med kvælstoffikserende arter. Et areal på 745.000 ha (800.000 – 55.000) er det maksimale potentiale for efterafgrøder indeholdende bælgplanter. Det skal bemærkes, at der i det angivne maksimale potentiale ikke er foretaget reduktion i henhold til allerede gældende krav til f.eks. pligtige eller husdyrefterafgrøder.

Det forventes, at interessen for efterafgrøder med kvælstoffikserende arter vil være størst på økologiske bedrifter, hvor efterafgrødepotentialet ifølge Thomsen & Ørum (2016) var på 36.000-40.000 ha i årene 2013-2016. Derudover er der stor interesse for kvælstoffikserende blandinger som efterafgrøde blandt landmænd, der praktiserer Conservation Agriculture (se kapitlet *Reduceret jordbearbejdning og direkte såning,* denne rapport).

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

For efterafgrøder uden kvælstoffikserende arter er der implementeret et system for kontrol og administration. Samme system vil i princippet kunne benyttes for efterafgrøder indeholdende kvælstoffikserende arter, men det vil skulle udbygges, hvis de ovennævnte forudsætninger skal kontrolleres, f.eks. mht. blandingsforhold ved såning af kvælstoffikserene- og ikke-kvælstoffikserende arter.

Sideeffekter

Skadegørere og pesticider

Sideeffekterne vedrørende skadegørere og pesticider er som beskrevet i kapitlet *Efterafgrøder* (denne rapport), hvor det konkluderes, at efterafgrøder vurderes at være neutrale i forhold til pesticidanvendelsen.

Natur og biodiversitet

Som beskrevet kapitlet *Efterafgrøder* (denne rapport) er forventningen, at der kan opnås biodiversitetsmæssige fordele med efterafgrøder, men der foreligger ikke egentlig dokumentation for dette, hvorfor effekten af virkemidlet på natur og biodiversitet er baseret på generel økologisk viden (Tabel 2). Efterafgrøder, der indeholder bælgplanter, har i tillæg til øvrige egenskaber evnen til at fiksere kvælstof og er desuden særdeles værdifulde især for humlebier, såfremt arterne kommer til blomstring i biernes flyveperiode.

Blandt de vinterfaste bælgplanter, der anbefales til efterafgrøde (Suhr et al., 2005) findes også mangebladet lupin (*Lupinus polyphyllus*), der anses for at være en invasiv art (Miljø- og Fødevareministeriet). Arten er introduceret til Danmark bl.a. som foder til husdyr og vildt og har forvildet sig og forekommer i den danske natur. Arten bør som anført ovenfor ikke benyttes som efterafgrøde, da der er risiko for, at der kan ske yderligere spredning.

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 affekter på floraen lige uden for marken (Boutin et al., 2014; Dupont et al., 2018; Strandberg et al., 2019). Effekten af glyphosat på blomstring kan forekomme adskillige måneder efter behandling, men det er uvist, 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.

Tabel 2. Forventede effekter af efterafgrøde med bælgplanter på natur og biodiversitet. Der er for hver parameter angivet en kvalitativ vurdering ud fra en skala mellem -3 (kraftig negativ effekt) og +3 (kraftig positiv effekt). Vurderingen i forhold til vilde bier forudsætter, at føderessourcen ikke anvendes til honningproduktion.

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier	Øvrige insekter og leddyr	Fugle	Pattedyr	Samlet vurdering
1	0	0-2	2	1	2	6-8

Fosfor

Fosforsideeffekter er som beskrevet for *Efterafgrøder* (denne rapport), hvor det konkluderes, at efterafgrøder i langt de fleste situationer ikke vil påvirke fosforudvaskningen i nævneværdigt omfang i områder med risiko for fosfortab via underjordiske tabsveje. På jorde med risiko for fosfortab 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 beskeden.

Klima

Efterafgrøder kan have flere andre positive effekter til gavn for både landmand og miljø som omtalt af Thorup-Kristensen et al. (2003). Det drejer sig f. eks. om, at de kan øge indhold af organisk stof i jorden (forsøg refereret af Christensen et al., 2002; Hu et al., 2018). Efterafgrøder påvirker således flere poster i klimaregnskabet, herunder lattergasemission fra planterester, nitratudvaskning, kulstoflagring i jord samt fossilt energiforbrug. Da efterafgrødernes kvælstofoptagelse er meget varierende, vil effekten på drivhusgasemissioner variere tilsvarende.

Planteresterne i beregningerne af drivhusgasemission inkluderer både over- og underjordisk biomasse. Hansen et al. (2017a) vurderede det totale kvælstofindhold i efterafgrøder indeholdende bælgplanter til 100 kg N/ha, og ved en eftervirkning på 50 kg N/ha forventedes samme udvaskningsreduktion som for efterafgrøder uden bælgplanter. Derudover er der i klimaberegningerne anvendt samme antagelser vedr. tilførsel af letomsætteligt kulstof og kvælstof som for *Efterafgrøder* (denne rapport). De samlede ændringer i drivhusgasemissioner er vist i Tabel 3. Da der er store usikkerheder tilknyttet de enkelte poster, kan effekten beregnes til et gennemsnit på 812 kg CO_2-ækv./ha. Dette består af en øget udledning af lattergas på 173 kg CO_2-ækv./ha, en øget udledning af CO_2 fra fossil energi på 5 kg CO_2/ha og en øget kulstoflagring på 990 kg CO_2/ha.

Tabel 3. Overblik over de kvælstoffikserende efterafgrøders effekt på drivhusgasemissioner.

	Under 80 kg N/ha i organisk gødning		Over 80 kg N/ha i 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	234	234	234	234
Afgrøderester	-468	-468	-468	-468
Udvaskningsreduktion	26	69	52	97
Fossilenergi	-5	-5	-5	-5
Kulstoflagring	990	990	990	990
Nettoeffekt	777	820	803	848

Økonomi

Omkostningsvurderingen ved efterafgrøder indeholdende kvælstoffikserende arter er baseret på vurderingen for efterafgrøder uden kvælstoffikserende arter (kapitlet *Efterafgrøder*, denne rapport) men med to væsentlige justeringer. Dels er der ikke arealer efter frøgræs med "gratis" etablering i denne kategori, dels er værdien af eftervirkningen på 17 og 25 kg N/ha for godkendte efterafgrøder (Landbrugsstyrelsen, 2019) sat til 50 kg N/ha. En eftervirkning i denne størrelsesorden kan ikke forventes hvert år og på alle lokaliteter, idet eftervirkningen afhænger af, hvor vellykket etablering og efterfølgende vækst af bælgplanterne forløber. For den enkelte landmand er der således en risiko for, at den reelle eftervirkning er lavere end den eftervirkning, der indregnes i gødningsregnskabet og dermed en risiko for en reel kvotereduktion for landmanden. De 50 kg N er en gennemsnitsbetragtning, hvor eftervirkningen kan være højere eller lavere. På grund af kvælstofresponskurvens krumning er det dog sandsynligt, at den økonomiske effekt af en eftervirkning over gennemsnittet (f.eks. 60 kg N) vil have en mindre positiv økonomisk effekt end den negative effekt af en tilsvarende eftervirkning under gennemsnittet (f.eks. 40 kg N). Mens eftervirkningen i gennemsnit vurderes til 50 kg N, og den økonomiske vurdering er baseret på denne gennemsnitlige eftervirkning, kan dette være højt sat i forhold til gennemsnit af de økonomiske effekter af de faktiske eftervirkninger, der både kan være over og under 50 kg N. Der findes ikke data til kvantificering af størrelsesordenen af denne effekt.

Ved en eftervirkning på 50 kg N/ha og en værdi af kvælstof på 7,61 kr./kg vil der være et betydeligt areal, hvor værdien af eftervirkning vil være på niveau med etableringsomkostningerne for efterafgrøden, som dermed vil have en nettoomkostning på nul kr. Herefter vil de marginale omkostninger ved efterafgrøder stige fra et niveau på omkring nul til et niveau omkring 275 kr./ha og herfra til et niveau på omkring 420 kr./ha, før der kommer sædskifteændringer. Dette er illustreret i Figur 1.

Tabel 4 viser eksempler på omkostninger ved etablering af efterafgrøder med kvælstoffikserende arter, værdien af eftervirkningen og nettoomkostningerne ved efterafgrøder med kvælstoffikserende arter. Udsæden til de kvælstoffikserende arter skal lægges til udsædsmængden for de ikke kvælstoffikserende arter jf. forudsætningen om et minimum for antal frø af ikke-bælgplanter. Omvendt er de kvælstoffikserende arter omfattet af et maksimum på 25 % af de ikke kvælstoffikserende arter på basis af antal frø (ikke vægt), og da kvælstoffikserende arter kan have lavere tusindkornsvægt end de ikke kvælstoffikserende arter vil udsædsmængden af kvælstoffikserende arter målt i kg være beskeden. Der er for den billige udsæd regnet med en merudgift til udsæd på 55 kr./ha for efterafgrøder med kvælstoffikserende arter.

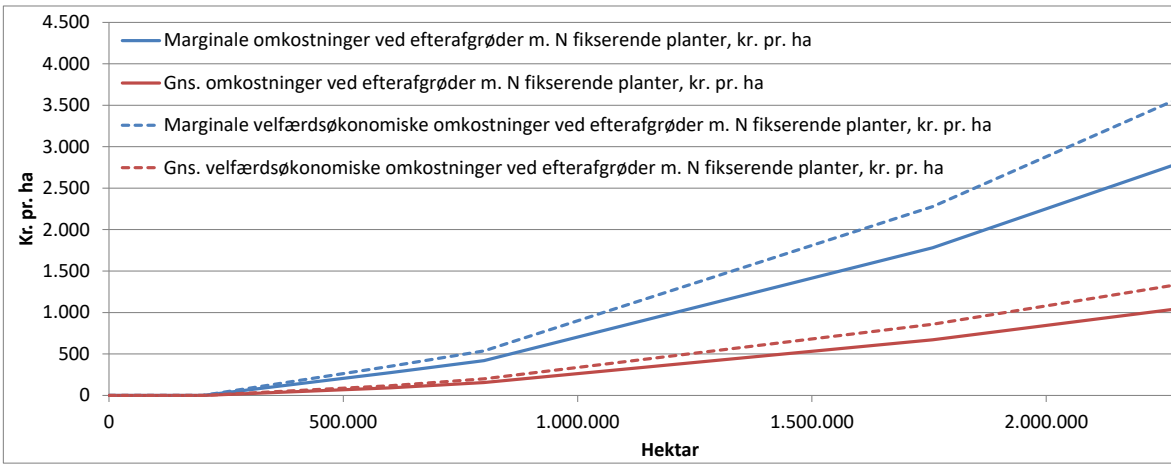
Tabel 4. Eksempel på omkostninger til etablering af efterafgrøder med kvælstoffikserende arter korrigeret for værdi af eftervirkning på 50 kg N/ha.

Efterafgrøde	Såmetode	Udsæd (kr./ha)	Maskinomk. (kr./ha)	Eftervirkning (kr./ha) [1)]	Omkostninger i alt (kr./ha)
Blanding, billig	Centrifugal spreder	255	125	- 380	0
Blanding, billig	Radsåning	255	400	- 380	275
Blanding, dyr	Radsåning	400	400	- 380	420

[1)] Eftervirkningen af efterafgrøder er en negativ omkostning, dvs. en sparet udgift til gødning.

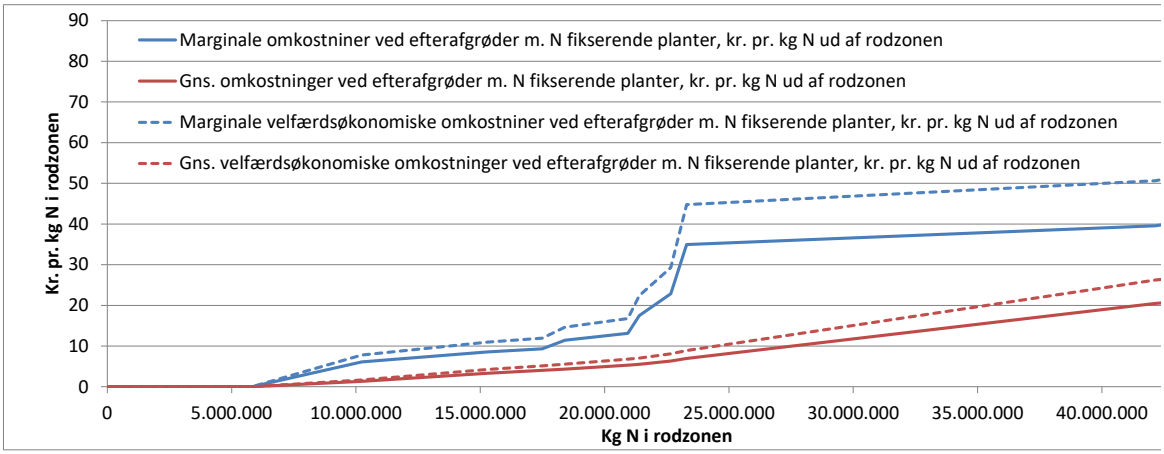
Det vurderes ovenfor, at der er et areal på ca. 800.000 ha, hvor der kan etableres efterafgrøder med kvælstoffikserende arter uden sædskiftecændringer til under 420 kr./ha (Tabel 4). Gennemsnitsomkostningen for dette areal vil være på 155 kr./ha baseret på 200.000 ha til lave omkostninger, 400.000 ha til middel omkostninger og 200.000 ha til høje omkostninger. De korresponderende velfærdsøkonomiske omkostninger vil omregnet med nettoafgiftsfaktoren være hhv. 537 kr./ha og 199 kr./ha for marginalomkostningen og gennemsnitsomkostningen (Figur 1).

Ved efterafgrøder med kvælstoffikserende arter ud over 800.000 ha vil disse efterafgrøder medfører sædskiftecændringer med forøgede omkostninger til følge. Se i øvrigt mere uddybende diskussion i kapitlet *Efterafgrøder* (denne rapport).



Figur 1. Skønnede omkostninger ved efterafgrøder med kvælstoffikserende arter.

Ser man på omkostningerne pr. kg N i rodzonen (Figur 2), kan der fjernes ca. 17 mio. kg N til under ca. 9,3 kr./kg med dette virkemiddel med en gennemsnitlig omkostning på 4,00 kr./kg N. Herefter er der et stigende forløb, hvor op til ca. 23 mio. kg N kan fjernes uden sædskifteændringer til marginale omkostninger på under ca. 35 kr./kg N med gennemsnitsomkostninger på ca. 7,00 kr./kg N. Herfra er der yderligere potentiale med sædskifteændringer på arealer med høj effekt (sandjord med over 80 kg N/ha i organisk gødning), hvor op til yderligere 19 mio. kg N kan fjernes til under ca. 40 kr./kg N, herefter stiger omkostningerne markant (fremgår ikke af Figur 2).



Figur 2. Skønnede omkostninger ved efterafgrøder med kvælstoffikserende arter.

Sammenlignes omkostningerne ved almindelige efterafgrøder med omkostningerne ved efterafgrøder med kvælstoffikserende arter, vil der ved opnåelse af 50 kg N/ha i eftervirkning kunne være en betydelig driftsøkonomisk og velfærdsøkonomisk gevinst ved efterafgrøder indeholdende kvælstoffikserende arter. Denne eftervirkning er dog afhængig af en vellykket etablering og vækst af de kvælstoffikserende arter i efterafgrødeblandingen. Ved en mindre vellykket etablering af de kvælstoffikserende arter vil eftervirkningen være lavere. Hvis etableringen af de kvælstoffikserende arter mislykkes, og efterafgrøden derfor svarer til de almindelige og godkendte efterafgrøder, vil der have

været øgede omkostninger til udsæd, mens eftervirkningen, der medfører et kvotetræk på 50 kg N/ha, ikke opnås. Der er dermed en forøget økonomisk risiko forbundet med dyrkning af efterafgrøder med kvælstoffikserende arter frem for efterafgrøder uden kvælstoffikserende arter.

Det er vigtigt at bemærke, at potentialet for efterafgrøder med og uden kvælstoffikserende arter ikke er additiv. Potentialet for efterafgrøder uden kvælstoffikserende arter efter græsfrø er dog additiv med potentialet for efterafgrøder med kvælstoffikserende arter. Kombinationen af at tilskynde til at lade frøgræsmarker overgå til efterafgrøder og tillade kvælstoffikserende arter i øvrige efterafgrøder kan dermed reducere de gennemsnitlige omkostninger ved at fjerne kvælstof fra rodzonen.

Tabel 5 opsummerer omkostningerne ved efterafgrøder med kvælstoffikserende arter i forhold til potentialevurderinger på driftsøkonomisk og velfærdsøkonomisk niveau. For eksempel vurderes, at der på lerjord med under 80 kg N/ha i husdyrgødning og anden organisk gødning kan fjernes 0,6 mio. kg N fra rodzonen til nul kroner i driftsmæssige omkostninger; der kan fjernes 0,6+1,3 mio. kg N fra rodzonen til 23 kr./kg N i rodzonen eller derunder; der kan fjernes 0,6+1,3+0,6 mio. kg N fra rodzonen til 35 kr./kg N i rodzonen eller derunder.

Tabel 5. Skønnet arealfordeling samt driftsmæssige og velfærdsøkonomiske nettoomkostninger for reduktion af kvælstofudvaskningen fra rodzonen ved efterafgrøder med kvælstoffikserende arter.

	Under 80 kg N/ha i organisk gødning		Over 80 kg N/ha i organisk gødning	
Jordtype	Ler	Sand	Ler	Sand
Potentialer for reduktion af kvælstofudvaskningen fra rodzonen uden sædskifteændringer (mio. kg N)				
Lave etableringsomkostninger	0,6	2,5	0,5	2,2
Middel etableringsomkostninger	1,3	5,1	0,9	4,4
Høje etableringsomkostninger	0,6	2,5	0,5	2,2
Total potentiale	2,5	10,1	1,8	8,8
Potentialer for reduktion af kvælstofudvaskningen fra rodzonen med sædskifteændring (mio. kg N)				
Potentiale op til	5,2	17,2	3,7	18,9
Skønnede driftsmæssige nettoomkostninger (kr./kg N)				
Lave etableringsomkostninger	0	0	0	0
Middel etableringsomkostninger	23	9	11	6
Høje etableringsomkostninger	35	13	17	9
Ved sædskifteændringer (op til)	243	56	122	40
Skønnede velfærdsøkonomiske nettoomkostninger (kr./kg N)				
Lave etableringsomkostninger	0	0	0	0
Middel etableringsomkostninger	29	11	15	8
Høje etableringsomkostninger	45	17	22	12
Ved sædskifteændringer (op til)	311	71	156	51

Opsummering

Efterafgrøder med iblanding af kvælstoffikserende arter, der dyrkes efter de opsatte kriterier og med en udbyttemæssig eftervirkning på 50 kg N/ha, forventes at have samme effekt på den samlede udvaskning som ikke-kvælstoffikserende efterafgrøder.

Omkostningerne vil ved opnåelse af den forudsatte eftervirkning generelt være lavere end efterafgrøder uden kvælstoffikserende arter. De gennemsnitlige omkostninger ved en udbredelse af virkemidlet på de billigste 505.000 ha vurderes at være 4 kr./kg N (marginale omkostninger 0-9 kr./kg N) med en samlet effekt på ca. 17 mio. kg. Ved en yderligere udbredelse af virkemidlet på 714.000 ha (i alt 1.219.000 ha) med nogle sædskifteændringer vil gennemsnitsomkostningerne ved de yderligere 714.000 ha være 32 kr./kg N (marginale omkostninger 9-37 kr./kg N) med en yderligere effekt på ca. 25 mio. kg (total 42 mio. kg N). Ved en yderligere udbredelse af virkemidlet på 539.000 ha (i alt 1.758.000 ha) med kraftige sædskifteændringer vil gennemsnitsomkostningerne ved de yderligere 539.000 ha være 48 kr./kg N (marginale omkostninger 37-48 kr./kg N) med en yderligere effekt på ca. 17 mio. kg (total 59 mio. kg N). Ved en yderligere udbredelse af virkemidlet på 587.000 ha (i alt 2.400.000 ha) med massive sædskifteændringer vil gennemsnitsomkostningerne ved de yderligere 587.000 ha være 143 kr./kg N (marginale omkostninger 48-182 kr./kg N) med en yderligere effekt på ca. 9 mio. kg (total 68 mio. kg N).

Effekt, sikkerhed og økonomi

Virkemiddel	Reference-praksis	Årlig kvælstofeffekt (kg N/ha)	Timing	Overlap	Budgetøkonomiske omkostninger (kr./kg N)	Velfærdsøkonomiske omkostninger (kr./kg N)
Efterafgrøder indeholdende kvælstoffikserende arter (***) [1] Uden væsentlige sædskifteændringer 0-505.000 ha	Jord efter vårkorn uden efterafgrøder	12-45	Nej	Ja	4	5
Efterafgrøder indeholdende kvælstoffikserende arter (***) [1] Med sædskifteændringer 505-1.219.000 ha	Jord efter vårkorn uden efterafgrøder	12-45	Nej	Ja	32	41
Efterafgrøder indeholdende kvælstoffikserende arter (***) [1] Med kraftige sædskifteændringer 1.219-1.758.000 ha	Jord efter vårkorn uden efterafgrøder	12-45	Nej	Ja	48	61
Efterafgrøder indeholdende kvælstoffikserende arter (***) [1] Med massive sædskifteændringer 1.758-2.345-000. ha	Jord efter vårkorn uden efterafgrøder	12-45	Nej	Ja	143	183

[1] Estimaterne anses for rimeligt sikre og er baseret på et velafprøvet datagrundlag.

Sideeffekter

Virkemiddel	Skadegørere og pesticider [1)]	Natur og biodiversitet [1)]	Fosfor [1)]	Klima [1)]
Efterafgrøder indeholdende kvælstoffikserende arter	0	+	+	+

[1)] '+': gunstig virkning; '-': ugunstig virkning; '0': neutral eller marginal afledt miljøeffekt.

Referencer

Askegaard, M., Erksen, J. 2008. Residual effect and leaching of N and K in cropping systems with clover and ryegrass catch crops on a coarse sand. Agriculture, Ecosystems and Environment 123, 99-108.

Bergkvist, G., Stenberg, M., Wetterlind, J., Båth, B., Elfstrand, S. 2011. Clover cover crops under-sown in winter wheat increase yield of subsequent spring barley—Effect of N dose and companion grass. Field Crops Research 120, 292-298.

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.

Christensen, B.T. 2002. Kapitel 5. Kulstofindhold i dyrket jord. I: Christensen, B.T. (redaktør), Biomassudtag til energiformål – konsekvenser for jordens kulstofbalance i land- og skovbrug. DJF rapport nr. 72, Markbrug, Aarhus Universitet, side 29-40.

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.

Frandsen, T.S. 2018. Anbefalede frøblandinger til græsmarker på konventionelle bedrifter, 2019. SEGES. file:///C:/Users/au223619/Downloads/pl_18_de_anbefalede_froeblandinger_2019_konventionel.pdf. (kræver login)

Hansen, E.M., Sørensen, P., Thomsen, I.K., Olesen, J.E., Rasmussen, J., Eriksen, J. 2017a. 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., Sørensen, P., Thomsen, I.K., Rasmussen, J. 2017b. Scenarier til fastsættelse af kriterier for at benytte kvælstoffikserende arter i blandinger til opfyldelse af det pligtige efterafgrødekrav. Notat til NaturErhvervstyrelsen 1. marts 2017. https://pure.au.dk/portal/files/114816128/Scenarier_kv_lstoffikserende_efterafgr_der010317.pdf

Hansen, E.M., Thomsen, I.K., Olsen, J.E., Rasmussen, J., Sørensen, P., Eriksen, J. 2017c. Liste over arter af kvælstoffikserende efterafgrøder, der ikke forventes at udkonkurrere andre arter ved etablering i blandinger. Notat til NaturErhvervstyrelsen 20. september 2017. https://pure.au.dk/portal/files/117806372/Levering_liste_over_kv_lstoffikserende_arter.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.

Landbrugsstyrelsen 2019. Vejledning om gødsknings- og harmoniregler. Planperioden 1. august 2019 til 31. juli 2020. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Goedningsregnskab/Vejledning_om_goedsknings-_og_harmoniregler_i_planperioden_2019_2020.pdf

Li, X., Petersen, S.O., Sørensen, P., Olesen, J.E. 2015. Effects of contrasting catch crops on nitrogen availability and nitrous oxide emissions in an organic cropping system. Agriculture, Ecosystems and Environment 199, 382-393.

Miljø- og Fødevareministeriet (ikke dateret). Mangebladet lupin, Lupinus polyphyllus. Miljø- og Fødevareministeriet. https://mst.dk/natur-vand/natur/artsleksikon/froeplanter/mangebladet-lupin/

Möller, K., Stinner, W., Leithold, G. 2008. Growth, composition, biological N2 fixation and nutrient uptake of a leguminous cover crop mixture and the effect of their removal on field nitrogen balances and nitrate leaching risk. Nutr. Cycl. Agroecosyst 82, 233-249.

Pedersen, H.H., Bjorholm, S.R., Kristensen, K.H. 2017. 5.2 Efterafgrøder. I: Bennetzen, E.H. og Pedersen, H.H. (redaktører). Inspiration og vejledning til pløjefri dyrkning. 2. udgave. SEGES, side 13-16. https://www.landbrugsinfo.dk/maskiner-markteknik/jordbearbejdning/reduceret-jordbearbejdning/sider/pl_po_1011_2464.aspx

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 plats at individual, population and ecosystem level (PENTA). Pesticide Research 182. The Danish Environmental Protection Agency, Sep. 2019.

Suhr, K., Thejsen, J., Thorup-Kristensen, K. 2005. Grøngødning, efterafgrøder og dækafgrøder. Red.: Holmegaard, J., Jørgensen, O.T. Landbrugsforlaget. 264 sider.

Sørensen, P., De Notaris, C., Rasmussen, J., Hansen, E.M., Thomsen, I.K. 2020. Flerårigt sædskifte med tætning som alternativ til pligtige efterafgrøder. Notat til Landbrugsstyrelsen, under udarbejdelse.

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_Igebrev_notat_Efterafgr_depotentialer_241016.pdf

Thomsen, I.K., Elsgaard, L., Olesen, J.E., Christensen, B.T. 2016. Nitrogen release from differently aged Raphanus sativus L. nitrate catch crops during mineralization at autumn temperatures. Soil Use and Management 32, 183-191.

Thorup-Kristensen, K., Magid, J., Jensen, L.S. 2003. Catch crops and green manures as biological tools in nitrogen management in temperate zones. Advances in Agronomy, 79, 227-302.

Vogeler, I., Cichota, R., Thomsen, I.K., Bruun, S., Jensen, L.S., Pullens, J.W.M. 2019a. Estimating nitrogen release from Brassica catch crop residues—Comparison of different approaches within the APSIM model. Soil & Tillage Research 195, 104358.

Vogeler, I., Hansen, E.M., Thomsen, I.K., Østergaard, H. 2019b. Legumes in catch crop mixtures: Effects on nitrogen retention and availability, and leaching losses. Journal of Environmental Management 239, 324-332.

Mellemafgrøder

Ingrid K. Thomsen[1], Elly Møller Hansen[1], Birte Boelt[1], Per Kudsk[1] (skadegørere og pesticider), Lise N. Jørgensen[1] (skadegørere og pesticider), Beate Strandberg[2] (natur og biodiversitet), Marianne Bruus[2] (natur og biodiversitet), Gitte Holton Rubæk[1] (fosfor), Nicholas J. Hutchings[1] (klima), Michael Friis Pedersen[3] (økonomi)

Fagfællebedømmelse: Peter Sørensen[1], Iris Vogeler[1], Jørgen E. Olesen[1] (klima), Berit Hasler[4] (økonomi), Louise Martinsen[4] (økonomi)

[1]Agroøkologi, AU
[2]Bioscience, AU
[3]Fødevare- og Ressourceøkonomi, KU
[4]Miljøvidenskab, AU

Funktion og anvendelse

Mellemafgrøder etableres og vokser mellem høst af en forudgående hovedafgrøde (typisk korn) og indtil såning af en efterfølgende vintersædsafgrøde. Ud over korsblomstrede arter (olieræddike og/eller gul sennep) kan frøgræs efter høst af græsfrø fortsætte som mellemafgrøde (Landbrugsstyrelsen, 2019).

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, 2019).

Vækstperioden for korsblomstrede mellemafgrøder er relativ kort, og det tidlige etableringstidspunkt betyder, at udviklingen er meget afhængig af, hvornår den forudgående afgrøde, som mellemafgrøden er etableret i, bliver høstet. Derudover vil mellemafgrøden blive destrueret tidligere end f.eks. efterafgrøder, hvorfor omsætningen også vil starte tidligere. Omsætningen forventes at kunne resultere i både netto-mineralisering og immobilisering afhængigt af, om det er korsblomstrede eller frøgræs, der anvendes.

Kvælstofeffekt

Mellemafgrøder blev indført som virkemiddel på baggrund af markforsøg gennemført fra 2006-07 med efterfølgende modelberegninger med CN-SIM (Thomsen et al., 2008). Ud fra mængden af kvælstof optaget i olieræddike i sidste halvdel af september (31-41 kg N/ha) blev det estimeret, at den udvaskningsreducerende effekt af mellemafgrøder ville være 13 og 20 kg N/ha på hhv. ler- og

sandjord svarende til ca. halvdelen af den forventede effekt af efterafgrøder. Effekten af mellemafgrøder bestemt i forsøg i de efterfølgende år blev evalueret af Thomsen et al. (2013).

Effekten af mellemafgrøder bør i princippet fastsættes på baggrund af forskellig referencepraksis afhængigt af, om mellemafgrøden består af frøgræs eller af korsblomstrede arter. For frøgræs som mellemafgrøde gælder, at referencen vil være normal praksis i en situation, hvor frøgræs ikke anvendes som mellemafgrøde (Hansen et al., 2011; Boelt et al., 2011). Af Hansen et al. (2011) fremgår, at almindelig praksis for frøgræs forventes at være nedvisning ca. 14 dage efter høst, evt. efterfulgt af 1-2 harvninger og en pløjning kort før såning af vinterhvede. Effekten af en mellemafgrøder af frøgræs vil således være forskel i udvaskning ved denne praksis og nedvisning/nedpløjning efter 20. september. Da effekten af frøgræs blev sidestillet med effekt af korsblomstrede mellemafgrøder, skete det hovedsageligt på baggrund af en vurdering, da der ikke fandtes dokumentation for effekten af forskellig håndtering af frøgræs efter sidste høst (Hansen et al., 2011; Boelt et al., 2011). Der er fortsat ikke gennemført eksperimentelle undersøgelser til belysning af, hvad praksis i forbindelse med omlægning af frøgræs betyder for udvaskningen.

For korsblomstrede mellemafgrøder er der under Landsforsøgene gennemført en række forsøg og demonstrationer, hvor der er bestemt kvælstofoptagelse i overjordisk biomasse omkring tidspunktet for destruktion samt N_{min} til forskellige tidspunkter. Efter forsøg gennemført i 2009-11 fandt Pedersen (2011), at tidspunktet for høst og dermed fjernelse af hovedafgrøden havde stor indflydelse på væksten af korsblomstrede mellemafgrøder. Hvis høsttidspunktet lå før 10. august var kvælstofoptagelsen i mellemafgrøder 37-51 kg N/ha, mens kvælstofoptagelsen var 17-23 kg N/ha, hvis høsttidspunktet lå mellem 10. og 20. august. Kvælstofoptagelsen blev reduceret til 8-11 kg N/ha, hvis høsten fandt sted senere end 20. august.

På baggrund af fem års forsøg konkluderede Østergaard & Mortensen (2015), at en veludviklet mellemafgrøde af gul sennep eller olieræddike sået 2-6 uger før høst reducerede N_{min}- indholdet i september med cirka 15 kg N/ha sammenlignet med ingen mellemafgrøde, hvor spildkorn og ukrudt havde fået lov at vokse. I november var forskellen reduceret til ca. 5 kg N/ha. Samtidigt anførte Østergaard & Mortensen (2015), at det generelt havde været vanskeligt at gennemføre forsøgene i praksis, da etablering og udvikling af mellemafgrøderne var usikker.

På grund af det tidlige destruktionstidspunkt for mellemafgrøder, vil der være en risiko for udvaskning af kvælstof mineraliseret gennem den efterfølgende vinter. Udvaskningsmålinger vil derfor i højere grad end f.eks. planteklip og måling af N_{min} give et mere retvisende estimat for mellemafgrøders udvaskningsreducerende effekt. Det skyldes, at udvaskningsmålingerne inkluderer effekten af et eventuel tab af kvælstof oprindeligt optaget i mellemafgrøden. Der er gennemført forsøg med mellemafgrøder med bestemmelse af udvaskning i lysimeter- og markforsøg.

I et lysimeterforsøg med vinterhvede på ler- og sandjord over to vækstsæsoner (2009-2011) havde mellemafgrøder af gul sennep og olieræddike optaget i gennemsnit 19 kg N/ha (Thomsen & Hansen, 2014). Kvælstofudvaskningen blev reduceret med ca. 25 kg N/ha ved anvendelse af gul sennep som mellemafgrøde på lerjord, mens effekten af mellemafgrøder på sandjord ikke var signifikant. Som gennemsnit af alle forsøgsled med mellemafgrøder var reduktionen i udvaskningen 13 kg N/ha, hvilket svarede til en reduktion i udvaskningen på 17 %.

I et fastliggende forsøg på lerblandet sandjord (JB4), hvor udvaskningen blev bestemt vha. keramiske sugeceller, blev mellemafgrøder af olieræddike testet ved to gødningsniveauer svarende til hhv. nuværende økonomisk optimale norm og til 30 kg N/ha under normen (Piil, 2016). I gennemsnit reducerede mellemafgrøder udvaskningen med 8 kg N/ha ved nuværende økonomisk optimale kvælstofnorm og med 20 kg N/ha ved gødskning med 30 kg N/ha lavere end normen (Piil, 2016). Den relative reduktion i kvælstofudvaskning ved anvendelse af mellemafgrøder svarede til 22 %.

I 2002 blev der igangsat to fastliggende forsøg på hhv. JB4 og JB6 med fokus på sædskifter og jordbearbejdning (Hansen et al., 2015). I nogle af disse sædskifter er der siden blevet afprøvet mellemafgrøder, hvor der i nogle år blev bestemt udvaskning vha. keramiske sugeceller. Resultaterne for udvaskningsforsøg gennemført i 2009/10 og 2010/11 er beskrevet i Thomsen et al. (2013). Generelt var der en lavere nitratkoncentration i jordvandet ved dyrkning af mellemafgrøder på de to lokaliteter sammenlignet med led uden mellemafgrøder. På grund af meget lav afstrømning på JB6 var udvaskningen i de to år imidlertid relativ lav (16-19 kg N/ha i 2009/10 og 27-29 kg N/ha i 2010/11), og mellemafgrøden havde ingen signifikant indflydelse på kvælstofudvaskningen. På JB4 var der i 2009/10 tendens til en reduktion i kvælstofudvaskningen på 10 kg N/ha, mens der i 2010/11 var en signifikant mindre udvaskning på 9 kg N/ha (Thomsen et al., 2013). Reduktionen i udvaskning ved anvendelse af mellemafgrøder var på 14-20 %.

I 2014/15 blev der igen bestemt effekt af mellemafgrøder i forsøget beskrevet i Hansen et al. (2015). Her blev olieræddike dyrket mellem vinterhvede og vinterbyg i forsøget på JB4 og blev sammenlignet med dels jord med ukrudt og spildkorn dels jord friholdt for bevoksning ved ukrudtssprøjtning (Hansen & Munkholm, 2015). Mellemafgrøderne havde en kvælstofoptagelse på 36 kg N/ha og reducerede udvaskningen med 45-50 kg N/ha svarende til en udvaskningsreduktion på ca. 50 %. Effekten af mellemafgrøder i Hansen & Munkholm (2015) var således væsentlig større end i de øvrige udvaskningsforsøg. Samtidigt var forholdet mellem mængden af kvælstof i mellemafgrøden og dens udvaskningsreducerende effekt meget forskellig fra de øvrige forsøg. Resultaterne er derfor udeladt ved fastsættelse af et gennemsnitligt estimat for effekt af mellemafgrøder.

I Thomsen et al. (2014) blev den udvaskningsreducerende effekt af mellemafgrøder vurderet at være i størrelsesordenen 9-13 kg N/ha i forhold til vintersæd uden mellemafgrøder. Inkluderes de seneste forsøgsresultater med mellemafgrøder vil estimatet for udvaskningsreduktion kunne sættes

til 8-19 kg N/ha svarende til en reduktion i udvaskningen på 10-32 %. Der er ikke datagrundlag til at differentiere effekten i forhold til jordtype og husdyrintensitet. Ændringen i effektfastsættelsen vurderes at være i en størrelsesorden, der ikke betinger en ændring i den nuværende omregningsfaktor (2:1) til efterafgrøder.

Langtidseffekter

Ved anvendelse af mellemafgrøder vil der som for efterafgrøder blive tilført organisk stof til jorden, men mængden af tilført organisk stof forventes generelt at være mindre end for efterafgrøder. Den tidligere nedmuldning af mellemafgrøder i forhold til efterafgrøder vil betyde, at mineraliseringen forløber over en anden periode end efterafgrøder. Hvorvidt dette har betydning for eftervirkningen vil bl.a. afhænge af, om der er tale om en forventet letomsættelig korsblomstret mellemafgrøde eller frøgræs, der forventes at omsættes langsommere.

Med en forventet udvaskningsreduktion på 8-19 kg N/ha ved anvendelse af mellemafgrøder forventes en tilsvarende mængde kvælstof at være tilbageholdt sammenlignet med ingen mellemafgrøder. Det tilbageholdte kvælstof vil på et tidspunkt mineraliseres og være til rådighed for en efterfølgende afgrøde i det omfang, mineraliseringen sker i en periode, hvor der er en afgrøde med aktiv kvælstofoptagelse på marken.

Da der ikke forelå eksperimentelle data på det pågældende tidspunkt, antog Thomsen et al. (2009), at eftervirkningen af mellemafgrøder kunne relateres til eftervirkningen af efterafgrøder ud fra samme forhold (2:1), som mellemafgrøder kunne erstatte efterafgrøder. Eftervirkningen blev derved vurderet til at være 8 og 12 kg N/ha for brug hhv. under og over 0,8 DE/ha. Østergaard (2013) vurderede, at eftervirkningen 1. år på planteavlsbrug ville være 0-5 kg N/ha og på husdyrbrug 0-10 kg N/ha. Det vil i praksis være vanskeligt at bestemme en eftervirkning i den størrelsesorden, og det har også i forsøg vist sig vanskeligt at påvise en eftervirkning. Således fandt hverken Piil (2016), Østergaard (2015) eller Hansen & Munkholm (2015) en sikker eftervirkning af mellemafgrøde på udbyttet i den efterfølgende vintersædsafgrøde.

Timing

Effekten af mellemafgrøder er fastsat som en udvaskningsreducerende effekt i det efterår, mellemafgrøderne dyrkes, og der er ikke mulighed for timing af effekten. Efter destruktion af mellemafgrøderne vil der frigives kvælstof, som vintersæden, der skal efterfølge mellemafgrøden, potentielt vil kunne optage.

Overlap i forhold til andre virkemidler

Mellemafgrøder kan ikke anvendes sammen med andre fladevirkemidler, der involverer plantedyrkning om efteråret. Det gælder f.eks. ift. tidlig såning af vintersæd, da destruktion af mellemafgrøder først kan finde sted efter seneste frist for tidlig såning (Landbrugsstyrelsen, 2019). Mellemafgrøder kan

anvendes samtidigt med fladevirkemidler, der involverer gødskning, men effekterne forventes ikke at være additive. Reduceret kvælstofudvaskning på grund af mellemafgrøder vil betyde, at der kvantitativt fjernes mindre kvælstof ved samtidig anvendelse af dræn- og vandløbsvirkemidler.

Sikkerhed på data

Der er gennemført en del forsøg med mellemafgrøder, 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 mellemafgrøder, der kan dokumentere den nuværende omregningsfaktor til efterafgrøder uanset jordtype og husdyrintensitet. Der udestår desuden eksperimentelle undersøgelser til belysning af, hvad praksis i forbindelse med omlægning af frøgræs betyder for udvaskningen.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Det vil tage mindst fire år at få belyst mellemafgrøders udvaskningsreducerende effekt på forskellige jordtyper og husdyrintensiteter.

Forudsætninger og potentiale

Mellemafgrøden skal ifølge Landbrugsstyrelsen (2019) 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 ha (J.E. Ørum, IFRO, personlig kommunikation).

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 (J.E. Ørum, IFRO, personlig kommunikation). Dette areal kan potentielt bruges som enten mellemafgrøde eller efterafgrøde og indgår derfor som potentiale for begge virkemidler.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Mellemafgrøder kan kontrolleres ved indberetning samt ved kontrolbesøg, hvor etablering og dækningsgrad kan bestemmes. Kontrolperioden er dog forkortet i forhold til efterafgrøder, da mellemafgrøder må destrueres 20. september. Der er ikke udarbejdet eksperimentelle sammenhænge mellem dækningsgrad og udvaskningsreducerende effekt af mellemafgrøder.

Sideeffekter

Skadegørere og pesticider

Etablering af mellemafgrøder forventes ikke at have nogen nævneværdig effekt på behandlingshyppighed og pesticidbelastning med herbicider.

De korsblomstrede mellemafgrøder olieræddike og gul sennep kan vedligeholde bl.a. kålbrok, hvilket kan være problematisk i sædskifter med kål eller raps. Ræddike er dog mindre modtagelig for kålbrok end de øvrige arter. Ved valg af art skal man være opmærksom på, at korsblomstrede arter opformerer kålfluer. Sygdomme og skadedyr i forbindelse med mellemafgrøder vurderes at være neutrale i forhold til pesticidanvendelsen.

Natur og biodiversitet

Grundet det korte tidsrum en mellemafgrøde vil være på marken, forventes det, at eventuelle positive effekter er betydelig mindre, end det er tilfældet for de egentlige efterafgrøder. Det gælder også for korsblomstrede arter som olieræddike og/eller gul sennep, der som efterafgrøde kan være gode fødeplanter for diverse insekter, men som mellemafgrøde ikke vil have denne gavnlige effekt. De forventede effekter af mellemafgrøder på natur og biodiversitet er vist i Tabel 1.

Tabel 1. Forventede effekter af mellemafgrøder på natur og biodiversitet sammenlignet med en mark i omdrift. Der er for hver parameter angivet en kvalitativ vurdering ud fra en skala mellem -3 (kraftig negativ effekt) og +3 (kraftig positiv effekt). Vurderingen i forhold til vilde bier forudsætter, at føderessourcen ikke anvendes til honningproduktion.

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier	Øvrige insekter og leddyr	Fugle	Pattedyr	Samlet vurdering
1	0	0-1	1	0-1	1	3-5

Fosfor

I områder med risiko for fosfortab via erosion, overfladeafstrømning eller fosfortab via nedvaskning gennem makroporer til dræn kan det ikke udelukkes, at det fosfor som en mellemafgrøde kan nå at opsamle og som frisættes ved nedvisning eller nedmuldning kort før afstrømningssæsonen, kan give anledning til en beskeden øget risiko for fosfortab fra disse områder, primært som opløste former. Der findes ikke data, der direkte dokumenterer dette, men argumentationen for at det kan ske, er den samme, som er angivet for virkemidlet *Efterafgrøder* (denne rapport), hvor afgrødens vækst afbrydes ved udfrysning, nedvisning el.lign. kort før eller i afstrømningssæsonen. Effekten forventes at være marginal. Fra andre områder end de nævnte risikoområder forventes ingen effekt på fosfortabet af mellemafgrøder.

Klima

Den udvaskningsreducerende effekt af mellemafgrøder er antaget at svare til halvdelen af effekten af efterafgrøder (kapitlet *Efterafgrøder*, denne rapport) svarende til 14 kg N/ha. Det fossile energiforbrug er regnet som det samme som for efterafgrøder, mens mellemafgrøder ikke påvirker kvælstofnormerne, da de ikke har en eftervirkning (Landbrugsstyrelsen, 2019).

En reduktion i kvælstofudvaskningen på 14 kg N/ha svarer til en reduktion i den indirekte lattergasemission på 30 kg CO_2-ækv./ha. Mængden af kvælstof i planterester forudsættes også at være det halve af mængden for efterafgrøder, og emissionen af lattergas fra planterester forventes derfor at svare til 94 kg CO_2-ækv./ha. Kulstoflagringen er ligeledes det halve af værdien for efterafgrøder, svarende til 495 kg CO_2-ækv./ha. Merforbrug af fossilt energi til såning er estimeret til at være 1,7 l dieselolie/ha eller 4,7 kg CO_2-ækv./ha. I alt vil mellemafgrøder således bidrage med en reduktion i drivhusgasemission på 427 kg CO_2-ækv./ha. Dette består af en øget udledning af lattergas på 64 kg CO_2-ækv./ha, en øget udledning af CO_2 fra fossil energi på 5 kg CO_2/ha og en øget kulstoflagring på 495 kg CO_2/ha.

Økonomi

For mellemafgrøder er der angivet en effekt på mellem 8 og 19 kg N/ha. I de økonomiske analyser er der anvendt en gennemsnitlig udvaskningsreducerende effekt på 14 kg N/ha, som er antaget at være uafhængig af husdyrintensitet og jordtype.

Omkostningsvurderingen for mellemafgrøder (Tabel 2) er baseret på, at omkostningerne til etablering af mellemafgrøder er sammenlignelige med omkostningerne til etablering af efterafgrøder. Dog er der tre væsentlige justeringer. Værdien af eftervirkningen er vurderet til 0 kg N/ha frem for hhv. 17 og 25 kg N/ha ved efterafgrøder, og de vurderede arealmæssige skæringspunkter er justeret i forhold til efterafgrøder. Endelig medfører mellemafgrøder ikke de sædskifteændringer, der ved stor udbredelse kan få omkostningerne ved efterafgrøder til at stige markant.

Mellemafgrøder skal være udlagt senest den 20. juli og vurderes derfor altid udlagt med centrifugalspreder. Jævnfør FarmtalOnline (2019) er omkostningen ved centrifugalspredning 143 kr./ha, hvilket er en gennemsnitsbetragtning. Ved relativt små arealer med mellemafgrøder på en ejendom kan omkostningerne til udsåning pr. ha formentligt være højere, omvendt kan der også være tilfælde, hvor den marginale omkostning til udsåning af en ekstra hektar med mellemafgrøder er beskeden. Der kan også forekomme ekstra maskinomkostninger i forbindelse med nedmuldning af mellemafgrøden. Det vurderes derfor, at maskinomkostningerne tilknyttet mellemafgrøder varierer i spændet 125-325 kr./ha.

Tabel 2. Eksempler på omkostninger ved mellemafgrøder.

Efterafgrøde	Såmetode	Udsæd (kr./ha)	Maskinomk. (kr./ha)	Eftervirkning (kr./ha)	Omkostninger i alt (kr./ha)
Lave omkostninger (efter frøgræs)	-	0	0	0	0
Middel omkostninger	Centrifgalspreder	200	125	0	325
Høje omkostninger	Centrifgalspreder	200	325	0	525

Tabel 3 viser de skønnede potentialer i hektar og tilknyttede omkostninger pr. kg N i rodzonen for mellemafgrøder. Effekten af mellemafgrøder er ikke differentieret på tværs af jordtype og husdyrgødningskategorier. Dette medfører implicit, at mellemafgrøder på lerjord med under 80 kg N/ha i organisk gødning vurderes at have en højere effekt end efterafgrøder på tilsvarende arealer (se Tabel 2 i kapitlet *Efterafgrøder*, denne rapport). Mens dette måske ikke fuldt ud er en konsistent vurdering, bemærkes det, at forskellen mellem effektvurderingen af mellemafgrøder og efterafgrøder på disse arealer er beskeden.

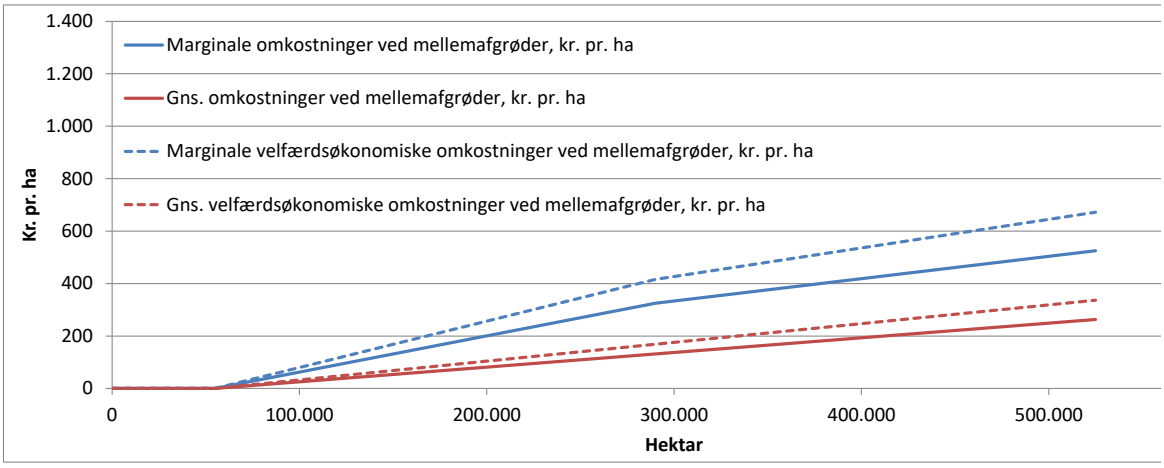
For arealet efter frøgræs er der jf. ovenfor vurderet et samlet potentiale på ca. 55.000 ha. Det vurderes, at hovedparten af dette areal vil være på lerjord med under 80 kg N/ha i organisk gødning. Det totale potentiale for korsblomstrede mellemafgrøder med lave, middel og høje etableringsomkostninger antages at være ca.525.000 (400.000-650.000) ha, hvilket antages fordelt med ca. 55.000 ha efter frøgræs og ca. 470.000 ha efter andre afgrøder. Af de 470.000 ha vurderes 50 % af arealet at have (op til) middel omkostninger, og de resterende 50 % af arealet vurderes at have omkostninger i intervallet middel til høje omkostninger, idet mellemafgrøder skal være udlagt senest 20. juli og kan bestå af olieræddike og/eller gul sennep, hvorfor dyre blandinger samt radsåning ikke vurderes aktuelt. Herudover er det vurderet, at der er en overvægt af potentiale for mellemafgrøde på lerjord, hvor man traditionelt har relativt meget vintersæd og en undervægt af potentiale på sandjord, hvor man traditionelt har haft mange vårafgrøder.

Tabel 3. Skønnet arealfordeling og nettoomkostninger ved mellemafgrøder.

	Under 80 kg N/ha i organisk gødning		Over 80 kg N/ha i organisk gødning	
Jordtype	Ler	Sand	Ler	Sand
Arealvægt, overordnet (%) [1)]	28	36	10	26
Udvaskningsreduktion (kg N/ha)	14	14	14	14
Eftervirkning (kg N/ha)	0	0	0	0
Total areal	172.000	169.000	63.000	121.000
Skønnet arealfordeling (ha)				
Efter frøgræs	28.000	9.000	9.000	9.000
Middel omkostninger	72.000	80.000	27.000	56.000
Høje omkostninger	72.000	80.000	27.000	56.000
Omkostninger for reduceret udvaskning fra rodzonen afrundet til nul decimaler (kr./kg N)				
Efter frøgræs	0	0	0	0
Middel omkostninger	23	23	23	23
Høje omkostninger	38	38	38	38

1) Ørum (2019).

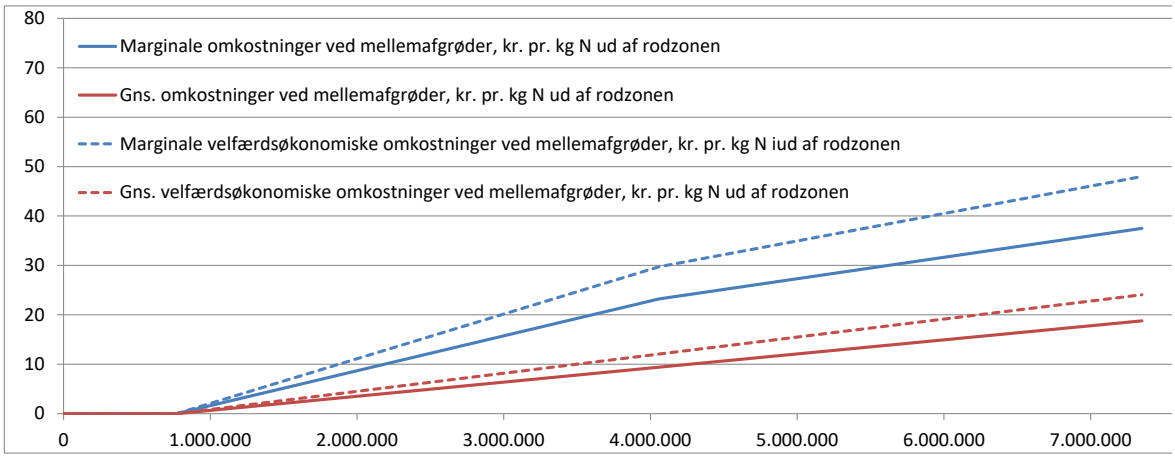
Figur 1 illustrerer de vurderede marginale og gennemsnitlige omkostninger for mellemafgrøder, hhv. på driftsøkonomisk og velfærdsøkonomisk niveau. Det vurderes, at der ved f.eks. 290.000 ha kan etableres mellemafgrøder til under 325 kr./ha og med en gennemsnitsomkostning på 132 kr./ha. De korresponderende velfærdsøkonomiske omkostninger er på hhv. 416 kr./ha og 169 kr./ha marginalt og gennemsnitligt betragtet.



Figur 1. Skønnede omkostninger ved mellemafgrøder.

Ses der på omkostningerne pr. kg N i reduceret udvaskning i rodzonen, bliver omkostningerne relativt høje sammenlignet med efterafgrøder. Omkostningerne ved mellemafgrøder er illustreret i Figur 2. Det vurderes, at der kan fjernes ca. 4 mio. kg N i rodzonen til under 24 kr./kg N med mellemafgrøder, og til en gennemsnitlig omkostning på ca. 10 kr./kg N ved dette niveau. Herefter stiger de marginale omkostninger jævnt mod omkring 37 kr./kg N (ca. 7,3 mio. kg) hvorefter potentialet er udtømt, med mindre arealet med vintersæd stiger.

Sammenlignet med efterafgrøder er mellemafgrøder altså generelt et dyrt virkemiddel. De marginale omkostninger for mellemafgrøder kan dog godt være under de marginale omkostninger for efterafgrøder pr. kg N i tilfælde, hvor efterafgrøder medfører sædskifteændringer. Den billigste del af mellemafgrøder kan altså godt være billigere end den dyreste del af efterafgrøderne (se *Efterafgrøder*, denne rapport).



Figur 2. Skønnede omkostninger ved mellemafgrøder i reduceret udvaskning fra rodzonen.

Potentialet for mellemafgrøder som opstillet her er ikke additiv med efterafgrøder, idet arealet med frøgræs som forfrugt kan indgå i begge opgørelser. Hvis der er behov for store arealer med fladevirkemidler, kan mellemafgrøder dog supplere efterafgrødearealerne. Herudover kan mellemafgrøderne være attraktive for bedrifter, der af sædskiftemæssige eller andre årsager ikke ønsker vårsæd i stor udstrækning.

Tabel 4 opsummerer omkostningerne ved mellemafgrøder i forhold til den effektmæssige potentialevurdering på driftsøkonomisk og velfærdsøkonomisk niveau. For eksempel vurderes, at der på lerjord med under 80 kg N/ha i organisk gødning kan fjernes 0,4 mio. kg N fra rodzonen til nul kroner i driftsmæssige omkostninger; der kan fjernes 0,4+1,1 mio. kg N fra rodzonen til 23 kr./kg N eller derunder; der kan fjernes 0,4+1,1+1,1 mio. kg N fra rodzonen til 38 kr./kg N eller derunder.

Tabel 4. Skønnede potentialer samt driftsmæssige og velfærdsøkonomiske nettoomkostninger for reduktion af kvælstofudvaskningen fra rodzonen ved dyrkning af mellemafgrøder.

	Under 80 kg N/ha i organisk gødning		Over 80 kg N/ha i organisk gødning	
Jordtype	Ler	Sand	Ler	Sand
Potentialer for reduktion af kvælstofudvaskningen fra rodzonen (mio. kg N)				
Efter frøgræs	0,4	0,1	0,1	0,1
Middel etableringsomkostninger	1,0	1,1	0,4	0,8
Høje etableringsomkostninger	1,0	1,1	0,4	0,8
Total	2,4	2,4	0,9	1,7
Skønnede driftsmæssige nettoomkostninger (kr./kg N)				
Efter frøgræs	0	0	0	0
Middel etableringsomkostninger	23	23	23	23
Høje etableringsomkostninger	38	38	38	38
Skønnede velfærdsøkonomiske nettoomkostning og potentialer (kr./kg N)				
Efter frøgræs	0	0	0	0
Middel etableringsomkostninger	30	30	30	30
Høje etableringsomkostninger	48	48	48	48

Opsummering

Siden Virkemiddelkataloget i 2014 (Thomsen et al., 2014) er der kun gennemført få forsøg med mellemafgrøder. Den revurderede effekt vurderes ikke at give anledning til at ændre den nuværende omregningsfaktor til efterafgrøder.

Omkostningerne er dels fastlagt ved en udbredelse på ca. 290.000 ha inkl. 55.000 ha efter frøgræs, hvor der forudsættes omkostninger på op til middel niveau fra Tabel 3. Ved omkostninger på middel niveau er de gennemsnitlige budgetøkonomiske omkostninger ca. 9 kr./kg N med marginale omkostninger mellem 0 og 12 kr./kg N. Omkostningerne er også fastlagt ved en udbredelse på ca. 525.000 ha, hvor der forudsættes høje omkostninger. De gennemsnitlige budgetøkonomiske omkostninger ved denne yderligere udbredelse fra 290.000 ha til 525.000 ha er ca. 30 kr./kg N, med marginale omkostninger mellem 12 og 38 kr./kg N.

Effekt, sikkerhed og økonomi

Virkemiddel	**Referencepraksis**	**Årlig kvælstofeffekt (kg N/ha)**	**Timing**	**Overlap**	**Budgetøkonomiske omkostninger (kr./kg N)**	**Velfærdsøkonomiske omkostninger (kr./kg N)**
Mellemafgrøder (***) [1)] Ved ca. 290.000 ha	Vintersæd uden mellemafgrøder	8-19	Nej	Ja	9	12
Mellemafgrøder (***) [1)] Ved ca. 525.000 ha	Vintersæd uden mellemafgrøder	8-19	Nej	Ja	30	39

[1)] Estimaterne anses for rimeligt sikre og er baseret på et velafprøvet datagrundlag.

Sideeffekter

Virkemiddel	Skadegørere og pesticider [1)]	Natur og biodiversitet [1)]	Fosfor [1)]	Klima [1)]
Mellemafgrøder	0	+	0	+

[1)] '+': gunstig virkning; '-': ugunstig virkning; '0': neutral eller marginal afledt miljøeffekt.

Referencer

Boelt, B., Hansen, E.M., Thomsen, I.K., Vinther, F.P. 2011. Vedrørende frøgræs som mellemafgrøde. Notat til Plantedirektoratet 22. august 2011. https://pure.au.dk/portal/files/44021299/791013_220811_DJF_svar_vedr_fr_gr_s_som_mellemafgr_der.pdf

FarmtalOnline 2019. https://farmtalonline.dlbr.dk/Navigation/NavigationTree.aspx?Farmtal=11630

Hansen, E.M., Boelt, B., Vinther, F.P. 2011. Vedrørende frøgræs som mellemafgrøde. Notat til Plantedirektoratet 5. juli 2011. https://pure.au.dk/portal/files/43996886/785637_050711_DJF_svar_vedr_fr_gr_s_som_mellemafgr_der.pdf

Hansen, E.M., Munkholm, L.J. 2015. Nitratudvaskning ved dyrkning af efter- og mellemafgrøder. Oversigt over Landsforsøgene 2015, SEGES, 205-207. https://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Landsforsoeg-og-resultater/Oversigten-og-tabelbilaget/Sider/pl-Oversigt-over-Landsforsoegene-2015.aspx

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. J. Environ. Qual. 44, 868-881. doi:10.2134/jeq2014.11.0482

Landbrugsstyrelsen 2019. Vejledning om gødsknings- og harmoniregler. Planperioden 1. august 2019 til 31. juli 2020. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Goedningsregnskab/Vejledning_om_goedsknings-_og_harmoniregler_i_planperioden_2019_2020.pdf

Pedersen, J.B. 2011. Oversigt over Landsforsøgene 2011. Videncentret for Landbrug, 226-238. https://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Landsforsoeg-og-resultater/Oversigten-og-tabelbilaget/Sider/pl_oversigt_over_landsforsoegene_2011.aspx

Piil, K. 2016. Fastliggende forsøg med mellemafgrøder. Oversigt over Landsforsøgene 2016, SEGES, 191-193. https://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Landsforsoeg-og-resultater/Oversigten-og-tabelbilaget/Sider/pl-Oversigt-over-Landsforsoegene-2016.aspx

Thomsen, I.K., Hansen, E.M. 2014. Cover crop development and impact on nitrate leaching as influenced by species and cultivation technique. Soil Use and Management 30, 48-57.

Thomsen, I.K., Hansen, E.M., Petersen, B.M. 2009. Kort notat vedrørende eftervirkning af mellemafgrøder. Notat til Plantedirektoratet 11. september. https://pure.au.dk/portal/files/3557253/605687.pdf

Thomsen, I.K., Hansen, E.M., Rubæk, G.H., Kudsk, P., Jørgensen, L.N., Schelde, K., Olesen, J.E., Strandberg, M.T., Jacobsen, B.H., Eberhardt, J.M. 2014. Mellemafgrøder. I: Eriksen, J., Jensen, P.N. og

Jacobsen, B.H. (redaktører), Virkemidler til realisering af 2. generations vandplaner og målrettet arealregulering, side 36-42.

Thomsen, I.K., Hansen, E.M., Vinther, F.P. 2013. Evaluering af mellemafgrøders effekt i forhold til efterafgrøder. DCA Rapport nr. 34. https://pure.au.dk/portal/files/68655251/Evaluering_af_mellemafgr_der_samlet_fil.pdf

Thomsen, I.K., Petersen, B.M., Jacobsen, B.H., Kudsk, P., Hansen, E.M. 2008. Dyrkning og effektivitet af mellemafgrøder - foreløbige resultater. Udredning til fødevareministeriet 29. april 2008. Intern rapport, DJF Markbrug nr. 17. http://pure.au.dk/portal/files/1413952/intrma17.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

Ørum, J.E. 2019. Pers. kommunikation af ad hoc analyser baseret på Markdata 2017 og Gødningsregnskaber 2017 (begge LBST) samt GEUS jordarter (GUES server 2019) og diverse jordbundsdata (AGRO-AU / Adhikari et al., 2014).

Østergaard, H.S. 2013. Mellemafgrøder. Dyrkningsvejledning. https://dyrkplant.dlbr.dk/Web/(S(mz5qibvbgd2vyvbqnmxi3tq0))/forms/Main.aspx?page=Vejledning&cropID=238

Østergaard, H.S., Mortensen, R.M. 2015. Sammenligning af arter, mellemafgrøder. I: Pedersen, J.B. (redaktør) Oversigt over Landsforsøgene 2015, SEGES, 188-190. https://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Landsforsoeg-og-resultater/Oversigten-og-tabelbilaget/Sider/pl-Oversigt-over-Landsforsoegene-2016.aspx

Tidlig såning af vintersæd

Ingrid K. Thomsen[1], Elly Møller Hansen[1], Per Kudsk[1] (skadegørere og pesticider), Lise N. Jørgensen[1] (skadegørere og pesticider), Marianne Bruus[2] (natur og biodiversitet), Beate Strandberg[2] (natur og biodiversitet), Gitte Holton Rubæk[1] (fosfor), Nicholas J. Hutchings[1] (klima), Michael Friis Pedersen[3] (økonomi)

Fagfællebedømmelse: Johannes L. Jensen[1], Iris Vogeler[1], Jørgen E. Olesen[1] (klima), Berit Hasler[4] (økonomi), Louise Martinsen[4] (økonomi)

[1]Agroøkologi, AU
[2]Bioscience, AU
[3]Fødevare- og Ressourceøkonomi, KU
[4]Miljøvidenskab, AU

Funktion og anvendelse

Tidlig såning af vintersæd stiler mod at øge kvælstofoptagelsen gennem efteråret og dermed reducere kvælstofudvaskningen i forhold til såning af vintersæd til normalt tidspunkt. Virkemidlet tidlig såning blev indført for vinterhvede fra planperioden 2014/15 og blev fra 2015/16 udvidet til også at omfatte vinterbyg, vinterrug (inklusiv hybridrug) og triticale (Thomsen et al., 2017). Ifølge gældende regler defineres såning senest 7. september af vinterhvede, vinterbyg, vinterrug og triticale som et virkemiddel, der kan bruges som alternativ til efterafgrøder (Landbrugsstyrelsen, 2019a).

Kvælstofeffekt

Den forventede udvaskningsreducerende effekt af tidlig såning af vintersæd blev oprindeligt fastsat som forskel i kvælstofoptag ved tidlig og normal såning. Forskellene i kvælstofoptag blev bestemt ved planteklip om efteråret, og det blev antaget, at disse forskelle ville resultere i en tilsvarende reduktion i udvaskningen. Metoden til effektfastsættelsen skyldtes hovedsageligt, at der på tidspunktet for indførelse af virkemidlet kun var gennemført få egentlige udvaskningsforsøg med sammenligning af tidligt og normalt sået vintersæd.

Effektfastsættelsen ud fra planteklip tog udgangspunkt i såning af vinterhvede 7. september, som tidlig såning er defineret til (Landbrugsstyrelsen, 2019a), i forhold til et gennemsnitligt såtidspunkt for vinterhvede estimeret til 23. september (Thomsen et al., 2014a). Da de bagvedliggende forsøg ikke var sået til præcist disse tidspunkter, blev forskelle i kvælstofoptag fastsat ud fra en forudsætning om, at kvælstofoptagelsen i vintersæd falder med 5 %, for hver dag såningen udsættes efter 1. september (Hansen et al., 2008). På denne baggrund blev det estimeret, at kvælstofoptagelsen stiger med 5-16

kg N/ha med et gennemsnit på 7 kg N/ha ved at fremrykke såtidspunktet fra 23. til 7. september (Thomsen & Hansen, 2014).

Siden den oprindelige fastsættelse af effekt af tidlig såning er der gennemført flere forsøg med tidlig og normal såning af vintersæd. Nogle af forsøgene har inkluderet egentlige udvaskningsmålinger, mens der i andre er bestemt f.eks. kvælstofoptag efterår, N_{min} efterår samt udbytte og kvælstofoptag ved høst.

I GUDP-projektet VIRKN (forsøget "Stigende N") er tidlig og normal såning af vinterrug (Foulum) og vinterhvede (Flakkebjerg) blevet sammenlignet igennem fire vækstsæsoner (2015/16-2018/19) (Vogeler et al., 2020). Med udgangspunkt i kvælstofniveauet 1N i forsøgene beregnede Thomsen & Hansen (2019), at det ekstra kvælstofoptag gennem efteråret efter såning 7. september i forhold til en referencepraksis med såning 23. september svarede til 8 kg N/ha. Dette er tæt på den gennemsnitlige værdi, der af Thomsen & Hansen (2014) blev estimeret for det øgede kvælstofoptag i pågældende periode.

Der foreligger nu data fra flere forsøg med tidlig og normal såning, hvor der er gennemført egentlige udvaskningsmålinger. Melander et al. (2013) fandt i 2012/13 en reduktion på 14 kg N/ha ved at fremrykke såtidspunktet fra 13. september til 31. august, mens udvaskningen i et tilsvarende forsøg p 2013/14 blev reduceret med 47 kg N/ha ved at fremrykke såtidspunktet fra den 18. til den 3. september (Hansen & Munkholm, 2014). Den høje effekt i det andet år blev ikke fulgt af et tilsvarende højt kvælstofoptag, og det er uvist, om den store forskel i den udvaskningsreducerende effekt mellem årene skyldes en undervurdering i 2012/13 og en overvurdering 2013/14 (Hansen & Munkholm, 2014).

Munkholm et al. (2017) bestemte udvaskning gennem to år i et forsøg på Lolland. I første år (2012/13) havde den tidligt såede vinterhvede dårlig fremspiring pga. tørke, og såtidspunktet påvirkede ikke kvælstofudvaskningen. I andet år (2013/14) reducerede tidlig såning (28. august) udvaskningen med 8 kg N/ha i forhold til normal såning (20. september).

Udvaskningsforsøgene gennemført i VIRKN-projektet (Vogeler et al., 2020) har været vigtige i forbindelse med fastsættelsen af den udvaskningsreducerende effekt af tidlig såning. På baggrund af bl.a. data fra disse forsøg, fremgår det af Thomsen & Hansen (2019), at den gennemsnitlige effekt af tidlig såning i forhold til normal såning i forsøgene var en reduktion i udvaskningen på ca. 17 kg N/ha. Den udvaskningsreducerende effekt af tidlig såning var således større end forskellen i kvælstofoptag på 8 kg N/ha bestemt for såning hhv. 7. og 23. september. Den højere effekt af tidlig såning bestemt ved udvaskningsmålinger frem for planteklip skyldes formentlig især, at kvælstofoptagelsen i planteklippene blev beregnet for den præcise periode virkemidlet er defineret for (7.-23. september),

mens udvaskningsmålingerne er direkte målt og dækker over forskellige men altid tidligere såtidspunkter end 7. september (Thomsen & Hansen, 2019). Desuden inkluderer udvaskningsmålingerne eventuelle forskelle i kvælstofoptag mellem tidlig og normal såning efter tidpunktet for planteklippene sent efterår.

Som det fremgår af ovenstående, vil effekten af tidlig såning variere betydeligt afhængigt af, hvilke forudsætninger der indgår, og hvilke målinger der lægges til grund for effektfastsættelsen. Den udvaskningsreducerende effekt af tidlig såning af vintersæd har hidtil været baseret på beregninger for forskelle i planteoptag mellem 7. og 23. september, hvorved effekten blev fastsat til 7 kg N/ha (Thomsen et al., 2014b). Dette har indtil 2019 resulteret i omregningsfaktorer til efterafgrøder på 4:1, dvs. fire hektar tidligt sået vintersæd kunne erstatte én hektar efterafgrøde (Landbrugsstyrelsen, 2019a). Omregningsfaktoren var justeret for "dødvægt", dvs., det areal, som allerede før virkemidlets indførelse blev sået tidligt (Thomsen et al., 2014a).

Fra planperioden 2020/21 blev fastsættelsen af omregningsfaktoren mellem tidlig såning og efterafgrøder ændret til at tage udgangspunkt i udvaskningsmålinger frem for kvælstofoptag. Samtidigt blev dødvægten for tidlig såning håndteret ved en opjustering af kravet til pligtige efterafgrøder (Thomsen et al., 2019) og dermed udeladt af beregningen af omregningsfaktoren. Da den estimerede udvaskningsreduktion var højere (17 kg N/ha) end forskel i planteoptag (7 kg N/ha), blev omregningsfaktoren reduceret fra 4:1 til 2:1. Den højere effekt af tidlig såning og dermed lavere omregningsfaktor forudsætter implicit, at udvaskningsforsøgene forventes at afspejle praksis med hensyn til, at såning finder sted i en periode forud for fristen 7. september. På baggrund heraf revurderes effekten af tidlig såning af vintersæd til at være 17 kg N/ha (Thomsen et al., 2019) frem for den tidligere effekt på 7 kg N/ha (Thomsen et al., 2014b). Der er ikke datagrundlag til at differentiere effekten i forhold til jordtype og husdyrintensitet.

Langtidseffekter

Tidlig såning af vintersæd har i forsøg resulteret i dels større dels uændrede udbytter og kvælstofoptag end såning til normal tid. Langtidseffekten af tidlig såning mht. efterfølgende risiko for merudvaskning samt påvirkning af jordens indhold af organisk stof vil derfor variere tilsvarende. Effekterne på udbytte og kvælstofoptag er bl.a. fundet i forsøg, hvor tidlig såning ikke fuldt ud svarer til det nugældende krav om såning senest 7. september (Landbrugsstyrelsen, 2019a). Således har den tidlige såning i nogle forsøg fundet sted betydeligt før 7. september og i andre umiddelbart efter denne dato.

For forsøg gennemført på Askov Forsøgsstation fandt Christensen et al. (2017) og Suarez-Tapia et al. (2018) udbyttestigninger for både kerne og halm efter tidlig såning af vinterhvede og et øget samlet kvælstofoptag på mellem 14 og 35 kg N/ha. Gødningstilførslen var den samme uanset såtidspunkt. I andre forsøg har kerneudbyttet ikke været signifikant påvirket af såtidspunktet (Melander et al.,

2013; Kristensen & Nielsen; 2017; Kristensen & Nielsen, 2018; Rasmussen & Thorup-Kristensen, 2016; Thorup-Kristensen et al., 2009; Munkholm et al., 2017). Sorter kan variere mht. deres egnethed til tidlig såning (Eriksen, 2019), hvorfor sortsvalget kan have betydning for, hvilke udbytteforskelle der er opnået i forsøgene, hvor der generelt er anvendt samme sort uanset såtidspunkt.

I VIRKN-forsøgene er der bestemt udbytte og kvælstofoptagelse i kerne og halm på Foulum, mens der ikke er data for halm på Flakkebjerg. Kvælstofoptagelsen i kerne ved høst var hverken på Foulum eller Flakkebjerg påvirket af såtidspunktet, mens der på Foulum i nogle år var et øget kvælstofoptag i halmen ved den tidlige såning (Vogeler et al., 2020). Tidlig såning kan således i nogle tilfælde reducere udvaskningen uden signifikant at påvirke kvælstofoptagelsen ved den efterfølgende høst.

Selvom resultaterne fra gennemførte forsøg generelt tyder på øget eller uændret udbytte ved tidlig i forhold til normal såning, øger tidlig såning risikoen for angreb af skadedyr og sygdomme, som hvis ubehandlede kan forårsage udbyttetab. Det var bl.a. tilfældet i efteråret 2014, hvor kraftige angreb af havrerødsot i vintersæd bl.a. blev tilskrevet tidlig såning (Thomsen et al., 2017). I en sådan situation kan effekten af tidlig såning på udvaskning være en øget risiko for udvaskning i de efterfølgende år af eventuelt ikke-optaget gødningskvælstof samt lavere tilførsel af organisk stof i form af stub og planterester.

Der er ikke data for langtidseffekten af tidlig såning på jordens indhold af organisk stof. Det vurderes, at langtidseffekten af tidlig såning af vintersæd generelt er beskeden, og at der kan være tale om, at jordens organiske stofindhold både kan øges og mindskes i forhold til normal såning afhængigt af opnåede udbytter, og hvorvidt halmen fjernes eller ej.

Timing

Effekten af tidlig såning er fastsat for efterårs- og vinterperioden i det år, hvor tidlig hhv. normal såning er praktiseret.

Overlap i forhold til andre virkemidler

Tidlig såning af vintersæd vil ikke kunne bruges samtidigt med andre fladevirkemidler, der involverer plantedyrkning om efteråret som f.eks. efter- og mellemafgrøder og brak. Tidlig såning kan anvendes samtidigt med fladevirkemidler, der involverer gødskning, 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.

Sikkerhed på data

Data for forventet kvælstofoptag mellem 7. og 23. september er med 20-25 forsøgsår baseret på relativt mange forsøg, og der er gennemført udvaskningsforsøg på flere jordtyper. Der er dog alene gennemført udvaskningsmålinger med vinterhvede og vinterrug og ikke de øvrige vintersædsarter.

Effekten af tidlig såning på kvælstofoptag og den direkte udvaskningseffekt må derfor betragtes som værende relativt sikkert bestemt, selvom forsøgene ikke dækker alle kombinationer af jordtyper og klimaforhold. Der er ikke gennemført forsøg med tidlig såning på jord med høj tilførsel af husdyrgødning, hvorfor den øgede effekt, som en fast omregningsfaktor til efterafgrøder i princippet indebærer, ikke er verificeret.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

I VIRKN-forsøgene er der gennemført forsøg med både efterafgrøder og tidlig såning under stigende kvælstoftildelinger på to jordtyper. Forsøgene er endnu ikke fuldt ud analyserede, men resultaterne vil kunne give en indikation af problemstillingen vedr. den faste omregningsfaktor til efterafgrøder uanset gødningsniveau.

Forudsætninger og potentiale

Det vurderes, at tidlig såning af vintersæd hovedsageligt vil blive praktiseret efter gode forfrugter som f.eks. 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 (J.E. Ørum, IFRO, personlig kommunikation).

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 (J.E. Ørum, IFRO, personlig kommunikation). 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).

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Tidlig såning kan kontrolleres ved indberetning samt ved kontrolbesøg. Eventuelt vil tidlig såning kunne kontrolleres vha. satellitter.

Sideeffekter

Skadegørere og pesticider

Tidlig såning øger problemerne med ukrudt (især græsukrudt) i vintersæd som følge af en større ukrudtsfremspiring og en bedre konkurrenceevne over for vintersæden. I praksis medfører det ofte et stigende forbrug af herbicider dels som følge af et større ukrudtstryk, og dels fordi den længere

vækstperiode i efteråret betyder, at det er nødvendigt at bekæmpe ukrudt både efterår og forår. Det større selektionstryk, som et forøget herbicidforbrug resulterer i, betyder endvidere, at risikoen for udvikling af resistens specielt hos græsukrudtsarterne øges, hvilket kan medføre en yderligere forøgelse i herbicidforbruget. Tidlig såning er således ikke i overensstemmelse med principperne for integreret plantebeskyttelse (IPM), hvis det ikke kobles med andre tiltag, såsom flere forårssåede afgrøder i sædskiftet. Sammenfattende kan det konkluderes, at tidlig såning vil medføre både en højere behandlingshyppighed og en større pesticidbelastning med herbicider.

Behandlingshyppigheden for insektmidler må forventes øget ved tidlig såning, da der vil være en forøget risiko for angreb af bladlus i efteråret. Bladlus er vektor for virussygdommen havrerødsot. For at mindske risikoen for angreb, må det forventes, at flere vil sprøjte med insektmidler om efteråret. Risikoen for udbredte angreb af havrerødsot er størst i kystnære og sydlige egne af landet, hvor en højere middeltemperatur om efteråret øger muligheden for, at bladlus er aktive i vintersæden. Da det kan være svært at afgøre behovet for bekæmpelse af bladlus, og da det potentielle tab kan være stort (50 % nedgang i inficerede pletter) må det forventes, at der vil blive foretaget en del forsikringssprøjtninger i efteråret.

Natur og biodiversitet

Da der ikke er referencer på effekten af dette virkemiddel på natur og biodiversitet, bygger vurderingen på almen biologisk viden. Under forudsætning af at virkemidlet ikke fører til ændringer i intensiteten af jordbearbejdning og anvendelsen af pesticider, forventes virkemidlet at have en lille eller ingen effekt på natur og biodiversitet (Tabel 1). Idet tidlig såning på 2 ha kan erstatte efterafgrøder på 1 ha (Landbrugsstyrelsen 2019a), vurderes, at tabet af 1 ha med efterafgrøder vil have en lille negativ effekt på jordbundsfaunaen, som nyder godt af det ekstra tilskud af organisk stof fra efterafgrøder (Holland, 2004). De øvrige organismegrupper vil formentlig ikke blive direkte påvirket af virkemidlet. Den forventede stigning i herbicidanvendelsen vil formentlig ikke have væsentlig effekt på de vilde planter på dyrkningsfladen, idet disse altid holdes på et lavt niveau ved konventionel dyrkning. Derimod vil en øget anvendelse af pesticider kunne have negative effekter på markens insekter og leddyr samt de fugle, der lever af disse.

Hvis virkemidlet fører til øget jordbearbejdning sammenlignet med efterafgrøder eller senere såning af vintersæd, vil dette kunne have negativ effekt på såvel jordbundsorganismerne som de øvrige leddyr i marken og evt. afledte effekter på dyr og fugle længere oppe i fødekæden (Briones & Schmidt, 2017; Soane et al., 2012).

Tabel 1. Vurdering af effekten af tidlig såning af vintersæd på natur og biodiversitet under forudsætning af uændret jordbearbejdning. Der er for hver parameter angivet en kvalitativ vurdering ud fra en skala mellem -3 (kraftig negativ effekt) og +3 (kraftig positiv effekt). De mest negative effekter forventes, hvis virkemidlet fører til en øget anvendelse af insekticider. Vurderingen i forhold til vilde bier forudsætter, at føderessourcen ikke anvendes til honningproduktion.

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier (føde og leve-steder)	Insekter og leddyr i øvrigt	Fugle	Pattedyr	Samlet vurde-ring
-1	0	-1-0	-1-0	-1-0	0	-4- -1

Fosfor

Tidligere såning af vintersæd må forventes at sikre et mere veletableret plantedække forud for afstrømningssæsonen sammenholdt med en tilsvarende senere sået vintersæd. Den tidligt såede vintersæd kunne derfor anses for at være lidt bedre til at modstå erosionshændelser end den senere såede. Den meget beskedne og usikre effekt vil udelukkende være gældende i områder, der er i risiko for fosfortab ved erosion.

Såfremt den tidligere såning forårsager større udvintring af vintersæden, vil dette give en marginalt øget risiko for fosfortab via overfladeafstrømning og udvaskning via makroporer til dræn, men udelukkende i de områder, der er i risiko for disse typer af fosfortab. Der findes ikke data, der direkte dokumenterer dette, men argumentationen for at det kan ske, er den samme, som er angivet for virkemidlet *Efterafgrøder* (denne rapport), hvor afgrødens vækst afbrydes ved udfrysning, nedvisning el.lign. kort før eller i afstrømningssæsonen. Begge beskrevne effekter forventes at være marginale. I alle andre områder end de nævnte risikoområder forventes ingen effekt af tidlig såning af vintersæd.

Klima

Under antagelse af at tidlig såning af vintersæd ikke har signifikant effekt på udbyttet, er virkemidlets effekt på drivhusgasemissionen begrænset til effekten på nitratudvaskning. En reduktion i nitratudvaskning på 17 kg N/ha svarer til en reduktion i drivhusgasemissionen på 37 kg CO_2-ækv./ha.

Økonomi

For tidlig såning af vintersæd er der angivet en udvaskningsreducerende effekt på 17 kg N/ha. Denne effekt er antaget uafhængig af husdyrintensitet og jordtype. Omkostningsvurderingen af tidlig såning som virkemiddel er baseret på en besparelse på omkostninger til udsæd samt overvejelser omkring kapacitetsudnyttelse, udbytte-risikopræmie og evt. højere omkostninger til pesticider mv.

Omfanget af tidlig såning vil i høj grad være betinget af vejret. Det faktiske areal med tidlig såning kan derfor svinge betydeligt fra år til år. Nedenfor vurderes omkostningerne i forhold til gunstige vejrforhold for tidlig såning. I tilfælde af ugunstige forhold forventes tidlig såning ikke praktiseret, idet omkostningerne vil være meget høje.

Tidlig såning af vintersæd har ikke en sikker mængdemæssig udbytteeffekt, da virkemidlet kan resultere i både uændret, højere og lavere udbytte end normal såning. Tidlig såning forventes at øge variationen i udbyttet, hvilket kan kræve en risikopræmie set fra landmandens synspunkt. Landmanden vil således ikke være tilfreds med en større variation med samme forventede udbytte, men vil forlange et højere forventet udbytte (en præmie for af påtage sig risikoen) for at dyrke den mere risikobetonede afgrøde tidlig sået vintersæd frem for vintersæd sået på det normale tidspunkt.

Potentialet for besparelser i omkostningerne til udsæd varierer på tværs af de aktuelle kornarter, vinterhvede, vinterrug, hybrid vinterrug, vinterbyg og triticale. I Tabel 2 er vist, hvilke forudsætninger der er lagt til grund for de økonomiske beregninger. Den lavere udsædsmængde ved tidlig såning svarer til mellem 23 kg/ha (vinterrug) og 53 kg/ha (vinterhvede) sammenlignet med såning omkring 23. september. Besparelserne er vægtet med skønnede andele af tidligt sået vintersæd, hvor vinterhvede er langt den største.

Ved overvejelse omkring udsædsbesparelse og kapacitetsudnyttelse kan man vurdere, om tidlig såning erstatter "normal" såning eller relativ sen såning. I forhold til vurdering af effekten af virkemidlet er der brugt "normal" såning af vintersæd som referencepraksis. Det er dog i praksis relativt få bedrifter, der har kapacitet til at så al vintersæd på én dag. Hvis vejret tillader, må man derfor forvente, at virkemidlet tidlig såning vil kunne fremrykke noget af såarbejdet til før den 7. september, og at dette vil medføre en tidligere såning af den sidste vintersæd, der sås med den aktuelle kapacitet på bedriften, mens der i praksis vil blive sået en uændret mængde på det "normale" såtidspunkt. Besparelsen i udsæd kan derfor være højere end her angivet.

Tabel 2. Anvendte forudsætninger i de økonomiske beregninger vedr. udsædsmængder ved tidlig og normal såning af vintersæd.

	Såning 7. september	Såning 23. september	Diff.	Pris	Arealvægt	Besparelse
	Udsædsmængde (kg/ha)			(kr./kg)	(%.)	(kr./ha)
Vinterhvede	134	188	54	3,00	72	162
Vinterrug	60	83	23	4,00	9	92
Vinterhybridrug	50	75	25	6,00	8	159
Vinterbyg	110	150	40	3,00	6	120
Triticale	83	167	84	4,00	5	336
Sum/vægtet gennemsnit					100	162

Et vægtet gennemsnit af besparelsen på udsæd ved tidlig såning på tværs af arter giver ca. 162 kr./ha (Tabel 2). Dette svarer til besparelsen i udsæd ved tidlig såning af hvede.

Tidlig såning kan principielt medføre et reduceret behov for så-kapacitet på bedriftsniveau eller en bedre kapacitetsudnyttelse gennem et større areal sået med den enkelte maskine. Besparelsen på udsæd og en evt. bedre kapacitetsudnyttelse giver fordele ved tidlig såning. Fra disse fordele skal trækkes ulemper ved tidlig såning. Som ovenfor anført giver tidlig såning ikke noget forventeligt merudbytte, til gengæld kan det øge variationen i udbytte, fordi tidlig såning medfører et potentiale for et merudbytte, men også en risiko for udbyttetab. Dette tilsiger en risikopræmie for at så tidligt, der er skønnet til mellem 100 og 200 kr./ha.

Ved tidlig såning vil der også kunne være behov for øgede omkostninger til pesticider, særligt hvis arealet med tidlig såning skal være meget højt. Arealer, der er udfordret af græsukrudt, vil typisk ikke være attraktive at så tidligt og vil kræve mere intensiv bekæmpelse, hvis det alligevel sker.

Våd halm er ofte en af de faktorer, der kan forsinke efterårsarbejdet i marken, og hvis man planlægger meget store arealer med tidlig såning, vil det derfor formenligt medføre en forøgelse af arealer, hvor halmen nedmuldes. Det er ikke umuligt at bjærge halm og så tidligt, men risikoen for forsinkelser, der forhindrer tidlig såning pga. nedbør, vil stige, hvis halmen ønskes bjærget.

Mens et moderat areal med tidlig såning kan forbedre kapacitetsudnyttelsen af så-kapacitet, vil det ved meget store arealer med tidligt sået vintersæd fordre udvidelse af kapaciteten og dermed dårligere kapacitetsudnyttelse. Konkret vurderes, at der er et vist areal (90.000 ha), hvor nettoomkostningerne (fordele minus ulemper) ved tidlig såning er nul (Tabel 3). Dette underbygges af, at der har været et vist niveau af "frivillig" tidlig såning, før der var tale om et virkemiddel ("dødvægt"). Herefter vurderes, at nettoomkostningerne ved tidlig såning vil stige gradvist fra lave omkostninger (100 kr./ha) til middel omkostninger (200 kr./ha) og videre til høje omkostninger (360 kr./ha) og meget høje omkostninger (880 kr./ha).

Tabel 3. Omkostninger ved tidlig såning af vintersæd.

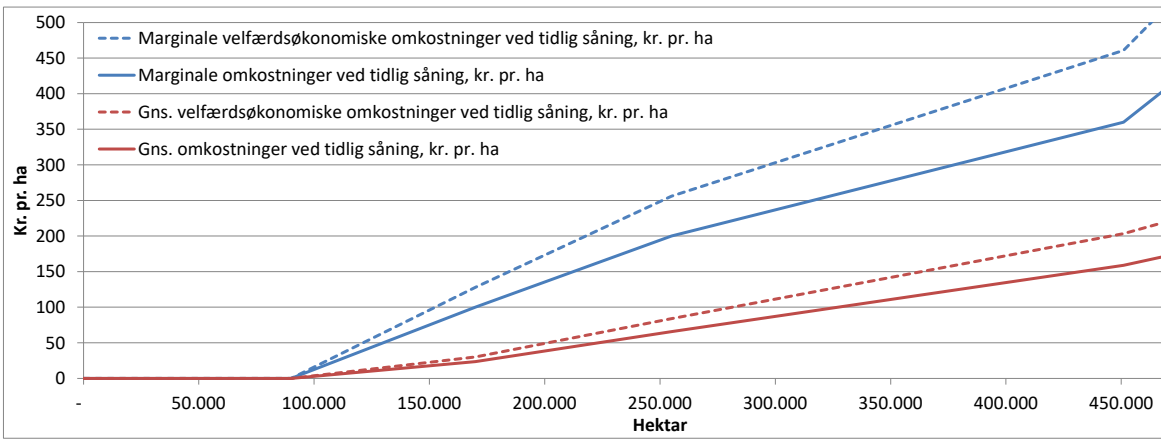
	Udbytte risikopræmie (kr./ha)	Udsæd besparelse (kr./ha)	Maskinomk. (kr./ha) kapacitetsudnyt.	Pesticider (kr./ha)	Omkostninger i alt (kr./ha)
Meget lave omk.	100	-162	-38	100	0
Lave omk.	100	-162	-38	200	100
Middel omk.	100	-162	0	262	200
Høje omk.	100	-162	122	300	360
Meget høje omk.	200	-162	442	400	880

Arealfordelingen på tværs af kategorierne ler og sand, samt under og over 80 kg N/ha i organisk gødning er baseret på den relative fordeling inden for kategorierne for årene 2014-2016 (Thomsen et al., 2017), samt potentialevurderingen ovenfor. For potentialet på de ca. 170.000 ha med god forfrugt vurderes, at der samlet set kan sås tidligt med meget lave eller lave omkostninger (Tabel 4). For et potentiale med mindre gode forfrugter på ca. 480.000 ha forventes omkostningerne ved tidlig såning at stige gradvist til hhv. middel, høje og meget høje omkostninger.

Tabel 4. Skønnet arealfordeling og marginale driftsøkonomiske nettoomkostninger ved anvendelse af tidlig såning af vintersæd.

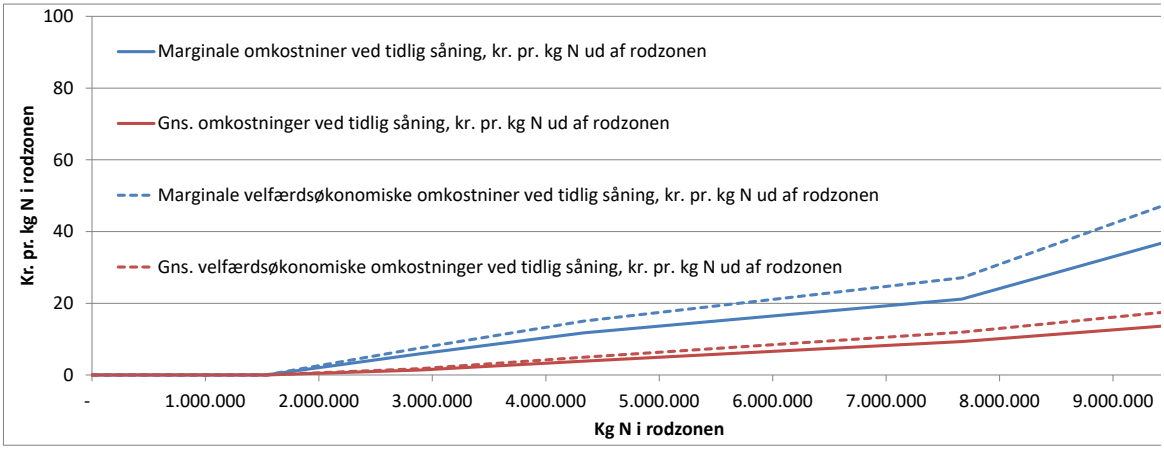
	Under 80 kg N/ha i organisk gødning		Over 80 kg N/ha i organisk gødning	
Jordtype	Ler	Sand	Ler	Sand
Arealvægt, overordnet (%)	28	36	10	26
Udvaskningsreduktion (kg N/ha)	17	17	17	17
Skønnet arealfordeling (ha)				
Meget lave omkostninger	21.000	21.000	20.000	28.000
Lave omkostninger	19.000	19.000	18.000	24.000
Middel omkostninger	20.000	20.000	19.000	26.000
Høje omkostninger	46.000	46.000	44.000	60.000
Meget høje omkostninger	47.000	48.000	46.000	62.000
Omkostninger for reduceret udvaskning ud af rodzonen afrundet til nul decimaler (kr./kg N)				
Meget lave omkostninger	0	0	0	0
Lave omkostninger	6	6	6	6
Middel omkostninger	12	12	12	12
Høje omkostninger	21	21	21	21
Meget høje omkostninger	52	52	52	52

Progressionen i de marginale driftsmæssige omkostninger ved tidlig såning er illustreret i Figur 1. Som det fremgår af figuren, vurderes der at være et potentiale for tidlig såning til under 100 kr./ha på omkring 170.000 ha. På dette niveau vil den gennemsnitlige reduktionsomkostning være ca. 24 kr./ha. De tilsvarende velfærdsøkonomiske omkostninger vil være på hhv. ca. 128 kr./ha og 30 kr./ha marginalt og gennemsnitligt betragtet.



Figur 1. Skønnede omkostninger ved tidlig såning af vintersæd, hhv. driftsøkonomiske og velfærdsøkonomiske og hhv. som marginal og gennemsnitsbetragtning.

Ser man på omkostningerne pr. kg N reduceret i rodzonen, illustreres de afledte omkostninger i Figur 2. Det vurderes f.eks., at der kan fjernes ca. 7,6 mio. kg N ud af rodzonen (ca. 450.000 ha) ved tidlig såning til en marginal driftsomkostning på under 21 kr./kg N. På dette niveau vil den gennemsnitlige omkostning være på under 10 kr./kg N. Herefter stiger de marginale omkostninger relativt kraftigt.



Figur 2. Skønnede omkostninger ved tidlig såning af vintersæd, hhv. driftsøkonomiske og velfærdsøkonomiske og hhv. som marginal og gennemsnitsbetragtning.

Opsummering

Den udvaskningsreducerende effekt af tidlig såning er revurderet i forhold til det tidligere Virkemiddelkatalog (Thomsen et al., 2014). I den nuværende vurdering tages der udgangspunkt i udvaskningsforsøg, hvorfor effekten fastsættes til 17 kg N/ha.

Omkostningerne er dels fastlagt ved en udbredelse på ca. 170.000 ha, hvor der forudsættes omkostninger på op til det lave niveau fra Tabel 4. Ved denne udbredelse er gennemsnitsomkostningerne vurderet til 1 kr./kg N med marginale omkostninger mellem 0 og 6 kr./kg N. Ved en yderligere udbredelse fra 170.000 ha til 255.000 ha forventes de gennemsnitlige omkostninger for den yderligere udbredelse at være 9 kr./kg N med marginale omkostninger mellem 6 og 12 kr./kg N. Ved en yderligere udbredelse fra 255.000 ha til 451.000 ha forventes de gennemsnitlige omkostninger for den yderligere udbredelse at være 16 kr./kg N med marginale omkostninger mellem 12 og 21 kr./kg N. Ved en yderligere udbredelse fra 451.000 ha til 654.000 ha forventes de gennemsnitlige omkostninger for den yderligere udbredelse at være 36 kr./kg N med marginale omkostninger mellem 21 og 52 kr./kg N.

Effekt, sikkerhed og økonomi

Virkemiddel	Referencepraksis	Årlig kvælstoffeffekt (kg N/ha)	Timing	Overlap	Budgetøkonomiske omkostninger (kr./kg N)	Velfærdsøkonomiske omkostninger (kr./kg N)
Tidlig såning af vintersæd (***) [1] Ved udbredelse på mellem 0 og 170.000 ha	Normal såning af vintersæd	17	Nej	Ja	1	2
Tidlig såning af vintersæd (***) [1] Ved udbredelse på mellem 170.000 og 255.000 ha	Normal såning af vintersæd	17	Nej	Ja	9	11
Tidlig såning af vintersæd (***) [1] Ved udbredelse på mellem 255.000 og 451.000 ha	Normal såning af vintersæd	17	Nej	Ja	16	21
Tidlig såning af vintersæd (***) [1] Ved udbredelse på mellem 451.000 og 654.000 ha	Normal såning af vintersæd	17	Nej	Ja	36	47

[1] Estimaterne anses for rimeligt sikre og er baseret på et velafprøvet datagrundlag.

Sideeffekter

Virkemiddel	Skadegørere og pesticider [1]	Natur og biodiversitet [1]	Fosfor [1]	Klima [1]
Tidlig såning af vintersæd	-	-	0	+

[1] '+': gunstig virkning; '-': ugunstig virkning; '0': neutral eller marginal afledt miljøeffekt.

Referencer

Briones, M.J.I., Schmidt, O. 2017. Conventional tillage decreases the abundance and biomass of earthworms and alters their community structure in a global meta-analysis. Glob. Change Biol. 1-24. DOI: 10.1111/gcb.13744

Christensen, B.T., Jensen, J.L., Thomsen, I.K. 2017. Impact of Early Sowing on Winter Wheat Receiving Manure or Mineral Fertilizers. Agronomy J. 109, 1-11.

Eriksen, L.B. 2019. Såtider i vinterhvedesorter. I: Pedersen, J.B., Oversigt over Landsforsøgene, 2019, SEGES, pp. 50-53. https://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Landsforsoeg-og-resultater/Oversigten-og-tabelbilaget/Sider/pl_19_Oversigt_Landsforsoeg2019.aspx

Hansen, E.M., Munkholm, L.J. 2014. Fastliggende forsøg med tidlig såning og efterafgrøder. I: Pedersen, J.B. (red.), Oversigt over Landsforsøgene 2014, Videncentret for Landbrug, Skejby, pp. 216-219.

Hansen, E.M., Thomsen, I.K., Pedersen, A.R., Hansen, P.K. 2008. Vælg dyrkningsmetoder, som gavner kvælstofforsyningen. I: Sammendrag af indlæg: Plantekongres 2008, Aarhus Universitet, Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet s. 25-27.

Holland, J.M. 2004. The environmental consequences of adopting conservation tillage in Europe: reviewing the evidence. Agriculture, Ecosystems and Environment 103, 1-25.

Kristensen, N.H., Nielsen, G.C. 2017. Strategi for tidlig såning af vinterhvede. I: Pedersen, J.B., (red.), Oversigt over Landsforsøgene 2017, SEGES, pp. 182-185. https://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Landsforsoeg-og-resultater/Oversigten-og-tabelbilaget/Sider/Oversigten_2017_web.pdf

Kristensen, N.H., Nielsen, G.C. 2018. Strategi for tidlig såning af vinterrug. I: Pedersen, J.B., (red.), Oversigt over Landsforsøgene 2018, SEGES, pp. 179-181. https://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Landsforsoeg-og-resultater/Oversigten-og-tabelbilaget/Sider/pl18_Oversigt_over_Landsforsoeg_2018.pdf

Landbrugsstyrelsen 2019a. Vejledning om gødsknings- og harmoniregler. Planperioden 1. august 2019 til 31. juli 2020. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Goedningsregnskab/Vejledning_om_goedsknings-_og_harmoniregler_i_planperioden_2019_2020.pdf

Landbrugsstyrelsen 2019b. Landmænd får bedre valuta, når de erstatter efterafgrøder med tidligt såede vinterafgrøder. Pressemeddelelse 12. december 2019. https://lbst.dk/nyheder/nyhed/nyhed/pressemeddelelse-landmaend-faar-bedre-valuta-naar-de-erstatter-efterafgroeder-med-tidligt-saaede-vinter/?utm_campaign=pressemeddelelse-landmnd-fr-bedre-valuta-nr-de-erstatter-efterafgrder-med-tidligt-sede-vinterafgrder&utm_medium=email&utm_source=naer_nyhedsmail

Melander, B., Hansen, E.M., Munkholm, L.J. 2013. Fastliggende forsøg med reduceret jordbearbejdning. I: Pedersen, J.B., Pedersen, C.Å. (red.), Oversigt over Landsforsøgene 2013, Videncentret for Landbrug, Skejby, pp. 217-220. https://www.landbrugsinfo.dk/planteavl/landsforsoeg-og-resultater/oversigten-og-tabelbilaget/sider/pl_oversigt_over_landsforsoegene_2013.aspx

Munkholm, L.J., Hansen, E.M., Thomsen, I.K., Wahlström, E.M., Østergaard, H.S. 2017. Nitrogen uptake, nitrate leaching and root development in winter-grown wheat and fodder radish. Soil Use and Management 33, 233-242.

Rasmussen, I.S., Thorup-Kristensen, K. 2016. Does earlier sowing of winter wheat improve root growth and N uptake? Field Crops Research 196, 10-21.

Soane, B.D., Ball, B.C., Arvidsson, J., Basch, G., Moreno, F., Roger-Estrade, J. 2012. No-till in northern western and south-western Europe: a review of problems and opportunities for crop production and the environment. Soil and Tillage Research 118, 66-87.

Suarez-Tapia, A., Rasmussen, J., Thomsen, I.K., Christensen, B.T. 2018. Early sowing increases nitrogen uptake and yields of winter wheat grown with cattle slurry or mineral fertilizers. The Journal of Agricultural Science 156, 177-187.

Thomsen, I.K., Hansen, E.M. 2014. Bilag 6. Tidlig såning af vintersæd. I: Eriksen, J., Jensen, P.N., Jacobsen, B.H. (red.), Virkemidler til realisering af 2. generations vandplaner og målrettet arealregulering. DCA Rapport 052, s. 277-286. http://web.agrsci.dk/djfpublikation/djfpdf/Virkemiddelkatalog_web.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., Rubæk, G.H., Kudsk, P., Jørgensen, L.N., Schelde, K., Olesen, J.E., Strandberg, M.T., Jacobsen, B.H., Eberhardt, J.M. 2014b. Tidlig såning af vintersæd. I: Eriksen, J., Jensen, P.N., Jacobsen, B.H. (red.), Virkemidler til realisering af 2. generations vandplaner og målrettet arealregulering. DCA Rapport 052, s. 51-60. http://web.agrsci.dk/djfpublikation/djfpdf/Virkemiddelkatalog_web.pdf

Thomsen, I.K., Kristensen, I.T., Bach, E.O., Hansen, E.M., Vinther, F.P., Jørgensen, L.N., Kudsk, P. 2017. Evaluering af nyt alternativ i gødskningsloven "tidlig såning", som blev introduceret med virkning fra planåret 2014/15. Notat til Landbrugs- og Fiskeristyrelsen 7. februar. https://pure.au.dk/portal/files/117343539/Evaluering_af_virkemiddlet_tidlig_saaning_besvarelse_3.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., Vinther, F.P., Hansen, E.M., Jørgensen, L.N. og Kudsk, P. 2014a. Notat vedrørende baggrundsdata til brug for den fremtidige arealregulering - besvarelse af spørgsmål A1-10 (om tidlig såning af vintersæd). Svar til NaturErhvervstyrelsen 5. marts 2014. https://pure.au.dk/portal/files/83234053/Notat_vedr_Baggrundsdata_arealregulering_A1_10_050314.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

Thorup-Kristensen, K., Cortasa, M.S., Loges, R. 2009. Winter wheat roots grow twice as deep as spring wheat roots, is this important for N uptake and N leaching losses? Plant Soil 322, 101-114.

Vogeler, I., Jensen, J.L., Thomsen, I.K., Labouriau, R., Hansen, E.M. 2020. Early sowing and catch crops for increasing nitrogen use efficiency in cropping systems. European Journal of Agronomy. Submitted.

Nedmuldning af halm før vintersæd

Ingrid K. Thomsen[1], Elly Møller Hansen[1], Per Kudsk[1] (skadegørere og pesticider), Lise N. Jørgensen[1] (skadegørere og pesticider), Marianne Bruus[2] (natur og biodiversitet), Beate Strandberg[2] (natur og biodiversitet), Gitte Holton Rubæk[1] (fosfor)

Fagfællebedømmelse: Lars Elsgaard[1], Jørgen E. Olesen[1] (klima)

[1]Agroøkologi, AU
[2]Bioscience, AU

Funktion og 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 vårsåede afgrøder (Landbrugsstyrelsen, 2019) vil betyde, at halm før vårafgrøder ikke vil kunne indarbejdes og dermed opnå en effekt via immobilisering.

Nedmuldning af halm fra korn- og rapsafgrøder har tidligere kunnet erstatte krav om plantedække om efteråret, hvor 1,6 ha med halmnedmuldning kunne erstatte 1 ha med plantedække (Plantedirektoratet, 2002).

Kvælstofeffekt

I Thomsen & Hansen (2014) er gennemgået resultater fra forsøg med nedmuldning af halm og effekt på immobilisering og udvaskning af kvælstof. Forsøgene spænder fra inkubationsforsøg under kontrollerede forhold til lysimeter- og markforsøg med måling af udvaskning. Forsøgene viste, at potentialet til kvælstofimmobilisering fundet under kontrollerede forhold kunne berettige, at halmnedmuldning blev indført som virkemiddel. Imidlertid kommer dette potentiale ikke generelt til udtryk i storskalaforsøg, hvor udvaskningen bliver målt direkte. På grund af den meget variable effekt blev nedmuldning af halm før vintersæd ikke anbefalet indført som virkemiddel (Thomsen et al., 2014).

Der er efter opgørelsen i Thomsen & Hansen (2014) kun gennemført få forsøg med nedmuldning af halm før vintersæd. Markforsøgene refereret i Hansen et al. (2015) er dog fortsat efter den periode (2003-11), der indtil videre er afrapporteret. Upublicerede resultater fra disse forsøg viser, at nedmuldning af halm i perioden 2011-18 tilsvarende perioden 2003-11 ikke havde effekt på kvælstofudvaskningen, ligesom der set samlet over hele forsøgsperioden (2003-18) heller ikke blev fundet en effekt.

I Thomsen et al. (2014) blev nedmuldning af halm før vintersæd vurderet ikke egnet som kvælstofvirkemiddel. Forsøg med halmnedmuldning, der siden er gennemført under danske og udenlandske forhold, giver ikke anledning til at ændre denne vurdering.

Langtidsvirkning

Ved nedmuldning af en halmmængde på 5 t/ha tilføres jorden ca. 2 t C/ha, 20-45 kg N/ha i organisk stof plus hvad der måtte immobiliseres efter nedmuldning (Christensen & Schjønning, 1987). Omsætningen af halm er relativ langsom, og med de begrænsede mængder tilført kulstof og kvælstof vil det generelt ikke være muligt direkte at måle mineralisering og tilbageholdelse efter et enkelt års halmnedmuldning. Der er dog gennemført en række forsøg med isotopmærket halm, hvor omsætningsforløbet kan følges. Baseret på forsøg med ^{14}C-mærket halm vurderede Christensen & Schjønning (1987), at der seks år efter nedmuldning af halm var ca. 20 % af halmens kulstof tilbage i jorden. Med ^{15}N-mærket halm er det fundet, at optagelsen af kvælstof i de første tre år efter nedmuldning var 4,5, 2,7 og 1,1 % af kvælstof tilført med halm (Thomsen & Jensen, 1994). På baggrund af en række andre forsøg konkluderede Christensen & Schjønning (1987), at der i forhold til halmens kvælstofindhold på nedmuldningstidspunktet (efterår) generelt blev optaget mellem 6 og 15 % i den efterfølgende afgrøde, mens mellem 70 og 90 % af halmens oprindelige kvælstofindhold kunne genfindes efter høst af den første afgrøde i enten afgrøden eller i jorden. Der blev således i løbet af det første år efter halmnedmuldningen tabt mellem 10 og 30 % af halmens oprindelige kvælstofindhold ved enten udvaskning eller denitrifikation.

Den egentlige netto-langtidseffekt af halmnedmuldning vil afhænge af, hvilken referencesituation, der sammenlignes med. I en situation hvor halmen i stedet for nedmuldning anvendes til strøelse og fodring for derefter at blive spredt på marken i form af gødning, vil langtidseffekten af halmnedmuldning være minimal.

Timing

Ikke vurderet.

Overlap i forhold til andre virkemidler

Ikke vurderet.

Sikkerhed på data

Der er gennemført adskillige studier med nedmuldning af halm, og sikkerheden på data må betragtes som relativ høj.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Ikke vurderet.

Forudsætninger 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.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Visuel kontrol af halmnedmuldning før vintersæd vil kun kunne finde sted i tidsrummet efter høst og før jordbearbejdning i forbindelse med etablering af vintersæd, mens halmen ligger i snittet tilstand på jordoverfladen. Efter såning af vintersæd vil det være vanskeligt/umuligt at registrere, om der er foretaget halmnedmuldning.

Sideeffekter

Skadegørere og pesticider

Halmrester på overfladen vil kunne reducere effekten af herbicider, som optages af underjordiske plantedele, som følge af binding til halmrester. Et forøget kulstofindhold i jorden som følge af mange års halmnedmuldning vil ligeledes kunne reducere effekten af disse herbicider som følge af en forøget binding til jordkolloiderne.

Nedmuldning af halm før vintersæd vil, sammenlignet med at efterlade halmrester på overfladen, øge nedbrydningen og omsætningen, hvilket er positivt i forhold til at minimere evt. efterfølgende problemer med sygdomme som Fusarium og hvedebladplet. Dette gælder hovedsageligt, når der er tale om ensidig dyrkning af f.eks. vinterhvede.

Natur og biodiversitet

Vurderingen af effekter af halmnedmuldning på natur og miljø (Tabel 1) baserer sig på en sammenligning med en dyrket mark i almindelig omdrift. Tilførslen af organisk stof vil have en positiv effekt på jordens nedbryderfødenet, dvs. mikroflora, mikroleddyr, regnorme m.fl. Den positive effekt kan dog i nogen grad blive modsvaret af en negativ effekt af selve den jordbearbejdning, der er forbundet med nedmuldningen af halmen, idet mikroleddyr og regnorme samt de edderkopper og biller, der lever på jordoverfladen optræder i væsentligt mindre antal efter harvning og især pløjning (House & Parmelee, 1985, Holland & Reynolds, 2003, Lövei et al., 2005, Thorbek & Bilde, 2004). Denne negative effekt vil afhænge af, hvorvidt halmnedmuldningen medfører en ekstra jordbearbejdning eller erstatter en anden, samt hvor kraftig jordbearbejdningen er.

Hvis nedmuldningen medfører et lag af halm på jordoverfladen, kan dette hæmme fremvæksten af vilde planter, til skade for de dyr, der æder disse i efterårs- og vintermånederne, men i og med at formålet med virkemidlet er at få halmen ned i jorden, forventes effekten på vilde planter og deraf afledte effekter at være minimal. Virkemidlet kan potentielt resultere i mere føde for især fugle, der æder regnorme og leddyr.

Tabel 1. Forventede effekter af nedmuldning af halm før vintersæd på natur og biodiversitet ved etablering på en dyrket mark i almindelig omdrift. Der er for hver parameter angivet en kvalitativ vurdering ud fra en skala mellem -3 (kraftig negativ effekt) og +3 (kraftig positiv effekt). Lave positive værdier repræsenterer vurdering af effekter ved ekstra jordbearbejdning i forbindelse med virkemidlet.

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier (føde og leve-steder)	Insekter og leddyr i øvrigt	Fugle	Pattedyr	Samlet vurde-ring
1-3	0	0	1-2	0-1	0	2-6

Fosfor

Når halm nedmuldes frem for at blive fjernet, vil der blive fjernet mindre fosfor fra marken. Hvis der kompenseres for dette ved at tilføre mindre fosfor med gødningen, vil fosforbalancen på den enkelte mark såvel som på det nationale plan ikke påvirkes. Hvis der ikke kompenseres, vil både markbalancen og den nationale balance øges. Der fjernes typisk mellem 2 og 4 kg P/ha med halm af korn og rapsafgrøder (Sørensen et al., 2019; Vinther, 2011). På længere sigt kan nedmuldning potentielt bidrage til forbedret jordstruktur, som vil kunne mindske risikoen for fosfortab via overfladisk afstrømning og makroporetransport marginalt i områder, hvor der er risiko for disse former for fosfortab. Nedmuldning af halm forud for vintersæd forventes derudover ikke at påvirke de kendte fosfortabsveje.

Klima

Som anført i Thomsen et al. (2014) forventes der ingen netto klimaeffekt forbundet med nedmuldning af halm. Det skyldes en forudsætning om, at den nedmuldede halm alternativt ville blive anvendt til foder eller strøelse for derefter at blive udbragt og indarbejdet i jorden. Dermed er der ingen kulstoflagringseffekt forbundet med virkemidlet. Der er ikke udarbejdet scenarier for en referencesituation, hvor halmen bliver brugt til energiformål.

Økonomi

Der er ikke gennemført økonomiske vurderinger af halmnedmuldning før vintersæd.

Opsummering

Nedmuldning af halm før vintersæd vurderes som i Thomsen et al. (2014) ikke egnet som kvælstofvirkemiddel.

Effekt, sikkerhed og økonomi

Virkemiddel	Referencepraksis	Årlig kvælstofeffekt (kg N/ha)	Timing	Overlap	Budgetøkonomiske omkostninger (kr./kg N)	Velfærdsøkonomisk omkostninger (kr./kg N)
Nedmuldning af halm før vintersæd (***) [1)]	Fjernelse af halm før vintersæd	0	Nej	Ja	Ikke vurderet	Ikke vurderet

[1)] Estimaterne anses for rimeligt sikre og er baseret på et velafprøvet datagrundlag.

Sideeffekter

Virkemiddel	Skadegørere og pesticider [1)]	Natur og biodiversitet [1)]	Fosfor [1)]	Klima [1)]
Nedmuldning af halm før vintersæd	0	+	+	0

[1)] '+': gunstig virkning; '-': ugunstig virkning; '0': neutral eller marginal afledt miljøeffekt.

Referencer

Christensen, B.T., Schjønning, P. 1987. Nedmuldning af halm. Tidsskrift for Planteavls Specialserie. Beretning nr. S 1911. Statens Planteavlsforsøg.

Hansen, E.M., Munkholm, L.J., Melander, B., Olesen, J.E. 2015. Nitrate leaching, yields and carbon sequestration after noninversion tillage, catch crops, and straw retention. Journal of Environmental Quality 44, 868-881.

Holland, J.M., Reynolds, C.R. 2003. The impact of soil cultivation on arthropod (Coleoptera and Araneae) emergence on arable land. Pedobiologia 47, 181-191.

House, G.J., Parmelee, R.W. 1985. Comparison of soil arthropods and earthworms from conventional and no-tillage agroecosystems. Soil Tillage Res. 5, 351-360.

Landbrugsstyrelsen 2019. Vejledning om gødsknings- og harmoniregler. Planperioden 1. august 2019 til 31. juli 2020. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Goedningsregnskab/Vejledning_om_goedsknings-_og_harmoniregler_i_planperioden_2019_2020.pdf

Lövei, G.L., Toft, S., Axelsen, J.A. 2005. Composition and diversity of spring-active carabid beetle assemblages in relation to soil management in organic wheat fields in Denmark. In: Lövei, GL, Toft, S. (Eds.): European Carabidology 2003. Proceedings of the 11th European Carabidologists' Meeting, Aarhus, July 2003. DIAS reports. Plant Production 114, 173-182.

Plantedirektoratet 2002. Vejledning og skemaer. Planperioden 1. august 2002 til 31. juli 2003. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.

Sørensen, P., Poulsen, H.D., Rubæk, G.H., Vinther, F.P., Pedersen, B.F., Kristensen, I.S. 2019. Anvendelse af gødning i dansk landbrug i relation til indførsel af fosforlofter. Nr. 2019-760-001059, 57 s. https://pure.au.dk/portal/files/143286922/Levering_Fosforlofter.pdf

Thomsen, I.K., Hansen, E.M. 2014. Bilag 10. 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 306-310. https://pure.au.dk/portal/files/84646400/Virkemiddelkatalog_web.pdf

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., Jensen, E.S. 1994. Recovery of nitrogen by spring barley following incorporation of 15N-labelled straw and catch crop material. Agriculture, Ecosystems and Environment 49, 115-122.

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

Thorbek, P., Bilde, T. 2004. Reduced numbers of generalist arthropod predators after crop management. Journal of Applied Ecology 41, 526-538.

Vinther, F.P. 2011. Fosforbortførsel med afgrøder i Standardsædskifter. Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Aarhus Universitet. Notat udgivet af Miljøstyrelsen (4 sider). https://www2.mst.dk/wiki/GetFile.aspx?Page=Husdyrvejledning.Virkemidler%20p%c3%a5%20arealer&File=Fosforfrafoersel.pdf

Halm til forgasning med returnering af biochar (pyrolyse-produceret kul) til jorden

Lars Elsgaard[1], Beate Strandberg[2] (natur og biodiversitet), Marianne Bruus[2] (natur og biodiversitet)

Fagfællebedømmelse: Henrik Thers[1], Drishya Nair[1], Jørgen E. Olesen[1] (klima)

[1]Agroøkologi, AU
[2]Bioscience, AU

Funktion og anvendelse

Biochar er den faste fraktion med højt kulstodindhold, der fremkommer ved termisk forgasning eller pyrolyse af forskellige typer biomasse. Biochar, der indarbejdes i jorden, kan øge jordens vandholdende evne, pH og evne til at tilbageholde næringsstoffer i rodzonen. Dette skyldes primært biochars porøse struktur og overfladeegenskaber. På baggrund af disse egenskaber er biochar gennem det seneste årti blevet undersøgt og foreslået til jordforbedring (Lehmann & Joseph, 2015). Biochar kan udbringes og indarbejdes i dyrket jord i forbindelse ved pløjning og harvning. Der vil også være mulighed for, at en mindre mængde biochar vil kunne udbringes via gylle (efter tilførsel af biochar til gylletanke). Der er begrænset erfaring med praktisk udbringning i større skala; de fleste studier af biochar er af eksperimentel karakter og er foregået som laboratorieforsøg eller med manuel udbringning på mindre feltarealer. En positiv effekt af biochar på høstudbytte er dokumenteret i meta-analyser (Jeffery et al., 2011; Crane-Droesch et al., 2013) men vil være mest aktuel på jorde med høj udvaskning, lav pH og lavt indhold af næringsstoffer og organisk kulstof. Typiske rater af biochar, der er fundet at kunne medføre en udbyttefremgang, ligger på 10-50 ton biochar pr. hektar. Det kan skønsmæssigt beregnes, at produktion af 10 og 50 tons biochar vil kræve, at der pyrolyseres høstet halm fra et areal på henholdsvis 6-11 ha og 31-63 ha. Udbyttet af biochar ved termisk forgasning afhænger af de specifikke procesbetingelser. Det forudsættes i beregningen, at udbyttet er 20-36 % (Thers et al., 2019, 2020), samt at udbyttet af halm i vinterhvede kan ansættes til 4,0-4,5 ton/ha.

Kvælstofeffekt

Undersøgelser samlet i en ny meta-analyse sandsynliggør, at biochar fra halm kan anvendes til at mindske udvaskning af nitrat fra rodzonen (Borchard et al., 2019). På tværs af 120 observationer blev der dokumenteret en reduktion på 13 % i nitratudvaskning (Borchard et al., 2019). Dette tal dækker dog over betydelige forskelle mellem jordtyper, dyrkningssystemer og anvendte eksperimentelle metoder. Alene studier med en længde over 30 dage viste et større potentiale på 26 % for reduktion af nitratudvaskning. Størst reduktionspotentiale knyttede sig generelt til jorder med pH mindre end 7 og organisk kulstofindhold på 1,0-2,4 %. Samtidig var der en tydelig effekt af mængden af udbragt

biochar, hvor kun rater på mere end 10 tons/ha havde sikker effekt. På trods af stærk empiriske dokumentation er den mekanistiske forståelse af de bagvedliggende processer svag. Derfor er det usikkert at forudsige effekten under givne danske forhold, hvor der ikke foreligger publicerede undersøgelser.

Timing

Effekten forventes at slå igennem i det år, hvor biochar udbringes og fortsætte i årene efter (Borchard et al., 2019). Effekten forventes at kunne være stærkest på grovsandet jord.

Overlap i forhold til andre virkemidler

I det omfang biochar reducerer udvaskningen af nitrat ved mekanismer, der øger planteoptaget eller bindingen af kvælstof i jorden, vil dette have overlap til øvrige virkemidler, der begrænser nitratudvaskning. Det er desuden rapporteret, at biochar kan nedsætte effektiviteten af syntetiske nitrifikationshæmmere (Fuertes-Mendizábal et al., 2019).

Sikkerhed på data

Der er ingen praktisk erfaring med biochar som virkemiddel til begrænsning af kvælstof-effekter under danske forhold.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Der er ikke aktuelle projekter ved AU, der undersøger effekten af biochar på kvælstofudvaskning.

Forudsætninger og potentiale

En forudsætning for anvendelse af biochar som kvælstofvirkemiddel (og til jordbrug i det hele taget) er, at der implementeres en dansk eller EU baseret regulering med kvalitetskrav til biochar, inklusiv grænseværdier for indhold af f.eks. tungemetaller og organiske forureninger, særligt polyaromatiske hydrokarboner. Internationale organisationer har fremsat forslag til biochar standarder (f.eks. European Biochar Certificate, 2019) og der arbejdes på fælles EU retningsliner som en del af revisionen af EU's gødningsforordning. Der er nedsat en undergruppe (STRUBIAS - STRUvite, Blochar, or incineration AShes) under Kommissionens Expert Group on Fertilizers, der skal klarlægge det tekniske og videnskabelige grundlag og komme med anbefalinger til implementering af bl.a. biochar i en fremtidig opdatering af EU's gødningsforordning (Huygens et al., 2018). En anden forudsætning for anvendelse af biochar som kvælstofvirkemiddel er, at produktet er tilgængeligt i tilstrækkeligt omfang, hvilket for nuværende ikke er tilfældet. Der findes for nuværende ikke operative danske anlæg, der producerer biochar i stor skala til kommercielt brug.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Biochar øger jordens kulstofpulje og omsættes kun langsomt, dvs. over tidshorisonter typisk på flere hundrede år. Der vil derfor være udfordringer i forhold til kontrolforanstaltninger f.eks. i form af målinger af jordens kulstofindhold.

Sideeffekter

Skadegørere og pesticider

Biochar kan interagere med sorption/desorption af pesticider i jord og kan ligeledes påvirke nedbrydningen af pesticider. Effekterne kan være modsatrettede afhængigt af biochars egenskaber, pesticidgrupper og jordtyper (Liu et al., 2018). Der er ikke empirisk dokumentation for effekter under danske forhold, og generelle effekter kan ikke vurderes med sikkerhed.

Natur og biodiversitet

Vurderingen af effekten af virkemidlet på natur og biodiversitet er fokuseret på de potentielle effekter af brug af biochar som gødning eller jordforbedringsmiddel (Tabel 1). Biochar tilføjet til jord forbedrer jordstruktur, porøsitet og øger den biologiske aktivitet i jorden signifikant, ligesom det øger antal og diversitet af alle livsformsgrupper af springhaler (Collembola) og andre jordbundsmikroorganismer som mider, nematoder og AM-mycorrhiza (Galazka et al., 2019; Gruss et al., 2019a; McCormack et al., 2019). Generelt er de påviste positive effekter opnået ved tilførsler af en biochar mængde på op til 50 t/ha (Galazka et al., 2019; Gruus et al., 2019b). Ved tilførsel af biochar i større mængder end 50 t/ha har testresultater på springhalen *Folsomia candida* vist svagt toksiske effekter, som angives primært at være forårsaget af en betydelig forhøjet pH, hvorimod der ikke blev fundet rester af toksiske forbindelser i biochar produceret ved lav temperatur (Gruss et al., 2019b). Da biochars egenskaber imidlertid afhænger af produktionsbetingelserne (f.eks. temperatur og opholdstid i reaktor) bør en analyse af det specifikke biochar-produkt tages i betragtning. I den forbindelse er det som tidligere nævnt en forudsætning for al anvendelse af biochar i stor skala, at produktet overholder specifikke kvalitetskrav f.eks. i forhold til indhold af tungmetaller, dioxin og polyaromatiske hydrocarboner (PAH). Dette kunne være krav som beskrevet i European Biochar Certificate (2019), hvilket samtidig sikrer mod utilsigtede sideeffekter. I forhold til indholdet af tungmetaller er renheden af input-biomassen afgørende, mens f.eks. PAH forbindelser kan dannes under pyrolyse-processen, som derfor skal styres for at undgå organiske forureninger.

Tabel 1. Forventede effekter af virkemidlet halm til forgasning med returnering af biochar på natur og biodiversitet ift. en referencen med nedmuldning af halm. Der er for hver parameter angivet en kvalitativ vurdering ud fra en skala mellem -3 (kraftig negativ effekt) og +3 (kraftig positiv effekt).

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier	Øvrige insekter og leddyr	Fugle	Pattedyr	Samlet vurdering
0-1	0	0	0	0	0	0-1

Fosfor

Afhængigt af biomasse, pyrolyse betingelser og udbragt mængde kan biochar fungere som kilde til plantetilgængeligt fosfor og er derfor blevet foreslået som supplement til konventionelle fosforgødninger (Uchimiya et al., 2015; Glaser & Lehr, 2019). Forståelsen af biochars sorptions-kapacitet er mangelfuld, og der er begrænset viden til at forudsige effekten af biochar på fosforretention i jord (Glaser & Lehr, 2019). Laboratoriestudier har vist, at nogle former for biochar potentielt kan adsorbere fosfat, og biochar er på den baggrund foreslået at kunne reducere fosfatudvaskning (Yao et al., 2011). Der er dog mangel på in situ undersøgelser, der dokumenter dette. Omvendt kan biochar have en forstærkende effekt på kolloidbåren fosfortransport på grund af biochars effekt på jordstruktur og jordvandskemi. Dette er påvist i et dansk studie udført med én type biochar på én jordtype (Kumari et al., 2014). På nuværende tidspunkt kan resultaterne omkring biochar og fosforudvaskning ikke generaliseres.

Klima

I relation til klimaeffekter bidrager biochar potentielt til lagring af stabiliseret kulstof i jorden samt en mulig sænkning af emissionen af lattergas (N_2O). Det er veldokumenteret, at kulstof i biochar har lang opholdstid i jordmiljøet. Den præcise stabilitet afhænger af typen af biochar, særlig O/C (ilt/kulstof) eller H/C (hydrogen/kulstof) ratioen; for biochar med en H/C ratio under 0,4 kan det antages, at mere end 90 % af det tilførte kulstof vil være stabilt i mere end 100 år (Lehmann & Joseph, 2015).

Hvis anvendelse af halm til forgasning med returnering af biochar til jorden substituerer direkte nedmuldning af halm, vil der ske et fald i jordens kulstofindhold som følge af fjernelse af halmen. Nettoeffekten på kulstoflagring afhænger derfor af antagelser om konverteringseffektiviteten for kulstof ved pyrolyse/forgasning samt antagelser om stabiliteten af biochar i jord (Thers et al., 2019). Overslag foretaget i relation til biochar som klimavirkemiddel har tidligere estimeret, at mængden af langtidsstabilt kulstof ved anvendelse af biochar potentielt kan fordoble mængden af langtidsstabilt kulstof, der genereres ved direkte nedmuldning af halm (Olesen et al., 2018). Det reelle regnestykke vil dog afhænge både af de egenskaber, der knytter sig til et specifikt biochar-produkt, og hvor stor en del af halmens kulstof, der konverteres til biochar, samt hvor meget biochar der udbringes pr. hektar. En overslagsberegning kan sammenfattes som følger: Halm, der nedmuldes, bliver mineraliseret af jordens mikroorganismer, og kun en mindre del af kulstoffet efterlades på stabil form i jorden. Denne andel vurderes til at udgøre omkring 15 % af det tilførte kulstof. Tænkes det, at et halmudbytte på 5 ton halm/ha nedmuldes med et kulstofindhold på 44 %, kan den stabile kulstofandel derfor vurderes til 330 kg C/ha. Udnyttes samme mængde halm (5 ton/ha) til forgasning, med et biochar-udbytte på 20 %, dannes der 1 ton biochar/ha. Antages denne biochar at have et kulstofindhold på 75 %, hvoraf 90 % er langtidsstabilt (mere end 100 år), kan den stabile kulstofandel vurderes til 675 kg C/ha. Det vil sige, at der netto opnås en øget mængde stabilt C på 345 kg C/ha ved anvendelse af biochar frem for halm i dette eksempel, svarende til netto 1,27 ton CO_2/ha. Den netto-effekt, der kan opnås pr. hektar, er dog helt afhængig af hvor meget biochar, der tilføres. I praksis vil tilførsler af så

små mængder som 1 ton/ha ikke være aktuelle, men det typiske niveau vil nærmere ligge på 20 ton biochar/ha, hvilket også vil kunne bidrage med andre jordforbedrende egenskaber. Hvis der anvendes en typisk biochar-mængde på 20 ton/ha, kan netto-effekten beregnes til 25,3 ton CO_2/ha. Anvendes 20 ton biochar/ha vil der dog kun kunne dækkes et mindre areal i forhold til anvendelse af 1 ton/ha biochar. Det skal også bemærkes, at udbyttet af biochar (i forhold til mængden af forgasset biomasse), samt kulstofindholdet i biochar-produktet afhænger stærkt af forgasnings-teknologien, især med hensyn til forgasningstemperatur og opholdstid i reaktoren.

Der er empirisk dokumentation for en betydelig reduktion i N_2O-emissionen fra dyrket jord i forsøg, hvor der måles i behandlinger med og uden biochar. Dette er sammenfattet i to metaanalyser (Cayuela et al., 2014; 2015), hvor der blev fundet en gennemsnitlig reduktion i N_2O-emissionerne på 53 % i kontrollerede laboratorieforsøg og en reduktion på 28 % i markforsøg. Opsamling af viden fra nyere undersøgelser sandsynliggør dog, at effekten af biochar på lattergasemissionen ikke er statisk men derimod forventes at formindskes over en kortere årrække (Borchard et al., 2019). Samtidig viser et nyt publiceret dansk studie (Thers et al., 2020), at der ikke var effekt på årlig N_2O emission ved anvendelse af op til 15 ton biochar/ha i et dyrkningssystem med raps. Derfor må det konkluderes, at der mangler viden til at fastsætte en realistisk virkningsgrad for effekten af biochar på N_2O-emissioner under danske dyrkningsforhold.

Økonomi

Der er ikke etableret en operativ forretningsmodel for biochar i Danmark, men baseret på pilotanlæg med PURSOC teknologi (SKAP Technology, 2019), hvor fokus er produktion af gas til generering af el og varme, er det tidligere anslået, at en mindstepris for biochar fra halm kunne være i størrelsesorden 100 € pr. ton. Udenlandske estimater på kommercielt biochar ligger typisk højere end det her anslåede, typisk nærmere 500 € pr. ton. Disse tal skal sammenholdes med typisk rate på 10-20 ton biochar/ha, der udbringes som en engangsrate.

Opsummering

Der foreligger udenlandske forskningsresultater, der dokumenterer reduktion af nitratudvaskning ved brug af biochar som jordfordringsmiddel. Men der er ikke erfaring med biochar som virkemiddel til begrænsning af kvælstofeffekter under danske forhold. En vurdering af potentialet af biochar til eventuelt at mindske kvælstoftab fra landbrugsjord kræver bedre datagrundlag for danske jordtyper og klimaforhold. For at komme videre i forhold til anvendelse af biochar under danske forhold, skal der satses på den nødvendige forskning og udvikling.

Effekt, sikkerhed og økonomi

Virkemiddel	Referencepraksis	Årlig kvælstofeffekt (kg N/ha)	Timing	Overlap	Budgetøkonomiske omkostninger (kr./kg N)	Velfærdsøkonomiske omkostninger (kr./kg N)
Halm til forgasning med returnering af biochar (pyrolyse-produceret kul) til jorden (-) [1]	Nedmuldning af halm	0	Ja	Ja	Ikke vurderet	Ikke vurderet

[1] Under afprøvning, hvor et datagrundlag vil fremkomme i de kommende år, eller hvor der slet ikke foreligger data

Sideeffekter

Virkemiddel	Skadegørere og pesticider [1]	Natur og biodiversitet [1]	Fosfor [1]	Klima [1]
Halm til forgasning med returnering af biochar (pyrolyse-produceret kul) til jorden	0	0	0	+

[1] '+': gunstig virkning; '-': ugunstig virkning; '0': neutral eller marginal afledt miljøeffekt.

Referencer

Borchard, N., Schirrmann, M., Cayuela, M.L., Kammann, C., Wrage-Mönnig, N., Estavillo, J.M., Fuertes-Mendizábal, T., Sigua, G., Spokas, K., Ippolito, J.A., Novak J. 2019. Biochar, soil and land-use interactions that reduce nitrate leaching and N_2O emissions: a meta-analysis. Sci. Total Environ. 651, 2354-2364.

Cayuela, M.L., van Zwieten, L., Singh, B.P., Jeffery, S., Roig, A., Sanchez-Monedero, M.A. 2014. Biochar's role in mitigating soil nitrous oxide emissions: A review and meta-analysis. Agric. Ecosyst. Environ. 191, 5-16.

Cayuela, M.L., Jeffery, S., van Zwieten, L. 2015. The molar $H:C_{org}$ ratio of biochar is a key factor in mitigating N_2O emissions from soil. Agric. Ecosyst. Environ. 202, 135-138.

Cayuela, M.L., van Zwieten, L., Singh, B.P., Jeffery, S., Roig, A., Sanchez-Monedero, M.A. 2014. Biochar's role in mitigating soil nitrous oxide emissions: A review and meta-analysis. Agric. Ecosyst. Environ. 191, 5-16.

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.

European Biochar Certificate 2019. European Biochar Certificate - Guidelines for a Sustainable Production of Biochar. European Biochar Foundation (EBC), Arbaz, Switzerland. http://www.europeanbiochar.org/en/download. Version 8.3E of 1st September 2019, DOI: 10.13140RG.2.1.4658.7043

Fuertes-Mendizábal, T., Huérfano, X., Vega-Mas, I., Torralbo, F., Menéndez, S., Ippolito, J.A., Kammann, C., Wrage-Mönnig, N., Cayuela, M.L., Borchard, N., Spokas, K., Novak, J., González-Moro, M.B., González-Murua, C., Estavillo, J.M. 2019. Biochar reduces the efficiency of nitrification inhibitor

3,4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP) mitigating N2O emissions. Sci. Rep. 9, Article number: 2346.

Galazka, G.A., Jonczyk, K., Gawryjolek, K., Ciepiel, J. 2019. The Impact of Biochar on Soil Quality and Microbial Functional Diversity. Bioresources 14, 7852-7868.

Glaser, B., Lehr, V.L. 2019. Biochar effects on phosphorus availability in agricultural soils: A meta-analysis. Scientific Reports 9:9338, https://doi.org/10.1038/s41598-019-45693-z.

Gruus, I., Twardowski, J.P., Latawiec, A., Królczyk, J., Medynska-Juraszek, A. 2019a. The Effect of Biochar Used as Soil Amendment on Morphological Diversity of Collembola. Sustainability 11(18) Artikel number 5126.

Gruus, I., Twardowski, J.P., Latawiec, A., Medynska-Juraszek, A., Królczyk, J. 2019b. Risk assessment of low-temperature biochar used as soil amendment on soil mesofauna. Environmental Science and Pollution Research 26, 18230-18239.

Huygens, D., Saveyn, H., Tonini, D., Eder, P., Sancho, L.D. 2018. Draft STRUBIAS recovery rules and market study for precipitated phosphate salts & derivates, thermal oxidation materials & derivates and pyrolysis & gasification materials in view of their possible inclusion as Component Material Categories in the Revised Fertiliser Regulation. Pre-final STRUBIAS Report, Joint Research Centre - European Commission.

Jeffery, S., Verheijen, F.G.A., van der Velde, M., Bastos, A.C. 2011. A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. Agric. Ecosyst. Environ. 144, 175-87.

Kumari, K.G., Moldrup, P., Elsgaard, L., De Jonge, L.W. 2014. Effect of biochar on air and water permeability and colloid and phosphorus leaching in soils from a natural calcium carbonate gradient. J. Environ. Qual. 43, 647-657.

Lehmann J, Joseph S. 2015. Biochar for environmental management - science, technology and implementation, 2nd edition. Routledge, New York.

Liu, Y.X., Lonappan, L., Brar, S.K., Yang, S.M. 2018. Impact of biochar amendment in agricultural soils on the sorption, desorption, and degradation of pesticides: a review. Sci. Total Environ. 645, 60-70.

McCormack, S.A., Ostle, N., Bardgett, R.D., Hopkins, D.W., Pereira, M.G., Vanbergen, A.J. 2019. Soil biota, carbon cycling and crop plant biomass responses to biochar in a temperate mesocosm experiment. Plant and Soil 440, 341-356.

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 130, DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug.

SKAP Technology, 2019. SKAP Technology ApS [WWW Document]. URL https://www.skaptech.dk/index.php

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.

Thers, H., Djomo, S.N., Elsgaard, L., Knudsen, M.T. 2019. Biochar potentially mitigates greenhouse gas emissions from cultivation of oilseed rape for biodiesel. Sci. Total Environ 671, 180-188.

Uchimiya, M., Hiradate, S., Antal, M.J. 2015 Dissolved phosphorus speciation of flash carbonization, slow pyrolysis, and fast pyrolysis biochars. ACS Sustain. Chem. Eng. 3, 1642-1649.

Yao, Y., Gao, B., Inyang, M., Zimmerman, A.R., Cao, X., Pullammanappallil, P., Yang, L. 2011. Biochar derived from anaerobically digested sugar beet tailings: Characterization and phosphate removal potential. Bioresour. Technol. 102, 62736278.

Permanent udtagning og kortvarig brak i omdrift

Gitte Blicher-Mathiesen[1], Jørgen E. Olesen[2], Beate Strandberg[1] (natur og biodiversitet), Marianne Bruus[1] (natur og biodiversitet), Gitte Holton Rubæk[2], Nicholas J. Hutchings[2] (klima), Berit Hasler[3] (økonomi), Louise Martinsen[3] (økonomi)

Fagfællebedømmelse: Uffe Jørgensen[2], Jørgen E. Olesen[2] (klima), Brian H. Jacobsen[4] (økonomi)

[1]Bioscience, AU
[2]Agroøkologi, AU
[3]Miljøvidenskab, AU
[4]Fødevare- og Ressourceøkonomi, KU

Funktion og anvendelse

Permanent udtagning

Landbrugsarealer, der permanent udtages af landbrugsdrift, vil overgå til en anden arealanvendelse. Udtagning kan både være til veje, byudvikling og etablering af natur som f.eks. overdrev eller skov. En vigtig forudsætning for at opnå en reduktion i udvaskning er, at der på arealet er et ophør af jordbearbejdning, stop for tilførsel af handels- og husdyrgødning, og at der på ikke-befæstede arealer er et veletableret plantedække. Udvaskningen vil fortsat være lav på udtagne arealer, der afgræsses ekstensivt. 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 & Buttenschøn, 2005) under forudsætning af at dyrene ikke fodres med udefra kommende fodertilskud.

Kortvarig brak

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 og maksimalt fire år. For at landmanden kan få støtte via grundbetaling må arealet ikke gødskes, sprøjtes (på nær visse undtagelser), eller afgræsses, og der må ikke høstes afgrøder fra arealet i brakperioden, men arealet må jordbearbejdes forår og efterår ved såning af efterfølgende afgrøde. Ifølge nugældende lovgivning skal en brakmark have etableret et plantedække senest 31. maj enten som fremspiret spildkorn eller ved evt. jordbearbejdning og såning af anden afgrøde i foråret (Landbrugsstyrelsen, 2018).

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.

Det er tilladt at anvende plantebeskyttelsesmidler til selektiv bekæmpelse af hejrearter, giftige arter eller aggressive ukrudtsarter som for eksempel flyvehavre, kæmpebjørneklo, brændenælder og tidsler. Dette gælder dog ikke for brakarealer udlagt som miljøfokusområde.

Kvælstofeffekt

Permanent udtagning

For landbrugsarealer, der udtages permanent til ekstensivt udnyttet græsarealer, vil den årlige udvaskning af nitrat efter en årrække være lavere end for arealer i omdrift. Udvaskningsniveauet 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 (Tabel 1). Udvaskningen vil yderligere falde til mellem 0 og 6 kg N/ha efter 2-5 års udtagning og til mellem under 1 og 3 kg N/ha efter 6-14 år med udtagning. Modelberegninger gennemført med rodzonemodellen DAISY for tre 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 & Thirup, 2006).

Tabel 1. Årlig nitratudvaskning efter udtagning af arealer fra landbrugsproduktion; målte værdier og opgjort efter henholdsvis et år, 2-3 og 4-14 år efter braklægning/udtagning samt modelberegnet udvaskning efter 50 og 100 år.

	Udvaskning (kg N/ha)						
	Udtaget til vedvarende græs					Omdrift	
	Målt			Modelberegnet [5]		Målt	Vurderet
Lokalitet	1. år	2.-3. år	4.-14. år	50 år	100 år		
St. Lyngby syd for Arresø [1]	5	2				45-60	
St. Lyngby syd for Arresø [1], afgræs.	8					45-60	
Rabis bæk i Karup Å oplandet[1]	5	5					
Drastrup ved Ålborg [2]	<1	<2					
Drastrup ved Ålborg [2], afgræsses	9	<2					
Tunø [3]	1-10	0-6	0-3		2-5	60-70	
LOOP 2, Himmerland [4] 1994/95 2004/05	 66 26	 17-56	 6-13			 63	
LOOP 6, Syd for Løgumkloster [4]	15	38-103	13-26	29-35	22-25	82	
Vurderet gennemsnit for landet							12

[1] Christensen (1990)
[2] Gundersen & Buttenschøn (2005)
[3] Jensen & Thirup (2006)
[4] Blicher-Mathiesen et al. (2019)
[5] Blicher-Mathiesen & Poulsen (2014)

For landbrugsarealer, der udnyttes intensivt, og som har fået tilført store mængder 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 (Tabel 1). Antallet af målinger omfatter alene tre observationer for 1. års udtagning og 4 observationer fordelt på de to LOOP lokaliteter med to måleår på hver. Datagrundlaget er derfor for spinkelt til at give et velfunderet gennemsnit.

Modelberegninger med Daisy for jordvandsstationen i LOOP 6 ved Løgumkloster viser, at den årlige udvaskning for dette areal vil være på et lidt højere niveau, 29-35 kg N/ha efter 50 år med brak og vil falde til 22-25 kg N/ha efter 100 år med brak.

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 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. Det anbefales at bibeholde dette gennemsnitsestimat for effekten af permanent udtagning af arealer, idet der som førnævnt ikke eksisterer tilstrækkelige måledata til at ændre eller

verificere dette niveau. 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, af jordtype og størrelsen af perkolationen. Med en referenceudvaskning på 61 kg N/ha (se kapitlet *Koncept for anvendelse og effektfastsættelse af kvælstofvirkemidler*, denne rapport) bliver den generelle effekt af permanent udtagning derfor 49 kg N/ha.

For arealer med stor tilførsel af husdyrgødning, er målingerne alene baseret på to jordvandsstationer over en tidshorisont efter udtagning på 5-10 år. I dag har vi ikke målinger, der viser, hvilket niveau udvaskningen for disse arealer vil få på en længere tidshorisont, men som før nævnt viser beregninger med Daisy, at udvaskningsniveauet efter 4-14 års udtagning ikke yderligere vil falde efter 100 år med brak. Målinger for arealer med begrænset tilførsel af husdyrgødning og forholdsvis lav perkolation viser, at udvaskningen forholdsvis hurtigt reduceres til et lavt niveau.

Udvaskning fra naturarealer, der har været natur i mange år, er lav (0,5-5 kg N/ha). Grunden til at udvaskningen er højere på naturarealer etableret på 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 til ekstensiv afgræsning, vil udvaskningen fortsat være lav.

Kortvarig brak

Der er som vist i Tabel 1 en meget stor variation på kvælstofudvaskning fra brak afhængig af, hvad forhistorien på landbrugsarealet har været og hvor stor perkolation, der er for det pågældende areal. Effekten vil desuden i betydelig grad afhænge af, om det braklagte areal før braklægning udgjorde et omdriftsareal, eller om arealet havde været omfattet af miljøordninger, varig græs, eller der er taget et nyt ind i landbrugsdrift som dyrkes som brak, hvor arealet 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.

Der findes ikke tilstrækkelig målte data for kortvarig brak etableret på arealer i omdrift, og effekten af korttidsbrak er dermed meget svær at estimere på grundlag af målte data. Den kortvarige braklægning kan dog vegetationsmæssigt og dyrkningsmæssigt i stort omfang sidestilles med dyrkning af frøgræs, og data fra NLES5 datagrundlaget (Børgesen et al., 2019) for både brak og frøgræs er derfor brugt her som proxy for kortvarig brak. Disse data omfatter i alt 30 observationer med variation i målt kvælstofudvaskning fra 3 til 66 kg N/ha med et gennemsnit på 27 kg N/ha. Med en referenceudvaskning på 61 kg N/ha (se kapitlet *Koncept for anvendelse og effektfastsættelse af kvælstofvirkemidler*, denne rapport) bliver den generelle effekt af kortvarig braklægning derfor 34 kg N/ha.

En GIS-analyse af afgrøder på alle marker i 2014, der blev dyrket som brak året efter, altså i 2015 viser, at ca. halvdelen af brakarealet i 2015 var omdriftsarealer året før og 17 %-point af disse var græs i omdrift, mens de resterende 47 % af arealet fortrinsvis var nye arealer, som ikke indgik i landbrugsarealet året før, og kun en lille andel var varig græs (Tabel 2). Effekten af kortvarig brak som

kvælstofvirkemiddel er derfor kun relevant for ca. halvdelen af det areal, der er opgjort som værende kortvarig brak, nemlig på den del hvor brakken etableres på et omdriftsareal.

Tabel 2. Fordeling af afgrøder på marker, hvor der året efter er brak i 2015 opgjort for alle marker i IMK.

FERV Kode	Brak type	Om-drift	Heraf græs i.o.	Varig græs	Andre (miljøstøtte mv.)	Ikke landbrug	I alt
		(ha)	(ha)	(ha)	(ha)	(ha)	(ha)
1000	Brak	565	161	17	131	4.118	4.831
2000	MFO Brak	11.783	3.871	153	260	7.443	19.640
I alt		12.348	4.032	170	391	11.561	24.470
Forfrugt for brak		Om-drift	Heraf græs i.o.	Varig græs	Andre (grønsager, miljøstøtte)	Ikke landbrug	I alt
		(%)	(%-point)	(%)	(%)	(%)	(%)
Brak		50,5	16,5	0,7	1,6	47,2	100,0

En anden GIS-analyse af om brak anvendes over flere år eller fortrinsvis kun som et-årig viser, at ca. halvdelen af arealet med brak indgik i omdrift i en til tre tidligere år, mens det resterende andel primært var arealer, som året inden ikke indgik i landbrugsarealet (Tabel 3). Begge GIS analyser blev gennemført på marker i IMK kortet.

Tabel 3. Afgrødefordeling i 2015, 2016 og 2017 for marker, der var brak i 2018.

	Omdrift	heraf græs i.o.	Varig græs	Andre (miljøstøtte mv.)	Ikke land-brug	I alt
	(%)	(%-point)	(%)	(%)	(%)	(%)
2017 som var brak i 2018	25,4	4,2	0,9	1,1	72,6	100,0
2016 som var brak i 2018	36,9	6,2	1,9	1,5	59,7	100,0
2015 som var brak i 2018	51,6	7,8	3,2	3,8	41,5	100,0

Timing

Udtagning og kortvarig brak kan ikke aktivt times over året men vil afhænge af nedbør og afstrømning.

Overlap i forhold til andre virkemidler

Udtagning og kortvarig brak kan ikke anvendes sammen med andre fladevirkemidler, der involverer plantedyrkning og tiltag i forbindelse med husdyrgødning. Ved udtagning og kortvarig brak mindskes effekten af drænvirkemidler i samme opland.

Forudsætninger og potentiale

Tiltaget kan anvendes af alle landbrugsbedrifter med omdriftsarealer.

Sideeffekter

Skadegørere og pesticider

Såfremt der er tale om permanent udtagning af landbrugsarealer, vil der ikke være noget pesticidforbrug på arealerne, dvs. det samlede pesticidforbrug vil falde. Disse arealer vil imidlertid ikke længere indgå i beregningen af omdriftsarealet i forbindelse med den årlige opgørelse af pesticidforbruget. Det betyder, at permanent brak ingen indflydelse vil have på det gennemsnitlige pesticidforbrug på sædskiftearealerne, som er grundlaget for vurderingen af udviklingen i pesticidforbruget.

Kortvarig brak vil ligeledes medføre en reduktion i pesticidforbruget bl.a. som følge af de restriktioner, der er vedrørende pesticidforbrug på brakarealer. Som tilfældet er med permanent brak, så medregnes disse arealer ikke i omdriftsarealet i forbindelse med den årlige opgørelse af pesticidforbruget, dvs. et reduceret pesticidforbrug som følge af kortvarig brak vil heller ikke blive afspejlet i pesticidstatistikken.

Natur- og biodiversitet

Natur- og biodiversitetspotentialet ved de to virkemidler permanent udtagning og kortvarig brak er så forskelligt, at de behandles adskilt.

Permanent udtagning

Permanent udtagning rummer umiddelbart et betydeligt natur- og biodiversitetspotentiale, idet landbrugsdriften ophører, og da der er tale om udtagning, forventes ikke omlægning til anden driftsform f.eks. skovdrift (Tabel 4). Dermed bliver jordbunden uforstyrret til stor gavn for alle organismer, der lever i jorden og på jordoverfladen (Briones & Schmidt, 2017; Thorbek & Bilde 2004; Holland & Reynolds 2003). Det gælder f.eks. også alle bier, der har rede i jorden. Hvilke plantearter, der indvandrer og etablerer sig afhænger i høj grad af jordens indhold af næringsstoffer. Potentialet for en varieret og artsrig flora og et rigt insektliv er langt størst, hvis arealet udtages, fordi det er ukurant (Ejrnæs et al., 2014). Da virkemidlet ikke inkluderer andre tiltag til mindskning af jordens 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, og det vil tage mange år (årtier) før der opnås højere artsdiversitet.

Tabel 4. Oversigt over forventede effekter af virkemidlet Permanent udtagning på forskellige grupper af organismer. Der er for hver parameter angivet en kvalitativ vurdering ud fra en skala mellem -3 (kraftig negativ effekt) og +3 (kraftig positiv effekt). Vurderingen i forhold til vilde bier forudsætter, at føderessourcen ikke anvendes til honningproduktion. Variationen i scoren afspejler, at den positive effekt på biodiversiteten vil afhænge af jordens næringsstofniveau og for de fleste landbrugsjorder først opnås efter lang tid (årtier).

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier (føde og leve-steder)	Insekter og leddyr i øvrigt	Fugle	Pattedyr	Samlet vurdering
2-3	1-3	1-3	1-3	1-2	1-3	7-17

Kortvarig brak

Da virkemidlet kortvarig brak er tidsbegrænset, vil det ikke føre til varige biodiversitetsforbedringer (Tabel 5). Faktisk kan virkemidlet have negativ effekt, især på organismer der lever i jorden eller på jordoverfladen. Da en del organismer, f.eks. edderkopper og løbebiller, tiltrækkes af de umiddelbart uforstyrrede forhold, vil brakarealet fungere som en økologisk fælde (Ganser et al., 2019; Pfiffner et al., 2018). Ved ophør af brakken i form af pløjning vil mange organismer dø. Et schweizisk studie fandt, at i gennemsnit 59 % af alle leddyr (arthropoder) forsvandt (Ganser et al., 2019). Reduktionen var størst for edderkopper (69 %) og biller (67 %), mens den var mindre, men stadig høj, for bestøvende insekter (47 %). Fraværet af jordbearbejdning vil kortvarigt gavne jordbundsorganismerne (Briones & Schmidt, 2017; Thorbek & Bilde 2004; Holland & Reynolds 2003). Landbrugsjordens frøbank vil primært indeholde almindelige markukrudtsarter, som vil dominere det første år med fri succession. Hvis der etableres en brakafgrøde (f.eks. bestøverbrak eller blomsterbrak), vil vegetationen domineres af de udsåede arter. Begge typer brak kan således øge antallet af blomstrende, især enårige plantearter, der kan forbedre fødegrundlaget for almindelige arter af bestøvende insekter, ligesom de kan give flere frø og frugter til agerlandets fugle og pattedyr (Fredshavn & Strandberg, 2013).

Tabel 5. Oversigt over forventede effekter af virkemidlet Kortvarig brak på forskellige grupper af organismer. Der er for hver parameter angivet en kvalitativ vurdering ud fra en skala mellem -3 (kraftig negativ effekt) og +3 (kraftig positiv effekt). Vurderingen i forhold til vilde bier forudsætter, at føderessourcen ikke anvendes til honningproduktion.

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier (føde og leve-steder)	Insekter og leddyr i øvrigt	Fugle	Pattedyr	Samlet vurde-ring
0-1	0	-2-1	-3-1	0-1	0-2	-5-6

Fosfor

Permanent udtagning

Permanent udtagning på højbundsjord vil i store træk have samme effekter som skovrejsning, når det sættes ind på risikoområder for erosion og tab via makroporer til dræn. Reduktionen i fosfortab fra disse typer arealer vil stort set kunne kvantificeres på samme måde, som er angivet for virkemidlet Skovrejsning i kataloget over fosforvirkemidler (Andersen et al., 2020).

Såfremt der er tale om permanent udtagning af arealer på lavbund med risiko for fosfortab, kan der evt. opnås en beskeden effekt, hvis virkemidlet implementeres på en måde, hvor der opnås negativ fosforbalance, og hvor det opfylder de betingelser, der angives for virkemidlet Høst af biomasse i randzoner og engarealer i fosforvirkemiddelkataloget (Andersen et al., 2020).

For alle typer af risikoområder er det afgørende for at opnå effekt, at der sikres et permanent plantedække, at al jordbearbejdning ophører, at eventuel græsning sker med en intensitet, hvor der ikke sker en nettotilførsel af fosfor til jorden, og at afgræsning tilrettelægges på en måde, så der ikke opstår lokale hotspots, der hvor dyrene opholder sig meget.

Kortvarig brak i omdrift

Kortvarig brak forventes ikke at påvirke fosfortabet i væsentligt omfang, idet jordens fosforstatus forbliver uændret, og der stadig vil forekomme jordbearbejdning med jævne mellemrum. Dog kan der være en beskeden midlertidig beskyttende effekt over for fosfortab ved erosion og makroporer til dræn i de perioder, hvor arealet ikke jordbearbejdes, og hvor det er dækket af permanent bevoksning. For at opnå denne positive effekt vil det være vigtigt at undgå nedvisning og jordbearbejdning i perioderne lige op til og under afstrømningssæsonen. For yderligere beskrivelse af disse effekter henvises til *Efterafgrøder* (denne rapport) og virkemidlet Optimering af jordbearbejdning, f.eks. pløjeretning, - tidspunkt og bearbejdningsintensitet, pløjefri dyrkning i kataloget over fosforvirkemidler (Andersen et al., 2020).

Hverken permanent udtagning eller kortvarig brak vil påvirke fosfortabet, når det etableres på arealer uden risiko for fosfortab.

Klima

Forudsætningen for drivhusgasberegningerne er, at permanent udtagning sker på en gennemsnitligt dyrket jord. I tilfældet af at arealet overgår til ekstensiv afgræsning, er det antaget, at det består af vedvarende græs med et græsningstryk svarende til 0,75 DE/ha og ingen slæt. Med et tilsvarende årligt kvælstofinput i udskillelsen fra husdyrene på 75 kg N/ha er beregnet en direkte lattergasemission på 351 kg CO_2-ækv./ha, svarende til en reduktion på 497 kg CO_2-ækv./ha i forhold til det gennemsnitlige landbrugsareal. Som beskrevet i Bilag 3 antages kvælstof i planterester at udgår 21 % af kvælstofinput, hvilket svarer til 75 kg CO_2-ækv./ha, en reduktion på 107 kg CO_2-ækv./ha i forhold til det gennemsnitlige landbrugsareal. I forhold til gennemsnitlig landbrugspraksis vil der være en reduktion i indirekte lattergasemission fra ammoniakfordampning på 32 kg CO_2-ækv./ha og fra kvælstofudvaskning 26 kg CO_2-ækv./ha, svarende til en reduktion i alt for indirekte lattergasemission på 123 kg CO_2-ækv./ha. Ifølge Christensen & Olesen (2018) vil konvertering til vedvarende græs betyde en kulstoflagring på cirka 0,3 tons C/ha, svarende til 1.100 kg CO_2/ha. Da der antages ikke at være markoperationer på området, vil reduktionen i forbrug af fossil energi være 340 kg CO_2/ha. Tilsammen er den årlige reduktion i drivhusgasemissionen 2,17 tons CO_2-ækv./ha.

I tilfælde af at arealet ved permanent udtagning ikke afgræsses, men afslås en gang årlig, kan effekter beregnes med samme forudsætninger som for kortvarig brak nedenfor, men med en udvaskningsreduktion på 49 kg N/ha. I dette tilfælde fås en reduktion i lattergas på 1.152 kg CO_2-ækv./ha, en reduktion i fossil energiforbrug på 327 kg CO_2/ha og en kulstoflagring på 1.100 kg CO_2/ha. Dette giver en samlet reduktion i klimagasser på 2,58 ton CO_2-ækv./ha.

I tilfældet af at arealet overgår til f.eks. skov, et vådområde eller andet arealanvendelse som betragtes som et kvælstofvirkemiddel, henvises til det relevante kapitel. Hvis udtagning er til en anden arealanvendelse, kan reduktionen i drivhusgasemission ikke kvantificeres, medmindre at der ingen drivhusgasemission er fra den anden arealanvendelse. I dette tilfælde kan reduktionen estimeres til 1,64 tons CO_2-ækv./ha.

Forudsætning for drivhusgasberegningerne for kortvarig brak er, at brakken erstatter et gennemsnitligt landbrugsareal. Efter Brozyna et al. (2013) antages, at lattergasemissionen fra planterester er ubetydelig. Da området ikke modtager handels- eller husdyrgødning, er der dermed en reduktion på den årlige direkte lattergasemission svarende til 1.030 kg CO_2-ækv./ha og en reduktion i den indirekte lattergasemission fra ammoniakemission svarende til 49 kg CO_2-ækv./ha. Da kvælstofudvaskningen er fastlagt til 27 kg N/ha, er reduktionen i forhold til det gennemsnitlige landbrugsareal i den indirekte lattergasemission 73 kg CO_2-ækv./ha. Kulstoflagringen antages til at være som for permanent udtagning, svarende til 1.100 kg CO_2-ækv./ha. Der skal være en årlig slåning svarende til en emission fra fossil energi på 13 kg CO_2/ha. Dermed er den årlige reduktion i fossilenergiforbruget 327 kg CO_2/ha. Den samlede reduktion i drivhusgasemissionen er 2,58 tons CO_2-ækv./ha.

Økonomi

Det antages, at virkemidlet implementeres på omdriftsarealer, og at implementeringen derfor både for permanent og kortvarig brak medfører et tab af indkomst fra den fortrængte landbrugsproduktion. Størrelsen af indkomsttabet vil afhænge af, om implementeringen sker på sand- eller lerjord, og for at belyse den jordtypeafhængige variation beregnes der reduktionsomkostninger for begge jordtyper. Jævnfør Bilag 1 opgøres det gennemsnitlige budgetøkonomiske tab til 1.193 kr./ha for sandjorde og 3.027 kr./ha for lerjorde. For kortvarig brak antages det, at arealerne slås en gang årligt. Omkostningerne til slåning sættes til 250 kr./ha, svarende til omkostningen til skårlægning angivet i Farmtal online (SEGES, 2020). Denne omkostning bygger på en antagelse om, at der er tale om relativt store og relativt velarronderede arealer. Hvis der er tale om meget små og ukurante arealer, må denne omkostningspost forventes at øges, og dermed vil reduktionsomkostningerne stige. Omkostningerne til slåning skal lægges til indkomsttabet for at få de samlede omkostninger forbundet med kortvarig brak. For permanent brak, hvor der er en bred vifte af fremtidige anvendelsesmuligheder, indregnes der ikke plejeomkostninger.

De samlede budgetøkonomiske omkostninger bliver dermed 1.443 kr./ha og 3.277 kr./ha for kortvarig brak på hhv. sand- og lerjorde. De tilsvarende velfærdsøkonomiske omkostninger er 1.847 og 4.195 kr./ha. For permanent brak er de budgetøkonomiske omkostninger 1.193 kr./ha og 3.027 kr./ha for hhv. sand- og lerjorde, og de tilsvarende velfærdsøkonomiske omkostninger er 1.527 og 3.875 kr./ha.

Med en reduktion af nitratudvaskningen på 49 kg N/ha for permanent brak og 34 kg N/ha for kortvarig brak kan de gennemsnitlige reduktionsomkostningerne for virkemidlet beregnes som vist i Tabel 6. Det bemærkes, at der er tale om gennemsnitstal for de to jordtyper.

Tabel 6. Reduktionsomkostninger for permanent og kortvarig brak.

	Permanent brak		Kortvarig brak	
	Sandjord	Lerjord	Sandjord	Lerjord
Effekt (kg N/ha)	49	49	34	34
Omkostninger				
Budgetøkonomisk (kr./ha)	1.193	3.027	1.443	3.277
Velfærdsøkonomisk (kr./ha)	1.527	3.875	1.847	4.195
Reduktionsomkostninger				
Budgetøkonomisk (kr./kg N)	24	62	42	96
Velfærdsøkonomisk (kr./kg N)	31	79	54	123

Som det fremgår af Tabel 6, er reduktionsomkostningerne højere for kortvarig brak end for permanent brak, hvilket skyldes den lavere effekt, samt de øgede omkostninger jf. behov for pleje. Ligeledes ses reduktionsomkostningerne at være højere for lerjorde end for sandjorde; dette skyldes at indkomsttabet er højere på lerjorde end på sandjorde.

Opsummering

Landbrugsarealer, der permanent udtages af landbrugsdrift og overgår til natur vil have en mindre udvaskning på skønsmæssig 49 kg N/ha ift. gennemsnitlig udvaskning fra dyrket jord. Dyrket jord, der overgår til kortvarig brak, vil have en skønsmæssig mindre udvaskning på 34 kg N/ha. Der er en positiv sideeffekt på fosfortab og natur af permanent udtagning, mens der ikke er nogen ændring for disse ved kortvarig brak. For begge virkemidler er der desuden positive sideeffekter på klima. For permanent udtagning udgør de samlede budgetøkonomiske omkostninger 1.193 (sandjord) og 3.027 (lerjord) kr./ha, og de tilsvarende velfærdsøkonomiske omkostninger udgør hhv. 1.527 og 3.875 kr./ha. For kortvarig brak udgør de samlede budgetøkonomiske omkostninger pr. ha 1.443 kr./ha og 3.277 kr./ha for hhv. sand- og lerjorde. De tilsvarende velfærdsøkonomiske omkostninger udgør 1.847 og 4.195 kr./ha.

Effekt, sikkerhed og økonomi

Virkemiddel	Reference-praksis	Årlig kvælstoffeffekt (kg N/ha)	Timing	Overlap	Budgetøkonomiske omkostninger (kr./kg N)	Velfærdsøkonomiske omkostninger (kr./kg N)
Permanent udtagning (**) [1)]	Gennemsnitlig dyrket jord	49	Nej	Ja	24-62	31-79
Kortvarig brak i omdrift (*) [2)]	Gennemsnitlig dyrket jord	34	Nej	Ja	42-96	54-123

1) Estimaterne anses for noget usikre og er baseret på ekspertskøn med et foreløbigt datagrundlag
2) Estimaterne anses for usikre og er baseret på ekspertskøn uden væsentligt datagrundlag

Sideeffekter

Virkemiddel	Skadegørere og pesticider [1)]	Natur og biodiversitet [1)]	Fosfor [1)]	Klima [1)]
Permanent udtagning	+	+	0	+
Kortvarig brak i omdrift	+	0	0	+

[1)] '+': gunstig virkning; '-': ugunstig virkning; '0': neutral eller marginal afledt miljøeffekt.

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

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

Briones, M.J.I., Schmidt, O. 2017. Conventional tillage decreases the abundance and biomass of earthworms and alters their community structure in a global meta-analysis. Glob Change Biol 1-24. DOI: 10.1111/gcb.13744

Brozyna, M.A., Petersen, S.O., Chirinda, N., Olesen, J.E. 2013. Effects of grass-clover management and cover crops on nitrogen cycling and nitrous oxide emissions in a stockless organic crop rotation. Agriculture, Ecosystems & Environment 181, 115-126.

Børgesen, C.D., Jensen, P.N., Blicher-Mathiesen, G., Schelde, K. (redaktører) 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.

Børgesen, C.D., Kristensen, I., Grant, R. 2008. Landbrugsregisterdata anvendt i regionale og landsdækkende beregninger af N og P tab. Baggrundnotat til Vandmiljøplan III – midtvejsevaluering. Aarhus Universitet. 28 sider.

Børgesen, C.D., Sørensen, P., Blicher-Mathiesen, G., Kristensen, K.M., 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. DCA Report No. 163.

Christensen, N., Jørgensen, F., Ernstsen, V. 1990. Næringsstofomsætning i marginaliseret landbrugsjord. NPO forskning fra Miljøstyrelsen nr. A13. 62 sider.

Ejrnæs, R., Nygaard, B., Strandberg, M. 2014. Forbedring af naturtilstand og biodiversitet efter ophør af gødskning og sprøjtning af §3-arealer. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. 27. november 2014

Fredshavn, J.R., Strandberg, M. 2013. Kvalitativ vurdering af EFA-arealers effekt på biodiversiteten. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. 11. september 2013

Ganser, D., Knop, E., Albrecht, M. 2019. Sown wildflower strips as overwintering habitat for arthropods: Effective measure or ecological trap? Agriculture, Ecosystems and Environment 275, 123-131.

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.

Holland, J.M., Reynolds, C.R. 2003. The impact of soil cultivation on arthropod (Coleoptera and Araneae) emergence on arable land. Pedobiologia 47, 181-191.

Jensen, J.C.S., Thirup, C. 2006. Nitratudvaskning I indsatsområde Tunø. Rapport udgivet af Århus Amt. 42 sider.

Landbrugsstyrelsen 2018. Vejleding om grundbetaling 2018 - og generel vejledning om at søge direkte arealstøtte. Miljø og Fødevareministeriet. 102 sider.

Miljøstyrelsen 2020. Derogation report 2019. Ministry of Environment and Food of Denmark. Department. p. 54. https://www.ft.dk/samling/20181/almdel/MOF/bilag/512/2041207.pdf

Pfiffner, L., Ostermaler, M., Stoeckli, S., Müller, A. 2018. Wild bees respond complementarily to 'high quality' perennial and annual habitats of organic farms in a complex landscape. Journal of Insect Conservation 22, 551-562.

SEGES 2020. Farmtal Online. https://farmtalonline.dlbr.dk/Navigation/NavigationTree.aspx

Thorbek, P, Bilde, T. 2004. Reduced numbers of generalist arthropod predators after crop management. Journal of Applied Ecology 41, 526-538.

Afgrøder med stort kvælstofoptag

Elly Møller Hansen[1], Ingrid K. Thomsen[1], Poul Erik Lærke[1], Uffe Jørgensen[1], Birte Boelt[1], René Gislum[1], Jim Rasmussen[1], Gitte Holton Rubæk[1], Per Kudsk[1] (skadegørere og pesticider), Beate Strandberg[2] (natur og biodiversitet), Marianne Bruus[2] (natur og biodiversitet), Nicholas J. Hutchings[1] (klima), Michael Friis Pedersen[3] (økonomi)

Fagfællebedømmelse: Jørgen Eriksen[1], Jørgen E. Olesen[1] (klima), Berit Hasler[4] (økonomi), Louise Martinsen[4] (økonomi)

[1]Agroøkologi, AU
[2]Bioscience, AU
[3]Fødevare- og Ressourceøkonomi, KU
[4]Miljøvidenskab, AU

Funktion og anvendelse

Virkemidlet *Afgrøder med stort 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. Dette kvælstofoptag 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 græsafgrøde reducere udvaskningen flere år i træk. Det er ikke defineret, hvor lang vækstsæsonen skal være for hver enkelt afgrøde.

Kvælstofeffekt

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. 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 i kapitlet *Ompløjningstidspunkt for fodergræs og efterfølgende afgrødevalg* (denne rapport).

Fabriksroer

I Virkemiddelkataloget fra 2014 (Hansen et al., 2014a; 2014b) blev det vurderet, at ved gødskning af sukkerroer til fabrik (fabriksroer) efter de dengang reducerede normer og fjernelse af roetop fra marken, kunne der opnås samme udvaskning, som ved dyrkning af korn med efterafgrøde. Efterfølgende har Hansen et al. (2019) på baggrund af en gennemgang af yderligere forsøg vurderet, at konklusionen fra Hansen et al. (2014a; 2014b) stadig er gældende, selv om normen i mellemtiden er hævet til økonomisk optimalt niveau. Ved dyrkning af fabriksroer og fjernelse af roetop vil der således 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., 2014b), dvs. på lerjord i et forholdsvist nedbørsfattigt klima som i den østlige del af Danmark. Under disse betingelser er udvaskningsreduktionen ved dyrkning af en efterafgrøde 12-24 kg N/ha (se kapitlet *Efterafgrøder*, denne rapport). Samme udvaskningsreduktion forventes at kunne opnås med fabriksroer. Som bekrevet i 2014-Virkemiddelkataloget (Hansen et al. 2014b) 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.

Fodersukkerroer

I virkemiddelkataloget fra 2014 (Hansen et al., 2014a; 2014b) blev det vurderet, at der ikke var forsøgsmæssig belæg for at sidestille fodersukkeroer med fabriksroer, fordi de dyrkes under forskellige betingelser. Dyrkes fodersukkerroer og fabriksroer under samme betingelse (mht. jordtype, klima, bedriftstype, gødskning, osv.) er der ikke grund til at antage, at der vil være forskel i deres evne til at reducere udvaskningen. Det antages i det følgende, at fodersukkerroer oftest vil blive dyrket på sandet jord i et nedbørsrigt klima og i sædskifter med kløvergræs og tilførsel af husdyrgødning, ligesom i ældre forsøg (refereret af Hansen et al., 2014b). Dette sammenholdt med, at kvælstofnormen ifølge Landbrugsstyrelsen (2019) er 85 kg N/ha højere for fodersukkerroer på vandet sandjord end kvælstofnormen til fabriksroer (226 kg N/ha for fodersukkerroer og 141 kg N/ha for fabriksroer) betyder, at risikoen for udvaskning kan være større end for fabriksroer dyrket i deres typiske dyrkningsområde.

Hansen et al. (2014b) vurderede, at risikoen for udvaskning fra fodersukkerroer er større end fra korn med efterafgrøde. Det blev tilføjet, at fodersukkeroer kan have en udvaskningsreducerende effekt i forhold til andre afgrøder. Desuden blev der peget på, at forsøg med dyrkning af fodersukkerroer i nedbørsrige områder tyder på, at der for roer tilsvarende majs er risiko for udvaskning tidligt i vækstsæsonen i år med stor forårsafstrømning (Hansen et al., 2014b).

Der er ikke fundet nye forsøg med fodersukkerroer, som gødes efter de nuværende økonomisk optimale gødningsniveauer. Der er derfor ikke grundlag for en mere præcis vurdering af deres udvaskningsreducerende effekt.

Fodergræs (græs i renbestand og kløvergræs)

I Hansen et al. (2014a) blev det fremhævet, at 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, udbytteniveau, benyttelse og antal år siden græsset blev udlagt. Det blev dog vurderet, at udvaskningsreduktionen i forhold til en hovedafgrøde uden lang vækstsæson er mindst på niveau med udvaskningsreduktionen ved dyrkning af efterafgrøder. Det blev desuden nævnt, at hvis effekten skal fastsættes mere differentieret, kræver det flere forsøg. Der er siden da påbegyndt nye forsøg med dyrkning af græs i renbestand (bl.a. Manevski et al. 2017; 2018) og kløvergræs (SmartGrass-projektet), som på længere sigt vil kunne belyse udvaskningsreduktionen efter flere års dyrkning af græs.

Olesen et al. (2016) har skønnet kvælstofudvaskningen fra slætgræs (kløvergræs og rent græs) med forskellig alder og forskellige gødningsniveauer. Efter gældende normer er den højeste kvælstofnorm til græs 465 kg N/ha på vandet sandjord (JB1-4) for afgrødekode 170 (græs til fabrik, omdrift). For kløvergræs er den højeste norm på samme jordtype 301 kg N/ha for afgrødekode 260 (græs med kløver/lucerne under 50 % bælgplanter, omdrift). Ved et gødningsniveau på 450 kg N/ha vurderede Olesen et al. (2016) udvaskningen fra 1. – 2. års og 3. – 8. års rent græs til henholdsvis 25 og 35 kg N/ha. For kløvergræs var de tilsvarende estimater ved et gødningsniveau på 240 kg N/ha 20 og 30 kg N/ha. Olesen et al. (2016) understregede, at der var tale om skøn, da der ikke fandtes danske forsøg med bestemmelse af nitratudvaskning ved stigende gødningstilførsel til græs eller kløvergræs.

Det er ikke umiddelbart muligt ud fra udvaskningsestimaterne i Olesen et al. (2016) at estimere udvaskningsreduktion i forhold til f.eks. en kornafgrøde med efterafgrøde. Hansen et al. (2018) har på grundlag af tilgængelige forsøg beregnet gennemsnit (typetal) for udvaskningen på sandjord i et ikke-nedbørsfattigt område for forskellige sædskifter. Derved kan udvaskningen fra forskellige afgrøder sammenlignes. Men det understreges, at der bag gennemsnittene er stor variation, og at værdierne derfor må betragtes som usikre.

Udvaskningsreduktionen ved dyrkning af græs og kløvergræs i perioden indtil ompløjning blev i virkemiddelkataloget fra 2014 (Hansen et al., 2014a) vurderet til mindst på niveau med udvaskningsreduktionen ved dyrkning af en kornafgrøde med efterafgrøde (dvs. mindst 12-45 kg N/ha). Indtil der foreligger resultater fra nye forsøg, vurderes der ikke at være forsøgsmæssigt belæg for at give en mere præcis vurdering af udvaskningsreduktionen. Der er ikke foretaget en estimation af effekten af at skift fra andre afgrøder som f.eks. majs til fodergræs, men der henvises til Børgesen et al. (2018) og til kapitlet *Reduceret tilførsel af mineralsk kvælstofgødning* (denne rapport), hvor der er taget udgangspunkt i de modelberegninger, der er gennemført med NLES5 for bl.a. disse afgrøder.

Frøgræs

I virkemiddelkataloget fra 2014 (Hansen et al., 2014a) er nævnt, at de 21 observationer der indgår i NLES4 for frøgræs, i gennemsnit har en udvaskning på 23 kg N/ha (Kristensen et al., 2008). I virkemiddelkataloget (Eriksen et al., 2014) er den udvaskningsreducerende effekt af frøgræs sidestillet med "græs", dvs. at udvaskningsreduktionen ved dyrkning af frøgræs i perioden indtil ompløjning blev vurderet til mindst på niveau med udvaskningsreduktionen ved dyrkning af en kornafgrøde med efterafgrøde, hvilket vil sige mindst 12-45 kg N/ha (se kapitlet *Efterafgrøder*, denne rapport). Den gennemsnitlig årlige effekt af frøgræsset vil afhænge af, hvor mange år frøgræsset befinder sig på marken, inden det destrueres.

Siden 2014 er der ikke afrapporteret nye forøg med udvaskningsmålinger i frøgræs, men der er igangsat nye forsøg, som vil kunne belyse udvaskningen fra frøgræs i sammenligning med andre afgrøder. Der er derfor endnu ikke grundlag for en mere præcis vurdering af den udvaskningsreducerende effekt ved dyrkning af frøgræs.

Langtidseffekt

Afgrøderne, der indgår i virkemidlet, kan opdeles i roer (fabriksroer og fodersukkerroer) og græs (fodergræs og frøgræs). Forskellige afgrøders generelle virkning på jordens indhold af organisk stof er, som beskrevet af Christensen (2002), bl.a. knyttet til rodsystemets beskaffenhed, henfald af overjordisk biomasse i vækstforløbet og vækstperiodens længde. Græs, der har en lang vækstperiode og et udbredt rodsystem med stor rodtæthed, vil tilføre jorden mere organisk stof end afgrøder med en kort vækstsæson og et mindre rodsystem. Ligeledes har det betydning, hvor stor en del af afgrøden, der fjernes ved høst.

Roer

I Hansen et al. (2019) konkluderes på bagrund af udenlandske forsøg, at dyrkning af fabriksroer med udgangspunkt i en jord med f.eks. 1,2 % C (0-25 cm) vil betyde, at jordens kulstoflager reduceres med op til 300 kg C/ha/år, hvis roetoppen fjernes. Hvis roetoppen i stedet efterlades, vil jordens lager af kulstof reduceres med 0 til 150 kg C/ha/år.

Det anslås, at reduktionen i jordens kulstoflager vil være af samme størrelsesorden ved dyrkning af fodersukkerroer. I en situation, hvor roer bidrager til, at jordens indhold af organisk kvælstof reduceres, vil risikoen for udvaskning mindskes pga. lavere mineralisering af kvælstof.

Græs

Olesen et al. (2016) estimerede på baggrund af modelberegninger (Taghizadeh-Toosi & Olesen, 2015), at fodergræsmarker tilfører jorden 600 kg C/ha/år uanset jordtype og græsmarkens alder. Frøgræsmarker har en lavere plantetæthed og gødes mindre end fodergræsmarker. Til gengæld vil bortførslen af organisk stof være mindre end i fodergræs, bl.a. fordi en stigende andel frøavlere snitter

og efterlader halmen på marken efter frøhøst (eksempelvis i alm. rajgræs, strandsvingel og hundegræs). Overordnet vurderes derfor, at kulstofindlejringen i frøgræsmarker er på niveau med fodergræs, men der er ikke fundet forsøgsmæssig dokumentation derfor.

Opbygning af organisk stof i græsmarker kan fortsætte, indtil der opnås ligevægt, hvor den mængde kulstof, der frigives fra jorden, er lig den mængde der bindes. Ved ompløjning af græsmarker vil der kunne frigives både kulstof og kvælstof. Ompløjning af græsmarker behandles i kapitlet *Ompløjningstidspunkt for fodergræs og efterfølgende afgrødevalg* (denne rapport).

Timing

Effekten i rodzonen opnås for de etårige forårssåede afgrøder om efteråret i det samme år, som de er blevet etableret. Hvis græs fortsætter væksten et eller flere år efter etablering vil der være mulighed for en udvaskningsreducerende effekt både forår og efterår. Fabriksroer dyrkes i områder uden stor risiko for forårsudvaskning, mens fodersukkerroer hidtil ofte er blevet dyrket i nedbørsrige områder med sandet jord, hvilket giver risiko for forårsudvaskning.

Overlap i forhold 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.

Sikkerhed på data

Effekten ved dyrkning af fabrikssukkerroer, som de hidtil er blevet dyrket (dvs. i nedbørsfattige områder ved forholdsvist 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 forholdsvist sikkert bestemt, men der er usikkerhed om betydningen af mere langvarig dyrkning af græsmarker ved højt gødningsniveau.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

I SmartGrass-projektet, som løber til og med 2020, opnås udvaskningsdata for kvælstofresponsen i kløvergræs på to lokaliteter. I projektet Biobasen på JB4 opnås udvaskningsdata for højt gødet græs i renbestand og ugødet kløvergræs med forskellig alder. I BIOPRO indsamles data for både en- og

flerårige afgrøder til sammenligning med et traditionelt sædskifte med vårbyg, frøgræs og fabriksroer. Forsøget blev etableret i 2015, og første sædskifteperiode er afsluttet i 2018. Der savnes dog forsøg, hvor alle afgrøderne i virkemidlet dyrkes samtidigt tillige med f.eks. vårbyg med efterafgrøde og evt. majs under samme dyrkningsbetingelser. Det vil sige, at alle afgrøder dyrkes hvert år efter samme forfrugt, således at afgrødernes udvaskningsreducerende effekt direkte vil kunne sammenlignes. Tidshorisonten vil være mindst fire år, men da de fleste afgrøder ikke er egnede til at dyrke flere år i træk, vil det i fastliggende forsøg være nødvendigt at indlægge vekselafgrøder, hvilket vil forlænge forsøgsperioden. Alternativt skal udvaskningsforsøgene flyttes hvert år.

Forudsætninger 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).

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Hvis dyrkning af afgrøder med stort kvælstofoptag som fodergræs, roer og græsfrø direkte skulle blive implementeret som et virkemiddel, dvs. uden hensyntagen til nuværende udbredelse, vil det generelt være muligt at kontrollere, om der dyrkes de pågældende hovedafgrøder.

Implementeres afgrøder med stort kvælstofoptag som virkemiddel med hensyntagen til nuværende udbredelse, dvs. at det kun er ved en forøgelse af arealet for den enkelte afgrøde, at dyrkningen af disse afgrøder kan defineres som et virkemiddel, vil den administrative tilgang mht. udgangssituationen (dødvægt) være bestemmende for udfordringerne ved kontrol og administration. Det drejer sig f.eks. om, hvorvidt dødvægten skal håndteres og dermed kontrolleres på bedriftsniveau eller på et højere niveau som oplandsniveau eller landet som helhed.

Sideeffekter

Skadegørere og pesticider

Effekterne på pesticidforbruget af at dyrke afgrøder med stort kvælstofoptag vil afhænge af, hvilken afgrøde, der dyrkes. Mens fodergræs har den laveste behandlingshyppighed og pesticidbelastning af alle større afgrøder, så er behandlingshyppigheden i sukker-/foderroer på niveau med vintersæd men højere end for vårsæd, mens pesticidbelastningen er højere end for både vinter- og vårsæd. Med hensyn til pesticidforbrug og -belastning er frøgræs sammenlignelig med vintersæd.

Natur og biodiversitet

Flere af afgrøderne, der er mulige at dyrke under dette virkemiddel, har en lang vækstsæson og kan også dyrkes over flere sæsoner. Dyrkning af flerårige afgrøder er generelt set bedre for biodiversiteten end enårige (Tabel 1). Mange sommerfuglelarver lever således på græs, hvorfor dyrkningen af flerårige græsafgrøder kan være gavnlig for sommerfugle. Hvis der indgår kløver, som får lov at blomstre, vil dette kunne være til gavn for de vilde bier.

Effekten på vilde planter i og nær marken vil afhænge af, om herbicidforbruget ændrer sig ved dyrkning af afgrøder med stort kvælstofoptag, men jf. ovenfor forventes ikke betydelige forskelle fra anden konventionel dyrkning.

Tabel 1. Forventede effekter af afgrøder med stort kvælstofoptag vurderet for flerårige afgrøder. I vurderingen er virkemidlet sammenlignet med mark i omdrift. Vurderingen af effekten af virkemidlet i forhold til blomstersøgende insekter dvs. vilde bier, svirrefluer, sommerfugle m.fl. forudsætter at føderessourcen ikke er anvendes til honningproduktion.

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier	Øvrige insekter og leddyr	Fugle	Pattedyr	Samlet vurdering
1-2	0	0-1	1	1	2	5-7

Fosfor

Virkemidlet, som det er defineret her, vil kunne have nedenfor beskrevne beskedne effekter på fosfortab, men kun i de tilfælde hvor det sættes ind i et område, hvor der er risiko for erosion eller for tab via makroporer til dræn. I alle andre områder skønnes virkemidlet ikke at have effekt på tab af fosfor.

Fabriksroer og fodersukkerroer: Effekten på fosfortabet fra roer sammenholdt med en vårsæd med efterafgrøde skønnes at være ubetydelig i de situationer, hvor efterafgrøden må nedvisnes og indarbejdes i efteråret (på lerjord, og derfor i egne hvor der dyrkes fabriksroer). Hvis virkemidlet derimod sammenholdes med vårsæd efterfulgt af en efterafgrøde, der forbliver i vækst frem til næste forår, skønnes det, at roerne har en lille negativ effekt på fosfortabet (øget fosfortab). Det skyldes, at jordoverfladen brydes og bearbejdes i eller kort forud for afstrømningssæsonen i forbindelse med høsten af roerne, hvorved risikoen for fosfortab via overfladisk afstrømmende vand og via vand, der strømmer af i makroporer til dræn, øges. Roemarker med intensiv såbedsbearbejdning og meget lidt plantedække indtil sidst på foråret kan også være sårbare for overfladiske afstrømningshændelser om foråret.

Græs og frøgræs vil i forhold til en vårafgrøde med efterafgrøde kunne reducere tab af fosfor fra områder, hvor der er risiko for fosfortab via erosion. Undersøgelser peger på, at tab af jord ved erosion er tiltagende med følgende efterårsbevoksninger: etablerede græsmarker, stubmarker, pløjede marker, vintersæd (Poulsen & Rubæk, 2005; Schjønning et al., 2009). I Andersen et al. (2020) er effekten

af vedvarende græs mod erosion kvantificeret, når græsset implementeret i et risikoområde for fosfortab via erosion. Denne kvantificering kan ikke overføres til det scenarie, der beskrives i nærværende virkemiddel, da græsbevoksningen nok er flerårig men ikke permanent.

De beskedne effekter på fosfortab kan p.t. ikke kvantificeres.

Klima

Klimaeffekterne beregnet i forhold til korndyrkning. Et øget areal med fodergræs vil påvirke drivhusgasemissioner på forskellig vis afhængig af, hvordan virkemidlet implementeres. Klimaeffekten af græsdyrkning under forskellige forhold er beskrevet af Olesen et al. (2016) og Thomsen et al. (2019). Det er ikke muligt at beregne et enkelt tal for virkemidlet, men under alle omstændigheder vil et øget areal med fodergræs fører til en reduktion i klimabelastning.

Klimaeffekten af frøgræsdyrkning beregnet i forhold til korndyrkning er afhængig af hvilken art og sort, der dyrkes, da den tilladte kvælstofgødning varierer. Hvis man antager en kvælstofgødskning på 170 kg N/ha Landbrugsstyrelsen (2019), kontra 200 kg N/ha for korndyrkning, og at reduktionen i nitratudvaskning er 12-45 kg N/ha (dvs. 29 kg N/ha i gennemsnit), vil reduktionen i lattergasemission fra kvælstofgødning, planterester, ammoniakfordampning og nitratudvaskning være henholdsvis 140, 30, 3 og 62 kg CO_2-ækv./ha. Frøgræsdyrkning er antaget til at være sammenlignelig med korndyrkning, hvorfor der ikke er ændringer i det fossile energiforbrug. I Eriksen et al. (2014) var kulstoflagring i frøgræsmarker skønnet til 2,9 tons CO_2-ækv./ha, men der var og er ingen empiriske data til at understøtte skønnet. Den samlede reduktion med og uden den skønnede kulstoflagring er dermed henholdsvis 0,24 og 3,1 tons CO_2-ækv./ha.

Kvælstofgødning til fabriksroer antages til at være 134 kg/ha (Landbrugsstyrelsen, 2019). Som beskrevet ovenfor, vil dyrkning af fabriksroer betyde, at jordens kulstoflager reduceres med op til 300 kg C/ha, hvis roetoppen fjernes, og med 0 til 150 kg C/ha, hvis roetoppen efterlades. Ved at vælge midtpunkter på henholdsvis 75 og 150 kg C/ha, vil CO_2-emissionen øges med henholdsvis 275 og 550 kg CO_2/ha. Fjernelsen af roetoppen vil dog reducere lattergasemissionen fra planterester. 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 571 kg CO_2-ækv. Samlet vil klimaeffekten være nul eller negativ, og disse store, usikre og modvirkende tal gør det samlede estimat meget usikkert.

Økonomi

Økonomien i afgrøder med stort kvælstofoptag, som fodergræs, frøgræs og roer, er typisk god, hvis man sammenligner med økonomien i vårkorn uden efterafgrøder, der er referencen i forhold til effektvurderingen mht. kvælstofudvaskning. Ser man på DB kalkuler, er DB II for disse afgrøder med stort kvælstofoptag således altid højere eller på niveau med DB II i vårkorn. For sukkerroer og frøgræs

vil omfanget af produktionen være betinget af kontrakter. Der er ikke et relevant grundlag for at vurdere økonomien i alternativ anvendelse af produkter som f.eks. sukkerroer til biogas.

For fodergræs er der et potentiale for at erstatte majs- og kornarealer (evt. med efterafgrøder) med græs. Ved en eventuel indførelse af et sådant skift som virkemiddel, vil det afhængig af implementeringen kunne få byrdefordelingsmæssige konsekvenser på tværs af landbrugets driftsgrene til fordel for mælkeproducenter. Der findes ikke forsøg, hvor den udvaskningsreducerende effekt af et skift fra majs og byg til græs direkte sammenlignes, men Hansen et al. (2018) har på baggrund af typetal estimeret konsekvenser af en øget græsandel i sædskiftet.

Dyrkning af afgrøder som fodergræs, roer og frøgræs er ikke for nuværende et egentligt virkemiddel. Den administrative tilgang til en eventuel implementering af dyrkning af afgrøder med stort kvælstofoptag som virkemiddel vil være bestemmende for økonomien i virkemidlet, hvorfor der ikke er gennemført egentlige økonomiske analyser.

Opsummering

Ved dyrkning af fabriksroer med fjernelse af roetop forventes samme udvaskningsreducerende effekt som ved dyrkning af korn med efterafgrøder. Forudsætning er, at fabriksroer dyrkes under de samme dyrkningsbetingelser, som fabriksroer hidtil er blevet dyrket. Risikoen for udvaskning fra foderroer vurderes at være større end fra fabriksroer, dvs. større end fra korn med efterafgrøde pga. andre dyrkningsbetingelser for fodersukkerroer end for fabriksroer. Datagrundlaget er dog spinkelt. For græs og frøgræs vurderes udvaskningsreduktionen at være mindst på niveau med udvaskningsreduktionen ved dyrkning af en vårkorn med efterafgrøde.

Effekt, sikkerhed og økonomi

Virkemiddel	**Referencepraksis**	**Årlig kvælstoffeffekt (kg N/ha)**	**Timing**	**Overlap**	**Budgetøkonomiske omkostninger (kr./kg N)**	**Velfærdsøkonomiske omkostninger (kr./kg N)**
Fabriksroer (**) [1)]	Jord efter vårkorn uden efterafgrøder	12-24	Nej	Ja	Ikke vurderet	Ikke vurderet
Fodersukkerroer (*) [2)]		Ikke vurderet				
Græs og frøgræs (**) [1)]		>12-45				

1) Estimaterne anses for noget usikre og er baseret på ekspertskøn med et foreløbigt datagrundlag.
2) Estimaterne anses for usikre og er baseret på ekspertskøn uden væsentligt datagrundlag.

Sideeffekter

Virkemiddel	Skadegørere og pesticider [1)]	Natur og biodiversitet [1)]	Fosfor [1)]	Klima [1)]
Fabriksroer	-	+	0	0/+
Fodersukkerroer	-		0	
Græs og frøgræs	0/-		+	

[1)] '+': gunstig virkning; '-': ugunstig virkning; '0': neutral eller marginal afledt miljøeffekt.

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

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

Christensen, B.T. 2002. Kapitel 5. Kulstof i dyrket jord. I: Christensen, B.T. (redaktør), Biomasseudtag til energiformål – konsekvenser for jordens kulstofbalance i land- og skovbrug. DJF rapport, Markbrug, nr. 72, Aarhus Universitet, 75 sider.

Eriksen, J., Jensen, P.N. og Jacobsen, B.H. (redaktører) 2014. Virkemidler til realisering af 2. generations vandplaner og målrettet arealregulering, Aarhus Universitet. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. 327 sider. https://pure.au.dk/ws/files/84646400/Virkemiddelkatalog_web.pdf

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. 2014a. 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.

Hansen, E.M., Søegaard, K., Børgesen, C.D. 2014b. Bilag 5. Roer: Vurdering 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 260-274.

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 næringsstoftab i græsrige sædskifter. Notat til Landbrugsstyrelsen 15. maj 2018. https://pure.au.dk/portal/files/127151867/Besvarelse_Mulighed_for_reduktion_af_n_ringsstoftab_i_gr_srige_s_dskifter.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

Kristensen, K., Waagepetersen, J., Børgesen, C.D., Vinther, F.P., Grant, R., Blicher-Mathiesen, G. 2008. Reestimation and further development in the model N-LES, N-LES$_3$ to N-LES. DJF Plant Sciences no. 139. Aarhus Universitet, 25 sider.

Landbrugsstyrelsen (2019). Vejledning om gødsknings- og harmoniregler. Planperioden 1. august 2019 til 31. juli 2020. 1. revision, august 2019. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Goedningsregnskab/Vejledning_om_goedsknings-_og_harmoniregler_i_planperioden_2019_2020.pdf

Landsudvalg for kvæg 1990. Fodertabellen.

Manevski, K., Lærke, P.E., Jiao, X., Santhome, S., Jørgensen, U. 2017. Biomass productivity and radiation utilisation of innovative cropping systems for biorefinery. Agricultural and Forest Meteorology 233, 250-264.

Manevski, K., Lærke, P.E., Olesen, J.E., Jørgensen, U. 2018. Nitrogen balances of innovative cropping systems for feedstock production to future biorefineries. Science of the Total Environment 633, 372-390.

Olesen, J.E., Jørgensen, U., Hermansen, J.E., Petersen, S.O., Søegaard, K., Eriksen, J., Schjønning, P., Greve, M.H., Greve, M.B., Thomsen, I.K., Børgesen, C.D., Vinther, F.P. 2016. Græsdyrknings klima- og miljøeffekter. Notat til Miljø- og Fødevareministeriets departement 29. januar 2016. https://pure.au.dk/portal/files/99336628/F_lgebrev_og_Besvarelse_Gr_sdyrknings_klima_og_milj_effekter_29012015.pdf

Poulsen, H.D., Rubæk G.H. (redaktører) 2005. Fosfor i dansk landbrug. Omsætning, tab og virkemidler mod tab. DJF rapport husdyrbrug nr. 68. Danmarks Jordbrugsforskning. 211 sider.

Schjønning, P., Heckrath, G., Christensen, B.T. 2009. Threats to soil quality in Denmark. DJF report Plant Science no. 143. Aarhus Universitet.

Taghizadeh-Toosi, A., Olesen, J.E. 2015. Modelling soil carbon in Danish agricultural soils suggests low potential for future carbon sequestration. Agricultural Systems 145, 83-89.

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

Flerårige energiafgrøder

Uffe Jørgensen[1], Poul Erik Lærke[1], Beate Strandberg[2] (natur og biodiversitet), Marianne Bruus[2] (natur og biodiversitet) Gitte Holton Rubæk[1] (fosfor), Nicholas J. Hutchings[1] (klima), Brian H. Jacobsen[3] (økonomi)

Fagfællebedømmelse: Arezoo Taghizadeh-Toosi[1], Jørgen E. Olesen[1] (klima), Berit Hasler[4] (økonomi), Louise Martinsen[4] (økonomi)

[1]Agroøkologi, AU
[2]Bioscience, AU
[3]Fødevare- og Ressourceøkonomi, KU
[4]Miljøvidenskab, AU

Funktion og anvendelse

Flerårige energiafgrøder (f.eks. pil, poppel og elefantgræs) har et permanent, dybt rodnet og en lang vækstsæson, hvilket sikrer en lav kvælstofudvaskning samt andre økosystemtjenester (Cacho 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. For nuværende eksisterer der 5.007 ha med pil og 3.412 ha med poppel samt 81 ha med elefantgræs (Landbrugsstyrelsen, 2019). Det meste elefantgræs dyrkes til tækkeformål (supplement til tagrør), hvilket forventes at give samme effekt på udvaskningen af nitrat som elefantgræs til energi. Reduktion i nitratudvaskning opnås kun ved omlægning af omdriftsarealer, da vedvarende græs, brak og lignende har omtrent samme lave udvaskning som flerårige energiafgrøder.

Kvælstofeffekt

Der findes adskillige resultater for nitratudvaskning fra pil og elefantgræs på sandjord, og det antages, at andre flerårige energiafgrøder vil ligge på samme niveau. Der findes ikke resultater fra flerårige energiafgrøder på lerjord, og det vurderes foreløbigt, at udvaskningen fra lerjord ligger i den lave ende af nedenstående interval for sandjord. Estimatet for udvaskningsniveauet for pil og elefantgræs på sandjord er, som angivet i Jørgensen & Petersen (2010), sammensat af tre poster:

Udvaskning i fuldt etableret afgrøde (handelsgødning)	5-15
Merudvaskning i etableringsår + eftervirkning	5-10
Merudvaskning ved brug af organisk gødning	0-5
Totalt (kg N/ha/år)	10-30

Ved god gødningspraksis og god afgrødevækst kan formentlig opnås en udvaskning fra etablerede afgrøder på omkring 5 kg N/ha, mens der ved tilførsel af 2 års kvælstofnorm på én gang, eller ved dårlig afgrødevækst (f.eks. sygdom), kan risikeres en udvaskning omkring 15 kg N/ha.

Merudvaskningen (ift. de 5-15 kg N/ha i resten af perioden) i etableringsårene (år 1-2) vurderes ud fra Jørgensen (2005) til at være ca. 140 kg N/ha, hvilket, fordelt over en 20-årig rotation, giver 7 kg N/ha. Forbedrede etableringsmetoder eller dyrkning af andre afgrøder imellem rækkerne i år 1 vil dog kunne reducere dette tab. Pugesgaard et al. (2014) målte således en udvaskning på kun 18 kg N/ha i år 1 på en JB4 jord.

Med de parametre, der anvendes for omsætning af organisk stof i jord i modellen C-TOOL, gennemførte Jørgensen & Petersen (2010) en analyse af den forventede eftervirkning af pil med følgende forudsætninger: 1. Gødskning med 1DE/ha husdyrgødning over hele omdriften. 2. Nedbrydningsraten for organisk stof i jord reduceret til 50 % af den, der anvendes i et sædskifte, således som Olesen et al. (2001) har antaget for flerårige afgrøder. 3. Ud fra litteraturværdier for afsætning af organisk stof fra rødder og blade i pil blev opsat en stofbalance for en 20-årig rotation. Der beregnedes merudvaskning fra de første 5 år efter omlægning af pilen for at følge samme principper som for efterafgrøder (Berntsen et al., 2005); yderligere eftervirkning af det organiske stof fra pilekulturen antages indregnet i de økonomisk optimale kvælstofgødningsniveauer, parallelt til antagelsen for efterafgrøder (Mikkelsen, 2005). I alt beregnedes med disse forudsætninger en merudvaskning i de første fem år efter omlægning af en pilekultur på ca. 26 kg N/ha, hvilket fordelt over en 20-årig pilerotation giver ca. 1,3 kg N/ha/år.

Samlet set bliver ovenstående estimater for merudvaskning i etableringsårene samt i de første 5 år efter omlægning på 8-9 kg N/ha/år, hvilket angives som et interval på 5-10 kg N/ha.

Merudvaskningen ved tilførsel af 1 DE/ha i gylle (ift. handelsgødning) i et traditionelt sædskifte vurderes at være mellem 3 og 24 kg N/ha, afhængigt af jord- og gylletype, bioforgasning eller ej, samt tidshorisont (Sørensen & Børgesen, 2015). I flerårige afgrøder med en lang vækstsæson er risikoen for tab som følge af mineralisering af organisk stof fra husdyrgødning mindre. Den større tilførsel af totalkvælstof ved gødskning med husdyrgødning vurderes dog stadig at give en risiko for en merudvaskning sammenlignet med handelsgødskning og er sat til et interval på 0-5 kg N/ha. I forsøg med tilførsel af henholdsvis handels- og husdyrgødning har ikke kunnet påvises forskel i udvaskningen (Jørgensen, 2005; Geortiadis et al., 2017a).

I forsøg, der sammenligner udvaskning fra pil og korn, beregnede Larsen et al. (2012) en udvaskning fra pil på JB1 (gns. af seks gødningsniveauer (0-240 kg N/ha) og 2 år) på 8 kg N/ha, mens udvaskningen fra vårbyg med efterafgrøde gødet med 129 kg N/ha var 105 kg N/ha i gns. over to år. På JB4 beregnede Pugesgaard et al. (2014) en udvaskning fra de første tre år af en pilekultur på i gns. 7 kg N/ha; fra ca. 15 år gammel pil beregnedes ca. 13 kg N/ha og fra hvede i gns. 54 kg N/ha. I disse forsøg har nitratudvaskningen således været mellem 76 og 92 % lavere end i kornafgrøderne.

Den absolutte udvaskningsreduktion varierede mellem 30 og 131 kg N/ha, når pil og korn sammenlignedes på alle lokaliteter og år. Derfra skal trækkes en forventet eftervirkning af pil (1-2 kg N/ha), mens både etableringsåret og husdyrgødning indgik i disse forsøg, og derfor bør ikke reduceres for disse faktorer.

Udvaskningsniveauet for flerårige energiafgrøder er i tidligere analyser (Eriksen et al., 2014) blevet sammenlignet med modelberegnede udvaskningsniveauer for kornrige sædskifter fra lerjord (44 kg N/ha) og sandjord (71 kg N/ha). Disse niveauer vurderes stadig at være gældende, idet kvælstofudvaskningen har været stort set uændret over perioden (se kapitlet *Koncept for anvendelse og effektfastsættelse af kvælstofvirkemidler*, denne rapport). Hvis det antages, at der gennemsnitligt udvaskes 10 kg N/ha fra flerårige energiafgrøder på lerjord og 20 kg N/ha på sandjord, svarer det til en reduktion på 72-77 % eller 34-51 kg N/ha.

På lavbunds- og humusjord er forholdene mere variable end på højbundsjord, som følge af forskelle i dræningsgrad, mineraliseringspotentiale og hydrologiske forhold, og det er ikke muligt at give et sikkert estimat for en generel effekt, som kan variere mellem 0 og 100 kg N/ha afhængig af lokale forhold (Børgesen et al., 2013).

Det er vigtigt at bemærke, at ved høst af vedagtige afgrøder uden blade fjernes ikke store mængder næringsstoffer. For pil kan på basis af Larsen et al. (2019) beregnes typiske fjernelser på 55-60 kg N/ha/år. I de første år efter etablering vil formentlig bindes en betydelig mængde kvælstof i jorden (47 kg N/ha/år i Pugesgaard et al., 2014), mens der over hele afgrødens omdrift kun kan forventes en opbygning på 14-18 kg N/ha/år (Georgiadis et al., 2017b). Derfor bør gødskning over en hel rotation tilpasses denne balance. I et forsøg med stigende gødningsmængder og over tre rotationer fandt Georgiadis et al. (2017a) således stigende udvaskning over tid ved gødskning med mere end 60 kg N/ha/år, uden nogen effekt på udbyttet af biomasse ved at gøde over dette niveau. Det kan derfor være relevant at revurdere den nuværende kvælstofnorm på 120 kg N/ha/år.

Timing

Efter en etableringsperiode med høj udvaskning i 1-2 år opnås den fulde effekt af virkemidlet. Der er lav udvaskning af nitrat fra flerårige energiafgrøder igennem hele året, men virkemidlet kan ikke aktivt times men vil afhænge af nedbør og afstrømning. Da virkemidlet har en stor og sikker effekt, vil det være relevant at placere energiafgrøderne i områder med lav retention og afstrømning til sårbare recipienter.

Overlap i forhold til andre virkemidler

Flerårige energiafgrøder kan ikke anvendes sammen med andre fladevirkemidler, der involverer plantedyrkning. Ved etablering af flerårige energiafgrøder mindskes effekten af drænvirkemidler i samme opland.

Sikkerhed på data

Sikkerheden på effekten på sandjord er høj som følge af adskillige undersøgelser her. Dog er der kun en enkelt undersøgelse, som tester effekter af gødskningsniveau over tid. Generelt savnes målinger af effekten i ældre energiafgrødekulturer. Desuden savnes data på lerjord og på lavbundsjord. Specielt sidstnævnte kan være relevant da en relativt høj andel af energiafgrødearealerne er anlagt her.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes.

De første resultater fra energipil på lerjord er opsamlet og forventes publiceret indenfor 1-2 år. På lavbundsjord findes ikke data og det vil således tage ca. 5 år at etablere et forsøg og opgøre data.

Eftervirkning

Der findes ikke målinger af nitratudvaskning efter fjernelse af en flerårig energiafgrøde. Det vil være gavnligt ved en sådan fjernelse at etablere efterafgrøder i følgende afgrøder for at minimere den forventede merudvaskning. Ovenstående er beskrevet en modelleret eftervirkning (C-TOOL), som er indregnet i den beregnede effekt for virkemidlet. Eftervirkningen beregnedes at forårsage en merudvaskning i de første fem år efter omlægning af en pilekultur på ca. 26 kg N/ha, hvilket fordelt over en 20-årig pilerotation giver ca. 1,3 kg N/ha årligt.

Flerårige energiafgrøder forventes at opbygge organisk stof i jorden, men de seneste målinger har vist mindre opbygning end tidligere antaget. For eksempel finder Georgiadis et al. (2017b) og Morrison et al. (2019) en årlig kulstoflagring i jorden på omkring 200 kg C/ha. Med et C/N-forhold på ca. 14,5 (Georgiadis et al., 2017b) svarer det til en årlig lagring på ca. 14 kg N/ha. Over en forventet rotation på ca. 20 år kan således forventes en opbygning af ca. 4 tons C/ha og ca. 280 kg N/ha.

Forudsætninger og potentiale

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. I Larsen et al. (2015) opsættes forskellige scenarier for øget dyrkning af pil, herunder et "5.000 tons N-reduktion scenarie", som beregnes opnået ved omlægning af ca. 98.000 ha sandet landbrugsjord fra enårige afgrøder. Det vurderes at give anledning til en produktion af pileflis i 2025 på ca. 1,226 mio. tons tørstof pr. år (19,7 PJ). I rapporten fra Klimarådet (2020) indgår et scenarie med 25.000 ha energipil. At opnå sådanne større arealændringer vil dog kræve en række tiltag implementereret parallelt (se forslag i Larsen et al., 2015), da tilplantningen har været yderst begrænset over de senere år.

Pileflis har vist gode egenskaber ved anvendelse som filtermatrice i minivådområder (Finn Plauborg, pers. medd., august 2019), og hvis disse får større udbredelse kan det skabe et nyt marked. 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.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Det er nemt at kontrollere flerårige afgrøder, da de ligger i lange perioder og mindre variationer i gødskningstidspunkt og -mængde ikke har særlig stor betydning for effekten på nitratudvaskning.

Sideeffekter

Skadegørere og pesticider

Flerårige energiafgrøder er efter etableringsfasen konkurrencestærke og hårdføre og sprøjtes kun i begrænset omfang. Der findes ikke en officiel statistik for pesticidforbruget i afgrøderne, men det vurderes at ligge betydeligt under forbruget i det øvrige landbrug (Jørgensen et al., 2013). I etableringsfasen bruges ofte herbicider, men ukrudtsbekæmpelsen kan også foretages mekanisk. Alvorlige skadegørere er sjældne, men f.eks. bladlus og pilebladbiller kan i visse tilfælde gøre alvorlig skade i pil, og det kan være relevant at benytte klonblandinger for at reducere afgrødernes følsomhed (Jørgensen et al., 2013).

Natur og biodiversitet

Selvom forventningen er, at der kan opnås biodiversitetsmæssige fordele med flerårige energiafgrøder, afhænger effekten af dyrkningspraksis, heterogenitet, dvs. hvor mange arter der indgår i kulturen, arten/arternes levetid, samt områdets størrelse (Dauber et al., 2010, Immerzeel et al., 2014). For eksempel understøtter forskellige arter af træer forskellige grupper af insekter, ligesom alderen og størrelsen af træerne har betydning (Kennedy & Southwood, 1984). På regional skala er der dokumentation for, at stor-skala produktion af energiafgrøder kan have betydelig negativ effekt på biodiversiteten, især hvor produktionen foregår i områder med værdifuld natur f.eks. HNV-områder (High Nature Value) (Dauber et al., 2010; Immerzeel et al., 2014).

Generelt er flerårige energiafgrøders værdi som levested større end enåriges (Werling et al., 2014), og værdien stiger, jo længere levetiden er og jo længere, der er mellem høst (Ejrnæs et al., 2014). Desuden bidrager hjemmehørende vedplantearter i højere grad til biodiversiteten end introducerede arter som f.eks. elefantgræs. Endelig er insektbestøvede vedplanter og især pil særdeles vigtige for vilde bier, dels fordi pil blomster tidligt på foråret, hvor meget få andre plantearter blomstrer; dels fordi der er mange arter af vilde bier, der udelukkende samler pollen på pil til fodring af larverne. Hvis bierne skal kunne samle pollen, forudsætter det, at planten ikke høstes inden blomstring, og at det er han-pil, der dyrkes. Flerårige energiafgrøder og især afgrøder med lang levetid har generelt en gavnlig effekt på jordbundsfaunaen. Plantninger med flerårige energiafgrøder er generelt meget tætte og giver kun i meget begrænset omfang plads til vilde planter. Bevoksningerne kan imidlertid være af værdi som leve- og skjulested for fugle og pattedyr.

På baggrund af ovenstående vurderes det, at på arealer med et højt næringsindhold i jorden og en lav diversitet af hjemmehørende plantearter grundet tidligere intensiv dyrkning kan flerårige energiafgrøder drevet med det formål at understøtte natur og biodiversitet medføre store biodiversitetsgevinster relativt til traditionelt landbrug præget af enårige afgrøder (Tabel 1). Derimod bliver gevinsten for natur og biodiversitet mindre, hvis energiafgrøder etableres som monokulturer af ikke blomstrende afgrøder, der høstes årligt. I vurderingen i Tabel 1 er der ikke taget hensyn til eventuelle negative effekter, hvor energiafgrøder dyrkes i storskala regionalt. Hvis dette er tilfældet, kan de angivne positive effekter af virkemidlet bortfalde, og der kan for mange organismegrupper være en direkte negativ påvirkning af biodiversiteten.

Tabel 1. Forventede effekter af virkemidlet flerårige energiafgrøder på natur og biodiversitet sammenlignet med dyrkning af enårig afgrøde i omdrift. Der er for hver parameter angivet en kvalitativ vurdering ud fra en skala mellem -3 (kraftig negativ effekt) og +3 (kraftig positiv effekt). Vurderingen i forhold til vilde bier forudsætter, at føderessourcen ikke anvendes til honningproduktion.

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier	Øvrige insekter og leddyr	Fugle	Pattedyr	Samlet vurdering (sum)
1-2	0	0-2	1-2	1-2	2	5-10

Fosfor

Der forventes kun effekt af virkemidlet på fosfortab i områder, hvor der er risiko for fosfortab via enten erosion, overfladestrømning, udvaskning via makroporer til dræn eller udvaskning via jordens matrix. Når der er effekt, vil den i de fleste tilfælde være positiv (reducere risikoen for fosfortab), såfremt virkemidlet implementeres, således at der tages passende hensyn til de faktorer, der kan give øget risiko for fosfortab.

På arealer med risiko for erosion og overfladisk afstrømning vil en veletableret flerårig energiafgrøde først og fremmest beskytte mod erosion. Beskyttelsen anslås at svare til den, der opnås ved skovrejsning. I etableringsåret forventes effekten at være meget begrænset og afhængig af etableringsmetode og management (f.eks. kemisk eller mekanisk ukrudtsbekæmpelse, jordbearbejdning og gødskning), og der bør tages hensyn hertil, såfremt virkemidlet sættes ind i et risikoområde for fosfortab ved erosion. Gødskning bør i hele dyrkningsperioden ske under hensyntagen til områdets karakter, dvs. overfladeudbragt gødning og gødskning i eller forud for vinterafstrømningsperioden skal undgås og erstattes med gødskning og nedfældning om foråret.

I områder med risiko for fosfortab via makroporer til dræn forventes der generelt ikke at være nogen væsentlig øget risiko for fosfortab ved introduktion af energiafgrøder. Dog bør følgende tre forhold tages i betragtning: (1) Ved udbringning af fosforholdig gødning kort før eller i afstrømningsperioden vil der være risiko for tab af gødningsfosfor; (2) Jordens struktur og porøsitet vil gradvis ændres som følge af den permanente bevoksning, og dette vil kunne påvirke risikoen for fosfortabet, med to modsatrettede effekter: Dels vil det gradvist stigende indhold af organisk stof/forbedret struktur øge jordens vandholdende og vandledende evne og gøre hændelser, hvor der initieres makroporeflow

mere sjældne. Dels vil man kunne forvente, at nettet af forbundne nedadgående makroporer, som er nødvendige for denne transportform, vil øges. Disse effekter er kun i ringe omfang dokumenterede. Der findes en enkelt svensk analyse af kvælstof- og fosforindhold i øverligt grundvand under pil sammenlignet med nabomarker (Dimitriou et al., 2012), hvor der er fundet et øget indhold af fosfor, mens nitratindholdet var langt lavere under pil. Det øgede fosforindhold kan skyldes, at den øgede makroporeforekomst har øget fosfortabet. Galbally (2019) fandt dog ikke signifikant øget fosfortab til grundvand under pil ved gødskning med op til 34 kg P/ha i slam og industrispildevand, mens der ved tilførsel af 98 kg P/ha til elefantgræs kunne spores et tab på ca. 1 kg P/ha. Der er brug for flere undersøgelser for at kunne afgøre, om det kan udgøre et problem under danske forhold. (3) Tilstopning af dræn pga. af indvoksende rødder vil begrænse fosfortab via makroporer til dræn, men vil samtidig kunne gøre jorden vandlidende og iltfattige og dermed reducere fosforbindingen til jord betydeligt. Betydningen heraf for fosfortabet under pil er ukendt.

I områder, hvor der er risiko fosfortab pga. lav bindingskapacitet i jorden (f.eks. lavbundsarealer med ringe bindingskapacitet), vil der, såfremt der undergødes med fosfor, kunne forventes en reduktion i tabet af opløst fosfor efter en årrække (Schou et al., 2007). Omvendt vil disse arealer være meget følsomme overfor yderligere ophobning af fosfor, hvis arealet gødes med mere fosfor, end der bortføres med energiafgrøden. En sådan overgødskning vil på sigt øge tabet af fosfor via udvaskning, uanset hvilken afgrøde der findes på arealet. Den vejledende fosfornorm for energiafgrøder er p.t. sat til 15 kg P/ha, men der er stor usikkerhed om, hvilke udbytter og dermed fosforfjernelser, der kan forventes.

På områder med lav bindingskapacitet for fosfor kan det derfor være problematisk at fuldgøde med gylle, og da en etableret energiafgrøde næppe stiller særligt store krav til jordens fosforstatus, skønnes det i mange situationer muligt at dyrke energiafgrøder med et fosforunderskud, hvorved der kan opnås en reduktion i tabet af opløst fosfor. Der findes dog p.t. ikke eksperimentel dokumentation for dette.

Et eksempel på en balance kan være energipil gødsket til kvælstofnorm på 120 kg N/ha med svinegylle. Ved et N/P forhold for slagtesvin på 4,4 (normtal 2019) svarer det til en fosfortilførsel på 27 kg/ha. Der kan forventes høst af 10-12 tons tørstof årligt fra en velpasset energipil, og med et typisk indhold på 0,8 g P/kg tørstof (3-årig høst; Larsen et al., 2019) bliver den årlige fjernelse på 8-10 kg P/ha. Der er dog i både svenske og danske forsøg med piledyrkning i spildevandsanlæg og efter slamtilførsel fundet fjernelser på 24-27 kg P/ha, hvilket antyder, at ved høje tilgængelige fosforindhold i jorden, kan en øget optagelse finde sted. Det vurderes dog, at fuldgødskning med svinegylle i de fleste tilfælde vil medføre et fosforoverskud på 10-20 kg/ha årligt. En fornuftig gødskningsstrategi i pil vil være gødskning med husdyrgødning i høståret og gødskning med en ren kvælstofgødning i år 2, hvor handelsgødning kan udspredes med høj gødningsspreder. Dermed kan fosforoverskud undgås, men i praksis vil gødningsstrategien formentlig afhænge af den enkelte landmands harmoniforhold.

Klima

Det lavere input af kvælstofgødning i forhold til et standard kornsædskifte (minus 80 kg N/ha), et lavere input i planterester (beregnet til minus 17 kg N/ha) og en reduceret emission af ammoniak (minus 1,6 kg N/ha) betyder reduktioner i lattergasemissionen på henholdsvis 375, 80 og 7 kg CO_2-ækv./ha.

Reduktioner i kvælstofudvaskning ved dyrkning af energiafgrøder på de forskellige jordtyper (Tabel 2) giver anledning til en reduktion i årlig lattergasemission estimeret til i gns. 97 kg CO_2-ækv./ha. Drivhusgasbalancen påvirkes yderligere af reduceret energiforbrug ift. dyrkning af almindelige kornafgrøder svarende til 219 kg CO_2-ækv./ha samt af øget kulstoflagring på arealerne svarende til 660 kg CO_2-ækv./ha (Georgiadis et al., 2017b). Den samlede effekt af dyrkning af energiafgrøder er reduktioner i udledning på ca. 1,47 ton CO_2-ækv./ha.

Økonomi

Der opnås ved dyrkning af flerårige energiafgrøder både en produktion af biomasse og en lav kvælstofudvaskning i forhold til alternativ arealanvendelse, f.eks. korndyrkning. Der skete fra 2009 til 2014 en stigning i arealet til op imod 9.000 ha, men siden er det faldet en anelse.

De flerårige energiafgrøder, der dyrkes i Danmark, omfatter typisk pil, poppel og elefantgræs. Der høstes typisk med et interval på 2 til 10 år, når træagtige afgrøder dyrkes, mens græsagtige afgrøder høstes hvert år. I forhold til alternativ dyrkning med et kornrigt sædskifte udvaskes der 34-51 kg N/ha mindre (se også Eriksen et al., 2014). Ved dyrkning på lavbundsarealer er den reducerede udvaskning, som ovenfor nævnt, estimeret til mellem 0 og 100 kg N/ha.

Da energiafgrøder typisk har en levetid på 10-30 år, vil omlægning af omdriftsarealer til energiafgrøder have langsigtede konsekvenser for landmanden, når høstudbyttet ikke er som forventet, eller når kornprisen stiger over årene og derved kan favorisere korndyrkning ud fra et driftsøkonomisk perspektiv. Kornprisen og usikkerhed mht. udbyttepotentiale må derfor anses som to hovedelementer, der har størst indflydelse på valget mellem dyrkning af energiafgrøder til bl.a. kvælstofreduktion eller traditionel korndyrkning. En højere kornpris vil øge indtjeningen ved korndyrkning og reducere sandsynligheden for et skift til energiafgrøder. Det anføres således, at middelhøje til høje kornpriser (over 130 kr./hkg) vil betyde, at energiafgrøder kun er konkurrencedygtige på marginaljorde (Larsen et al., 2015).

For både at kunne tage højde for udbyttesvingninger og muligheden for højt udbytte ved optimeret piledyrkning, inddrages forskellige udbyttescenarier i den økonomiske analyse. De økonomiske analyser følger således analyserne i Eriksen et al. (2014), men er opdateret hvad angår udbytter og priser (Larsen, 2019).

Det er muligt at anvende energiafgrøder i stedet for efterafgrøder, hvor én hektar energiafgrøder svarer til 0,8 ha efterafgrøder. Det giver således et incitament til at etablere energiafgrøder.

Der er i de økonomiske beregninger anvendt følgende forudsætninger:

- Reduktionen i kvælstofudvaskningen fra rodzonen ved dyrkning af energipil anslås til 34 (lerjord) -51 (sandjord) kg N/ha i forhold til en alternativ dyrkningssituation med et kornrigt sædskifte. Effekten er 0-100 kg N/ha på lavbundsarealer.
- For at afspejle udbyttesvingninger målt i praksis, anvendes udbyttemængder på 4 t TS (lav), 8 t TS (mellem) og 12 t TS (høj) pr. hektar. Det forudsættes, at første høst sker efter 3 år, og at der derefter høstes hvert 3. år. Udbytteniveauet ved 1. høst sættes til 80 % af det overordnede udbytte (dvs. 80 % af 4, 8, 12 t TS). (se også Larsen et al., 2015, hvor udbyttet i praksis varierer fra 4 til 10 tons).
- Til beregning af dækningsbidragene i de forskellige scenarier anvendes "Kalkuler for energipil" af Larsen (2019). Til beregning af de årlige værdier arbejdes der med en samlet rotationsperiode på 18 år og 4 % kalkulationsrente.
- Det var tidligere muligt at få et etableringstilskud, men det er nu bortfaldet.
- Der regnes med afregningspriser for pileflis an værk på 45 kr. pr. GJ. Der regnes med et gns. vandindhold på 50 %, svarende til et energiindhold i leveret flis på 8,03 GJ pr. ton TS.

I beregningen indgår både indtjeningen ved dyrkning af energiafgrøder og det alternative dækningsbidrag, der kan opnås ved korndyrkning i stedet for dyrkning af pil. Korndyrkningen er således antaget at være udgangspunktet. Analysen af den alternative indtjening er baseret på det gennemsnitlige DB II kalkule angivet i Bilag 1. Indtjeningen er opgjort til 1.193 kr./ha på sandjord og 3.027kr./ha på lerjord, mens fugtig marginaljord (0 kr.) repræsenterer landbrugsjord, der ikke giver et økonomisk afkast. Dette niveau er noget lavere end den alternative indtjening anvendt i sidste virkemiddelkatalog (Eriksen, et al., 2014) og vil umiddelbart fremme en øget produktion af energiafgrøder.

Den mistede jordrente ved alternativ korndyrkning indgår som en omkostning i virkemiddelberegningen, for at afspejle, at piledyrkning til kvælstofreduktion i praksis oftest vil substituere allerede etablerede afgrøder – medmindre der er tale om marginaljord. De samlede dyrkningsomkostninger til pil er således angivet med og uden dækningsbidragstab i Tabel 2. Det vurderes, at selvom indtjeningen ved korndyrkning er faldet i de senere år, har det ikke været nok til at gøre etableringen af energiafgrøder rentabel/attraktiv.

Ved en gennemsnitlig reduktion i udvaskning af kvælstof på 34 og 51 kg N/ha for hhv. ler- og sandjord varierer omkostningerne til kvælstofreduktion mellem -22 til 40 kr./kg N. Dyrkning af pil på fugtig marginaljord vil være det bedste valg, idet der er beregnet en gevinst på 22 kr./kg N. I praksis vil dyrkning på marginaljord dog ofte betyde øgede høstudgifter grundet våd jordbund. Derudover besværliggøres effektiv plantning og især høst af selve markplaceringen af marginaljord, f.eks. hvis der kun kan høstes enkelte rækker ved markranden frem for et større, sammenhængende areal.

Break-even prisen i Tabel 2 viser, hvor høj prisen på pileflis mindst skal være, for at selve salget af pileflis til et kraftværk sikrer den samme indtjening som alternativ korndyrkning. Når der regnes med et udbytte på 8 t TS/ha, vil en flis-pris på 47 kr./GJ sikre, at indtægterne fra salg til kraftværket dækker de samlede dyrkningsomkostninger for energipil og det tabte alternative dækningsbidrag fra korndyrkning.

Tabel 2. Beregning af diverse omkostninger inklusive reduktionsomkostning pr. kg N ved afregningspris på flis an værk på 45 kr./GJ. Kilde: Egne beregninger samt Larsen (2019).

Scenarie-beregning ved 45 kr./GJ					
Jordtype	Enhed	Grov sandjord	Fugtig sandjord	Fugtig margi-naljord	Lerjord
Udbytte	t TS/ha/år	**4**	**8**	**10**	**12**
Stykomkostninger	kr.	1.077	1.077	1.077	1.077
Maskin- og arbejdsomkostninger	kr.	659	660	660	660
Høst og transport	kr.	1.063	2.124	2.655	3.186
Samlede dyrkningsomkostninger	kr.	2.799	3.861	4.392	4.923
Værdi af pileflis	kr.	2.200	4.399	5.499	6.599
Samlede indtægter	kr.	2.200	4.399	5.499	6.599
Dækningsbidrag II	kr.	-599	538	1.107	1.676
Dækningsbidrag II ved korndyrkning	kr./ha./år	1.193	1.193	0	3.027
Omkostning ved dyrkning af energiaf-grøde i forhold til nuværende afgrøder	kr./ha/år	**1.792**	**655**	**-1.107**	**1.351**
Energiproduktion	GJ/ha/år	59	119	148	176
Break-even pris	kr./GJ	**58**	**47**	**37**	**55**
N-reduktion i udvask. ift. korndyrkning	kg N/ha	51	51	50	34
N-omkostning	kr./kg N	35	13	-22	40

Note: Se også Jacobsen & Dubgaard (2012).
1) DB for lerjord er gennemsnit for lerjord (se Bilag 1).
2) DB for sandjord er gennemsnit for sandjord (se Bilag 1).
3) For lavbund kan effekten være mellem 0 og 100 kg N/ha, så der er relativ stor usikkerhed.

Som anført i Tabel 2 kræver alle dyrknings-scenarier på nær dyrkning på marginaljord en højere afregningspris for pileflis, end der aktuelt betales (45 kr./GJ), for at dyrkning af energipil bliver mere rentabelt end kornproduktion.

De velfærdsøkonomiske analyser viser meget samme billede som Tabel 2. I Tabel 3 indgår kun hovedtallene fra Tabel 2 og de er omregnet til velfærdsøkonomiske omkostninger ved at gange med nettoafgiftsfaktoren på 1,28. Reduktionsomkostningerne er nu fra -28 til 51 kr./kg N alt efter jordtype.

Tabel 3. Beregning af diverse velfærdsøkonomiske omkostninger inklusive reduktionsomkostning pr. kg N ved afregningspris på flis an værk på 45 kr./GJ. Kilde: egne beregninger (se Tabel 2).

Velfærdsøkonomiske omkostninger					
Jordtype	Enhed	Sandjord	Fugtig sandjord	Fugtig marginaljord	Lerjord
Udbytte	t TS/ha/år	**4**	**8**	**10**	**12**
Samlede dyrkningsomkostninger	kr./ ha	3.583	4.942	5.622	6.301
Dækningsbidrag II	kr./ ha	-767	689	1.417	2.145
Dækningsbidrag II ved korndyrkning	kr./ ha	1527	1527	0	3875
Omkostninger ved dyrkning af energiafgrøder	kr./ ha	2.294	838	-1.417	1.729
Reduktion ift. korndyrkning	kg N	51	51	50	34
Reduktionsomkostning	kr./kg N	45	16	-28	51

Samlet set fremstår dyrkning af pil på fugtige marginaljorde som det mest økonomiske valg (gevinst), primært fordi den alternative dyrkning af korn giver et lavt afkast (0 kr./ha). Reduktionen i kvælstofudvaskning på fugtig marginal jord kan være overvurderet i eksemplet, da der er usikkerhed om niveauet (0-100 kg N/ha). Omvendt viser analysen, at selvom indtægten ved piledyrkning er størst på lerjord, så er det også her, at det alternative afkast er højest, hvorfor omkostningen målt på kr./kg N er højest på lerjord.

Opsummering

Etablering af flerårige energiafgrøder på arealer, der hidtil har været anvendt til kornrige sædskifter, vurderes at give en sikker reduktion i næringsstoftab på i gennemsnit 34 kg N/ha (lerjord) og 51 kg N/ha (sandjord). På lavbundsjorde vurderes niveauet for udvaskningsreduktion at være mere variabelt, og der mangler data til at vurdere effekten.

Den høje og sikre effekt gør virkemidlet velegnet til placering i områder med lav retention. Der er desuden positive sideeffekter på pesticidforbrug, natur og klima. Der er et behov for at revurdere kvælstofnormen til afgrøderne for at sikre den høje reduktion i nitratudvaskning igennem en hel omdrift på ca. 20 år. Ved etablering på fugtig marginaljord kan opnås en fortjeneste sammenlignet med korndyrkning, mens der på sandjord er beregnet en budgetøkonomisk omkostning på 13-35 kr./kg N (velfærdsøkonomisk 16-45 kr./kg N).

Effekt, sikkerhed og økonomi

Virkemiddel	Referencepraksis	Årlig kvælstoffeffekt (kg N/ha)	Timing	Overlap	Budgetøkonomiske omkostninger (kr./kg N)	Velfærdsøkonomiske omkostninger (kr./kg N)
Flerårige energiafgrøder, sandjord (***) [1]	Kornrige sædskifter på sandjord	51	Nej	Ja	13-35	16 -45
Flerårige energiafgrøder, lerjord (**) [2]	Kornrige sædskifter på lerjord	34	Nej	Ja	40	51
Flerårige energiafgrøder, lavbundsjord (*) [3]	Kornrige sædskifter på lavbundsjord	0-100	Nej	Ja	-22	-28

[1] Estimaterne anses for rimeligt sikre og er baseret på et velafprøvet datagrundlag.
[2] Estimaterne anses for usikre og er baseret på ekspertskøn uden væsentligt datagrundlag.
[3] Estimaterne anses for usikre og er baseret på ekspertskøn uden væsentligt datagrundlag.

Sideeffekter

Virkemiddel	Skadegørere og pesticider [1]	Natur og biodiversitet [1]	Fosfor [1]	Klima [1]
Flerårige energiafgrøder	+	+	+/-	+

[1] '+': gunstig virkning; '-': ugunstig virkning; '0': neutral eller marginal afledt miljøeffekt.

Referencer

Berntsen, J., Petersen, B.M, Hansen, E.M., Jørgensen, U., Østergård H.S., Grant, R. 2005. Eftervirkning af efterafgrøder. Notat til Normudvalget.

Børgesen, C.D., Jensen, P. N., Blicher-Mathiesen, G., Schelde, K. 2013. Udviklingen i kvælstofudvaskning og næringsstofoverskud fra dansk landbrug for perioden 2007-2011 - Evaluering af implementerede virkemidler til reduktion af kvælstofudvaskning samt en fremskrivning af planlagte virkemidlers effekt frem til 2015. DCA-rapport nr. 31. DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet.

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.

Dauber, J., Jones, M.B., Stout, J.C. 2010. The impact of biomass crop cultivation on temperate biodiversity. Bioenergy 2, 289-309.

Dimitriou, I., Mola-Yudego, B., Aronsson, P. 2012. Impact of Willow Short Rotation Coppice on Water Quality. BioEnergy Research 5, 537-45.

Ejrnæs, R., Strandberg, M., Dupont, Y.L. 2014. Dyrkning af lavskov, som miljøfokusarealer i henhold til ny CAP-reform. Effekter af planteartsvalg og driftform på biodiversiteten i lavskov. Notat 2014.

Eriksen, J., Jensen, P.N., Jacobsen, B.H. (redaktører) 2014. Virkemidler til realisering af 2. generationsvandplaner og målrettet regulering. DCA rapport nr. 052. Århus og Københavns Universitet.

Galbally, P., Finnan, J., Ryan, D., Fagan C.C., McDonnell, K. 2019. The fate of nutrients and heavy metals in energy crop plantations amended with organic by-products. Environmental Technology & Innovation 15, article 100434.

Georgiadis, P., Sevel, L., Raulund-Rasmussen, K., Stupak, I. 2017a. Fertilization of willow coppice over three consecutive 2-year rotations – effects on biomass production, soil nutrients and water. Bioenergy Research 10, 728-739.

Georgiadis, P., Vesterdal, L., Stupak, I., Raulund-Rasmussen, K. 2017b. Accumulation of soil organic carbon after cropland conversion to short-rotation willow and poplar. Global Change Biology Bioenergy 9, 1390-1401.

Immerzeel, D.J., Verweij, P.A., Van der Hilst, F., Faaij, A.P.C. 2014. Biodiversity impacts of bioenergy crop production: a state-of-the-art review. Global Change Biology Bioenergy 6, 183-209.

Jacobsen, B.H., Dubgaard, A. 2012. Samfundsøkonomisk vurdering af energiafgrøder som virkemiddel for et bedre miljø. Fødevareøkonomisk Institut, KU. Oktober 2012. 16 sider.

Jørgensen, U. 2005. How to reduce nitrate leaching by production of perennial energy crops? I: Zhu, Z., Minami, K., Xing, G. (eds.). 3rd Nitrogen Conference, Nanjing, China, pp. 513-518.

Jørgensen U., Petersen B.M. 2010. Vedrørende omregningsfaktor mellem energiafgrøde og efterafgrøde. Svar fra DJF til Plantedirektoratet 23-12-2010.

Jørgensen, U., Elsgaard, L., Sørensen, P., Olsen, P., Vinther, F. P., Kristensen, E. F., Ejrnæs, R., Nygaard, B., Krogh, P.H., Bruhn, A., Rasmussen, M.B., Johansen, A., Jensen, S.K., Gylling, M., Bojesen, M. 2013. Biomasseudnyttelse i Danmark - potentielle ressourcer og bæredygtighed. DCA rapport nr. 33.

Kennedy, C.E.J., Southwood, T.R.E. 1984. The number of species of insects associated with British trees: A reanalysis. Journal of Animal Ecology 53, 455–478.

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 2019. Opgørelse af afgrødefordeling 2019. Notat af 6. juni, https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Tilskud/Arealtilskud/Direkte_stoette_-_grundbetaling_mm/2019/Opgoerelse_af_afgroedefordelingen_2019.pdf.

Larsen, S.U. 2019. Kalkulationer for Pil - Direkte flisning. AgroTech. Version 2.0. 25.9.2019. https://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Afgroeder/Energiafgroeder/pil-energiskov/Sider/pl_11_734.aspx.

Larsen, S.U., Eide, T., Gertz, F., Hjort-Gregersen, K., Jacobsen, B.H., Jørgensen, U., Lemming, C., Madsen, T.U., Pedersen, J., Pugesgaard, S., Schelde, K., Søndergaard, S., Vistedsen, T.H. 2012. Evalueringsrapport Pil, slutrapport for BioM-projektet, www.agrotech.dk/biom.

Larsen, S.U., Jørgensen, U., Lærke, P.E., 2019. Harvest interval and row spacing of SRC willow influence yield and nutrient content. Biomass and Bioenergy 126, 181-189.

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, S. 2005. Ang. indstilling af normer for planåret 2005-2006, brev fra N-normudvalget til Plantedirektoratet af 4. april.

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., Andersen, J.M., Jacobsen, B.H., Hvelplund, T., Jørgensen, U., Schou, J.S., Graversen, J., Dalgaard, T., Fenhann, J. 2001. Kvantificering af tre tiltag til reduktion af landbrugets udledning af drivhusgasser. DJF-rapport Markbrug 48.

Olesen, J.E., Petersen, S.O., Lund, P., Jørgensen, U., Kristensen, T. Elsgaard, L., Sørensen, P. & Lassen, J. 2018. Virkemidler til reduktion af klimagasser i landbruget. Aarhus Universitet, DCA Rapport nr. 130.

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.

Schou, J.S., Kronvang, B., Birr-Pedersen, K., Jensen, P.L., Rubæk, G.H., Jørgensen, U., Jacobsen, B. 2007. Virkemidler til realisering af målene i EU's Vandrammedirektiv. Faglig rapport fra DMU nr. 625.

Sørensen, P., Børgesen, C. D. 2015. Kvælstofudvaskning og gødningsvirkning ved anvendelse af afgasset biomasse. DCA rapport nr. 65, 50 s.

Werling, B.P., Dickson, T.L., Isaacs, R. et al. 2014. Perennial grasslands enhance biodiversity and multiple ecosystem services in bioenergy landscapes. PNAS 111(4), 1652-1657.

Skovrejsning

Per Gundersen[1], Gitte Blicher-Mathiesen[2], Beate Strandberg[2] (natur og biodiversitet), Marianne Bruus[2] (natur og biodiversitet), Gitte Holton Rubæk[3] (fosfor), Nicholas J. Hutchings[3] (klima), Brian H. Jacobsen[4] (økonomi)

Fagfællebedømmelse: Uffe Jørgensen[3], Jørgen E. Olesen[3] (klima), Berit Hasler[5] (økonomi), Louise Martinsen[5] (økonomi)

[1]Geovidenskab og Naturforvaltning, KU
[2]Bioscience, AU
[3]Agroøkologi, AU
[4]Fødevare- og Ressourceøkonomi, KU
[5]Miljøvidenskab, AU

Funktion og anvendelse

Kvælstofudvaskning fra gammel skov er generelt væsentlig mindre end fra landbrugsjord. Landbrugsjord indeholder typisk meget organisk bundet kvælstof, der efter skovtilplantning kan omsættes og udvaskes. Derfor udvaskes der mere kvælstof fra skov rejst på landbrugsjord end fra gammel skov. Ved et lavt C/N forhold i jorden kan jordens organiske stof ikke tilbageholde et eventuelt overskud af mineralsk kvælstof, som ikke er blevet optaget i planter. Landbrugsjord har typisk et C/N-forhold på 8-12, mens niveauet for gammel skov er 20-30. Ved skovtilplantning sker ofte en jordbearbejdning, og der forekommer derfor høje nitratkoncentrationer de første 2-3 år efter tilplantning. Når træer og buske er i god vækst efter tilplantning, falder nitratkoncentrationen til nær nul og forbliver lav fra ca. 5 år til ca. 20 år efter plantning. Men på lidt længere sigt (efter at kronetaget lukker) kan der ud fra en kvælstof-balancebetragtning blive et overskud af kvælstof, idet depositionen kan overstige træernes forholdsvis begrænsede kvælstofbehov til vedtilvækst på 5-10 kg N/ha årligt.

Kvælstofeffekt

Den årlige dvaskning fra skov rejst på landbrugsjord vurderes med det nuværende datagrundlag (Tabel 1) at ligge på 8 kg N/ha som gennemsnit for en omdrift, og inden for et interval på 5-15 kg N/ha over en omdrift. Baggrunden for det viste interval er, at udvaskningen bl.a. afhænger af jordtype herunder jordens organiske kvælstofindhold og C/N-forhold, samt hvilke træarter skoven er plantet med og jordens dræningsforhold. På baggrund af datagrundlaget kan årsagerne til det viste interval ikke udredes specifikt.

I 2004 blev den årlige kvælstofudvaskning efter skov rejst på landbrugsjord anslået til 12 kg N/ha som gennemsnit for en omdrift. Estimatet blev beregnet ud fra dengang tilgængelig data for målte nitratkoncentrationer fra skov rejst på landbrugsjord og ud fra en kvælstof-balancebetragtning (Gundersen et al., 2004). Datagrundlaget er nu blevet væsentligt forbedret (Tabel 1) både med hensyn til

flere skovrejsningslokaliteter og længere tidsserier for nitratkoncentrationer (Gundersen, 2018a), mens der dog stadig kun er få lokaliteter med beregnet kvælstofudvaskning baseret på hydrologisk modellering (Gundersen et al., 2020). Data i Tabel 1 viser, at niveauet for kvælstofudvaskning i de længste tidsserier er lavere end forventet i estimaterne fra 2004. Derfor er estimatet for den gennemsnitlige kvælstofudvaskning sænket til 8 kg N/ha. Dette estimat gælder for skove med almindelig skovdrift, dvs. med jævnlige tyndinger, hvor der tages biomasse ud af skoven. Dette er vigtigt, fordi man med biomassen fjerner kvælstof fra arealet og dermed reducerer kvælstofudvaskningen.

Tabel 1. Målt nitratkoncentration i jordvand (gennemsnit og variation) og kvælstofudvaskning (fed skrift) under skove rejst på landbrugsjord. Data er inddelt i fire tidsskridt for at kunne evaluere den hypotese for udviklingen i koncentration og udvaskning, der er fremsat i Figur 1. Reference til datakilder, se note under tabellen.

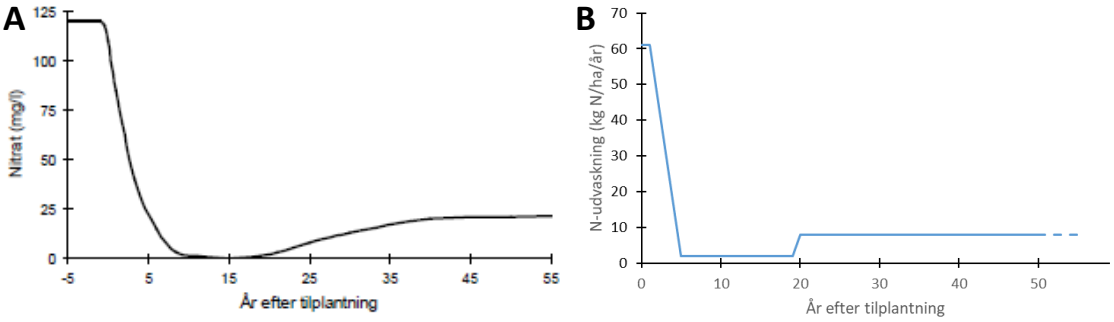
Lokalitet, kommune (plantningsår)	Måleperiode(r)	Enheder	Nitrat konc. i jordvand 80-100 cm.u.t. (mg nitrat/l) **Kvælstofudvaskning (kg N/ha)** vs år efter tilplantning			
			0-5 år	5-20 år	20-40 år	>40 år
Løvskov						
Drastrup, Aalborg (2000)	1999-2019	mg nitrat/l **kg N/ha**	40-140 **45 (8-110)**	37 (1-150)		
Drastrup (tilgroning) Aalborg (1999)	1998-2005	mg nitrat/l **kg N/ha**	0-8 **<1 (<1-1)**			
Vaarstvej, Aalborg (2017)	2017-2019	mg nitrat/l	33 (3-150)			
Nørager, Rebild (2000)	2000-04, 2013, 2015-16	mg nitrat/l **kg N/ha**	1-120 **50**	5 (1-15)		
Trige, Århus (1991)	1986-93, 1998-99, 2007, 2016	mg nitrat/l	70-110	1-40	1-20	
Stenholtsvang, Hillerød (1965)	1985-2019	mg nitrat/l **kg N/ha**			31 (10-60) **9,4**	15 (5-30) **5,0**
Vestskoven [1)], Albertslund (1970)	1999-2019	mg nitrat/l **kg N/ha**	3-45 **2-50** [2)]	<5 **0-2**	10 (10-30) **4,4**	2,3 (1-10) **0,9**
Ring Skov, Horsens (1973)	2003, 2004-06, 2016	mg nitrat/l **kg N/ha**			Ask : 2 Bøg : 38 Lind : 26 Ær : 4 Eg : 31 Rødgran: 28	Ask : 10 Bøg : 60 Lind : 20 Ær : 2 Eg : 20 Rødgran: 50
Nåleskov						
Baldersbæk, Vejen (1989)	1986-93, 1998-99, 2007, 2016	mg nitrat/l	10-140	1-15	<2	
Langeskov, Kerteminde (1988)	1986-93, 1998-99	mg nitrat/l	96 (10-330)	8 (1-27)		
Gejlvang [1)], Billund/Vejle (1960)	2001-03	mg nitrat/l **kg N/ha**		0,7 **<1**	1,9 **2**	3,6 **2,1**
Vestskoven[1)], Albertslund (1969)	1999-2003	mg nitrat/l **kg N/ha**	3-45 **2-50** [2)]	<1 **<1**	7 (1-60) **6 (0-13)**	

[1)] Kronosekvens med flere bevoksningsaldre.
[2)] Anslået 50 kg N/ha i år 2 ud fra nitratkoncentration.
Referencer vedr. beskrivelser og data for skovrejsningslokaliteterne: Drastrup (Gundersen, 2018a; Gundersen & Buttenschøn, 2005; Aalborg Forsyning A/S, personlig meddelelse), Vaarstvej (Gundersen, 2018b; Aalborg Forsyning A/S, personlig meddelelse), Nørager, Trige, Baldersbæk (Gundersen, 2018a), Ring Skov

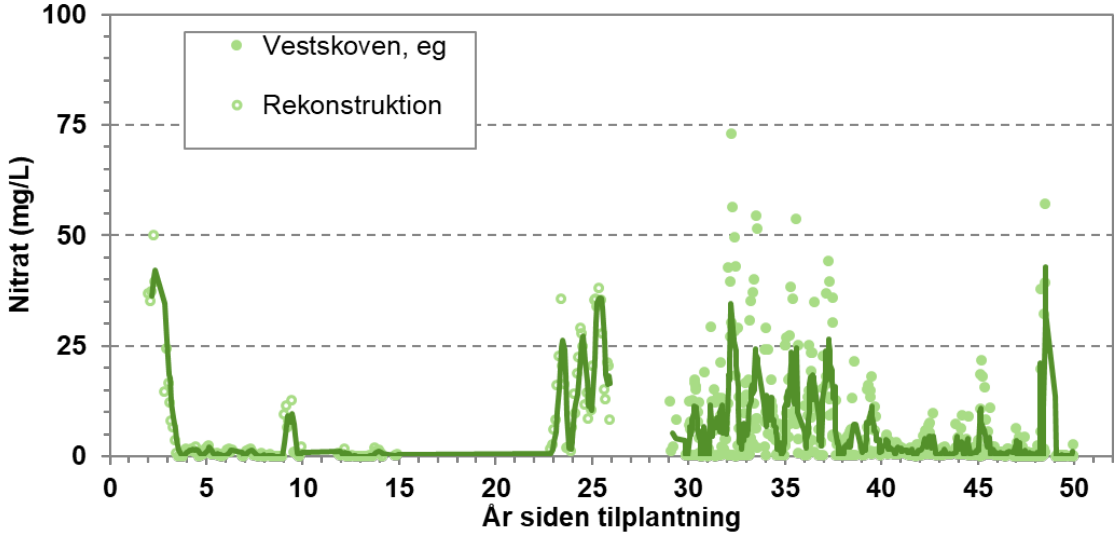
(Christiansen et al., 2010), Stenholtsvang (Gundersen et al., 2020), Vestskoven (Hansen et al., 2007; Gundersen et al., 2020), Langeskov (Hansen & Vesterdal, 1999), Gejlvang (Hansen et al., 2007).

Udvikling i kvælstofudvaskning over tid efter tilplantning

Pløjning før tilplantning og renholdelse de første 2-3 sæsoner frigiver mineralsk kvælstof, og derfor kan kvælstofudvaskningen de første år være på niveau med den fra landbrugsmæssig drift. Men så snart træer og især græs og urter kommer i god vækst, falder kvælstofudvaskningen. Vegetationens kvælstofbehov er afgørende i denne fase. Træerne vokser især i de kvælstofrige dele som bark, grene og kviste, indtil kronetaget bliver lukket (efter 20-25 år). Herefter falder kvælstofbehovet, når træerne mest vokser i vedmassen, som indeholder meget lidt kvælstof. På grund af kvælstoftilførslen fra luftforurening forventes der at forekomme et kvælstofoverskud, der udvaskes. Beskrivelse af dette tidsmæssige forløb er vist i Figur 1A som en hypotese for koncentrationen af nitrat i jordvand under skov rejst på landbrugsjord (Gundersen, 2003). En sammenstilling af lange dataserier for nitrat i jordvand efter skovrejsning viste god sammenhæng med hypotesen (Gundersen, 2018a), selv om der er en betydelig variation mellem lokaliteter. Den længste tidsserie vi har for nitratkoncentration i jordvand er fra Vestskoven ved Albertslund (Figur 2). Figuren er sammensat af bevoksninger med forskellig alder efter tilplantning og illustrerer det hurtige fald efter tilplantning og det lave niveau i nitratkoncentration indtil ca. 20 år efter tilplantning. Efter 20 år, hvor koncentrationen stiger, er der stor variation over tid og med en tydelig sæsonvariation (Figur 2).

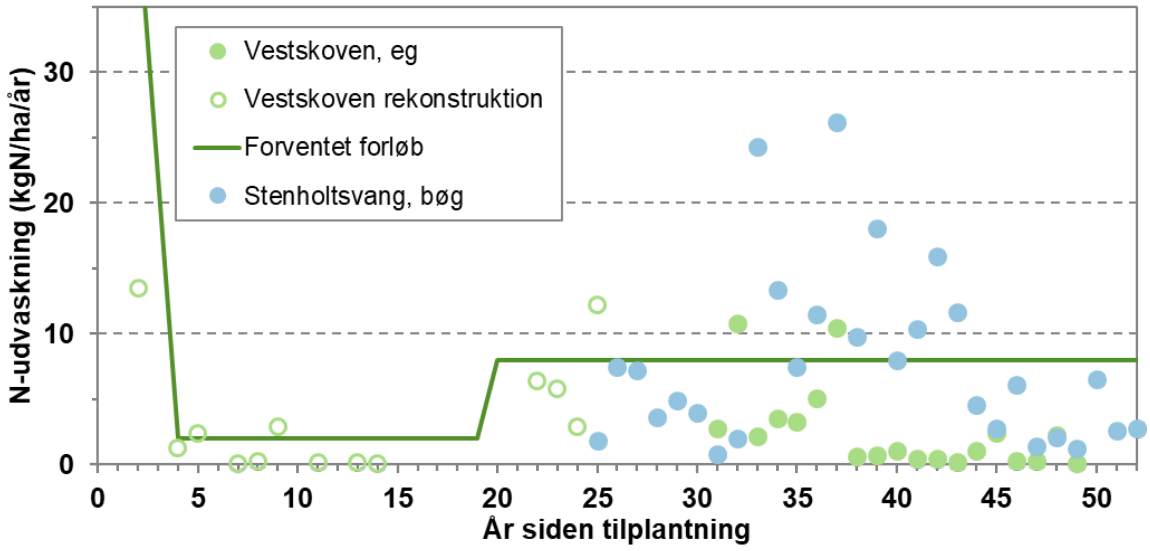


Figur 1. A) Hypotese for udvikling af nitratkoncentrationen under rodzonen for skov rejst på landbrugsjord fra tidligere vurdering (Gundersen et al., 2003). B) Revurderet forventet udvikling i kvælstofudvaskning bedømt ud fra de tilgængelige data i Tabel 1. Denne udvikling kan anvendes til beregning af en gennemsnitlige udvaskning på 8 kg N/ha opgjort over en hel omdrift (61 kg N/ha i år 1 = landbrugsdrift; 2 kg N/ha i årerne 5-19; herefter 8 kg N/ha).



Figur 2. Nitratkoncentrationen under eg i Vestskoven (plantet 1970). Data op til år 26 er rekonstrueret fra yngre bevoksninger. Fra år 29 er vist data fra samme bevoksning målt hver måned fra 1999 til 2019 i tre felter i bevoksningen (kurven er udjævnet gennemsnit over 2 måneder). Opdatering af figur fra Gundersen (2018a).

Fordampningen øges (og nedsivningen mindskes) efterhånden som træerne vokser og øger deres kronedække (Salazar et al., 2013). Derfor er der ikke en simpel sammenhæng mellem nitratkoncentration og kvælstofudvaskning. Beregning af kvælstofudvaskning kræver detaljeret hydrologisk modellering, hvilket er sket for nogle af lokaliteterne i Tabel 1, dog mest for kortere perioder (2-3 år). For to lokaliteter (Vestskoven og Stenholtsvang) med lange dataserier er der netop i et nyt projekt blevet foretaget hydrologisk modellering for 20-30 årige perioder (Figur 3). Disse data for kvælstofudvaskning og de øvrige data i Tabel 1 giver baggrund for at konkludere, at kvælstofudvaskning i princippet har samme tidsmæssige forløb som nitratkoncentrationen. Dette forløb er illustreret i Figur 1B for en gennemsnitlig kvælstofudvaskning på 8 kg N/ha og ligeledes anskueliggjort i Figur 3. Data antyder en faldende tendens i kvælstofudvaskning for Vestskoven og Stenholtsvang over de seneste 10 år (Figur 3), men det er uvist, om dette er vedvarende.



Figur 3. Kvælstofudvaskning under eg i Vestskoven (grønne punkter) på basis af data fra Figur 2 og fra bøg i Stenholtsvang (blå punkter), der blev plantet i 1965 og med data beregnet fra 1990-2019 (Gundersen et al., 2020). Den forventede gennemsnitlige kvælstofudvaskning fra Figur 1B er indsat til sammenligning (grøn kurve).

Kvælstofudvaskning fra skove på gammel skovjord

I Kvadratnetsundersøgelsen blev der i 1986-93 målt nitratkoncentration under rodzonen på 111 skovpunkter (Callesen et al., 1999). For ca. 70 % af punkterne var nitratkoncentrationen under 10 mg/l, hvilket svarer til en udvaskning på under 1-5 kg N/ha. Dette vurderes at være en normal tilstand for dansk skov. På de resterende 30 % af punkterne var udvaskningen forhøjet på grund af lokal luftforurening, forskellige dyrkningsindgreb eller dræning. På 10 % af punkterne oversteg koncentrationen drikkevandskravet på 50 mg nitrat/l. Målingerne blev gentaget i 2007-9 og viste den samme fordeling (Gundersen et al., 2013).

En statistisk analyse i Callesen et al. (1999) viste, at punkter med skovrejsning havde signifikant højere nitratkoncentration end andre skove. Tilsvarende viste en sammenstilling af data for kvælstofudvaskning fra 45 danske bevoksninger med modelleret vandbalance (Gundersen et al., 2009), at skov rejst på tidligere landbrugsjord havde signifikant højere kvælstofudvaskning (16 ± 13 kg N/ha; n=16) end skov på gammel skovjord (5 ± 9 kg N/ha; n=29). De tidligere landbrugsjorde havde som forventet et signifikant lavere C/N-forhold (15 ± 5) end gammel skovjord (23 ± 7).

Variation i kvælstofudvaskning

Selv om forløbet i kvælstofudvaskning over tid efterhånden er veldokumenteret, er der stor variation i nitratkoncentration og kvælstofudvaskning mellem lokaliteterne (Tabel 1). Lokaliteten Drastrup lidt syd for Aalborg skiller sig især ud med høje nitratkoncentrationer (gennemsnit 37 mg/l) over hele perioden (2005-2019) fra 5 til 20 år efter tilplantning, hvor de øvrige lokaliteter i denne fase havde koncentrationer under 10 mg/l og ofte nær nul (Tabel 1). Med et forventet nedbørsoverskud i Drastrup på 200 mm kan kvælstofudvaskningen have været 17 kg N/ha, mens den for de øvrige

lokaliteter er anslået til 2 kg N/ha i denne fase. For at undersøge om den udvalgte lokalitet med målestationerne er afvigende, blev der i foråret 2016 gennemført en screening af nitratkoncentrationen i jordvand under 10 andre skovrejsningsbevoksninger i samme område syd for Aalborg. De målte nitratkoncentrationer varierede mellem 5 og 49 mg/l og lå med et gennemsnit på 23 mg/l på præcis samme koncentrationsniveau som målt for skovrejsningen i Drastrup i samme periode (Gundersen, 2016). Skovrejsningsområderne syd for Aalborg omkring Drastrup og Frejlev må derfor antages at have en kvælstofudvaskning væsentligt over det anslåede langsigtede gennemsnit på 8 kg N/ha og i den høje ende af (eller over) det anslåede interval på 5-15 kg N/ha.

En af de undersøgte bevoksninger i Vestskoven med rødgran plantet i 1969 havde ligeledes høj kvælstofudvaskning på 12 kg N/ha (Tabel 1; Hansen et al., 2007). Data fra Ring Skov ved Brædstrup, hvor undersøgelserne havde fokus på træartsforskelle, viste endog meget høj kvælstofudvaskning (større end 30 kg N/ha) for nogle af træarter (Tabel 1, Christiansen et al., 2010), men perioden med beregnet kvælstofudvaskning var forholdsvis kort og derfor usikker.

Andre lokaliteter havde meget lave nitratkoncentrationer fra 5 år efter tilplantning (Baldersbæk og til dels Trige, Tabel 1) eller lav kvælstofudvaskning på 0-2 kg N/ha (Gejlvang og en bevoksning med rødgran i Vestskoven; Tabel 1; Hansen et al., 2007). Kvælstofudvaskningen på disse lokaliteter er således i den lave ende af det anslåede interval på 5-15 kg N/ha for langsigtet kvælstofudvaskning over en omdrift.

Deposition og udvaskning

Kvælstofdepositionen er generelt noget større for skov end for landbrugsjord, hvilket har en betydning i ovennævnte balancebetragtning mellem kvælstofinput og output i form af kvælstofudvaskning for skov. Kvælstofdepositionen øges i skov, når nåle, blade og træstrukturer giver en øget overflade, som kvælstof kan afsættes på via nedbør og tørafsætning. Er skovjorden kvælstofmættet (som en tidligere landbrugsjord ofte er) vurderes kvælstofudvaskning i høj grad at være påvirket af tilførslen via deposition (Gundersen et al., 2009).

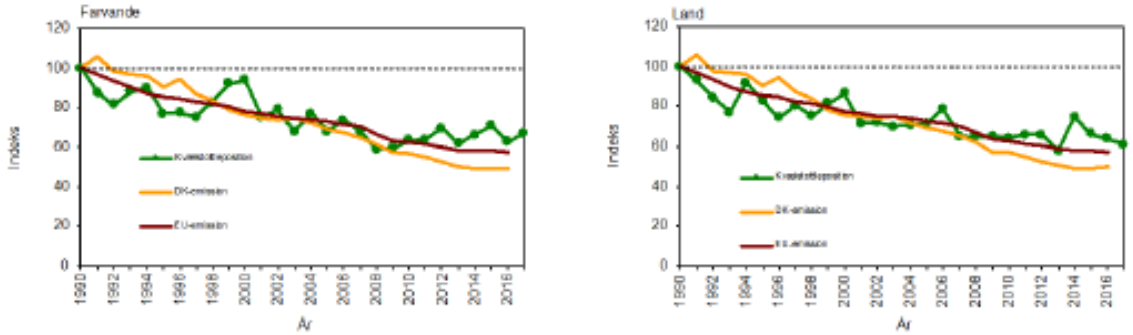
I 2017 er den gennemsnitlige deposition for danske landområder modelberegnet til 13 kg N/ha, hvilket varierer geografisk mellem 5 og 20 kg N/ha for gridceller på 6 x 6 km^2 (Ellermann, 2018). De laveste niveauer finder man ved kysterne, og niveauet falder fra syd mod nord. Andre årsager til variation er især land- og planteoverfladers karakter og niveauet for den lokale emission af ammoniak fra enten udbragt eller opbevaret husdyrgødning. Lokalt kan der derfor forekomme større deposition end 20 kg N/ha.

En lidt ældre undersøgelse konkluderede, at kvælstofdepositionen i løvskov (målt i gennemdryp) svarer til den modelberegnede for gridcellen, mens kvælstofdepositionen i nåleskov var 30-50 % højere end den beregnede (Gundersen, 2008). Nåletræer har større tørdeposition, idet de har et stort bladareal hele året og dermed filtrerer luften mere effektivt end løvtræer. Da mange skove i Danmark er små, er ca. en tredjedel af skovarealet mindre end 50 m fra åbent land. Disse første 50 m fra skovkanten har væsentligt forøget kvælstofdeposition (op til 100 % for løvskov og 300 % for nåleskov),

især hvis der findes husdyrbrug i vindsiden af skoven (Gundersen, 2008). Kvælstofdeposition i danske skove målt i gennemdryp varierer mellem 10 og 40 kg N/ha (Gundersen et al., 2009), men kan være højere i skovkanterne (Gundersen, 2008).

Umiddelbart efter tilplantning vil et skovrejsningsareal have samme kvælstofdeposition som en landbrugsafgrøde, men efterhånden som træerne vokser, øges deres filtervirkning og de skaber mere turbulens. Dermed stiger kvælstofdepositionen og når efter kroneslutning (ca. 20 år) et niveau som andre skove (Hansen et al., 2007). En del af variationen i kvælstofudvaskning mellem lokaliteterne i Tabel 1 kan skyldes forskelle i deposition, men der er for få lokaliteter med data for både deposition og udvaskning til at kunne afdække en sammenhæng. Det er derfor p.t. ikke muligt at differentiere skovrejsningseffekten geografisk i forhold til kvælstofdeposition, selv om der ud fra en kvælstofbalancebetragtning kunne forventes en effekt.

I Danmark såvel som i resten af EU er der indarbejdet en række initiativer til at nedbringe ammoniakfordampning fra udbringning og lager af husdyrgødning. Dette har medført et fald i kvælstofdepositionen i Danmark på ca. 40 % siden 1990 (Figur 4). I skove på tidligere landbrugsjord, der er kvælstofmættede, kan vi forvente, at faldende kvælstofdeposition vil medføre faldende kvælstofudvaskning. For de to lange tidsserier i Figur 3 er kvælstofudvaskningen faldet i de senere år, dvs. i Vestskoven især efter 2007 (år 37) og i Stenholtsvang især efter 2009 (år 44). Dette kan til dels være en effekt af den faldende deposition, men andre faktorer som udtynding og ændringer i bundvegetationen har også stor betydning for kvælstofudvaskningen i disse skove.



Figur 4. Udvikling for den samlede deposition og emission af kvælstof. Fra Ellermann et al. (2017).

Et mere konsolideret grundlag med mulighed for geografisk differentiering i forhold til jordbund og regionalt depositions-niveau eller i forhold til de plantede træarter vil kræve flere lokaliteter med længere måleserier. Dette kan opnås ved at genoptage målinger på lokaliteter i Tabel 1 med få sporadiske målinger af nitratkoncentration og ved at gennemføre detaljerede vandbalanceberegninger for flere lokaliteter i Tabel 1. Konklusioner vedrørende effekten af jordbund, deposition, træart mv. baseret på flere lokaliteter med detaljerede data vil stadig være svære at generalisere. Her vil

en screening af nitratniveauet (som benyttet i Gundersen, 2016) på et antal skovrejsningslokaliteter med forskellige bevoksninger kunne anvendes til kvalitativt at validere disse effekter.

Timing

Udvaskningen efter skovrejsning vil variere afhængigt af bl.a. antal år efter etablering, men virkemidlet kan ikke aktivt times over året men vil afhænge af nedbør og afstrømning.

Overlap i forhold til andre virkemidler

Skovrejsning kan ikke anvendes sammen med andre fladevirkemidler, der involverer plantedyrkning. Ved skovrejsning mindskes effekten af drænvirkemidler i samme opland.

Forudsætninger og potentiale

Virkemidlet skovrejsning kan anvendes på al landbrugsjord.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Arealer med rejst skov må anses for nemme at kontrollere.

Sideeffekter

Skadegørere og pesticider

Anvendelsen af pesticider i skov er meget begrænset, og skovtilplantning på landbrugsjord vil derfor reducere det samlede pesticidforbrug. Skovrejsning forventes at øge fjernelsen af pesticider og nedbrydningsprodukter, som tilføres skovarealet fra omkringliggende, dyrkede flader ved tilbageholdelse og mikrobiel nedbrydning i forhold til almindelige randzoner med et- og toårig urtevegetation. Retentionskapaciteten i skov stiger med stigende størrelse af den organiske pulje i skovbunden. En stor organisk pulje fremmer både sorption af fedtopløselige stoffer samt mikrobiel nedbrydning af pesticider (Carluer et al., 2011). Egentlig kvantificering af retentionspotentiale og potentiale for nedbrydning er dog ikke mulig på baggrund af yderst sparsom datatilgængelighed i international litteratur.

Natur og biodiversitet

Skov, der er rejst på agerland, vil i meget lang tid være præget af dette, fordi jorden er beriget med næringsstoffer samt har et lavere kulstofindhold og en frøbank, der ikke er typisk for skov (Schmidt et al., 2008). Ophøret af jordbearbejdning vil dog med det samme give bedre betingelser for jordfauna og andre insekter og leddyr samt give skjulesteder for fugle og pattedyr. På langt sigt (flere årtier) vil man med den rette driftsform kunne opnå en mangfoldighed af levesteder for såvel insekter og leddyr som planter, svampe, fugle og pattedyr (Tabel 2).

Tabel 2. Vurdering af effekterne af skovrejsning på natur og biodiversitet. Spredningen på værdierne skyldes, at etableringen af skov tager lang tid, og at driftsformen har stor indflydelse på effekterne, idet dyrket skov har langt mindre biodiversitet end naturskov eller urørt skov. Der er for hver parameter angivet en kvalitativ vurdering ud fra en skala mellem -3 (kraftig negativ effekt) og +3 (kraftig positiv effekt). Vurderingen i forhold til vilde bier forudsætter, at føderessourcen ikke anvendes til honningproduktion.

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier (føde og leve-steder)	Insekter og leddyr i øvrigt	Fugle	Pattedyr	Samlet vurde-ring
2-3	1-3	1-3	2-3	1-3	1-3	8-18

Fosfor

Skovrejsning på landbrugsjord vil kunne reducere fosfortabet til vandmiljøet, når skoven placeres i et område med risiko for fosfortab via erosion eller via makroporer til dræn. Virkemidlet og dets effekt i disse risikoområder er nærmere beskrevet og overordnet kvantificeret i kataloget over virkemidler mod fosfortab (Andersen et al., 2020).

Klima

Den altoverskyggende ændring i drivhusgasbalancen efter skovrejsning sker gennem ophobningen af kulstof i træernes biomasse (Johannsen et al., 2020). Kulstofbindingen varierer meget over tid ved etablering af skov. I de første 10 år efter skovrejsning bindes der blot ca. 2 t CO_2/ha/år på de ringere jorder, når der plantes skov med eg eller andre langsomt voksende træarter og når arealerne overlades til naturlig tilgroning. På gode jorder kan der i de 10 første år bindes 11 t CO_2/ha/år, når der plantes hurtigt voksende løvtræer og 17 t CO_2/ha/år, når der plantes hurtigt voksende nåletræer. Set over en 100-årig periode varierer effekten ligeledes, om end mindre, fra under 5 til 21 t CO_2/ha/år. Ny skovrejsning, som den er gennemført siden 1990, vil have en gennemsnitlig kulstofbinding på 12 t CO_2/ha/år, med en spændvide på 4-21 t CO_2/ha/år (Johannsen et al., 2020).

Skovrejsning vil også bidrage til en reduktion i direkte lattergasemissioner fra udbragt husdyr- og handelsgødning, kvælstofudvaskning og ammoniakfordampning. I grove træk kan skovrejsning med naturskov som formål sidestilles med slåningsbrak, når det handler om effekten på ophør af handels- og husdyrgødningstilførsel og markdrift, samt at der ikke fjernes kulstof i planteprodukter. De fraværende landbrugsaktiviteter vil betyde en reduktion i den direkte lattergasemission på 1,0 tons CO_2-ækv./ha, den indirekte emission på 122 kg CO_2-ækv./ha og fossil energiforbrug på 327 kg CO_2; samlet en reduktion på 1,5 tons CO_2 ækv./ha. Hvis formålet med skovrejsning er traditionel skovdrift, vil reduktionen i energiforbruget være mindre, men forbruget vil dog stadigvæk være betydeligt mindre end for landbrug, da det er tilknyttet høst (Eriksson & Gustavsson, 2010), som sker med mange års mellemrum.

Foruden kulstofopbygning i skovens vedmasse vil der ved omlægning af landbrugsjord til skov også være en øget kulstoflagring i jorden. Denne kulstoflagring er estimeret til 210 kg CO_2/ha/år (Nielsen et al., 2019).

Økonomi

De samlede omkostninger ved skovrejsning består dels af tab af indkomst, når arealet tages ud af produktion, og den nettoindtjening, der er knyttet til skovdriften. I vurderingen af indtjeningen fra skoven indgår støtte til skovrejsning ikke. Der er i analysen anvendt et gennemsnit af den beregnede indtjening for bøg og rødgran for fem regioner i Danmark (Lundhede, 2020, baseret på Meilby et al., 2014).

Ved valg af rente er anbefalingen generelt en realrente på 4 %, men fordi dette er en investering, der har en lang afstand mellem etablering og afkast, vil det være relevant at anvende en anden rente. Anbefalinger fra Finansministeriet er således, at der anvendes en diskonteringsrente på 3 % for den del af projektets ind/udbetalinger, der kommer efter 35-70 år og 2 % for ind/udbetalinger efter 70 år. Da omdriftstiden er sat til ca. 100 år, er der her valgt at anvende en vægtet diskonteringsrente for 100 år på 3,05 % (afrundet til 3 %).

Indtjeningen er opgjort som en annuitet for hele perioden, og der er tale om en gevinst på 37 kr./ha ved en rente på 3 %. Ved en rente på 4 % ville der være et tab på 470 kr./ha, hvorimod der ved anvendelse af en rente på 2 % ville være et gennemsnitlig overskud på 665 kr./ha. Denne forskel er ikke overraskende, da der er en stor tidsmæssig forskel mellem udgifter til beplantning og hugst af noget af skoven (Meilby et al., 2014).

Dækningsbidragstabet er opgjort som angivet i Bilag 1, og der er foretaget en opdeling på sand og ler. Udvaskningen fra skov er ovenfor opgivet til 8 kg N/ha, hvilket med en gennemsnitlig udvaskning på 61 kg N/ha (se kapitlet *Koncept for anvendelse og effektfastsættelse af kvælstofvirkemidler*, denne rapport) svarer til en udvaskningsreduktion på 53 kg N/ha.

Tabel 3. Opgørelse af omkostningseffektiviteten ved skovrejsning på ler- og sandjord ved anvendelse af diskonteringsrente på 3 %. Baseret på Lundhede (2020).

	Budgetøkonomisk		Velfærdsøkonomisk	
Skov	Lerjord	Sandjord	Lerjord	Sandjord
Tab af dækningsbidrag (kr./ha)	3.027	1.193	3.875	1.527
Nettoindtjening fra skovdrift (kr./ha)	37	37	47	47
Samlet tab ved omlægning (kr./ha)	2.990	1.156	3.828	1.480
Reduceret kvælstofudvaskning (kg N/ha)	53	53	53	53
Omkostningseffektivitet (kr./kg N)	56	22	72	28

Det vurderes således, at der ved anvendelse af en realrente på 3 % er en gevinst ved skovdriften på 37 kr./ha (Tabel 3). Denne gevinst er imidlertid ikke tilstrækkelig til at kompensere for det tabte dækningsbidrag fra landbrugsdrift. Det betyder, at omlægningen til skov har en omkostning på 2.990 kr./ha på lerjord og 1.156 kr./ha på sandjord. Budgetøkonomisk betyder det en omkostning på 56 kr./kg N på lerjord og en omkostning på 22 kr./kg N på sandjord, da dækningsbidragstabet her er lavere. De velfærdsøkonomiske omkostninger udgør 72 og 28 kr./kg N for de to jordtyper (ler og sand).

Opsummering

Udvaskning fra skov rejst på landbrugsjord vurderes med det nuværende datagrundlag (Tabel 1) til at ligge på 8 kg N/ha som gennemsnit for en omdrift, og inden for et interval på 5-15 kg N/ha over en omdrift. Baggrunden for det viste interval er, at udvaskningen bl.a. afhænger af jordtype herunder jordens organiske kvælstofindhold og C/N-forhold samt hvilke træarter, skoven er plantet med og jordens dræningsforhold. Med en årlig baggrundudvaskning på 61 kg N/ha for landbrug vil skovrejsning på landbrugsjord give en gennemsnitlig reduktion i udvaskningen på 53 kg N/ha.

Den økonomiske analyse viser, at indtjeningen fra skovrejsning er lavere end indtjeningen ved almindelig landbrugsdrift både på sand- og lerjord. Omkostningerne er budgetøkonomisk opgjort til 22 og 56 kr./kg N i reduceret udvaskning på sand- og lerjord, mens det velfærdsøkonomisk er opgjort til 28 og 72 kr./kg N for de to jordtyper.

Effekt og sikkerhed

Virkemiddel	Referencepraksis	Årlig kvælstoffeffekt (kg N/ha)	Timing	Overlap	Budgetøkonomiske omkostninger (kr./kg N)	Velfærdsøkonomiske omkostninger (kr./kg N)
Skovrejsning (**) [1)]	Alm. landbrug	53	Nej	Ja	22-56	28-72

[1)] Estimaterne anses for noget usikre og er baseret på ekspertskøn med et foreløbigt datagrundlag

Sideeffekter

Virkemiddel	Skadegørere og pesticider [1)]	Natur og biodiversitet [1)]	Fosfor [1)]	Klima [1)]
Skovrejsning	+	+	+	+

[1)] '+': gunstig virkning; '-': ugunstig virkning; '0': neutral eller marginal virkning.

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.

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 2017. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 222 s. - Videnskabelig rapport nr. 305 http://dce2.au.dk/pub/SR305.pdf.

Carluer, N., Tournebize, J., Gouy, V., Margoum, C., Vincent, B., Gril, J.J. 2011. Role of buffer zones in controlling pesticides fluxes to surface waters. Ecological Engineering: From Concepts to Applications, Paris 2009 9:21-26 doi:10.1016/j.proenv.2011.11.005.

Christiansen, J. R., Vesterdal, L., Callesen, I., Elberling, B., Schmidt, I.K., Gundersen, P. 2010. Nitrogen and water budgets in six tree species. Global Change Biology 16, 2224-2240.

Ellermann, T., Bossi, R., Nygaard, J., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Grundahl, L., Geels, C., Nielsen, I.E., Poulsen, M.B. 2019. Atmosfærisk deposition 2017. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE

– Nationalt Center for Miljø og Energi. 84s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 304. http://dce2.au.dk/pub/SR304.pdf.

Eriksen, J., Jensen, P.N., Jacobsen, B.H. (redaktører) 2014. Virkemidler til realisering af 2. generations vandplaner og målrettet arealregulering. DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. DCA Rapport 052, 327 pp.

Eriksson, L., Gustavsson, L. 2010. Costs, CO2- and primary energy balances of forest-fuelrecovery systems at different forest productivity. Biomass and Bioenergy, 34, 610-619.

Gundersen, P. 2018a. Nitratudvaskning i nye skove på gammel landbrugsjord. Københavns Universitet. IGN Rapport. 33 sider. https://static-curis.ku.dk/portal/files/194913240/Gundersen_PAF_NO3_Rapport.pdf

Gundersen, P. 2018b. Skovrejsning ved Vaarstvej – forundersøgelser og forsøgsdokumentation Københavns Universitet. IGN Rapport. 25 sider.

Gundersen, P. 2016. Nitratudvaskning fra skovrejsning i Drastrup-Frejlev-området. Københavns Universitet, 14 sider.

Gundersen, P. 2008. Nitratudvaskning fra skovarealer - model til risikovurdering (SkovNitrat). Københavns Universitet. Arbejdsrapport Skov & Landskab, 43 sider, https://static-curis.ku.dk/portal/files/230038397/Nitratudvaskning_fra_skovarealer_net_pgu.pdf

Gundersen, P., Buttenschøn, R.M. 2005. Vegetationsudvikling og nitratudvaskning ved ændret arealanvendelse - eng, overdrev og skovrejsning i Drastrupprojektet 1998-2005, Aalborg Kommune og Skov & Landskab, Arbejdsrapporter nr. 24, Skov & Landskab, 50 pp.

Gundersen, P., de la Riva Valdés, P., Christiansen, J.R. 2020. N-udvaskning efter skovrejsning på to lokaliteter på Sjælland. Københavns Universitet. IGN Rapport (udkast).

Gundersen, P., Caspersen, O.H., Johannsen, V.K., Nord-Larsen, T. 2013. Skovenes beskyttende funktioner. I: V.K. Johannsen, T. Nord-Larsen, T. Riis-Nielsen, K. Suadicani og B. B. Jørgensen: Skove og plantager 2012, Skov & Landskab, Frederiksberg, s. 121-128.

Gundersen, P., Hansen, K., Anthon, S., Pedersen, L.B. 2004: Skovrejsning på tidligere landbrugsjord - I: Jørgensen, U. (redaktører), Muligheder for forbedret kvælstofudnyttelse i marken og for reduktion af kvælstoftab. DJF Rapport Markbrug nr. 103, s. 188-196.

Gundersen, P., Schmidt, I. K., Hansen, K., Pedersen, L.B., Vesterdal, L. 2003. Nitrat i vand under skove - I: Raulund-Rasmussen, K., Hansen, K. (redaktører), Grundvand under skove - muligheder og problemer. Skovbrugsserien nr. 34-2003. Skov & Landskab, Hørsholm. pp. 31-60.

Gundersen, P., Sevel, L., Christiansen, J.R., Hansen, K, Vesterdal, L., Bastrup-Birk, A. 2009. Do indicators of nitrogen retention and leaching differ between coniferous and deciduous forests in Denmark? Forest Ecology and Management 258, 1137-1146.

Hansen, K., Vesterdal, L. 1999. Skovrejsning - nitratudvaskning, jordens pH og kulstofbinding. Videnblade Skovbrug nr. 4.6-9, Forskningscentret for Skov & Landskab, 2 pp.

Hansen, K., Rosenqvist, L., Vesterdal, L., Gundersen P. 2007. Nitrate leaching from three afforestation chronosequences on former arable land in Denmark. Global Change Biology 13, 1250-1264.

Johannsen, V. K., Nord-Larsen, T., Vesterdal, L., & Bentsen, N. S. 2020. Kulstofbinding ved skovrejsning

2020: Sagsnotat, 44 s. https://static-curis.ku.dk/portal/files/241891135/Sagsnotat_kulstof_skovrejs-ning_20200525_bilag.pdf

Krogh, P.H., Simonsen, V., Hasler, B., Levin, G. 2011. Danmarks biodiversitet 2010 – status, udvikling og trusler.

Lundhede, T. 2020. Beregninger af annuiteter ved skovdyrkning. Regneark. Ikke publiceret.

Meilby, H., Thorsen, B. J., Nord-Larsen, T., Johannsen, V.K., Jacobsen, J.B. 2014. Analyse af udvalgte rammevilkår i skovbruget. Frederiksberg: Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet. (IFRO Rapport; nr. 234).

Miljø- og Fødevareministeriet 2018. Danmarks nationale skovprogram. ISBN: 978-87-7091-604-2.

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. http://dce2.au.dk/pub/SR318.pdf

Salazar, O., Hansen, S., Abrahamsen, P., Hansen, K., Gundersen, P. 2013. Changes in soil water balance following afforestation 1 of former arable soils in Denmark as evaluated using the DAISY model. J. Hydrology 484, 128-139. https://books.google.dk/books?id=ciWW0FeuX7oC&pg=PA93&hl=da&source=gbs_selected_pages&cad=2#v=onepage&q&f=false

Schmidt, I.K., Riis-Nielsen, T., Varming, C. 2008. Udvikling i bundvegetation ved skovrejsning. – Videnblad Skovbrug nr. 4.0-2. Skov og Landskab, Københavns Universitet.

Forbud mod jordbearbejdning i visse perioder

Elly Møller Hansen[1], Lars J. Munkholm[1], Ingrid K. Thomsen[1], Birte Boelt[1], Per Kudsk[1] (skadegørere og pesticider), Lise N. Jørgensen[1] (skadegørere og pesticider), Marianne Bruus[2] (natur og biodiversitet), Beate Strandberg[2] (natur og biodiversitet), Gitte Holton Rubæk[1] (fosfor), Nicholas J. Hutchings[1] (klima), Brian H. Jacobsen[3] (økonomi)

Fagfællebedømmelse: Jørgen Eriksen[1], Jørgen E. Olesen[1] (klima), Berit Hasler[4] (økonomi), Louise Martinsen[4] (økonomi)

[1]Agroøkologi, AU
[2]Bioscience, AU
[3]Fødevare- og Ressourceøkonomi, KU
[4]Miljøvidenskab, AU

Funktion og anvendelse

Ved at udsætte tidspunktet for jordbearbejdning f.eks. fra tidligt efterår til sent efterår eller forår kan omsætningen af organisk stof i jorden og efterladte planterester mindskes i den pågældende periode. Myrbeck (2014) redegør for litteraturen på dette område og nævner, at jordbearbejdningens effekt på mineralisering er kompleks. Effekten afhænger således af både tid og sted, og mekanismerne bag er ikke velkendte. Det betyder, at resultaterne vedrørende udvaskning i jordbearbejdningsforsøg er meget varierende (Myrbeck, 2014). Ydermere er der i praksis mange muligheder for at jordbearbejde med forskellig intensitet (stubbearbejdning eller pløjning) på forskellige tidspunkter (tidligt eller sent efterår eller forår) eller, når det gælder stubbearbejdning, at udføre behandlingen flere gange i løbet af efteråret.

Virkemidlet forbud mod jordbearbejdning i visse perioder er implementeret i gældende lovgivning under overskriften Forbud mod jordbearbejdning forud for vårsåede afgrøder under Dyrkningsrelaterede tiltag (Landbrugsstyrelsen, 2019). Der gælder en række undtagelser for forbuddet mod jordbearbejdning i forbindelse med dyrkning af visse afgrøder, og økologisk jordbrugsproduktion er generelt undtaget (Landbrugsstyrelsen, 2019).

Kvælstofeffekt

Virkemidlet forbud mod jordbearbejdning i visse perioder blev i Virkemiddelkataloget fra 2014 (Hansen et al., 2014) på baggrund af Hansen & Thomsen (2013) vurderet til en udvaskningsreduktion på 10 kg N/ha under forudsætning af, at der forud for forårssåede afgrøder ikke blev foretaget jordbearbejdning fra høst af forfrugt til 1. november på lerjord (JB5-11) og til 1. februar på sandjord (JB1-4). Det blev desuden antaget, at ukrudt og spildfrø tidligst blev nedvisnet efter 1. oktober.

Af Hansen & Thomsen (2013) fremgår, at der for lerjord tages udgangspunkt i, at strategien for jordbearbejdning ændres fra gentagne stubbearbejdninger og sen efterårspløjning til sen efterårspløjning uden forudgående stubbearbejdning. Vurderingen bygger på et forsøg på lerjord (Hansen & Djurhuus, 1997), hvor der blev stubbearbejdet 1-3 gange i løbet af efteråret. På sandjord, hvor der i forsøget ikke blev stubbearbejdet om efteråret, blev effekten af at undlade stubbearbejdning vurderet til at være ca. halvdelen, dvs. 5 kg N/ha i reduceret udvaskning. Ved at addere en anslået effekt på 5 kg N/ha med den begrundelse, at sandjord ikke må bearbejdes før 1. februar, blev den samlede effekt anslået til 10 kg N/ha. Effekten på både sand- og lerjord blev således anslået til 10 kg N/ha (Hansen & Thomsen, 2013).

Efter 2014 er virkemidlet blevet yderligere differentieret. For eksempel må lerjord (JB7-9) jordbearbejdes fra den 1. oktober, og jordbearbejdning efter dyrkning af kartofler og før dyrkning af lægge-kartofler må finde sted fra den 1. november (Landbrugsstyrelsen, 2019). Derudover er der flere undtagelser ved planteskadegørere som f.eks. kartoffelbrok, kartoffelcystenematoder og majshalvmøl (Landbrugsstyrelsen, 2019). Hansen et al. (2015 og 2016) har for en række af undtagelserne givet et skøn for, hvad disse betyder i forhold til den generelle effekt på 10 kg N/ha.

Effekten af forbud mod jordbearbejdning i visse perioder vil afhænge af, om der er tale om de generelle bestemmelser eller en af undtagelsesbestemmelserne i Landbrugsstyrelsen (2019). På baggrund af det meget begrænsede datamateriale vurderes det mest hensigtsmæssigt at fastholde effekten på 10 kg N/ha, dvs. uden hensyntagen til undtagelsesbestemmelserne, som det også var estimatet i Hansen et al. (2014).

Langtidseffekt

Hvis forbuddet mod jordbearbejdning i visse perioder bevirker, at der efter høst spirer en bevoksning frem af ukrudt og spildkorn, forventes tilførslen af organisk stof at kunne øges. Den senere jordbearbejdning vil kunne forsinke omsætningen af både nyt og gammelt organisk stof i jorden, men effekten forventes at være meget beskeden.

Ud over effekten på 10 kg N/ha, som forbuddet mod jordbearbejdning forventes at have i det år, forbuddet gælder, forventes forbuddet kun at have minimal eller ingen effekt på kvælstofudvaskningen de efterfølgende år. Det skyldes især, at en senere kvælstofmineralisering på grund af forbuddet vil betyde, at der er større sandsynlighed for, at den efterfølgende afgrøde kan optage mineraliseret kvælstof.

Timing

Effekten af virkemidlet, dvs. forbud mod jordbearbejdning i visse perioder, er udelukkende rettet mod jordbearbejdning om efteråret forud for forårssåede afgrøder, hvor risikoen for udvaskning er størst.

Overlap i forhold til andre virkemidler

Virkemidlet forbud mod jordbearbejdning i visse perioder 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 vurderes effekterne at være additive. Reduceret kvælstofudvaskning ved efterlevelse af forbuddet vil betyde, at der kvantitativt kan fjernes mindre kvælstof ved samtidig anvendelse af dræn- og vandløbsvirkemidler.

Sikkerhed på data

Som det fremgår Hansen & Thomsen (2013) er datagrundlaget spinkelt. Siden forbuddet trådte i kraft i 2011 (NaturErhvervstyrelsen, 2011), er der så vidt vides ikke udført nye forsøg med udvaskningsmålinger ved forskellige jordbearbejdningsintensiteter og pløjetidspunkter.

Det kan overvejes, om effekten fortsat skal fastsættes i forhold til en referencebehandling i form af stubbearbejdning og sen efterårspløjning. Da virkemidlet består af et forbud, vil det i sagens natur bero på et skøn vedrørende, hvilken praksis der ville blive resultatet af et ophævet forbud. For økologiske landmænd, som er undtaget fra forbuddet, vil det formentlig være muligt at få en indikation af, i hvor høj grad der benyttes stubbearbejdning eller tidlig pløjning om efteråret før forårssåede afgrøder. Økologer er dog i større grad end konventionelle landmænd afhængige af at kunne udføre mekanisk ukrudtsbekæmpelse om efteråret. Så længe konventionelle landmænd har herbicider (særligt glyphosat) til rådighed for ukrudtsbekæmpelse om efteråret, vil deres praksis formentlig adskille sig fra økologiske bedrifter.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Det vil kræve 4-5 års forsøg under varierende klima- og jordbundsforhold, hvis der skal opnås større sikkerhed på estimaterne for effekter af et forbud mod jordbearbejdning i visse perioder.

Forudsætninger og potentiale

Virkemidlet er implementeret for konventionelle jordbrugsarealer, hvor potentialet i princippet vil være arealet dyrket med forårssåede afgrøder. Med de mange undtagelser og muligheder for dispensationer (Landbrugsstyrelsen, 2019) vil potentialet dog være mindre. Hansen et al. (2014) vurderede det samlede potentiale til ca. 880.000 ha og potentialet fratrukket undtagelserne til ca. 750.000 ha. Der vil være et potentiale for at udvide forbuddet til økologiske landmænd.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Da virkemidlet er implementeret, vil der ikke være nye udfordringer i forhold til kontrol og administration.

Sideeffekter

Skadegørere og pesticider

Generelt vil effekterne på forekomst og bekæmpelse af ukrudt være som for efterafgrøder. Som følge af begrænsninger i mulighederne for mekanisk bekæmpelse, kan der forventes et større forbrug af glyphosat, som vil påvirke behandlingshyppigheden, mens effekten på pesticidbelastningen vil være meget mindre pga. glyphosats lave belastning pr. liter produkt. Såfremt glyphosat ikke genregistreres, når den nuværende godkendelse udløber i slutningen af 2022, vil et forbud imod jordbearbejdning i visse perioder være en væsentlig hindring for en effektiv mekanisk bekæmpelse af flerårigt ukrudt.

Situationen for ukrudtsbekæmpelse i græsfrø er speciel, idet der er sket en væsentlig reduktion i tilgængelige græsukrudtsbekæmpelsesmidler. Det er i stigende omfang blevet vanskeligt for frøgræsavlere at leve op til kvalitetskrav i relation til indhold af græsukrudt i den høstede vare. Mange græsukrudtsarter spirer frem i efteråret med den største fremspiring i september og derefter aftagende gennem efteråret (Jensen, 2019), og derfor vælger flere græsfrøavlere at lægge ud i vårsæd. Anvendelse af "falsk såbed" har et potentiale for at reducere fremspiringen af græsukrudt med 80 % (Jensen, 2019), men aktuelt har græsfrøavlerne ikke mulighed for at udnytte denne mulighed optimalt pga. gældende regler. For at kunne så udlæg af græsfrø tidligt om foråret er det nødvendigt, at det falske såbed etableres om efteråret, hvor der opnås størst effekt i september, fordi temperaturforholdene er mere optimale der end senere på efteråret (Jensen, 2019). Konsekvenserne af græsukrudt i frøgræs kan være ompløjning af udlægsmarker, omrensning af den høstede vare og/eller reduktion af afregningspris.

Det vurderes, at en udsættelse af tidspunktet for jordbearbejdning ikke har betydning for sygdomme og skadedyr.

Natur og biodiversitet

Det er velkendt, at jordbearbejdning har negative effekter på jordbundsfaunaen og overfladelevende leddyr (Holland & Reynolds, 2003, Thorbek & Bilde, 2004; Briones & Schmidt, 2017). Hvis virkemidlet Forbud mod jordbearbejdning i visse perioder medfører mindre jordbearbejdning, vil det derfor være til gavn for jordfaunaen, men hvis det blot betyder en tidsmæssig forskydning i jordbearbejdningen, vil effekten formentlig være minimal. Hvis forbuddet mod jordbearbejdning om efteråret på let jord forud for vårsæd fører til øget nedvisning af ukrudt vha. herbicider, vil dette have negative konsekvenser for vilde planter og de fugle og andre dyr, der lever af dem. Sammenlignet med sort jord henover vinteren som følge af pløjning i efteråret, forventes effekterne dog at være små (Tabel 1).

Tabel 1. Vurdering af effekterne af virkemidlet forbud mod jordbearbejdning i visse perioder på natur og biodiversitet. Der er for hver parameter angivet en kvalitativ vurdering ud fra en skala mellem -3 (kraftig negativ effekt) og +3 (kraftig positiv effekt).

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier (føde og leve-steder)	Insekter og leddyr i øvrigt	Fugle	Pattedyr	Samlet vurde-ring
0-2	-1-0	0	0-1	-1-0	0	-2-3

Fosfor

På arealer, hvor virkemidlet sikrer, at der ikke foretages jordbearbejdning forud for og i løbet af efterår og vinter, kan virkemidlet tillægges en beskeden positiv effekt på tabet af partikulært fosfor, når virkemidlet sættes ind på arealer med risiko for fosfortab via erosion og overfladeafstrømning eller fosfortab via makroporer til dræn. For nærmere beskrivelse se Munkholm et al. (2020).

Klima

Der er ikke empirisk bevis for en ændring i de fleste tabsposter ved et forbud mod jordbearbejdning i det tidlige efterår. En reduktion i nitratudvaskning på 10 kg N/ha vil reducere lattergasemission med 22 kg CO_2-ækv./ha.

Økonomi

Det er tidligere vurderet, at et forbud mod jordbearbejdning kunne betyde relativt høje omkostninger for producenter af spise- og læggekartofler, sukkerroeravlere, samt økologer (Jacobsen & Vinther, 2009). Endvidere har de nuværende undtagelser til forbuddet (Landbrugsstyrelsen, 2019) til formål at reducere omkostninger på bedrifter med meget ler (JB7-9) og efter dyrkning af silomajs. Da ovennævnte arealer ikke indgår i ordningen (Landbrugsstyrelsen, 2019), indgår disse omkostninger ikke i nærværende opgørelse (Jacobsen, 2012).

For frøgræsavlere kan der være omkostninger koblet til manglende adgang til at foretage jordbearbejdning før 1. oktober (JB7-9), før 1. november (JB5-6 og JB10-11) eller før 1. februar (JB1-4) (Landbrugsstyrelsen, 2019). Det vurderes, at det samlede areal med dyrkning af frøgræs (frø til udsæd) udgør ca. 50.000-60.000 ha (Thomsen & Ørum, 2016), hvilket svarer til ca. 7 % af potentialet.

Det skønnes, at to harvninger svarende til i alt 450 kr./ha kan udgøre meromkostningen (Farmtal online, 2019). Alternativt skal der foretages en ukrudtsbekæmpelse, som er sat til 250 kr./ha plus en ekstra jordbearbejdning for omsætning af græstørven, svarende til 225 kr./ha. Den samlede omkostning, der indgår, er sat til 460 kr./ha. For alle andre afgrøder vurderes der ikke at være omkostninger forbundet med reglerne for jordbearbejdning. Hvis virkemidlet således ikke omfatter frøgræsarealer, vil omkostningen være meget begrænset.

Det gælder for alle analyser, at et øget behov for markoperationer i foråret vil kunne betyde, at der kræves en øget kapacitet for at nå en rettidig såning. En del landmænd forventes uden forbuddet at ville bruge efterårspløjning som en mulighed for at sprede arbejdsbyrden. Den manglende adgang

til jordbearbejdning kan for nogle bedrifter betyde et større pesticidforbrug (Jacobsen & Vinther, 2009), men det vurderes, at de samlede omkostninger er begrænsede.

Omkostningerne i forbindelse med forbud mod jordbearbejdning i visse perioder vil for størstedelen af bedrifter være 0 kr./ha (skønnet til ca. 93 % af potentialet), mens den som anført kan være op til 460 kr./ha ved dyrkning af frøgræs (skønnet til 7 % af potentialet). Ved en effekt på 10 kg N/ha ved det generelle forbud, vurderes gennemsnitsomkostningerne til 32 kr./ha svarende til 3 kr./kg N.

De velfærdsøkonomiske reduktionsomkostninger omregnes til 41 kr./ha efter multiplikation med nettoafgiftsfaktoren, hvilket giver 4 kr./kg N ved en effekt på 10 kg N/ha.

Opsummering

Virkemidlet forbud mod jordbearbejdning i visse perioder er implementeret for konventionelle bedrifter i gældende lovgivning under overskriften Forbud mod jordbearbejdning forud for vårsåede afgrøder (Landbrugsstyrelsen, 2019). Under de gældende forudsætning er effekten vurderet til ca. 10 kg N/ha i forhold til en reference med stubbearbejdninger om efteråret og sen efterårspløjning. Datagrundlaget er spinkelt.

Omkostningerne er anslået til 460 kr./ha for landmænd med frøgræs og 0 kr./ha for andre arealer. Samlet er omkostningen 32 kr./ha eller 3 kr./kg N (budgetøkonomisk).

Effekt, sikkerhed og økonomi

Virkemiddel	Reference-praksis	Årlig kvælstofeffekt (kg N/ha)	Timing	Overlap	Budgetøkonomiske omkostninger (kr./kg N)	Velfærdsøkonomiske omkostninger (kr./kg N)
Forbud mod jordbearbejdning i visse perioder (*) [1]	Jordbearbejdning i efteråret	10	Nej	Ja	3	4

[1] Estimaterne anses for usikre og er baseret på ekspertskøn uden væsentligt datagrundlag.

Sideeffekter

Virkemiddel	Skadegørere og pesticider [1]	Natur og biodiversitet [1]	Fosfor [1]	Klima [1]
Forbud mod jordbearbejdning i visse perioder	0	0	+	+

[1] '+': gunstig virkning; '-': ugunstig virkning; '0': neutral eller marginal afledt miljøeffekt.

Referencer

Briones, M.J.I., Schmidt, O. 2017. Conventional tillage decreases the abundance and biomass of earthworms and alters their community structure in a global meta-analysis. Glob Change Biol 1-24. DOI: 10.1111/gcb.13744.

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. Aarhus Universitet. Notat til NaturErhvervstyrelsen den 11. november 2015. http://pure.au.dk/portal/files/95991713/Notat_om_tilbagerulning_af_tre_generelle_krav_N ormreduktion_Obligatoriske_efterafgr_der_og_Forbud_mod_jordbearbejdning_i_efter_ret__111115.pdf.

Eriksen, J., Jensen, P.N. og Jacobsen, B.H. (redaktører) 2014. Virkemidler til realisering af 2. generations vandplaner og målrettet arealregulering, Aarhus Universitet. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. 327 sider. https://pure.au.dk/ws/files/84646400/Virkemiddelkatalog_web.pdf

Farmtal online (2019). Farmtal Online. https://farmtalonline.dlbr.dk/Kalkuler/VisKalkule.aspx?Prodgren=K_1010

Hansen, E.M., Djurhuus, J. 1997. Nitrate leaching as influenced by soil tillage and catch crop. Soil & Tillage Research 41, 203-219.

Hansen, E.M., Thomsen, I.K. 2013. Baggrundsnotat 2. Jordbearbejdning. I Børgesen, C.D., Jensen, P.N., Blicher-Mathiesen, G. & Schelde, K. Udviklingen i kvælstofudvaskning og næringsstofoverskud fra dansk landbrug for perioden 2007-2011. DCA rapport nr. 31, side 101-106.

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. Forbud mod jordbearbejdning i visse perioder. I: Eriksen, J., Jensen, P.N. og Jacobsen, B.H. (redaktører), Virkemidler til realisering af 2. generations vandplaner og målrettet arealregulering, side 125-130.

Hansen, E.M., Thomsen, I.K., Pedersen, H.S., Enkegaard, A. 2015. Vurdering af effekten på kvælstofudvaskningen af nye undtagelser til det eksisterende forbud mod jordbearbejdning. Notat til Landbrugsstyrelsen 11. december 2015. https://pure.au.dk/portal/files/95993667/F_lgebrev_og_besvarelse_Vurdering_af_effekten_p_kv_lstofudvaskningen_af_nye_undtagelser_til_det_eksisterende_forbud_mod_jordbearbejdning_11122015.pdf

Hansen, E.M., Kristensen, I.T., Thomsen, I.K. 2016. Vurdering af kvælstofeffekten af forbud mod jordbearbejdning med indførelse af nye undtagelser. Notat til Landbrugsstyrelsen 8. marts 2016. http://pure.au.dk/portal/files/101895394/F_lgebrev_og_Notat_forbud_jordbearbejdning_nye_undtagelser_080316.pdf

Holland, J.M., Reynolds, C.R. 2003. The impact of soil cultivation on arthropod (Coleoptera and Araneae) emergence on arable land. Pedobiologia 47, 181-191.

Jacobsen, B.H. 2012. Omkostninger for landbruget ved implementering af kvælstofreduktionen i vandplanerne fra 2011. Udredningsnotat 6/ 2012. Fødevareøkonomisk Institut, KU. https://static-curis.ku.dk/portal/files/40739929/FOI_udredning_2012_6.pdf

Jensen, P.K. 2019. Use of integrated weed management tools in crop rotations with grass seed production. Acta Agriculturaw Scandinavica, Section B – Soil & Plant Science 69, 209-218. DOI: 10.1080/09064710.2018.1530295.

Jacobsen, B. H., Vinther, F. P. 2009. Økonomiske konsekvenser ved et krav om ingen jordbearbejdning i efteråret før forårssåede afgrøder, 4 s., sep. 18, 2009. FOI Udredning https://static-curis.ku.dk/portal/files/128337791/18_september_konomiske_konsekvenser_ved_et_krav_om_ingen_jordbearbejdning_i_efter_ret_f_r_for_rss_ede_afgr_der.pdf

Landbrugsstyrelsen 2019. Vejledning om gødsknings- og harmoniregler. Planperioden 1. august 2019 til 31. juli 2020. 1. revision, august 2019. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Goedningsregnskab/Vejledning_om_goedsknings-_og_harmoniregler_i_planperioden_2019_2020.pdf

Munkholm, L.J., Kudsk, P. Jørgensen, L.N. Strandberg, B, Bruus, M., Hutchings, N., Jacobsen, B.H. 2020. Optimering af jordbearbejdning, fx pløjeretning, - tidspunkt og bearbejdningsintensitet, pløjefri dyrkning. I: 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

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.

NaturErhvervstyrelsen 2011. Vejledning om gødsknings- og harmoniregler. Planperioden 1. august 2010 til 31. juli 2011. Revideret juli 2011. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri. NaturErhvervstyrelsen.

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_Igebrev_notat_Efterafgr_depotentialer_241016.pdf

Thorbek, P., Bilde, T. 2004. Reduced numbers of generalist arthropod predators after crop management. Journal of Applied Ecology 41, 526-538.

Ompløjningstidspunkt for fodergræs og efterfølgende afgrødevalg

Elly Møller Hansen[1], Ingrid K. Thomsen[1], Jørgen Eriksen[1], Jim Rasmussen[1], Jørgen E. Olesen[1], Uffe Jørgensen[1], Per Kudsk[1] (skadegørere og pesticider), Marianne Bruus[2] (natur og biodiversitet), Beate Strandberg[2] (natur og biodiversitet), Gitte Holton Rubæk[1] (fosfor), Nicholas J. Hutchings[1] (klima), Brian H. Jacobsen[3] (økonomi)

Fagfællebedømmelse: Lars J. Munkholm[1], Jørgen E. Olesen[1] (klima), Berit Hasler[4] (økonomi), Louise Martinsen[4] (økonomi)

[1]Agroøkologi, AU
[2]Bioscience, AU
[3]Fødevare- og Ressourceøkonomi, KU
[4]Miljøvidenskab, AU

Funktion og 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, 2019) og et nyt potentielt virkemiddel (afgrødevalg efter ompløjning), som yderligere kan reducere risikoen for udvaskning efter ompløjning af kløvergræs. Det eksisterende virkemiddel vedr. forbud mod omlægning af fodergræs er beskrevet i Virkemiddelkataloget fra 2014 (Søegaard et al., 2014). Begge virkemidler vurderes særskilt nedenfor. Hvis den udvaskningsreducerende effekt af de to virkemidler adderes, vil effekten 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. Hvis en afgrøde som f.eks. vårbyg, der ofte høstes allerede i august, sås om foråret umiddelbart efter ompløjning af fodergræs, er der risiko for betydelig udvaskning i det efterfølgende efterår, hvis marken efter høst af vårbyg ikke er bevokset med en afgrøde, der effektivt kan opsamle mineraliseret kvælstof fra græsset.

Efter afgrøder som fodergræs er det muligt at "tætne" 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 f.eks. 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.

Forbud mod omlægning af fodergræs har været en del af lovgivningen for konventionelle landmænd siden 2010 (Landbrugsstyrelsen, 2010) og betyder, at der er forbud mod omlægning af otte afgrødekoder for fodergræs til visse afgrøder i perioden 1. juni til 1. februar (Landbrugsstyrelsen, 2019). Effekten af forbuddet indgår i beskrivelsen nedenfor.

Kvælstofeffekt

Effekt af ompløjning af fodergræs

På baggrund af resultater fra Djurhuus & Olsen (1997) blev det i 2008 vurderet, at en udskydelse af pløjetidspunktet for fodergræsmarker fra efterår til forår ville nedsætte udvaskningen med i gennemsnit 36 kg N/ha (Landbrugsstyrelsen, 2008). Samme udvaskningsreduktion er gengivet i Virkemiddelkataloget 2014 (Søegaard et al., 2014). Udvaskningsreduktionen er imidlertid baseret på gennemsnitsberegning for forskellige pløjetidspunkter om efteråret, nemlig tidligt og sent (Djurhuus & Olsen, 1997).

I 2016 blev effekten differentieret i forhold til ompløjningstidspunkt i forbindelse med en vurdering af at ændre dyrkningspraksis fra forårsomlægning (og såning af vårbyg) til efterårsomlægning og såning af vinterhvede for at bekæmpe stankelbenslarver (Hansen et al., 2016). Det blev på baggrund af relevante forsøgsled i Djurhuus & Olsen (1997) vurderet, at en sådan ændring af praksis ville betyde, at udvaskningen blev øget med i gennemsnit ca. 50 kg N/ha i stedet for forøgelsen på 36 kg N/ha.

Hansen et al. (2016) bemærker, at der ifølge Djurhuus & Olsen (1997) var tale om 1-årige kløvergræsmarker, hvor kvælstofindholdet i kløvergræsset var relativt lille i forhold til resultater fra andre forsøg. Desuden bemærkes, at der ville have været større udvaskning, hvis forsøget havde været udført med ældre græsmarker. Disse omstændigheder kan delvist opvejes af, at der ikke er fratrukket en forfrugtsværdi af kløvergræsset til den efterfølgende afgrøde, sådan som det anbefales i dag, hvor Landbrugsstyrelsen (2019) oplyser forfrugtsværdier for forskellige afgrøder. Samlet vurderes det, at effekten af et forbud mod omlægning af fodergræs er 50 kg N/ha.

I Hansen et al. (2018) blev udvaskning efter forårsompløjning af kløvergræs vurderet på baggrund af flere forsøg end Djurhuus & Olsen (1997). Den gennemsnitlige udvaskning efter ompløjning af kløvergræs blev på baggrund af 13 observationer for JB1 og JB4 beregnet til 169 kg N/ha, når der efterfølgende blev etableret vårbyg uden efterafgrøde. Udvaskningen varierede fra 52 til 311 kg N/ha. I Tabel 1 er de enkelte forsøgsled vist med henvisning til de forsøg, hvori de indgik.

Det fremgår af Tabel 1, at der er stor variation i udvaskningen efter kløvergræs, og at forsøget af Hansen et al. (2007), hvor der var stor udvaskning, har forholdsvis stor vægt med fire ud af 13 observationer. Berntsen et al. (2006) fandt dog udvaskning af omtrent samme størrelsesorden. På den anden side indgår der i gennemsnittet også forsøg med lav udvaskning (Djurhuus & Olsen, 1997; Eriksen et al. 2008). Resultaterne i Tabel 1 viser således, at der kan være stor risiko for udvaskning efter ompløjning af kløvergræs, men at denne risiko ikke altid udløses.

I Hansen et al. (2018) diskuteres udvaskning efter ompløjning af græs i renbestand, og det konkluderes, at der er behov for flere undersøgelser af udvaskning efter ompløjning af græs, der gødes efter gældende kvælstofnormer. Normen til afgrødekode 263 (græs uden kløvergræs, omdrift) er f.eks. på vandet sandjord 427 kg N/ha, mens de i Hansen et al. (2018) omtalte forsøg kun blev gødet med indtil 300 kg N/ha.

Tabel 1. Første års udvaskning efter forårsompløjet kløvergræs med efterfølgende vårbyg, gødningstildeling, alder på den ompløjede kløvergræsmark og afstrømning i udvaskningsperioden. Data bag gennemsnit på 169 kg N/ha i udvaskning for 13 observationer i Hansen et al. (2018, Tabel 2).

Årstal for såning af vårbyg	Lokalitet	Gødning til vårbyg (kg N/ha)	Alder på klø-vergræs (år)	Udvask-ning (kg N/ha)	Afstrømning, (mm)	Reference
Jordtype: JB1 (vandet)						
1990	Jyndevad	111	1	98	Ikke oplyst [1)]	Djurhuus & Olsen (1997)
1992	Jyndevad	99	1	100	Ikke oplyst [1)]	Djurhuus og Olsen (1997)
1993	Jyndevad	36	1	201 [2)]	823	Olsen (1995)
2001	Brørup	112	3	186	881	Berntsen et al. (2006)
2002	Brørup	112	3	216	512	Berntsen et al. (2006)
2003	Landbrug nær Jyndevad	0	3	170	645	Hansen et al. (2004, 2007)
2003	Landbrug nær Jyndevad	120	3	297	645	Hansen et al. (2004, 2007)
2003	Landbrug nær Jyndevad	0	5	233	645	Hansen et al. (2004, 2007)
2003	Landbrug nær Jyndevad	120	5	311	645	Hansen et al. (2004, 2007)
Jordtype: JB4						
	Foulum	0	1	52	Ikke oplyst [1)]	Djurhuus & Olsen (1997)
2005	Foulum	0	1	55 [3)]	168	Eriksen et al. (2008)
2001	Assentoft	54	3	216	456	Berntsen et al. (2006)
2002	Assentoft	54	3	63	343	Berntsen et al. (2006)

1) Kun angivet som sum over flere år.
2) Vinterhvede efter vårbyg.
3) Gennemsnit over forskellig benyttelse.

Effekt af afgrødevalg efter ompløjning af fodergræs

For at minimere udvaskningsrisikoen efter ompløjning af fodergræs, kan sædskifterne "tætnes" som beskrevet af Hansen et al. (2018). Når sædskifterne tætnes effektivt, blev det af Hansen et al. (2018) vurderet, at risikoen for udvaskning efter ompløjning vil være lav uanset om f.eks. den omlagte kløvergræsmark har været et eller otte år gammel. 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 for både vårbyg og silomajs, dvs. virkemidlet vurderes at have en effekt på 130 kg N/ha.

Langtidseffekter

Efter omlægning af græs eller kløvergræs om foråret er der, som ovenfor beskrevet, mulighed for at "tætne" sædskiftet ved at sørge for, at jorden om efteråret er bevokset med en afgrøde, der effektivt kan optage kvælstof. Dette kan gøres ved at dyrke vår-grønkorn med græsudlæg umiddelbart efter

forårsomlægning af græsset. Hvis vår-grønkorn med græsudlæg som virkemiddel skal erstatte efterafgrøder, kan der, som i Thomsen et al. (2019) antages en kulstoflagring på 0,2 t C/ha for efterafgrøder og 0,6 t C/ha for græs.

Timing

Det er antaget, at ompløjning af fodergræsmarker foretages om foråret efter gældende regler. Udvaskningsrisikoen er derfor først og fremmest knyttet til efterårsperioden efter dyrkning af den første afgrøde efter ompløjning, men der er også risiko for udvaskning andet år efter ompløjning (Djurhuus & Olsen, 1997).

Overlap i forhold til andre virkemidler

Virkemidlet ompløjningstidspunkt 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.

Sikkerhed på data

Det er sikkert, at der kan være stor risiko for udvaskning efter ompløjning 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 ompløjning af græs i renbestand gødet efter gældende normer dels efter afgræsning. Desuden mangler der data for 2. års udvaskning efter ompløjning af græs eller kløvergræs med forskellig alder.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Effekten af omlægning af fodergræs bør belyses for marker med forskellig og gerne høj alder, hvorfor der vil gå 6-8 år før data kan foreligge.

Forudsætninger og potentiale

Hvor stort et areal af fodergræs, der ville blive ompløjet om efteråret, hvis *Forbud mod omlægning af fodergræs om efteråret* for konventionelle landmænd blev ophævet, vides ikke med sikkerhed men er i tidligere analyser antaget at omfatte ca. 13.500-15.000 ha (Plantedirektoratet og Miljøstyrelsen, 2008; Jacobsen, 2012). For dyrkning af vår-grønkorn med græsudlæg efter græs eller kløvergræs som virkemiddel er forudsætningerne beskrevet ovenfor. På baggrund af Thomsen et al. (2019) vurderes, 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.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Tidspunkt for omlægning af fodergræs og efterfølgende afgrødevalg kan kontrolleres ved indberetning og kontrolbesøg.

Sideeffekter

Skadegørere og pesticider

Pesticidforbruget i græsmarker er meget lavt, men det er almindelig praksis at behandle med glyphosat før ompløjning for at minimere genvækst og bekæmpe flerårigt ukrudt, som ofte er blevet opformeret i de år, græsmarken har eksisteret. Såfremt en udsættelse af ompløjningen til om foråret betyder, at sprøjtningen med glyphosat også skal udsættes til enten det sene efterår eller tidlige forår, vil det kunne resultere i, at der skal anvendes en højere glyphosatdosering for at opnå samme effekt på ukrudtet. Overordnet set vurderes det dog, at en sådan ændring i dyrkningspraksis ikke vil have nogen nævneværdig effekt på behandlingshyppigheden eller pesticidbelastningen, men den langvarige effekt på det flerårige ukrudt kan forventes at være mindre. Såfremt glyphosat ikke genregistreres, når den nuværende godkendelse udløber i slutningen af 2022, vurderes en udsættelse af ompløjningen af græsmarker at kunne øge problemerne med flerårigt ukrudt og genvækst af græs i den efterfølgende afgrøde.

Natur og biodiversitet

Vurderingen af sideeffekter af virkemidlet er delt op på effekten af forbud mod omlægning af fodergræs om efteråret og en sammenligning mellem det sædskifte, der for nuværende ofte praktiseres i forbindelse med fodergræs, og det sædskifte, som vil være resultatet af, at der i stedet for en vårafgrøde dyrkes grønkorn med græsudlæg, som tidligst må omlægges 1. marts det efterfølgende år.

Forbuddet mod omlægning af fodergræs om efteråret vil føre til en længere sammenhængende periode med plantedække og eventuelt færre jordbearbejdninger. Da jordbearbejdning har negative effekter på jordbundsfaunaen og overfladelevende leddyr (Holland & Reynolds, 2003; Thorbek & Bilde, 2004, Briones & Schmidt, 2017), vil virkemidlet være til gavn for disse organismer samt de fugle og andre dyr, som lever af dem (Tabel 2). Varigheden af den positive effekt vil dog være begrænset, hvis der på marken efterfølgende dyrkes afgrøder med anvendelse af jordbearbejdning.

Ændringen i sædskiftet fra vårkorn/majs til grønkorn med græsudlæg vil, ud over ændringerne i jordbearbejdning, betyde, at der vil være en længere periode, hvor jorden er helt dækket af en afgrøde. Forskellen fra det nuværende typiske sædskifte vil dog afhænge af, om det nuværende sædskifte

på arealet inkluderer efterafgrøder. Hvis virkemidlet implementeres, forventes en del af eftergrøde-arealet at bortfalde, idet 1 ha med vårgrønkorn erstatter ca. 1,3 ha med efterafgrøder (Thomsen et al., 2019). Grønkorn med græsudlæg vurderes at have omtrent samme værdi for jordfauna og øvrige insekter og leddyr som efterafgrøderne, mens efterafgrøder bestående af andre arter end græs skønnes at give et mere mangfoldigt fødeudbud for fugle og pattedyr, da græs som regel ikke er en mangelvare i landbrugslandskabet. Hvis efterafgrøder kommer til blomstring i bestøvernes aktive periode, vil grønkorn med græsudlæg være et lille tilbageskridt, men da dette ofte ikke er tilfældet, forventes effekten af ændringen i sædskiftet at være ubetydelig (Tabel 2). Tilsvarende forventes ingen betydelig effekt på de vilde planter.

Tabel 2. Forventede effekter af virkemidlet omløjningstidspunkt for fodergræs og efterfølgende afgrødevalg på natur og biodiversitet. Der er for hver parameter angivet en kvalitativ vurdering ud fra en skala mellem -3 (kraftig negativ effekt) og +3 (kraftig positiv effekt). Vurderingen er opdelt på effekten af forbud mod omlægning af fodergræs om efteråret og effekten af ændringen i sædskiftet fra vårkorn/majs til grønkorn med græsudlæg. Negative værdier fremkommer, hvis sammenligningsgrundlaget er almindeligt sædskifte med efterafgrøder.

	Jordbunds-fauna	Vilde plan-ter	Vilde bier	Insekter og leddyr i øv-rigt	Fugle	Pattedyr	Samlet vur-dering
Forbud mod omlægning af foder-græs om ef-teråret	2	0	0	1	1	0-1	3-4
Sædskifte-ændring fra majs eller vårsæd ef-ter kløver-græs til grønkorn med græs-udlæg efter kløvergræs	0	0	0	0	-1- 0	-1-0	-2-0

Fosfor

Virkemidlet består af dyrkning af vår-grønkorn med græsudlæg efter forårsomlægning af græs eller kløvergræs i stedet for dyrkning af silomajs eller vårkorn til modenhed. Det betyder, at arealer der ellers ville blive dyrket med efterafgrøde forbliver plantedækket og uden jordbearbejdning. Derved vil der opnås en lille positiv effekt på tabet af partikulært fosfor (reduceret fosfortab), men kun på arealer med risiko for erosion og overfladeafstrømning eller for fosfortab via makroporer til dræn. For nærmere beskrivelse se Munkholm et al. (2020).

Klima

De forventede reduktioner i nitratudvaskning på 50 og 130 kg N/ha vil reducere lattergasemissionen med henholdsvis 108 og 280 kg CO_2-ækv./ha. Afgrødevalget vil påvirke både det tilladte kvælstof-gødningsniveau og udbytteniveau (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).

Økonomi

Forbud mod omlægning af fodergræs

Omkostninger er knyttet til de bedrifter der, som følge af virkemidlet, ikke kan så vinterkorn i efteråret efter græs. Det er tidligere vurderet, at 95 % af ompløjningen sker om foråret (Jacobsen, 2012). Det blev vurderet, at det areal, der tidligere blev ompløjet om efteråret, udgør ca. 13.500 - 15.000 ha. Med forbud mod omlægning af fodergræs om efteråret kan der ikke længere dyrkes vintersæd på disse arealer. Et skift til vårsæd betyder et lavere udbytte, men udbyttet af vårsæd vil dog være højere end vårsæd baseret på efterårsompløjning, da en del af det kvælstof, der ikke længere udvaskes, nu omsættes til et højere udbytte. Denne ændring forekommer typisk på kvægbedrifter på sandjord.

Samlet er tabet opgjort til ca. 7 mio. kr. årligt i 2012 (Jacobsen, 2012; Søegaard et al., 2014). Omregnet til i dag (opjusteret med nettoprisindeks for 8 år) er omkostningen opgjort til ca. 8 mio. kr. Med en reduktion i udvaskningen på 50 kg N/ha eller ca. 700 tons N bliver omkostningen 11 kr./kg N i reduceret kvælstoftab fra rodzonen. I den velfærdsøkonomiske opgørelse udgør omkostningerne 10 mio. kr., og omkostningen pr. kg N udgør 15 kr./kg N.

Afgrødevalg efter ompløjning

Ved et skift fra majs/vårbyg til vårgrønkorn med græsudlæg sker der en sædskifteændring, som vil reducere udbyttet. Der dyrkes i udgangspunktet ca. 10 % vår-grønkorn på det omlagte græsareal. Det fremgår af Thomsen et al. (2019), at omlægning af græs efterfølges af majs i 44 % af tilfældet og vårsæd i 28 % af tilfældet, når man ser på konventionelle kvægbedrifter (ikke undtagelsesbrug). I resten af tilfældene efterfølges græs af enten græs eller andre afgrøder. For malkekvæg i alt er de tilsvarende niveauer 40 % og 28 %.

Som ovenfor antages det, at tiltaget primært vil skulle foretages på kvægbedrifter på sandjord, og omfanget er nationalt opgjort til ca. 50.000 ha (Thomsen et al. (2019). I det følgende vurderes foderproduktionen før og efter ændringen for at se, hvilken ændring i produktionen denne ændring fra majs/vårbyg til grønkorn giver anledning til. Den samlede reduktion i kvælstofudvaskningen er opgjort til 6.500 tons N for 50.000 ha med udgangspunkt i en udvaskningsreducerende effekt på 130 kg N/ha.

Som det fremgår af Tabel 3, er udbyttet i grønkorn 34 % af udbyttet i silomajs og 59 % af udbyttet i vårbyg, når græsudlægget ikke indregnes. I beregningen foretaget af Thomsen et al. (2019) indgår imidlertid også værdien af græsproduktionen, således at den samlede produktion udgør 6.444 FE. I analysen af Thomsen et al. (2019) er det lavere udbytte i forhold til majs justeret ved antagelse af indkøb af foderbyg til 1,18 kr./FE. Samlet betyder et skift til vårgrønkorn og græsudlæg fra vårbyg

eller silomajs en meromkostning på henholdsvis 741 eller 4.605 kr./ha, som i gennemsnit giver 2.673 kr./ha, hvis majs og vårbyg vægtes ligeligt (Tabel 3) som i Thomsen et al. (2019). Den ændrede fodertype kan have en påvirkning på mælkeydelsen, men det indgår ikke i beregningerne. Det er tydeligt af Tabel 3, at det vil være mere attraktivt at bytte arealer med vårbyg til vårgrønkorn og græs end arealer med majs.

Tabel 3. Produktion og indtjening ved dyrkning af grønkorn med udlæg (2012-16). Kilde: Farmtal Online og Thomsen et al. (2019).

Afgrøde efter fodergræs i udgangspunktet	Silomajs	Vårbyg	Vårgrønkorn og græsudlæg
Produktion (JB1-4 vandet) (FE) (Gødningsplaner 2019/20)	11.300	6.400	3.800 (byg alene)
Produktion i analyse (FE) [1)]	10.684	6.091	6.444
Omkostninger (kr./ha)	8.245	6.689	7.847
Meromkostning ved vårgrønkorn i forhold til nudrift efter korrektion for udbytteforskelle (kr./ha)	4.605	741 [2)]	0

1) Fra Thomsen et al. (2019, Tabel 9). Omkostninger til græsudlæg indgår i omkostninger i alt. Det lavere udbytte for grønkorn skal ses i lyset af at afgrøden er ugødet.

2) Der er lavet en justering til Tabel 10 i Thomsen et al. (2019) idet meromkostningen ved vårbyg er 1158-417=741 og ikke 714 kr./ha.

Det vurderes på baggrund af Tabel 4, at meromkostningen ved omlægning af vårbyg til vårgrønkorn med græsudlæg vil være 6 kr./kg N, hvorimod meromkostningen ved omlægning af majs til vårgrønkorn med græsudlæg vil være 35 kr./kg N. Da den angivne effekt antages at være den samme for de to afgrøder (majs og vårbyg), vil det være økonomisk mest fordelagtigt at omlægge vårbyg til vårgrønkorn. Omvendt er det største kvælstofreduktionspotentiale i forhold til majs, og der er derfor valgt at antage 50 % af hver type. Som det fremgår af Tabel 4, vil det være noget billigere pr. ha og kg N, hvis det alene var vårbyg, men da ville potentialet være mindre end de 50.000 ha. Med en antagelse om, at der sker en ligelig omlægning fra henholdsvis majs og vårbyg til vår-grønkorn med græsudlæg vil omkostningen være 21 kr./kg N som angivet i Tabel 4. Den velfærdsøkonomiske omkostning er opgjort til 26 kr. pr. kg N.

Tabel 4. Meromkostninger i forhold til reduktion i kvælstofudvaskning. Kilde: Thomsen et al. (2019) og egne beregninger.

Afgrøde efter fodergræs i udgangspunktet	Silomajs	Vårbyg	50 % majs og 50 % vårbyg
Meromkostning ved vårgrønkorn i forhold til nudrift efter korrektion for udbytteforskelle (kr./ha)	4.605	741	2.673
Velfærdsøkonomisk omkostning ved vårgrønkorn i forhold til nudrift efter korrektion for udbytteforskelle (kr./ha)			3.421
Reduktion i udvaskning (kg N/ha)	130	130	130
Meromkostning i forhold til reduceret udvaskning (kr./kg N)	35	6	21
Velfærdsøkonomisk opgørelse af meromkostninger (kr./kg N)			26

Opsummering

For virkemidlet Forbud mod omlægning af fodergræs om efteråret er den årlige kvælstofeffekt bestemt til 50 kg N/ha. Omkostningen er opgjort til ca. 8 mio. kr., og det svarer til 11 kr./kg N i den budgetøkonomiske opgørelse.

Under forudsætning af at fodergræs omlægges om foråret, er kvælstofeffekten af virkemidlet Afgrødevalg efter ompløjning estimeret til 130 kg N/ha, hvis sædskiftet ændres fra majs eller vårsæd efter fodergræs til grønkorn med græsudlæg efter fodergræs. Omkostningen er opgjort til 2.673 kr./ha eller 134 mio. kr. ved 50.000 ha. Det svarer til 21 kr./kg N i den budgetøkonomiske opgørelse.

Effekt, sikkerhed og økonomi

Virkemiddel	Referencepraksis	Årlig kvælstofeffekt (kg N/ha)	Timing	Overlap	Budgetøkonomiske omkostninger (kr./kg N)	Velfærds-økonomiske omkostninger (kr./kg N)
Forbud mod omlægning af fodergræs om efteråret (*) [1)]	Intet forbud mod omlægning om efteråret	50	Nej	Ja	11	15
Sædskiftеændring fra majs eller vårsæd efter kløvergræs til grønkorn med græsudlæg efter kløvergræs (*) [1)]	Dyrkning af majs eller vårsæd efter kløvergræs	130	Nej	Ja	21	26

[1)] Estimaterne anses for usikre og er baseret på ekspertskøn uden væsentligt datagrundlag.

Sideeffekter

Virkemiddel	Skadegørere og pesticider [1)]	Natur og biodiversitet [1)]	Fosfor [1)]	Klima [1)]
Forbud mod omlægning af fodergræs om efteråret	0	+	+	+
Sædskiftеændring fra majs eller vårsæd efter kløvergræs til grønkorn med græsudlæg efter kløvergræs	0	-	+	+

[1)] '+': gunstig virkning; '-': ugunstig virkning; '0': neutral eller marginal afledt miljøeffekt.

Referencer

Berntsen, J., Grant, R., Olesen, J.E., Kristensen, I.S., Vinther, F.P., Mølgaard, J.P., Petersen, B.M. 2006. Nitrogen cycling in organic farming systems with rotational grass-clover and arable crops. Soil Use and Management 22, 197-208.

Briones, M.J.I., Schmidt, O. 2017. Conventional tillage decreases the abundance and biomass of earthworms and alters their community structure in a global meta-analysis. Glob Change Biol 1-24. DOI: 10.1111/gcb.13744.

Djurhuus, J., Olsen, P. 1997. Nitrate leaching after cut grass/clover leys as affected by time of ploughing. Soil Use and Management 13, 61-67.

Eriksen, J., Askegaard, M., Søegaard, K. 2008. Residual effect and nitrate leaching in grass-arable rotations: effect of grassland proportion, sward type and fertilizer history. Soil Use and Management 24, 373-382.

Hansen, E.M., Eriksen, J., Vinther, F.P. 2004. Øget udnyttelse af kvælstof efter omploejning af afgræsset kløvergræs. Grøn Viden, Markbrug nr. 300, november 2004. Aarhus Universitet.

Hansen, E.M., Eriksen, J. Vinther, F.P. 2007. Catch crop strategy and nitrate leaching following grazed grass-clover. Soil Use and Management 23, 348-358.

Hansen, E.M., Skovgård, H., Sørensen, P., Enkegaard, A., Thomsen, I.K. 2016. Risiko for øget kvælstofudvaskning ved omlægning af fodergræs til vintersået afgrøde, samt omfang af problemer med angreb af stankelbenlarver. Notat til Landbrugsstyrelsen 14. oktober 2016. https://pure.au.dk/portal/files/110631033/Risiko_for_get_udvaskning_141016.pdf

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 næringsstoftab i græsrige sædskifter. Notat til Landbrugsstyrelsen 15. maj 2018. https://pure.au.dk/portal/files/127151867/Besvarelse_Mulighed_for_reduktion_af_n_ringsstoftab_i_gr_srige_s_dskifter.pdf

Holland, J.M., Reynolds, C.R. 2003. The impact of soil cultivation on arthropod (Coleoptera and Araneae) emergence on arable land. Pedobiologia 47, 181-191.

Jacobsen, B. 2012. Analyse af landbrugets omkostninger ved implementering af vandplanerne fra 2011. http://curis.ku.dk/ws/files/40739929/FOI_udredning_2012_6.pdf

Landbrugsstyrelsen 2008. Afrapportering fra arbejdsgruppen for evaluering af virkemidler til reduktion af kvælstofudvaskning samt øvrige kvælstofrelaterede indsatser i VMP III aftalen. Vandmiljøplan III midtvejsevaluering 2008, side 22-24.

Landbrugsstyrelsen 2010. Vejledning om gødsknings- og harmoniregler. Planperioden 1. august 2010 til 31. juli 2011. Revideret juli 2011. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Goedningsregnskab/Vejledning_om_goedsknings_og_harmoniregler_2010_11.pdf

Landbrugsstyrelsen 2019. Vejledning om gødsknings- og harmoniregler. Planperioden 1. august 2019 til 31. juli 2020. 1. revision, august 2019. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Goedningsregnskab/Vejledning_om_goedsknings-_og_harmoniregler_i_planperioden_2019_2020.pdf

Munkholm, L.J., Kudsk, P. Jørgensen, L.N. Strandberg, B, Bruus, M., Hutchings, N., Jacobsen, B.H. 2020. Optimering af jordbearbejdning, fx pløjeretning, - tidspunkt og bearbejdningsintensitet, pløjefri dyrkning. I: 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

Olsen, P. 1995. Nitratudvaskning fra landbrugsjorde i relation til dyrkning, klima og jord. SP rapport, 15, Aarhus Universitet.

Plantedirektoratet og Miljøstyrelsen 2008. Afrapportering fra arbejdsgruppen om udredning af mulighederne for justering af afgrødenormsystemet med henblik på optimering af gødsknings- og miljøeffekt – "noget for noget. Rapport. https://mst.dk/media/mst/Attachments/FVM057_Nogetfornogetendeligafrapportering.pdf

Søegaard, K., Rubæk, G.H., Schelde, K., Olesen, J.E., Strandberg, M.T., Jacobsen, B.H., Eberhardt, J.M. 2014. Forbud mod omlægning af fodergræs om efteråret. I: Eriksen, J., Jensen, P.N. og Jacobsen, B.H. (redaktører), Virkemidler til realisering af 2. generations vandplaner og målrettet arealregulering, 131-134.

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

Thorbek, P., Bilde, T. 2004. Reduced numbers of generalist arthropod predators after crop management. Journal of Applied Ecology 41, 526-538.

Reduceret jordbearbejdning og direkte såning

Lars J. Munkholm[1], Elly Møller Hansen[1], Jørgen E. Olesen[1], Per Kudsk[1] (skadegørere og pesticider), Marianne Bruus[2] (natur og biodiversitet), Beate Strandberg[2] (natur og biodiversitet), Gitte Holton Rubæk[1] (fosfor)

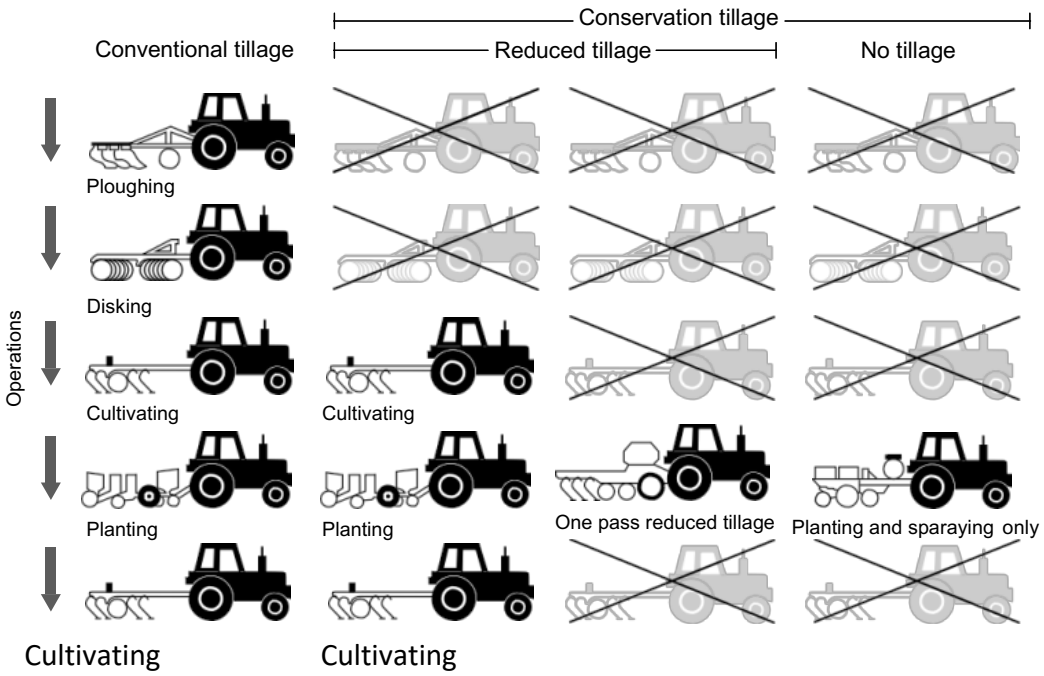
Fagfællebedømmelse: Bent T. Christensen[1], Jørgen E. Olesen[1] (klima)

[1]Agroøkologi, AU
[2]Bioscience, AU

Funktion og anvendelse

Reduceret jordbearbejdning og direkte såning indbefatter en mindsket intensitet af jordbearbejdningen i forhold til et traditionelt system med stubbearbejdning og pløjning. Det antages, at omsætningen af organisk stof i jorden – og dermed frigørelsen af kvælstof - mindskes med reduceret jordbearbejdningsintensitet, som redegjort for af Myrbeck (2014). Det fremhæves af Myrbeck (2014), at jordbearbejdningens effekt på mineraliseringen er kompleks, og at effekten afhænger af både tid og sted. Det betyder i sig selv, at resultater vedrørende udvaskning i jordbearbejdningsforsøg er meget varierende (Myrbeck, 2014). Effekten af jordbearbejdning på udvaskningen afhænger også af påvirkningen af kvælstofoptaget i planterne. Intensiv bearbejdning vil reducere kvælstofoptaget i ukrudt og spildkorn. Effekten vil også afhænge af kvælstofoptaget i den efterfølgende afgrøde – f.eks. vinterkorn efter jordbearbejdning om efteråret.

Traditionel jordbearbejdning under danske forhold består af pløjning (vendende jordbearbejdning) til 20-25 cm dybde, såbedstilberedning i 5-10 cm dybde og derefter såning (Figur 1). Pløjefri dyrkning betegner et dyrkningssystem, hvor der enten foretages én eller flere harvninger forud for såning (ofte benævnt "reduceret jordbearbejdning") eller ingen jordbearbejdning forud for såning (ofte benævnt "direkte såning") (Figur 1). 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. I dette system etableres afgrøden uden forudgående jordbearbejdning før såning og ved minimal jordforstyrrelse ved såningen (Figur 1).



Figur 1. Illustration af forskelle mellem konventionel jordbearbejdning med pløjning (Conventional tillage), reduceret jordbearbejdning (Reduced tillage) og direkte såning (No tillage). Pløjefri dyrkning inkluderer både reduceret jordbearbejdning og direkte såning – i figuren benævnt Conservation tillage. Fra Hallett & Bengough (2013).

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 med afgrøderester på jordoverfladen efter høst (Carter, 2005). Conservation Agriculture beskriver et dyrkningssystem, der omfatter: 1. minimal jordbearbejdning, 2. permanent jorddække med planterester eller levende planter og 3. alsidige sædskifter og herunder samdyrkning af afgrøder og udbredt brug af efterafgrøder (http://www.fao.org/conservation-agriculture/overview/principles-of-ca/en/). Dette afsnit fokuserer primært på effekten af minimal jordbearbejdning. Der henvises til andre virkemiddelbeskrivelser i forhold til øvrige aspekter af Conservation Agriculture, dvs. efterafgrøder, alsidigt sædskifte og efterladelse af halm.

Ifølge Danmarks Statistik blev der i 2018 dyrket 317.865 ha med ikke vendende jordbearbejdning (pløjefri dyrkning) og 38.415 ha med minimal jordforstyrrelse (direkte såning) ud af et samlet dyrket areal på 2.632.432 ha (Danmarks Statistik, Landbrugs- og gartneritællingen). Hvis arealet med afgrøder uden for omdrift og græs inden for omdriften fratrækkes, er der 1.948.724 ha, hvor der årligt etableres en afgrøde (potentielt pløjet areal). Arealet med reduceret jordbearbejdning og direkte såning udgør således henholdsvis ca. 16 % og 2 % af det årligt bearbejdede/tilsåede areal. Resten (1.592.444 ha) antages at være pløjet i 2018.

Pløjefri dyrkning praktiseres fortrinsvis på veldrænede mellemjorde (JB3-4) eller lerjorde (JB5-8). Som angivet i publikationen Inspiration og vejledning til pløjefri dyrkning (Andersen & Aalborg, 2017) er det lettest at praktisere pløjefri dyrkning på lerjord, "idet sandjord og jorde med et højt indhold af silt har lettere ved at pakke sammen. Det er lettest at opbygge og vedligeholde en god struktur på lerjord".

Forud for etablering af efterårssået afgrøde foretages jordbearbejdning typisk i august og september. Ved etablering af forårssået afgrøde bliver der i mange tilfælde etableret en efterafgrøde, som indarbejdes sent efterår/tidlig vinter (tidligst 20. oktober, Landbrugsstyrelsen, 2019) eller tidligt forår. Hvis der ikke dyrkes en efterafgrøde, må der først jordbearbejdes efter 1. oktober (JB7-9), 1. november (JB5-6 og JB10-11) eller 1. februar (JB1-4) (Landbrugsstyrelsen, 2019).

Reduceret jordbearbejdning og specielt direkte såning har indflydelse på, hvordan eventuel husdyrgødning kan håndteres i marken. Direkte såning er f.eks. uegnet til indarbejdning af fast husdyrgødning (Giller et al., 2015). Ved visse former for reduceret jordbearbejdning kan indarbejdning med tallerkenharve foretages. Ifølge Hansen & Birkmose (2005) forhindrer dette, i modsætning til nedpløjning, ikke fuldstændig et efterfølgende ammoniaktab. Men da kapaciteten normalt er højere ved harvning end ved pløjning, vil jordbearbejdning med tallerkenharve kunne føre til en hurtigere indarbejdning. Ammoniaktabet vil derfor under normale forhold kunne reduceres mere ved samtidig indarbejdning med tallerkenharve end ved hurtig nedpløjning (Hansen & Birkmose, 2005).

Langt den største del af husdyrgødningen i Danmark udbringes som gylle, hvor gyllen kan nedfældes, forsures mm. Dette kan nedbringe ammoniakfordampningen i forhold til udbringning med slæbeslanger (Nyord, 2011). Der er dog kun sparsomme oplysninger om, hvilke metoder der benyttes af landmænd, der praktiserer reduceret jordbearbejdning herunder direkte såning.

Kvælstofeffekt

Effekten på kvælstofudvaskning af reduceret jordbearbejdning og direkte såning ved dyrkning af vinterafgrøder og vårafgrøder + efterafgrøder er godt belyst under danske forhold med forsøg på både ler- og sandjord (Hansen et al., 2010; Hansen et al., 2015) (Tabel 1). Her er der i forsøg siden 2003 ikke fundet en systematisk effekt af reduceret jordbearbejdning og direkte såning på kvælstofudvaskningen i kornbaserede sædskifter. I Foulum (JB4) er det fundet, at direkte såning har givet højere udvaskning end reduceret jordbearbejdning og pløjning i et sædskifte domineret af vinterafgrøder. Derimod har reduceret jordbearbejdning (harvning 8-10 cm) og direkte såning givet lavest kvælstofudvaskning i et alsidigt sædskifte med vinter- og vårafgrøder og fjernelse af halm, mens der ikke var forskel på udvaskningen i samme sædskifte uden fjernelse af halm. På Flakkebjerg (JB6) er der generelt ingen sikker effekt af jordbearbejdning på kvælstofudvaskningen. En undersøgelse fra SEGES i efteråret 2013 viste højere N-min (dvs. højere udvaskningsrisiko) for vintersæd dyrket ved reduceret jordbearbejdning i forhold til pløjning (Nielsen & Jensen, 2014).

Tabel 1. Udvaskning i CENTS forsøgene 2003-2011 (Hansen et al., 2015) og 2011-2018, kg N/ha/år på tværs af sædskifter (upubliceret).

Jordbearbejdning	**Foulum (JB4)** [1)]		**Flakkebjerg (JB6)**	
	2003-11	2011-18	2003-11	2011-18
Pløjet	42a	77a	29a	29a
Red. jordb. (harvet 8-10 cm)	40a	65a	28a	25a
Direkte såning	45a	77a	28a	29a

[1)] For Foulum var der i vinterafgrødesædskiftet tendens til højest udvaskning for direkte såning og lavest for reduceret i 2011-18. I alsidigt sædskifte uden halm var der lavest udvaskning for direkte såning i 2011-18.

De generelle erfaringer med kvælstofeffekt under nordeuropæiske forhold er sammenfattet af (Soane et al., 2012; Skaalsveen et al., 2019). Generelt set er der ikke entydige kvælstofeffekter af direkte såning og reduceret jordbearbejdning (Oorts et al., 2007; Cooper et al., 2017). Et syvårigt fransk forsøg (Constantin et al., 2010) viser dog, at direkte såning mindskede kvælstofudvaskningen med 6 kg N/ha/år (fra 23 til 17 kg N/ha/år) i et sædskifte med hvede, vårbyg og ærter.

Generelt forventes reduceret jordbearbejdning og direkte såning ikke at have en klar effekt på kvælstofudvaskningen i tilfælde, hvor der er en veletableret afgrøde (vinterafgrøde eller efterafgrøde) om efteråret, som kan optage ekstra kvælstof mineraliseret ved intensiv jordbearbejdning. Der mangler viden om virkemidlernes effekt på risikoen for kvælstofudvaskning efter en højrisikoafgrøde (primært vinterraps og bælgsæd) forud for vintersæd.

Effekten af pløjefri dyrkning til vårafgrøder uden forudgående efterafgrøde er mindre godt belyst. Forsøg fra 1988-92 viste lavere kvælstofudvaskning for pløjefri dyrkning end for pløjet (efterår eller forår) for vårsæd uden efterafgrøde for Ødum (JB6), mens der ikke var en sikker effekt for Jyndevad (JB1) (Hansen & Djurhuus, 1997). I dag dyrkes efterafgrøder som oftest forud for vårsæd jf. efterafgrødereglerne. På trods af dette er der behov for mere viden om kvælstofeffekten af pløjefri dyrkning før vårafgrøder uden forudgående efterafgrøde.

Betydningen af Conservation Agriculture er delvist belyst under danske forhold, idet CENTS-forsøgene ved Foulum og Flakkebjerg inkluderer de tre hovedelementer af systemet. Dog er kun enkelte kombinationer af sædskifte, jordbearbejdning og jorddække undersøgt i dette forsøg. Derfor er der behov for opfølgende undersøgelser af den potentielle vekselvirkning af elementerne i Conservation Agriculture.

Timing

En potentiel effekt af pløjefri dyrkning på kvælstofudvaskningen forventes at slå igennem med det samme, da jordbearbejdningens stimulering af omsætning af organisk stof sker umiddelbart efter bearbejdning. Den tidslige og jordtypemæssige variation i effekten af jordbearbejdning udnyttes allerede i forbindelse med regler vedr. forbud mod pløjning om efteråret på forskellige jordtyper.

Overlap i forhold til andre virkemidler

Der er overlap i forhold til virkemidlet forbud mod jordbearbejdning i visse perioder. For direkte såning i kombination med alsidige sædskifter, efterafgrøder og efterladelse af halm (Conservation Agriculture) er der overlap i forhold til efterafgrøder med og uden kvælstoffikserende arter, nedmuldning af halm før vintersæd samt potentielt også sædskifte med flerårige afgrøder inkl. ompløjning af kløvergræs. Det vurderes, at den primære effekt af Conservation Agriculture kan tillægges effekt af sædskifte og efterafgrøder.

Sikkerhed på data

Den vurderede effekt af reduceret jordbearbejdning og direkte såning baserer sig på afsluttede og igangværende danske forsøg samt på øvrige erfaringer fra Nordeuropa. Som angivet ovenfor er effekten af pløjefri dyrkning forud for vårafgrøder uden efterafgrøde mindre godt belyst. Det gælder også for den samlede effekt af Conservation Agriculture, hvor kun enkelte kombinationer af sædskifte, jordbearbejdning og jorddække er blevet undersøgt.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Det tager 3-5 år at skaffe pålidelige resultater vedr. pløjefri dyrknings effekt på risikoen for kvælstofudvaskning efter højrisiko afgrøde (vinterraps/bælgplante) forud for vintersæd og ved dyrkning af vårafgrøder uden forudgående efterafgrøde.

Forudsætninger og potentiale

Ifølge Andersen & Nielsen (2017) kan pløjefri dyrkning praktiseres på alle veldrænede jorde. De angiver også, at det er lettest på lerjordene, da sandjorde og jorde med højt indhold af silt har lettere ved at pakke og dermed behov for jordløsning. I praksis er pløjefri dyrkning afhængig af brug af pesticider – særligt glyphosat, og derfor er det vanskeligt at praktisere pløjefri dyrkning i økologisk jordbrug. Antages at pløjefri dyrkning er koncentreret på JB3-8 jorderne med kornbaserede sædskifter (840.000 ha) blev pløjefri dyrkning anvendt på 42 % (318.000 ha) af de 840.000 ha i 2018. Da langt den største del af husdyrgødningen i Danmark udbringes som gylle forventes, at manglende mulighed for indarbejdning af fast husdyrgødning ved visse former for reduceret jordbearbejdning, vil have begrænset indflydelse på potentialet.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Om efteråret vil det være let at se, om der er benyttet direkte såning med skiveskærssåmaskine i stedet for pløjning, idet der vil være stubrester på jordoverfladen og ingen ved pløjning. Ved andre former for reduceret jordbearbejdning efterlades stubrester i de øverste jordlag, men disse omsættes sædvanligvis hurtigere, end hvis de befinder sig på jordoverfladen.

Sideeffekter

Skadegørere og pesticider

Ukrudt

Erfaringer fra både forsøg og praksis har vist, at problemerne med især græsukrudt som ager-rævehale, vindaks og væselhale er større, når der praktiseres reduceret jordbearbejdning og direkte såning, hvilket kan resulterer i et øget forbrug af herbicider. Også visse tokimbladede ukrudtsarter som f.eks. burresnerre fremmes af pløjefri dyrkning. Behovet for et alsidigt sædskifte for at undgå opformering af problemukrudtsarter er derfor endnu vigtigere ved pløjefri dyrkning end ved konventionel jordbearbejdning, hvilket der synes at være en stigende bevidsthed om hos de landmænd, som praktiserer reduceret jordbearbejdning og direkte såning. Ved reduceret jordbearbejdning og især direkte såning øges afhængigheden af glyphosat specielt til bekæmpelse af stort overlevende ukrudt forud for såning og til nedvisning af efterafgrøder, som er en vigtig komponent i Conservation Agriculture. Forbruget af glyphosat er derfor som regel større ved pløjefri end ved konventionel dyrkning, men omvendt kan ønsket om dækning med planterester eller levende planter, som det praktiseres i Conservation Agriculture være med til at mindske behovet for selektive herbicider. Sammenfattende forventes, at reduceret jordbearbejdning og direkte såning øger behandlingshyppigheden, men da det forøgede forbrug primært kan tilskrives glyphosat, vil det have minimal effekt på pesticidbelastningen. Såfremt glyphosat ikke genregistreres i EU, når den nuværende godkendelse udløber i slutningen af 2022, vil reduceret jordbearbejdning og specielt direkte såning blive meget vanskelig hvis ikke umuligt at praktisere, hvilket også er fremhævet i flere af de rapporter fra andre EU lande, som beskriver konsekvenserne ved et forbud imod glyphosat.

Svampesygdomme

Der findes flere kilder, der beskriver øgede angreb af bladsygdomme i korn ved ensidig dyrkning af byg eller hvede kombineret med reduceret jordbearbejdning, fordi de overlever på planterester (Yarham og Hirst, 1975). I byg er set en stigning i angreb af bygbladplet og skoldplet (Rasmussen, 1984; Rasmussen, 1988), mens der i hvede hovedsageligt er set stigninger i hvedebladplet og aksfusarium (Jørgensen & Olsen 2007). For hvedegråplet (Septoria), den i Danmark mest udbredte sygdom, gælder, at uanset jordbearbejdning vil der være smitstof til rådighed i alle marker. Hvorvidt der vil ske tabsgivende angreb afhænger derfor ikke alene af jordbearbejdningen, men også af de efterfølgende smittebetingelser (nedbørshændelser).

Fusariumsvampe kan angribe akset hos alle vores kornarter (Jørgensen et al., 2014). Angrebene øges efter pløjefri dyrkning og ensidig korndyrkning (Krebs et al., 2000). Aksfusarium give anledning til dannelse af aksfusarium og toksiner. Fusariumtoksinet deoxynivalenol (DON) kan give nedsat tilvækst og diarreproblemer hos grise, mens toksinet zearalenon (ZEA) kan være årsag til reproduktionsproblemer. Der er fastlagt EU grænseværdier for DON og ZEA i korn til human ernæring (Jørgensen et al., 2014). I Danmark vurderes problemerne med fusarium-toxin i kornet er være begrænset

(Nielsen et al., 2011). Hvis man afstår fra såning af hvede efter majs og hvede, vurderes problemerne med aksfusarium kun at give problemer i år med meget fugtige forhold under blomstring – ca. 1 år ud af 10 (Olesen et al., 2002).

Som konsekvens af erfaringerne med kraftigere angreb af visse sygdomme i hvede er det i dag sjældent, at der dyrkes hvede efter hvede hos landmænd, som dyrker jorden pløjefrit. Der findes desuden artikler, som belyser, at en biologisk aktiv jord medvirker til at begrænse skadelige sygdomme, ligesom der er en vis dokumentation for, at regnorme som typisk forekommer hyppigere ved pløjefri dyrkning kan have en positiv effekt på nedbrydningen af halm og samtidig hjælpe til at kunne reducere angreb af fusarium og nedsætte indholdet af mycotoxiner (Wolfarth et al., 2011).

Hvedegulstribe kan overføres fra alm. rajgræs til vinterhvede, hvis det sås efter undladt nedpløjning af frøgræsstubben. Fra praksis er der meldt om angreb, men det vurderes generelt ikke som et udbredt problem. Øgede angreb af blad og akssygdomme i korn kan medvirke til et øget behov for anvendelse af svampemidler, men dokumentationen for denne sammenhæng er begrænset.

Skadedyr

Agersnegle fremmes af pløjefri dyrkning, blandt andet fordi sneglene ikke forstyrres og har mange planterester til rådighed (Voss et al., 1998). Sneglene vil ved en pløjning i stort omfang blive slået ihjel eller skadet så meget, at de ikke er i stand til at bevæge sig tilbage til de øverste jordlag efter at være blevet placeret ca. 20 cm nede i jorden. Foretages der harvning før såning, og vinterhveden sås relativt dybt (4 cm contra 2 cm), minimeres risikoen dog væsentligt. Alvorlige angreb af snegle i pløjefri systemer kan mindskes, hvis der anvendes en ret intensiv stubbearbejdning før etableringen. Dette giver dels en direkte bekæmpelse af sneglene, men det giver også en langt bedre mulighed for at så kernerne i ca. 4 cm's dybde og dække dem med jord, hvilket minimerer risikoen ganske betydeligt. Cystenematoder hæmmes ved reduceret jordbearbejdning, fordi de trives bedst i løs jord.

For bladlus og andre skadegørere er der væsentlig flere naturlige fjender i pløjefrie systemer, og man vurderer generelt, at der er færre problemer med bl.a. bladlus. Bland andet har pløjning vist sig, i modsætning til reduceret jordbearbejdning, at reducere forekomsten af rovbiller (Holland & Reynolds 2003). Mængden af bladlus-predatorer har specifikt vist sig at være 16 % højere under reduceret jordbearbejdning sammenlignet med konventionelt drevne marker (Tamburini, et al., 2016).

Natur og biodiversitet

Da jordbearbejdning har negative effekter på jordbundsfaunaen og overfladelevende leddyr (Holland & Reynolds, 2003; Thorbek & Bilde, 2004; Briones & Schmidt, 2017), vil reduceret jordbearbejdning give positive effekter på jordbundsfauna og øvrige leddyr, specielt hvis der hverken harves eller pløjes som under Conservation Tillage og Conservation Agriculture. Harvning er ofte næsten lige så skadeligt som pløjning, og mange arter vil nyde godt af den øgede tilførsel af dødt

organisk materiale ved Conservation Tillage og Conservation Agriculture (Holland, 2004). Effekten af reduceret jordbearbejdning og direkte såning på markens vilde flora forventes at være lille, fordi ukrudtsniveauet vil blive holdt på et lavt niveau, ofte ved brug af herbicider.

Effekten på de vilde bier af marker helt eller delvist uden jordbearbejdning vurderes at være ubetydelig, både med hensyn til fødemængde og levesteder. Vi ved meget lidt om jordboende biers redesteder, men de få eksisterende undersøgelser tyder på, at bierne sjældent vil placere deres reder i marker, idet selv uforstyrrede markflader som vedvarende græsmarker har færre humlebireder end f.eks. hegn og haver (Osborne et al., 2008). Ved reduceret jordbearbejdning vil der være forstyrrelser i forbindelse med såning, gødskning, vanding mv. samt, især ved Conservation Tillage og Conservation Agriculture, en høj grad af jorddække med planterester eller voksende afgrøde, hvilket forventes at forringe værdien som redested for jordboende bier.

De positive effekter på regnorme, insekter og andre leddyr kan forventes at have afledte positive effekter på fugle og pattedyr, der lever af disse smådyr, hvilket de foreløbige resultater af det danske projekt Grønne Marker og Stærke Rødder også viser (Pedersen & Wejdling, 2019). De positive effekter forventes at være større ved Conservation Tillage og Conservation Agriculture end ved anden reduceret jordbearbejdning pga. mindre grad af forstyrrelse og tilstedeværelsen af flere fødeemner, herunder visse efterafgrøder.

Den forventede effekt af reduceret jordbearbejdning og direkte såning på natur og biodiversitet er vist i Tabel 2.

Tabel 2. Forventet effekt af reduceret jordbearbejdning og direkte såning på natur og biodiversitet. Der er for hver parameter angivet en kvalitativ vurdering ud fra en skala mellem -3 (kraftig negativ effekt) og +3 (kraftig positiv effekt). Variationen i effektstørrelsen afspejler, at reduceret jordbearbejdning, som inkluderer harvning, vil have mindre positive effekter, mens dyrkning helt uden jordbearbejdning og med tilbageførsel af afgrøderester vil have større positive effekter. Vurderingen i forhold til vilde bier forudsætter, at føderessourcen ikke anvendes til honningproduktion.

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier (føde og levesteder)	Insekter og leddyr i øvrigt	Fugle	Pattedyr	Samlet vurdering
1-3	-1-0	0	1-2	1-2	1-2	3-9

Fosfor

Såfremt virkemidlet sættes ind i områder med risiko for fosfortab via erosion vil det kunne reducere særligt det partikelbårne fosfortab. Dette er beskrevet i Munkholm et al. (2020), hvor det angives, at der kan forventes reduktioner på over 50 % i forhold til pløjet, hvor pløjefri dyrkning kombineres med

efterladelse af planterester på overfladen. Ved dyb (over 10 cm) intensiv ikke-vendende bearbejdning – og særligt hvor det kombineres med fjernelse af halm – vurderes effekten at være under 50 %. Direkte såning (den mindst intensive form for pløjefri dyrkning) forventes at reducere tab af partikulært fosfor ved erosion med 60-100 % og særligt hvor der er et grønt plantedække stort set hele året (Munkholm et al., 2020). Når det sættes ind på områder med risiko for fosfortab via makroporer til dræn, er effekten usikker, da der mangler undersøgelser, som belyser dette.

Klima

Da man ikke forventer, at reduceret jordbearbejdning og direkte såning har nogen effekt på input af kvælstof i handels- og husdyrgødning eller på udvaskningen, vil virkemidlet ikke påvirke de direkte og indirekte lattergasemissioner herfra.

Globale metastudier viser, at det har været svært at opnå helt samme udbytter for pløjefri som i pløjet for områder med koldt og fugtigt klima som i Danmark (Pittelkow et al., 2015; Sun et al., 2020). Det bekræftes af danske undersøgelser. I langvarige landsforsøg (1999-2018) er der fundet ikke-signifikante udbyttetab på henholdsvis 1,0 hkg (lerjord) og 3,8 hkg/ha (sandjord) for upløjet i forhold til pløjet (Vestergaard, 2018). Det svarer til udbyttetab på 2-6 %. CENTS forsøgene viste for 2003-11 et udbyttetabet på 6-8 % for reduceret jordbearbejdning og 9-12 % for direkte såning i forhold til pløjning (Hansen et al., 2015). Udbyttetal for 2012-18 i CENTS forsøgene viser, at direkte såning har givet tilsvarende udbytte som pløjet. Reduceret jordbearbejdning har givet et lille udbyttetab i Foulum, men ikke på Flakkebjerg (upublicerede data). Forbedret såteknik og færre problemer med græsukrudt er formentlig vigtige årsager til, at pløjefri dyrkning har klaret sig bedre i de senere år i CENTS forsøget. På basis af de seneste års resultater fra CENTS forsøgene anslås derfor, at der ikke er effekter af pløjefri dyrkning på udbytter. Så længe reduceret jordbearbejdning og direkte såning ikke påvirker andelen af halm bortført fra marken, vil mængden af planterester være uændret. Lattergasemission under omsætningen af disse planterester vil muligvis påvirkes af forskellen i nedbrydningsforholdene mellem pløjet og reduceret jordbearbejdning/direkte såning. Der er generelt fundet både positive og mest negative effekter (øget emission) af pløjefri dyrkning på lattergasemissionen i den internationale litteratur (Mei et al., 2018). Under danske forhold, dvs. veldrænede jorde med relativt lavt lerindhold, er der derimod fundet lavere lattergasemission ved pløjefri dyrkning end for pløjet i en række kortvarige studier fra CENTS forsøgene (Chatskikh & Olesen, 2007; Chatskikh et al., 2008; Mutegi et al., 2010; Petersen et al., 2011). Bedre iltforsyning ved omsætning af planterester placeret på eller nær overfladen i pløjefri dyrkning er formentlig årsagen til dette. Da den nuværende metode til beregning af lattergasemissioner kun baseres på kvælstofinput i planterester, vil emissionen i de nationale emissionsredegørelse være uændret.

Der vil være en reduktion i fossilenergiforbrug til jordbearbejdning. De noget sparsomme udenlandske data er svære at fortolke i en dansk kontekst, da deres produktionssystemer afviger fra de danske, men Rusu (2014) fandt en reduktion i energiforbruget på omkring 10 % på systemniveau, hvor alle

energiposter blev indregnet. En tidligere dansk undersøgelse skønnede reduktionen i det fossile energiforbrug til jordbearbejdning til 22-60 % og for direkte såning til 70 % (Olesen et al., 2005). På baggrund af beregninger fra Sorensen et al. (2014) er den gennemsnitlige reduktion i dieselforbrug for reduceret jordbearbejdning 21 % og for direkte såning 43 %. Dieselforbruget til markarbejde udgør cirka 70 % af det totale fossilenergiforbrug. Dermed er reduktionen i emission fra fossilenergiforbruget estimeret til 51 og 102 kg CO_2-ækv./ha for henholdsvis reduceret jordbearbejdning og for direkte såning.

Pløjefri dyrkning forårsager normalt en omfordeling af kulstoffet imellem jordlagene med større koncentration i de overfladenære jordlag (Ogle et al., 2012). 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 (Hansen et al., 2015; Schjønning & Thomsen, 2013). Her skønnes, at pløjefri dyrkning ikke har nogen betydende effekt på kulstoflagring.

Økonomi

Da der ikke er en påviselige effekt i forhold til kvælstofudvaskningen er omkostningerne ikke opgjort for dette virkemiddel. Der henvises til beskrivelse og diskussion af de økonomiske aspekter i Andersen et al. (2020).

Opsummering

Virkemidlet reducereret jordbearbejdning og direkte såning er ikke implementeret i gældende lovgivning. Reduceret jordbearbejdning og direkte såning vurderes ikke at have en betydelig effekt på kvælstofudvaskningen i forhold til pløjning under forudsætning af at regler vedr. forbud mod jordbearbejdning i visse perioder overholdes.

Effekt, sikkerhed og økonomi

Virkemiddel	Referencepraksis	Årlig kvælstofeffekt (kg N/ha)	Timing	Overlap	Budgetøkonomiske omkostninger (kr./kg N)	Velfærdsøkonomiske omkostninger (kr./kg N)
Reduceret jordbearbejd-ning og direkte såning (**) [1)]	Konventionel jordbearbejdning efter gældende regler ift. jordbearbejdning	Ikke egnet	Nej	Ja	Ikke vurderet	Ikke vurderet

[1)] Estimaterne anses for noget usikre og er baseret på ekspertskøn med et foreløbigt datagrundlag.

Sideeffekter

Virkemiddel	Skadegørere og pesticider [1)]	Natur og biodiversitet [1)]	Fosfor [1)]	Klima [1)]
Reduceret jordbearbejdning og direkte såning	-	+	+	+

[1)] '+': gunstig virkning; '-': ugunstig virkning; '0': neutral eller marginal afledt miljøeffekt.

Referencer

Andersen, B., Nielsen, J.A. 2017. Kapitel 5. Forudsætninger for pløjefri dyrkning. I: Bennetzen, E., Pedersen, H.H. (redaktører), Inspiration og vejledning til pløjefri dyrkning, side 9-10. SEGES, Aarhus. https://www.landbrugsinfo.dk/Afrapportering/innovation/2017/Sider/pl_po_17_1020_2706_Inspiration_og_vejledning_til_ploejefri_dyrkning_Samlet.pdf

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

Andersen, B., Hansen, C., Sandal, E., Maegaard, E.S., Bennetzen, E.H., Nielsen, G.C., Pedersen, H.H., Lyngvig, H.S., Nielsen, J.A., Nielsen, K.J., Kristensen, K.H., Thorsted, M.D., Hansen, M.G., Petersen, P.H., Bjornholm, S.R., Søndergaard, S., Møller, S.T. 2017. Inspiration og vejledning til pløjefri dyrkning.

Briones, M.J.I., Schmidt, O. 2017. Conventional tillage decreases the abundance and biomass of earthworms and alters their community structure in a global meta-analysis. Global Change Biology 1-24. DOI: 10.1111/gcb.13744.

Carter, M.R. 2005. Conservation Tillage. In: Hillel, D. (Ed.), Encyclopedia of Soils in the Environment. Elsevier, Oxford, pp. 306-311.

Constantin, J., Mary, B., Laurent, F., Aubrion, G., Fontaine, A., Kerveillant, P., Beaudoin, N. 2010. Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments. Agriculture, Ecosystems & Environment 135, 268-278.

Cooper, R.J., Hama-Aziz, Z., Hiscock, K.M., Lovett, A.A., Dugdale, S.J., Sünnenberg, G., Noble, L., Beamish, J., Hovesen, P. 2017. Assessing the farm-scale impacts of cover crops and non-inversion tillage regimes on nutrient losses from an arable catchment. Agriculture, Ecosystems & Environment 237, 181-193.

Giller, K.E., Andersson, J.A., Corbeels, M., Kirkegaard, J., Mortensen, D., Erenstein, O., Vanlauwe, B. 2016. Beyond conservation agriculture. Front. Plant Sci. 6, Article 870, doi: 10.3389/fpls.2015.00870.

Hallett, P.D., Bengough, A.G. 2013. Managing the soil physical environment for plants. Soil Conditions and Plant Growth. Blackwell Publishing Ltd, pp. 238-268.

Hansen, M.N, Birkmose, T.S. 2005. Hurtig nedmuldning af fast husdyrgødning – betydning for ammoniakfordampning og økonomi. Grøn Viden, Markbrug nr. 311, 2005.

Hansen, E.M., Djurhuus, J. 1997. Nitrate leaching as influenced by soil tillage and catch crop. Soil & Tillage Research 41, 203-219.

Hansen, E.M., Munkholm, L.J., Melander, B., Olesen, J.E. 2010. Can non-inversion tillage and straw retainment reduce N leaching in cereal-based crop rotations? Soil & Tillage Research 109, 1-8.

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.

Holland, J.M., Reynolds, C.R. 2003. The impact of soil cultivation on arthropod (Coleoptera and Araneae) emergence on arable land. Pedobiologia 47, 181-191.

Jørgensen, L.N., Thrane, U., Collinge, D.B., Jørgensen, H.J.L., Jensen, J.D., Spliid, N.H., Nielsen, G.C., Rasmussen, P.H., Nicolaisen, M., Justesen, A.F., Giese, H., Bach, I.C. 2014. Fusarium på korn skader planter, husdyr og mennesker. http://planteforskning.dk.linux117.unoeuro-server.com/wp-content/uploads/2014/05/Fusarium-svampe-pa-korn_ny-version.pdf

Jørgensen, L.N., Olsen, L.V. 2007. Control of tan spot (Drechslera tritici-repentis) using host resistance. Tillage methods and fungicides. Crop Protection 26, 1606-1616.

Krebs, H., Dobbois, D., Külling, C., Forrer, H.R. 2000. Fusarium- und Toxisbelastung des Weizens bei Direktsaat. Getreide 6 (3).

Landbrugsstyrelsen 2019. Vejledning om gødsknings- og harmoniregler. Planperioden 1. august 2019 til 31. juli 2020. 1. revision, august 2019. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Goedningsregnskab/Vejledning_om_goedsknings-_og_harmoniregler_i_planperioden_2019_2020.pdf

Munkholm, L.J., Kudsk, P. Jørgensen, L.N. Strandberg, B, Bruus, M., Hutchings, N., Jacobsen, B.H. 2020. Optimering af jordbearbejdning, fx pløjeretning, - tidspunkt og bearbejdningsintensitet, pløjefri dyrkning. I: Andersen, H.E., Rubæk, G.H., Hasler, B., Jacobsen, B.H. (redaktører). 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

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.

Nielsen, J.A., Jensen, J.L. 2014. Miljøeffekter ved reduceret jordbearbejdning.

Nielsen, L.K., Jensen, J.D., Nielsen, G.C., Jensen, J.E., Spliid, N.H., Thomsen, K., Justesen, A.F., Collinge, D.B., Jørgensen, L.N. 2011. Fusarium Head Blight of Cereals in Denmark: Species Complex and Related Mycotoxins. Phytopathology, 101, 960-969.

Nyord, T. 2011. Virkningen af forsuring af gylle under udbringning (SyreN). Bilag ved Plantekongres 2011 i Herning. https://pure.au.dk/portal/da/persons/tavs-nyord(d19cd2ec-db2f-4b10-861b-b233c3fae653)/publications/virkningen-af-forsuring-af-gylle-under-udbringning-syren(fcea71a5-51fa-44a7-88d6-71a2b7c54652).html

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.

Ogle, S.M., Swan, A., Paustian, K. 2012. No-till management impacts on crop productivity, carbon input and soil carbon sequestration. Agriculture Ecosystems & Environment 149, 37-49.

Olesen, JE., Schjønning P., Hansen E.M., Melander, B., Felding, G., Sandal, E., Fomsgård, I., Jørgensen, L.N. 2002. Miljøeffekter af pløjefri dyrkning. DJF rapport nr. 65. pp106.

Olesen, J.E., Hansen, E.M., Elsgaard, L. 2005. Udledning af drivhusgasser ved pløjefri dyrkningssystemer, In: Olesen, J.E. (redaktører), Drivhusgasser fra jordbruget - reduktionsmuligheder: Foulum.

Oorts, K., Laurent, F., Mary, B., Thiqbeau, P., Labreuche, J., Nicolardot, B. 2007. Experimental and simulated soil mineral N dynamics for long-term tillage systems in northern France. Soil and Tillage Research 94, 441-456.

Pittelkow, C.M., Linquist, B.A., Lundy, M.E., Liang, X., van Groenigen, K.J., Lee, J., van Gestel, N., Six, J., Venterea, R.T., van Kessel, C. 2015. When does no-till yield more? A global meta-analysis. Field Crops Research 183, 156-168. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.fcr.2015.07.020.

Rasmussen, K.J. 1984. Jordbearbejdningsmetoder til vårbyg på grov sandjord. Tidsskr. Planteavl 88, 443-452.

Rasmussen, K.J. 1988. Pløjning, direkte såning og reduceret jordbearbejdning til korn. Tidsskr. Planteavl 92, 233-248.

Rusu, T. 2014. Energy efficiency and soil conservation in conventional, minimum tillage and no-tillage. International Soil and Water Conservation Research 2, 42-49.

Schjønning, P., Thomsen, I.K. 2013. Shallow tillage effects on soil properties for temperate-region hard-setting soils. Soil and Tillage Research 132, 12-20

Skaalsveen, K., Ingram, J., Clarke, L.E. 2019. The effect of no-till farming on the soil functions of water purification and retention in north-western Europe: A literature review. Soil and Tillage Research 189, 98-109.

Soane, B.D., Ball, B.C., Arvidsson, J., Basch, G., Moreno, F., Roger-Estrade, J. 2012. No-till in northern, western and south-western Europe: A review of problems and opportunities for crop production and the environment. Soil and Tillage Research 118, 66-87.

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. doi:10.1111/gcb.15001.

Tamburini, G., et al. 2016. Conservation tillage mitigates the negative effect of landscape simplification on biological control. Journal of Applied Ecology 53, 233-241. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12544.

Wolfarth, F., et al. 2011. Earthworms promote the reduction of Fusarium biomass and deoxynivalenol content in wheat straw under field conditions. Soil Biology and Biochemistry 43, 1858-1865. https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0038071711001957

Voss, M.C., Ulber, B., Hoppe, H.H. 1998. Impact of reduced and zero tillage on activity and abundance of slugs in winter oilseed rape. Z. Pflanzenkr. Pflanzensch. 105, 632-640.

Yarham, D., Hirst, J.M., 1975. Diseases in reduced cultivation and direct drilling systems. EPPO Bull. 5, 287-296.

Præcisionsgødskning

Michael Nørremark[1], Peter Sørensen[2], René Gislum[2], Jim Rasmussen[2], Per Kudsk[2] (skadegørere og pesticider), Marianne Bruus[3] (natur og biodiversitet), Beate Strandberg[3] (natur og biodiversitet), Gitte Holton Rubæk[2] (fosfor), Nicholas J. Hutchings[2] (klima), Michael Friis Pedersen[4] (økonomi)

Fagfællebedømmelse: Ingrid K. Thomsen[2], Bent T. Christensen[2], Jørgen E. Olesen[2] (klima), Berit Hasler[5] (økonomi), Louise Martinsen[5] (økonomi)

[1]Ingeniørvidenskab, AU
[2]Agroøkologi, AU
[3]Bioscience, AU
[4]Fødevare- og Ressourceøkonomi, KU
[5]Miljøvidenskab, AU

Funktion og anvendelse

Præcisionsgødskning dækker over flere teknologier og principper, som benævnes delvirkemidler i det følgende. Præcision i gødningstildeling øges ved præcis spredning, placeret gødskning samt gradueret gødskning i forhold til afgrødens behov med positionsbestemt tildeling på markfladen. Præcisionsgødskning er virkemidler, som øger kvælstofudnyttelsen, men de reducerer som sådan ikke kvælstofforbruget i et kvotesystem som det danske. For et givet specifikt virkemiddel opgøres en ændring i kvælstofudnyttelsen som differensen mellem kvælstof bortført med afgrøden ved det givne delvirkemiddel minus kvælstof bortført ved praksis uden anvendelse af det pågældende delvirkemiddel. Kortidseffekten estimeres med udgangspunkt i produktionsfunktioner for korn med forskellige typer forfrugt. Der findes ikke i alle tilfælde forsøgsresultater, der kan belyse delvirkemidlernes effekt på udbytte og kvalitet. Selvom der for de opstillede delvirkemidler forudsættes uændret kvælstoftilførsel, kan nogle delvirkemidler 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 udbyttet. Hertil anvendes gennemsnitsfunktioner baseret på et stort antal udbytteforsøg i vårbyg og vinterhvede udført ved SEGES og Dansk Landbrugsrådgivning i perioden 2000-2010 (Jacobsen & Ørum, 2016).

Præcisionsgødskning inddeles her i fire delvirkemidler:

- Placeret kunstgødning og husdyrgødning: udbringning af gødning, så det placeres i koncentrerede strenge i jorden med henblik på, at gødningen ligger tæt på afgrødens rødder. Dette kan gælde dele eller hele mængden af gødning, som tildeles afgrøden.

- Behovsbestemt gødskning kombineret med positionsbestemt tildeling baseret på bestemmelse af afgrødens næringsmæssige tilstand. 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, hvilket kan ændre gødningstilførslen.
- Præcis tildeling, hvor gødningsudstyret sikrer, at gødningen ved hjælp af auto- og sektionsstyring minimerer overlap ved gødskning.
- Præcis spredning med kantspredningsudstyr, hvorved granuleret kunstgødning ikke spredes til andre biotoper uden for markskel.

Fælles for de første tre delvirkemidler er, at den samlede nettotilførsel af kvælstof til jordpuljen vil blive reduceret ved uændret gødskningsnorm og antagelse om uændret eller øget udbytte. Reduktion i kvælstofudvaskning er dog begrænset, fordi marginaloptagelsen af kvælstof er næsten konstant omkring gødningsniveau for økonomisk optimum. Generelt mangler der konkrete og målte data for kvælstofudvaskning for de fire delvirkemidler. For kantspredning er der kun tale om reduktion af kvælstoftab til biotoper uden for markskel.

Kvælstofeffekt

Såfremt et delvirkemiddel har indflydelse på den tilførte kvælstofmængde til jordpuljen, og i de tilfælde hvor der ikke foreligger konkrete forsøgsresultater for målt udvaskning, estimeres 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.

Placeret gødning

Ved placering af granuleret eller flydende kunstgødning, samt husdyrgødning i strenge under eller nær afgrøderækken, typisk ved såning, øges planternes adgang til lettilgængelige næringsstoffer i de tidlige vækststadier. Afgrødens kvælstofudnyttelse forbedres, og der kan opnås merudbytte (Petersen, 2007; og i Landsforsøgene: bl.a. Skriver, 1984; Knudsen, 2008). Det er påvist, at afgrødens kvælstofoptag kan øges med op til 5 kg N/ha pr. tilført 100 kg N/ha, baseret på forsøg med placeret kunstgødning i vårhvede (Petersen, 2001). Placering af husdyrgødning forventes også at reducere risikoen for nitratudvaskning ved dyrkning af majs. En række forsøg har vist, at placering af husdyrgødning i en streng umiddelbart under majsrækken kort tid før såning kan være en attraktiv løsning. Markforsøg gennemført i 2016-2018 ved Aarhus Universitet i samarbejde med SEGES har således vist, at der kan opnås en gødningsvirkning af placeret kvæggylle, der er på højde med anvendelse af mineralsk fosfor og kvælstof i startgødning (Pedersen et al., 2017; Hansen et al., 2018). De nævnte markforsøg er gennemført ved placering af gylle på pløjet jord umiddelbart før såning. Anvendelse af GPS-udstyr og styring gør det teknisk muligt at placere husdyrgødning i forhold til efterfølgende rækkesåning med få centimeters præcision.

Selvom afgrøden vil optage en større andel af den tilførte gødning ved placering, vil forskellen i den ikke-optagne mængde være ubetydelig i forhold til mineralisering af jordens organiske pulje efter høst. Derfor forventes placering af gødning ikke at have en målbar effekt på kvælstofudvaskningen. Gødningsplacering estimeres derfor til at reducere marginaludvaskningen med ca. 1 kg N/ha pr. tilført 100 kg N/ha på baggrund af de ovennævnte faktorer for ændringer i marginal kvælstofudvaskning og antagelse om, at gødningsplacering øger afgrødens optagelse af gødning med 5 kg N/ha pr. tilført 100 kg N/ha (Petersen, 2001).

Gødningsplacering i vårsæd forventes ikke at påvirke ammoniakfordampningen, idet referencepraksis er, at bredspredt kunstgødning nedharves og husdyrgødning nedfældes. Der findes ikke data, der belyser langtidseffekten af placeret gødning. Generelt vil en øget kvælstofudnyttelse i udbringningsåret mindske kvælstofmængden, der bliver tilbage i jorden, og dermed risikoen for kvælstofudvaskning i de følgende år.

Behovs- og positionsbestemt gødskning

Behovs- og positionsbestemt gødskning indebærer gradueret tildeling af gødning inden for og mellem marker med henblik på at tilpasse tildelingen til det lokale kvælstofbehov, så kvælstofudnyttelsen på markniveau optimeres. Det antages, at landmænd og rådgivere allerede generelt tager hensyn til forventet udbytteniveau i gødningsplanlægningen. Yderligere tiltag til detaljeret fastsættelse af forventet udbytteniveau på baggrund af sensor-målinger kombineret med forståelse for variationen i kvælstofbehov på markniveau (f.eks. ud fra udbyttepotentialeregistreringer/-erfaringer) vil kunne optimere udnyttelsen af det tilførte kvælstof og dermed reducere udvaskningen.

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. (2004), som estimerede kvælstofudvaskning ud fra en forbedret kvælstofudnyttelse. Effekten vil være afhængig af krumning af marginaludvaskningskurven, og idet mange forsøg er gødet 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. Stedsspecifik 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 udbytteregisteringer/-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 udbytteniveauet 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. Gødskning 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 marknivеau således resultere i uændret, lavere eller øget kvælstofforbrug på bedriftsniveau.

Berntsen et al. (2004) skønnede, at forbedret kvælstofudnyttelse som følge af positions- og behovsbestemt gødskning 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. Større reduktion i kvælstofudvaskning kan muligvis opnås, hvis overgødskning af grovsandede partier og områder med lav plantetæthed i marken undgås.

Der findes ikke data, der understøtter langtidseffekten af behovs- og positionsbestemt gødskning. Generelt vil en øget kvælstofudnyttelse eller en reduceret kvælstoftildeling på baggrund af behovs- og positionsbestemt gødskning mindske kvælstofmængden, der bliver tilbage i jorden og dermed risikoen for udvaskning i de følgende år.

Præcis tildeling af gødning med auto- og sektionsstyring

Inden for marken kan der ved gødskning forekomme overlap mellem spor, i kiler og forager. Kørsel rundt om habitater, store elmaster og andre forhindringer inden for markgrænsen bidrager også til lokale overdoseringer ud over foragre og kiler (Palmer et al., 2003). Foragre udgør sandsynligvis ca. 15 % af det danske landbrugsareal. Et eksempel fra litteraturen, hvor bedrifter på 66,6 ha og 122,2 ha og fordeling af arealet på henholdsvis 10 og 13 marker, som under danske forhold er repræsentative markstørrelser og form, udgør foragre ved 18 m arbejdsbredde henholdsvis 15 % og 10 % af det samlede areal (Sparkes et al., 1998). Antages en kvadratisk mark på 16 ha, vil den have 100 m skel/ha. I praksis er de fleste marker mindre og med irregulære former. På baggrund af 489.770 marker på i alt 2,45 mill. ha udtaget fra Landbrugsstyrelsens GIS markdata er det beregnet, at der som gennemsnit af alle marker er 205 skelmeter/ha. Afgrødekoder med en kvælstofnorm på 0 kg N/ha, samt afgrødekoder for skov, frugt og bær produktion er fratrukket statistikken. Til gennemsnitstallet knytter der sig en stor variation, som er stærkt afhængig af markstørrelse og form. De 205 m skel/ha og antagelse om, at 18 m foragre og kiler grænser op til halvdelen af markernes skel, så udgør foragre på baggrund af denne beregning 18 % af det dyrkede areal.

Autostyringseffekt udtrykt ved spor-til-spor overlap opgøres til 3,5 % i gns. i studier af arbejdsbredde på 15 m (sprøjte) og 16 m (harve). Der er ikke den store forskel ved reduceret arbejdsbredde, idet overlappet i meter bliver mindre, men der er til gengæld flere gange overlap (Pedersen et al., 2006; Lipinski et al., 2016). Effekt af sektionsstyring udtrykt ved forager-overlap udgjorde 6,5 % i gns. af 33 marker med perimeter til areal ratio på op til 0,02 (omkreds divideret med areal, P/A) (Larsson et al., 2017). Der findes marker i Danmark med P/A over 0,02, men de er meget irregulære og vanskelige at dyrke med gængse arbejdsbredder og maskiner. Adderes effekter af autostyring og sektionsstyring, 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).

Graden af gødningsoverlap kan potentielt reduceres ved brug af gødningsspredere med GPS-styret sektionskontrol (Lyngvig et al., 2013) samt brug af autostyring ved anlæggelse af plejespor (såning) og ifm. selve gødningstildelingen. Hvis overgødskning af disse mindre områder reduceres, kan der ventes en reduktion i gennemsnitlig kvælstofudvaskning.

Principperne 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 spredebredden. I Future Cropping projektet blev kvælstofudvaskning via DAISY-modellen simuleret for ujævn fordeling (dvs. fuld gødningsdosis i hele arbejdsbredden) og jævn fordeling (dvs. arbejdsbredde opdelt i variable gødningsdoseringer vha. sektionsstyring). Resultatet indikerede 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 sektionsstyring på centrifugalspredere, når de mest almindelige markstørrelser og former samt referencesituationen tages i betragtning. En teknisk analyse udført i Future Cropping projektet viste, at den procentvise overdosering varierede mellem 16 og 41 % (gns. = 25 %) og korrelerede med, at overdosering udgjorde 15-35 % af foragerarealet afhængig af vinklen mellem forager og plejespor i resterende mark (Persson & Nørremark, 2019). Underdosering udgjorde 52-73 % af arealet, men vurderingen er, at underdosering ikke forekommer i samme omfang i praksis pga. forskelligheder i start/stop af centrifugalspredere i foragre og kiler, jf. betragtninger fra Pilotprojektordningen for præcisionsjordbrug (LBST). Relevant i den sammenhæng er det samlede areal for konventionelt dyrket korn til modenhed, industriafgrøder, frø til udsæd, græs og helsæd i omdrift, som i gns. af de sidste fem år udgjorde 1.976.217 ha (Danmarks Statistik, 2020).

Der er, så vidt vides, ikke lavet undersøgelser, der belyser omfanget af over-/undergødskning ved tildeling af gylle. Gylle spredes med bom eller nedfælder med fuld dosis i hele bredden, således at overlap får dobbelt dosering. Reduktion af overlap og jævn fordeling ved udbringning af husdyrgødning er et emne, der arbejdes på blandt udstyrsfabrikanter. Det drejer sig bl.a. om start/stop på slæbeslangebom, tværfordeling ved kørsel med sidehæld, samt reduktion af størrelse af sektioner på bomme og nedfældere, herunder aflukning på slangeniveau, hvor det er nemt at lukke men svært at åbne pga. flow problematikker. 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 overdoseres der 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 sektionsstyring på gyllevogne, vel at mærke når sidstnævnte markedsføres. Potentialet er vurderet lavt, da der regnes med marginaludvaskning ved +/- 50 % af økonomisk optimum.

Der findes ikke data til kvantificering af langtidsvirkningen af præcis tildeling af kunst- og husdyrgødning med jævn fordeling (autostyring og sektionsstyring). Vurderingen er, at i de tilfælde, hvor overlap af gødskning sker på de samme delarealer år efter år, vil virkemidlet have et potentiale for en langtidseffekt, idet gentagen overgødskning reduceres og potentielle hotspots for kvælstoftab fjernes.

Præcis spredning med kantspredningsudstyr

Præcis spredning dækker omhyggelig kantspredning ved brug af kantspredningsudstyr, hvorved spredning på nabobiotoper undgås, og afgrøden tildeles hele den planlagte gødningsmængde. Afhængigt af type/anvendelse af arealet uden for skel, reduceres en mulig udvaskning på naboarealer.

I modsætning til udbringning af husdyrgødning, hvor der i overvejende grad benyttes spredebom (slæbeslangebom eller bom til direkte nedfældning), bliver langt det meste kunstgødning udbragt med centrifugalspreder. Sammenlignet med fuldbreddespredere, der kun spreder gødningen i spredebommens arbejdsbredde, anses centrifugalspredere for at være en enklere maskine med gode spredeegenskaber, såfremt den indstilles korrekt. Imidlertid har denne spreder den ulempe, at den ud fra sit arbejdsprincip spreder gødningen over et areal, som er bredere end den tiltænkte arbejdsbredde, hvorved der ved spredning langs markskel spredes gødning til andre biotoper som hegn, grøfter, vandløb osv. Centrifugalsprederens arbejdsprincip bygger på overlap ved normalspredning inde i marken, hvilket er medvirkende til, at det totale spredebillede bliver jævnt.

Tab af gødning langs markskel er undersøgt af Persson & Skovsgaard (2002). Ved anvendelse af centrifugalspredere til udbringning af granuleret kunstgødning vil der ved gødskning med 100 kg N/ha tabes 2,1 kg N/100 m skel/ha. Til centrifugalspredere er der udviklet særligt kantspredningsudstyr, der skal anvendes langs markskel, hvorved tabet kan reduceres til 0,2 kg N/100 m skel/ha. Udføres spredningen langs markskel med omhu, vil det således været muligt at reducere tabet betragteligt, men der kan fortsat ske et betydeligt næringsstoftab, hvis det særlige kantspredeudstyr ikke anvendes korrekt.

Tabet af gødning ud over markskel ved brug af centrifugalspredere afhænger i høj grad af forholdet mellem markens omkreds og markens areal, og tabet er størst på små marker. Ved beregning af mængde spredt ud over skel benyttes 205 skelmeter/ha. Ved en gødningstildeling på eksempelvis 100 kg N/ha og ingen eller ukorrekt anvendelse af kantspredningsudstyr, vil gennemsnitlig omkring 4,3 kg N/ha spredes uden for markskel, og afgrøden vil undergødes med samme mængde. Ved korrekt anvendelse af kantspredningsudstyr vil dette tab kunne reduceres til 0,4 kg N/ha.

Det har ikke umiddelbart været muligt at opdele de analyserede marker i forhold til typer af nabobiotoper. I tilfælde af at skellet mellem to marker kun består af en smal græskant, vil udvaskning af kvælstof fra spredning ud over skel på to tilstødende marker i et vist omfang blive neutraliseret, afhængig af afgrøder og kvælstoftilførsel til disse. Men jo bredere skel og jo højere og tættere bevoksning, jo mindre betydning må den neutraliserende virkning af nabobiotoper tillægges. Udvaskning af kvælstof, der havner i f.eks. skov og hegn, kan ofte forventes lavere end fra marken, idet disse arealer typisk er dækket af permanent vegetation, der kan optage gødningen effektivt.

Selvom centrifugalspredere er den mest anvendte spreder til granuleret kunstgødning, findes der fuldbreddespredere til både granuleret og flydende kunstgødning. I princippet kan disse udbringningsmetoder tildele gødningen helt til skel, uden at der spredes gødning ud over skel, dvs. den tildelte kvælstofmængde bliver på marken.

Ved tilførsel af 100 kg N/ha i kunstgødning skønnes kantspredningsudstyr at øge afgrødens kvælstofoptagelse med ca. 3 kg N/ha jf. ovenstående statistik for mark perimeter/ha og kvælstofudnyttelse. Sikres det, at den udbragte kvælstofmængde er tildelt marken, og kun marken, vil en forøgelse i kvælstoftilførslen på 4 kg N/ha svare til en udbyttestigning i korn på ca. 0,5 hkg kerne/ha, jf. indledende betragtninger om relationer mellem tildelt kvælstof og udbytte i korn. Derimod skønnes virkemidlet ikke at have effekt på ammoniakfordampning. Udvaskningen fra selve marken vil formentlig øges med ca. 1 kg N/ha som følge af øget kvælstoftilførsel til jordpuljen. Hvorledes den samlede udvaskning påvirkes vil afhænge af naboarealets karakter, f.eks. vil nogle naboarealer være biotoper med lang vækstsæson (hegn, grøftekanter), hvor udvaskningen fra tilført gødning forventes lavere end for gødning tilført afgrøde på mark, mens andre naboarealer vil være ubevoksede (veje, vandløb). Det skønnes imidlertid, at præcis kantspredning vil være neutralt mht. den samlede udvaskning.

Timing

Effekten opnås især i det år, gødningen tildeles. Effekten af alle fire delvirkemidler forventes at variere afhængigt af udbyttepotentialets variation inden for markfladen. Virkemidlerne kan i princippet udrulles på alle dyrkede arealer ved en investering i ekstraudstyr til såmaskiner, kunstgødningsspredere, traktorer og gyllevogne.

Der foreligger ikke tilstrækkelig viden til at kunne afgøre, om de fire delvirkemidler har en additiv effekt på reduktion i kvælstofudvaskningen fra dyrkningsfladen. Derfor bør de fire delvirkemidler under præcisionsgødskning betragtes som separate kvælstofindsatser. Det er dog muligt for bedrifter at implementere alle fire delvirkemidler på samme tid i relation til den teknologiske udvikling. Derved er der teoretisk set et potentiale for at opnå en samlet reduktion i kvælstofudvaskning på 3-4 kg N/ha/år baseret på ovenstående vurderinger af de enkelte teknologier inden for præcisionsgødskning.

Overlap i forhold til andre virkemidler

Den potentielle udvaskningsreduktion fra dyrkningsfladen samlet set for de fire delvirkemidler under præcisionsgødskning vil mindske behovet for fjernelse af nitrat uden for dyrkningsfladen.

Sikkerhed på data

Sikkerheden på data er generelt lav, idet der mangler studier. Effekten af placeret gødning er baseret på en del forsøg ift. afgrødernes næringsstofudnyttelse, men der er ingen studier, der direkte har undersøgt effekten på kvælstofudvaskningen. Effekten af behovsbestemt gødskning er ikke veldokumenteret under danske forhold, og vurderinger er bl.a. baseret på internationale studier, hvor dyrknings- og gødningspraksis ikke nødvendigvis er direkte sammenlignelige med de danske. Effekten af præcis spredning på kvælstofudvaskningen er baseret på få studier med modelberegninger.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Der er pt. igangværende studier (eks. Innovationsprojektet Future Cropping og Landbrugsstyrelsens projekt ifm. Pilotordning for præcisionsjordbrug), der belyser aspekter inden for hver af de tre dele af virkemidlet. Dog er den primære fokus på næringsstofudnyttelsen i afgrøderne, hvorimod direkte effekter på udvaskning bliver undersøgt i mindre grad. Det skyldes primært, at effekterne forventes relativt små, og derfor ikke vil kunne detekteres ved traditionelle målinger af kvælstofudvaskning. Studier i præcisionsjord kræver desuden fuldskala-forsøg for at validere modelberegninger for kvælstofudnyttelse 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.

Forudsætninger og potentiale

I besvarelsen er det antaget, at bedrifternes kvælstofkvote anvendes, så mængden af kvælstof blot omfordeles inden for marken eller på bedriften. I princippet kunne delvirkemidlerne 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, hvilket i givet fald kun vil kunne lade sig gøre ved omfordeling mellem bedriftens marker.

Placeret gødning

Det er forholdsvis udbredt at placere granuleret såvel som flydende gødning i forbindelse med såning af rækkeafgrøder som roer og kartofler. I majs tildeles en startgødning i rækken, dog primært for at sikre afgrødens fosforforsyning. Placering eller samsåning af granuleret kunstgødning samt placering af flydende gødning i forbindelse med såning af vårkorn er også udbredt. Granuleret og flydende gødning placeres i praksis ikke i voksende afgrøder som vintersæd, men bredspredes. Placeret gødskning i forbindelse med såning kan i princippet implementeres på alle landbrugsarealer, hvor tidlig gødskning foretages med kunstgødning. Potentialet vil derfor ligge inden for konventionel dyrkning med følgende arealer (gennemsnit af de senest fem år): vårkorn 588.334 ha, majs til modenhed og helsæd 182.905 ha, roer 37.003 ha, kartofler 46.945 ha og vinterraps 168.369 ha (Danmarks Statistik, 2020). Samlet set et skønnet potentiale for reduceret kvælstofudvaskning på 1 kg N/ha for i alt 855.187 ha ved antagelse om en gns. placeret gødskningsmængde på 100 kg N/ha. Hvis andelen af vårsåede afgrøder stiger som følge af et stigende areal med efterafgrøder, vil dette bruttopotential også stige. Nuværende omfang af placeret gødskning eller samsåning målt i hektar kendes ikke, men et skøn vil være at 50 % af arealet for de nævnte afgrøder, dog muligvis med mindre end 100 kg N/ha placeret i gennemsnit.

Behovs- og positionsbestemt gødskning

Udbredelsen af behovs- og positionsbestemt gødskning er stigende, og principper, rådgivning og praksis har via offentligt finansierede projekter og pilotordninger udvikle sig over de seneste par år. Danmarks Statistik har pr. 2019 opgjort, at der på 19 % af det dyrkede areal anvendes software til bl.a. gødskning, men udbredelsen af dette udgør kun omkring 6 % af bedrifterne i Danmark (Lundø

& Larsen, 2019). Der er således potentiale for yderligere udbredelse til de resterende 81 % af det dyrkede areal. Satellitbaserede indekser for vegetation/biomasse, afgrødesensorer og materiel til gradueret tildeling er tilgængelige på markedet. En større udbredelse af positionsbestemt gødskning afventer fortsat danske forsøgsresultater, der påviser væsentlige økonomiske og/eller miljømæssige gevinster ved brug af metoden. Potentielt kan metoder og principper anvendes på alt korn til modenhed, industriafgrøder, frø til udsæd, kartofler, roer, græs og helsæd i omdrift, majs, korn og bælgsæd (helsæd), græs og kløver i omdrift, som i gns. af de sidste 5 år udgør 2.279.745 ha (Danmarks Statistik, 2020). Behovs- og positionsbestemt gødskning kan også implementeres i økologisk jordbrug, da der bl.a. i løbet af de seneste par år er markedsført teknologi til variabel dosering af husdyrgødning. Samlet set er der et skønnet potentiale for reduceret kvælstofudvaskning på 1 kg N/ha for de i alt 2.279.745 ha. Virkemidlet er ikke så udbredt endnu, og det skønnes, at virkemidlet ikke er indført på ca. 80 % af det dyrkede areal.

Præcis tildeling af gødning med auto- og sektionsstyring

Ved et virkemiddel, der er baseret på kunstgødning (granulat og/eller flydende gødning), vil fordelingen af gødningstildelingen mellem husdyrgødning og kunstgødning have betydning for effekten på den enkelte mark. Reducering af marginal kvælstofudvaskning ved anvendelse af sektionskontrolleret centrifugalspreder på arealer, der hovedsageligt gødes med husdyrgødning, vil være beskeden og lavere end på arealer, der fuldgødes med kunstgødning. Markernes form og størrelse har også have betydelig effekt, idet foragre typisk udgør en væsentligt større andel af markens samlede areal ved små marker sammenlignet med store marker.

For spredning af kunstgødning med anvendelse af autostyring og sektionsstyring er potentialet for reduceret udvaskning af kvælstof vurderet med op til 9 kg N/ha. Effekterne afhænger dog af mange faktorer og referencesituation. Største udbredelse for præcis kunstgødskning med auto- og sektionsstyring er for konventionelt dyrket korn til modenhed, industriafgrøder, frø til udsæd, græs og helsæd i omdrift, som gennemsnit af de sidste fem år udgjorde 1.976.217 ha (Danmarks Statistik, 2020). Ovennævnte kvælstofeffekt af auto- og sektionsstyring fordelt på disse arealer er vurderet til i gennemsnit at antage ca. 1 kg N/ha. Et groft skøn er, at delvirkemidlet ikke er indført på ca. 60 % af det konventionelt dyrkede areal.

Præcis spredning med kantspredningsudstyr

De fleste landmænd har i dag nyere materiel til gødskning, som enten er monteret med eller kan eftermonteres med kantspredningsudstyr. Vedligeholdelse, herunder løbende kontrol med indstillinger af kantspredningsudstyret, vil øge tidsforbruget til udbringning af gødning. Afhængig af mulighederne for til- og frakobling af kantspredningsudstyr kan dette også øge tidsforbruget. Fremgangsmåden er dog – selv med korrekt indstillet kantspredningsudstyr – ikke særlig præcis, og i praksis er det svært helt at undgå gødskning ud over markskel. Der forefindes ingen opgørelse af hverken udbredelse, eller i hvilket omfang kantspredningsudstyr benyttes korrekt. Spredning ud over skel kan

endvidere reduceres ved simple forholdsregler, f.eks. undlade at sprede gødning i den yderste omgang eller reducere omdrejningstallet på spredepladen. Disse forholdsregler er dog afløst af moderne teknologi som via fjernstyring og elektroniske alarmer sikrer korrekt anvendelse af ekstraudstyr til kantspredning.

Størstedelen af det konventionelt dyrkede landbrugsareal gødes med kunstgødning, men i varierende omfang. På planteavlsbrug, hvor hele gødningsmængden tilføres som kunstgødning, vil effekten af præcis kantspredning være størst. Anvendelsen af husdyrgødning fortrænger forbruget af kunstgødning, og for nogle husdyrbrug udgør husdyrgødning formodentlig en så stor del, at kunstgødningsforbruget er tæt på nul. Præcis gødskning med kantsprederudstyr har største udbredelse for konventionelt dyrket korn til modenhed, industriafgrøder, frø til udsæd, græs og helsæd i omdrift, som i de sidste fem år i gns. har været dyrket på i alt 1.976.217 ha (Danmarks Statistik, 2020). Et groft skøn er, at spredning af granuleret gødning ud over markskel kan reduceres på halvdelen af det dyrkede areal, dvs. omkring 1 mill. ha. Det skønnes imidlertid, at præcis kantspredning vil være neutralt mht. den samlede udvaskning.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Behovsbestemt gødskning kombineret med positionsbestemt tildeling og præcis spredning, hvor gødningsudstyret sikrer, at gødningen ved hjælp af auto- og sektionsstyring minimerer overlap ved gødskning forudsætter typisk brug af materiel, der involverer GPS og IT bedriftsløsninger, der kan dokumentere gødningstildelingen. Hvis landmænd administrerer disse tildelings- og logfiler, kan de dokumentere, hvor, hvornår og i hvilket omfang metoderne er anvendt.

I det omfang at administrationen og dokumentationen for alle fire delvirkemidler reducerer kvælstoftilførslen på bedriftsniveau vil betydningen af virkemidlerne være relateret til virkemidlet *Reduceret tilførsel af mineralsk kvælstofgødning* (denne rapport).

Det kan derimod være vanskeligere at dokumentere, hvorvidt brugen i en konkret sammenhæng har haft en gunstig miljømæssig effekt, da det for behovsbestemt gødskning kombineret med positionsbestemt tildeling vil forudsætte, at de grundlæggende tildelingsalgoritmer og data, som ligger til grund, er dokumenterede og kvalitetssikrede. Det vil være vanskeligt at kontrollere korrekt brug af de to delvirkemidler for præcis spredning, hvilket vil have betydning for omkostninger til dokumentation og administration af disse delvirkemidler.

Sideeffekter

Skadegørere og pesticider

Ved placering af gødning i koncentrerede strenge i jorden kan der være mindre behov for herbicider (undlade sprøjtning eller reducere doseringen) pga. bedre konkurrence over for ukrudt. Ved behovsbestemt gødskning og præcis spredning med auto-og sektionsstyring er der erfaring for mindre risiko for lejesæd, hvorved behovet for vækstregulering kan reduceres, evt. også gradueret efter behov.

Det antages, at en jævn fordeling af kunstgødning mod skel vha. kantsprederudstyr har betydning for, at afgrøder får bedre vækstmuligheder og dermed bedre konkurrenceevne over for ukrudt i et område af marken, hvor ukrudtstrykket ofte er højt. Herved kan der teoretisk set opnås bedre effekt af anbefalede herbiciddoseringer.

Effekten på sygdomme og skadedyr og dermed forbruget af fungicider og insekticider forventes at være minimal.

Natur og biodiversitet

Ingen af de fire delvirkemidler forventes at påvirke gødningsniveauet på markfladen væsentligt, og da der heller ikke forventes væsentlige andre ændringer i landbrugspraksis i forbindelse med delvirkemidler, vil der ikke være nogen væsentlig effekt på natur og biodiversitet på markfladen (Tabel 1).

Som beskrevet ovenfor undgås ved præcis kantspredning betydelige tab af næringsstoffer til nabobiotoper, mens de tre øvrige delvirkemidler ikke forventes at have betydning for tabet af kunstgødning til marknære habitater. Eftersom jorden i marknære habitater normalt er meget næringsrig netop pga. spildet af gødning fra gødskning af markfladen, vil et ophør af næringsstoffer ad denne vej langsomt føre til en sænkning af jordens næringsstofniveau, som resulterer i en øget plantediversitet (Ejrnæs et al., 2014). Da virkemidlet ikke inkluderer andre tiltag til mindskning af jordens 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.

Tabel 1. Oversigt over forventede effekter af præcisionsgødskning på forskellige grupper af organismer. Vurdering er baseret på, at virkemidlet praktiseres over en længere årrække. Kun delvirkemidlet præcis kantspredning vil have nævneværdige effekter. Vurderingen i forhold til vilde bier forudsætter, at føderessourcen ikke anvendes til honningproduktion.

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier (føde og leve-steder)	Insekter og leddyr i øvrigt	Fugle	Pattedyr	Samlet vurdering
0	0-1	0-1	0-1	0-1	0-1	0-5

Fosfor

Placering af kunstgødning i koncentrerede strenge i jorden, dvs. under jordoverfladen og tæt på afgrøden, skønnes at reducere risikoen for tab af fosfor fra gødningskilden i områder, hvor der ellers er risiko for fosfortab via enten erosion, overfladeafstrømning eller udvaskning via makroporer til dræn. Effekten skønnes at være meget beskeden, fordi direkte tab af gødningsfosfor i forvejen anses for at

være af begrænset betydning, og forstærket af, at kunstgødning typisk udbringes om foråret efter hovedafstrømningssæsonen og umiddelbart forud for vækstsæsonen.

Placering af gylle tæt på majsrækker er i udenlandske forsøg vist at give udbytter på samme niveau som ved anvendelse af mineralsk startgødning (Bittman et al., 2012; Schröder et al., 2015). Ligeledes har markforsøg gennemført 2016-2018 ved Aarhus Universitet i samarbejde med SEGES vist, at der også under danske forhold kan opnås en gødningsvirkning af placeret kvæggylle, der er på højde med anvendelse af mineralsk fosfor i startgødning (Vestergaard & Knudsen, 2016; Birkmose et al., 2017; Birkmose et al., 2018).

Positionsbestemt plantedyrkning, hvor kvælstoftildelingen gradueres ift. lokale kvælstofbehov inden for marken, skønnes også i beskedent omfang at reducere fosfortabet i områder, hvor der er risiko for fosfortab, såfremt også tildelingen af fosfor gradueres. Effekten opstår, fordi opbygningen af lokale hotspots med høj fosforstatus, der hvor afgrøden giver beskedent udbytte, undgås.

Brug af kantspredningsudstyr, som mindsker omfanget af utilsigtet direkte spredning af kunstgødning i vandmiljø, randzoner mm. vil også mindske spredning af fosfor i kunstgødning til disse biotoper.

Minimering af overdosering af fosfor i områder med overlap med auto- og sektionsstyring reducerer risiko for fosfortab.

Klima

En reduktion af kvælstofudvaskningen på 1 kg N/ha fra kvælstof tilført som handelsgødning og husdyrgødning vil reducere udledningerne med 2 kg CO_2-ækv/ha. Hvis de fire delvirkemidler, placeret gødning, behovsbestemt gødskning, præcis gødskning med kantspredning, auto- og sektionsstyring, kan opnå det teoretiske potentiale med en samlet effekt på 3-4 kg N/ha (se ovenfor), vil reduktionen i klimagasemissioner være 6-8 kg CO_2-ækv./ha.

Økonomi

Virkemidlet præcisionsgødskning dækker fire separate muligheder i kvælstofindsatsen, hvor der pt. ikke er tilstrækkelig viden til at vurdere, om der er en additiv effekt. Derfor betragtes de fire muligheder i økonomisk sammenhæng som separate kvælstofindsatser, jf. ovenstående delvirkemidler.

- Placeret gødning
- Behovs- og positionsbestemt gødskning
- Præcis tildeling af gødning med auto- og sektionsstyring
- Præcis spredning med kantspredningsudstyr

Da der ikke er fundet nogen kvælstofeffekt af præcis spredning med kantspredningsudstyr, behandles denne metode ikke yderligere i dette økonomiafsnit. Med hensyn til økonomien for de øvrige tre delvirkemidler anses placeret gødning at være uafhængig af de to andre delvirkemidler, mens økonomien i behovs- og positionsbestemt gødskning og præcis tildeling anses for at være indbyrdes

afhængige, forstået sådan at den maskinmæssige kapacitet, der er nødvendig for at praktisere behovs- og positionsbestemt gødskning, typisk også vil muligøre praktisering af præcis tildeling af gødning med auto- og sektionsstyring. Behovsbestemt gødskning kombineret med positionsbestemt tildeling vil dog kræve yderligere maskinmæssig kapacitet samt et øget tidsforbrug. Det betyder, at der formenligt vil være landmænd, der kan og vil praktisere præcis tildeling af gødning med auto- og sektionsstyring men ikke har kapacitet til at praktisere behovs- og positionsbestemt gødskning, mens landmænd, der har kapacitet til at praktisere behovs- og positionsbestemt gødskning, også må forventes at kunne og ville praktisere præcis tildeling af gødning med auto- og sektionsstyring. På trods af denne sandsynlige kombination af de to virkemidler er der ikke grundlag for at understøtte en evt. additivitet af effekterne, hvorfor reduktionsomkostningerne for behovs- og positionsbestemt gødskning alene opgøres ud fra den direkte effekt. Hvis der er en additiv effekt af præcis tildeling af gødning med auto- og sektionsstyring og behovs- og positionsbestemt gødskning, og dette kan praktiseres inden for omkostningerne ved behovs- og positionsbestemt gødskning, vil de her beregnede reduktionsomkostninger derfor være undervurderet.

Placeret gødning

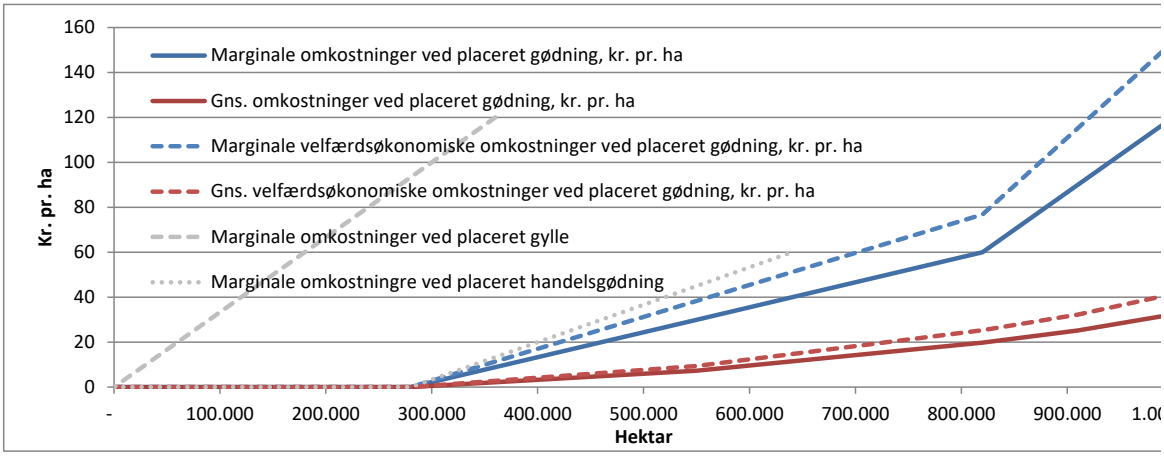
Bruttopotentialet for placeret gødning er vårkorn, vårraps, vinterraps, kartofler, roer og majs, hvilket svarer til et samlet areal på ca. 1 mio. ha årligt. Placering af kunstgødning ved såning vurderes at koste ca. 90 kr./ha (Planteavlsnyt, 2019), herfra kan der trækkes evt. værdi af merudbytte og evt. sparede omkostninger til den alternative spredning af den placerede gødning. Ofte vil der dog ikke være færre tildelinger af handels- og/eller husdyrgødning, men kun lavere mængde, hvorfor denne besparelse kan være beskeden. Placering af kunstgødning ved såning er allerede forholdsvist udbredt, hvilket må betyde, at nettoomkostningerne er nul eller negative. Det vurderes her, at nettoomkostningerne ved placering af kunstgødning ved såning er 0-60 kr./ha for op til 640.000 ha, heraf vurderes at ca. 280.000 ha har nettoomkostninger på 0.

Placering af gylle ved såning vurderes at koste op til ca. 150 kr./ha mere end den alternative udlægning af gylle med slangebom. Herfra kan der trækkes evt. merudbytte og evt. øvrige besparelser. På denne baggrund vurderes, at op til ca. 360.000 ha kan sås med placeret gylle til nettoomkostninger fra 0 - 120 kr./ha.

Figur 1 nedenfor viser de vurderede marginale omkostninger ved hhv. placeret gylle og placeret kunstgødning. Disse kurver er horisontalt summeret til en samlet marginal omkostningskurve for placeret gødning. Fra denne kurve er de marginale velfærdsøkonomiske omkostninger, de gennemsnitlige omkostninger og de gennemsnitlige velfærdsøkonomiske omkostninger udledt.

Da placeret gødning allerede i et vist omfang praktiseres, vil der på lige fod med mange andre virkemidler være en dødvægtsproblemstilling, der skal håndteres ved anvendelse af placeret gødning som kvælstofvirkemiddel. Dødvægtsproblemstillingen er samtidig udtryk for, at der er et potentiale for billig reduktion af kvælstofudvaskningen fra rodzonen med placeret gødning, idet bedrifter, der

er på vippen til at placere gødningen ved såning, kan få det sidste lille skub til at anvende denne praksis, hvis det bliver et delvirkemiddel.



Figur 1. Omkostninger ved placeret gødning.

Effekten af placeret gødning som virkemiddel er som ovenfor nævnt vurderet til 1 kg N/ha. Dette medfører en én til én sammenhæng mellem omkostningerne pr. ha og omkostningerne pr. kg N udvaskning fjernet fra rodzonen. Figur 1 kan således også læses som omkostningerne pr. kg N reduceret udvaskning fra rodzonen ved virkemidlet.

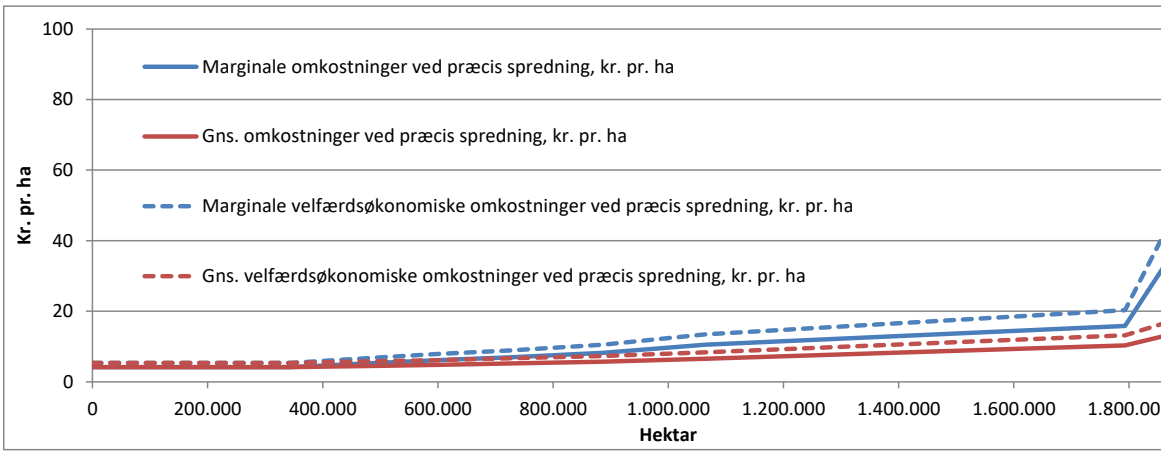
Præcis tildeling af gødning med auto- og sektionsstyring

Præcis tildeling, der minimerer overlap ved gødskning, har potentiel effekt på alle arealer, der tildeles kunstgødning. Effekten vil dog være korreleret til mængden af tildelt kunstgødning. Omkostningerne ved præcis spredning vurderes på baggrund af Pedersen & Pedersen (2018) at være meget afhængige af bedriftens størrelse. Den nødvendige kapacitet for at kunne foretage præcis spredning udgør således en (mer-)investering på ca. 30.000 kr., der fordelt over en 20 årig periode med en kalkulationsrente på 4 % giver en årlig omkostning på ca. 2.200 kr. Herfra kan trækkes værdien af bedre udnyttelse af gødning, som betyder, at præcis spredning formenligt er en god investering på alle bedrifter med undtagelse af de mindste bedrifter (under 50 ha).

Mens omkostningerne til præcis spredning i sig selv vil være meget lave, kan man, afhængig af hvordan virkemidler evt. vil blive implementeret forvente relativt høje omkostninger til dokumentation og administration af virkemidlet. Det er her forudsat, at virkemidlet vil koste landmanden 1.000 kr. i årlige arealuafhængige administrations- og dokumentationsomkostninger plus 2,50 kr./ha i administrations- og dokumentationsomkostninger. Disse omkostninger vurderes at gælde for alle bedrifter, mens de mindste bedrifter med under 50 ha vil have yderligere omkostninger direkte knyttet til præcis spredning på 0-50 kr./ha.

Figur 2 viser progressionen i de marginale omkostninger ved præcis tildeling af gødning med auto- og sektionsstyring pr. ha baseret på den strukturelle fordeling af bedrifter anvendt i Pedersen & Pe-

dersen (2018) og den udbredelsesmæssige forudsætning omtalt ovenfor. Fra de marginale omkostninger er der udledt gennemsnitlige omkostninger såvel som velfærdsøkonomiske omkostninger på hhv. marginalt som gennemsnitligt niveau. Den kraftige stigning i omkostningerne efter 1.800.000 ha referere til arealerne på bedrifter med mindre end 50 ha, som vil have høje omkostninger ved virkemidlet.



Figur 2. Omkostninger ved præcis spredning.

Effekten af præcis tildeling af gødning med auto- og sektionsstyring som virkemiddel er, som ovenfor nævnt, vurderet til 1 kg N/ha. Dette medfører en én til én sammenhæng mellem omkostningerne pr. ha og omkostningerne pr. kg N fjernet i rodzonen. Figur 2 kan således også fortolkes som omkostningerne pr. kg kvælstofudvaskning reduceret fra rodzonen. I ovenstående er der ikke taget højde for en evt. sammenhæng mellem bedrifternes størrelse og markernes størrelse. Hvis små bedrifter også har tendens til små marker, og der er en højere effekt af præcis spredning ved små marker end ved store marker, kan der være en sammenhæng, hvor arealer med lave omkostninger også har relativ lav effekt og omvendt, at arealer med relativt høje omkostninger også har tendens til højere effekt. I så tilfælde burde kurverne have et fladere forløb end det, der er fremstillet her.

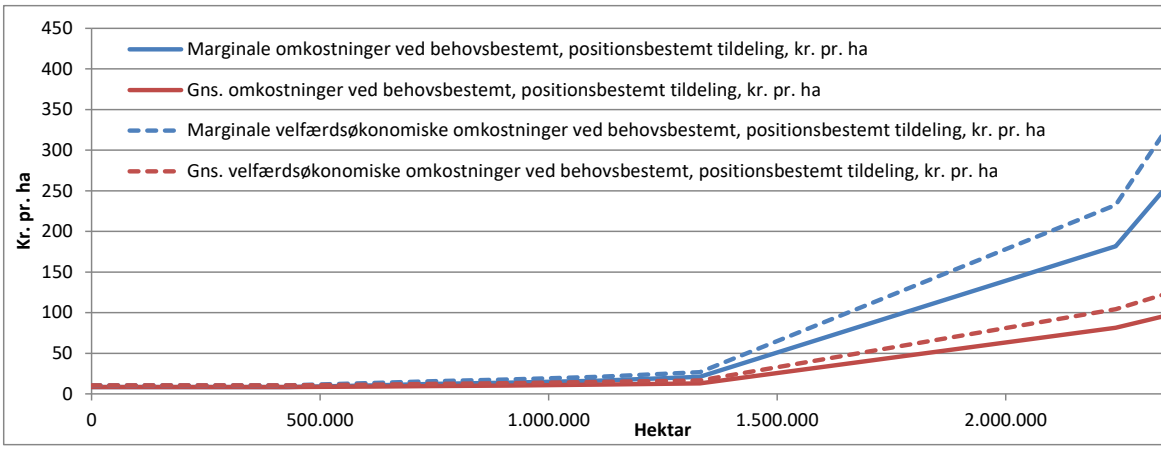
Behovs- og positionsbestemt gødskning

Omkostningerne ved behovsbestemt gødskning kombineret med positionsbestemt tildeling vurderes på baggrund af Pedersen & Pedersen (2018) at være meget afhængige af bedriften størrelse. Den nødvendige kapacitet for at kunne foretage behovsbestemt gødskning kombineret med positionsbestemt tildeling udgør således en (mer-)investering på ca. 200.000 kr., der fordelt over en 20 årig perioden med en kalkulationsrente på 4 % giver en årlig omkostning på ca. 15.000 kr. Herfra kan trækkes værdien af andre udnyttelsesmuligheder for kapaciteten, bedre udnyttelse af gødning mv., som betyder, at præcis spredning formenligt er en god investering på de fleste bedrifter over 100 ha.

Mens omkostningerne til præcis spredning i sig selv vil være meget lave, kan man, afhængig af hvordan virkemidler evt. vil blive implementeret, forvente relativt høje omkostninger til dokumentation og administration af virkemidlet. Det er her forudsat, at virkemidlet vil koste landmanden 2.000 kr. i årlige arealuafhængige administrationsomkostninger plus 5 kr./ha i administrationsomkostninger. Disse

omkostninger vurderes at gælde for alle bedrifter, mens de mindste bedrifter med under 50 ha vil have yderligere omkostninger direkte knyttet til behovsbestemt gødskning kombineret med positionsbestemt tildeling på 0-350 kr./ha, mens bedrifter på 50-100 ha vil have yderligere omkostninger direkte knyttet til behovsbestemt gødskning kombineret med positionsbestemt tildeling på 0-150 kr./ha (Pedersen & Pedersen, 2018).

Figur 3 viser progressionen i de marginale omkostninger ved behovsbestemt gødskning kombineret med positionsbestemt tildeling pr. ha baseret på den strukturelle fordeling af bedrifter anvendt i Pedersen & Pedersen (2018) og den udbredelsesmæssige forudsætning omtalt ovenfor. Fra de marginale omkostninger er der udledt gennemsnitlige omkostninger såvel som velfærdsøkonomiske omkostninger på hhv. marginalt som gennemsnitligt niveau.



Figur 3. Omkostninger ved behovsbestemt gødskning kombineret med positionsbestemt tildeling.

Effekten af behovsbestemt gødskning kombineret med positionsbestemt tildeling som virkemiddel er, som ovenfor nævnt, vurderet til 1 kg N/ha. Dette medfører en én til én sammenhæng mellem omkostningerne pr. ha og omkostningerne pr. kg N fjernet i rodzonen. Omkostningerne pr. kg reduktion i kvælstofudvaskning fra rodzonen er således også illustreret i Figur 3. Som ovenfor beskrevet er der ikke sikkerhed for, at delvirkemidlerne er additive. Hvis man forudsætter, at landmanden inden for omkostningerne afholdt til behovsbestemt gødskning kombineret med positionsbestemt tildeling også kan foretage præcis spredning uden meromkostninger, og hvis man antager additivitet i effekten, kan man se på effekten og omkostningseffektiviteten af de to delvirkemidler i sammenhæng. I så tilfælde kan man gange tallene på x-aksen af Figur 3 med 1,8-2.

Tabel 2-4 nedenfor opsummerer omkostningerne forbundet med de tre forskellige tiltag til positionsbestemt tilførsel af gødning i forhold til potentialevurderinger på driftsøkonomisk og velfærdsøkonomisk niveau. Det igangværende Pilotprojekt om præcisionsjordbrug som virkemiddel vil give et bedre grundlag for at vurdere omkostningerne ved delvirkemidler som disse. De skønnede omkostninger, der er angivet, skal således vurderes med det forbehold, at der kommer bedre information

inden længe, og at dette kan føre til ændrede vurderinger. Der er i disse vurderinger ikke taget hensyn til dødvægt, da de foreslåede delvirkemidler allerede er implementeret i et vist omfang, hvorfor effekten vil være påvirket af dødvægt.

Tabel 2. Skønnede nettoomkostning og potentialer ved placering af gødning ved en effekt på 1 kg N/ha.

	Akkumuleret kvælstofeffekt (mio. kg N)	Marginale driftsøkonomiske omkostninger (kr. pr. kg reduktion i N der tabes fra rodzonen)	Marginale velfærdsøkonomiske omkostninger (kr. pr. kg reduktion i N der tabes fra rodzonen)
Meget lave omkostninger	0,28	0	0
Lave omkostninger	0,55	30	38
Middel omkostninger	0,82	60	77
Høje omkostninger	0,91	90	115
Meget høje omkostninger	1,00	120	154

Tabel 3. Skønnede nettoomkostning og potentialer ved behovs- og positionsbestemt gødskning ved en effekt på 1 kg N/ha.

Bedriftsstørrelse (ha)	Akkumuleret kvælstofeffekt (mio. kg N)	Marginale driftsøkonomiske nettoomkostninger (kr. pr. kg reduktion i N der tabes fra rodzonen, afrundet til én decimal)	Marginale velfærdsøkonomiske nettoomkostninger (kr. pr. kg reduktion i N der tabes fra rodzonen, afrundet til én decimal)
Over 400	0,4	8,3	10,7
300 – 400	0,6	10,7	13,7
250 – 300	0,7	12,3	15,7
200 – 250	0,9	13,9	17,8
150 – 200	1,1	16,4	21,0
100 – 150	1,3	21,0	26,9
50 – 100	2,2	181,7	232,5
0 – 50	2,6	435,0	556,8

Tabel 4. Skønnede nettoomkostning og potentialer ved præcis tildeling af gødning med auto- og sektionsstyring ved en effekt på 1 kg N/ha.

Bedriftsstørrelse (ha)	Akkumuleret kvælstofeffekt (mio. kg N)	Marginale driftsøkonomiske nettoomkostninger (kr. pr. kg reduktion i N der tabes fra rodzonen, afrundet til én decimal)	Marginale velfærdsøkonomiske nettoomkostninger (kr. pr. kg reduktion i N der tabes fra rodzonen, afrundet til én decimal)
Over 400	0,3	4,2	5,3
300 – 400	0,5	5,4	6,9
250 – 300	0,6	6,1	7,9
200 – 250	0,7	6,9	8,9
150 – 200	0,9	8,2	10,5
100 – 150	1,1	10,5	13,4
50 – 100	1,8	15,8	20,3
0 – 50	2,1	92,5	118,4

Opsummering

For tre af de fire delvirkemidler under præcisionsgødskning vurderes den reducerende effekt på kvælstofudvaskning fra rodzonen til 1 kg N/ha pr. delvirkemiddel. Dette potentiale er med forbehold og vil bl.a. være afhængig af lokale forhold.

For det fjerde delvirkemiddel under præcisionsgødskning, præcis spredning med kantspredningsudstyr, har det ikke været muligt at komme frem til en egentlig effekt på kvælstofudvaskning. Derimod formodes det, at den stærkt reducerede forurening af nabobiotoper med kunstgødning fra marker vil have en effekt på natur og biodiversitet.

De gennemsnitlige budgetøkonomiske omkostninger for placeret gødning er vurderet til 20 kr./kg N, fastlagt ved en udbredelse på ca. 820.000 ha (marginale omkostninger i spændet fra 0 til 60 kr./kg N), hvor der forudsættes omkostninger på middel højt niveau fra Tabel 2. Omkostningerne formodes stigende ved højere udbredelse.

De gennemsnitlige budgetøkonomiske omkostninger ved behovsbestemt gødskning kombineret med positionsbestemt tildeling er vurderet til 13 kr./kg N, fastlagt ved en udbredelse på ca. 1.300.000 ha for bedrifter med 125 ha eller derover (marginale omkostninger i spændet fra 8 til 21 kr./kg N). For mindre bedrifter kan omkostningerne være væsentligt højere (Figur 3), mens omkostningerne for store bedrifter forventes lavere end gennemsnitsniveauet.

De gennemsnitlige budgetøkonomiske omkostninger ved præcis spredning, sektionsstyring er vurderet til 7 kr./kg N, fastlagt ved en udbredelse på ca. 1.100.000 ha for konventionelle bedrifter med 125 ha eller derover (marginale omkostninger i spændet fra 5 til 13 kr./kg N). For mindre bedrifter kan omkostningerne være væsentligt højere (Figur 2), mens omkostningerne for store bedrifter forventes lavere end gennemsnittet.

Effekt, sikkerhed og økonomi

Virkemiddel	Referencepraksis	Årlig kvælstoffeffekt (kg N/ha)	Timing	Overlap	Budgetøkonomiske omkostninger (kr./kg N)	Velfærdsøkonomiske omkostninger (kr./kg N)
Placeret gødning (*) [1] 0-820.000 ha	Nuværende gødningspraksis	1	Nej	Ja	20	25
Behovsbestemt gødskning kombineret med positionsbestemt tildeling (*) [1] 0-1.300.000 ha	Nuværende gødningspraksis	1	Nej	Ja	13	17
Præcis spredning, kantspredning (-) [2]	Nuværende gødningspraksis	0	Nej	Ja	Ikke vurderet	Ikke vurderet
Præcis spredning, sektionsstyring (*) [1] 0-1.100.000 ha	Nuværende gødningspraksis	1	Nej	Ja	7	8

[1] Estimaterne anses for usikre og er baseret på ekspertskøn uden væsentligt datagrundlag
[2] Virkemidler, som er under afprøvning, og hvor et datagrundlag vil fremkomme i de kommende år, eller hvor der slet ikke foreligger data.

Sideeffekter

Virkemiddel	Skadegørere og pesticider [1]	Natur og biodiversitet [1]	Fosfor [1]	Klima [1]
Præcisionsgødskning	0	+	0	0

[1] '+': gunstig virkning; '-': ugunstig virkning; '0': neutral eller marginal afledt miljøeffekt.

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.

Berntsen, J., Thomsen, A., Schelde, K. 2004. Positionsbestemt plantedyrkning. I Jørgensen U (ed) Muligheder for forbedret kvælstofudnyttelse i marken og for reduktion af kvælstoftab. DJF rapport Markbrug nr. 103. pp. 51-54.

Birkmose, T., Kristensen, N.H., Jensen, M.L., Lemming, C., Kristensen, R.K. 2017. Gødningstyper og gødskningsstrategier. Oversigt over landsforsøgene, 215-227.

Birkmose, T., Kristensen, N.H., Montcalm, A., Knudsen, L., Staal, L. 2018. Gødningstyper og gødskningsstrategier. Oversigt over landsforsøgene, 208-219.

Bittman, S., Lui, A., Hunt, D.E., Forge, T.A., Kowalenko, C.G., Chantigny, M.H., Buckley, K. 2012. Precision placement of separated dairy sludge improves early phosphorus nutrition and growth in corn (Zea mays L.). J. Environ. Qual. 41, 582-591.

Børgesen, 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.

Danmarks Statistik 2020. Statistikbanken. https://www.statistikbanken.dk/statbank5a/ default.asp?w=1920.

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.

Ejrnæs, R., Nygaard, B., Strandberg, M. 2014. Forbedring af naturtilstand og biodiversitet efter ophør af gødskning og sprøjtning af §3-arealer. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. 27. november 2014.

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.

Hansen, M.N., Pedersen, I.F., Rubæk, G., Sørensen, P. 2018. Placering af gylle til majs. Oversigt over Landsforsøgene, 356-363.

Jacobsen, B.H., Ørum, J.E. 2016. Erhvervsøkonomisk analyse af reduktioner af kvælstofnormer i landbruget, 13 s., feb. 22, 2016. IFRO Udredning, nr. 2016/10.

Kaivosoja, J., Linkolehto, R. 2016. Spatial overlapping in crop farming works. Agronomy Research, 14, 41-53.

Knudsen, L. 2008. Gødskning. Oversigt over Landsforsøgene, 192-258.

Lipinski, A.J., Lipinski, P.M.S., Pyra, P. 2016 Precision of tractor operations with soil cultivation. Biosystems Engineering 145, 22-28.

Lundø, M., Larsen, K. 2019. Præcisionslandbrug: hvem bruger det og hvad er effekten? DST Analyse. 8. august 2019, 8 sider.

Lyngvig, H.S., Hørfarter, R., Knudsen, L. 2013. Centrifugalspredere med sektionskontrol. Farmtest, Maskiner og Planteavl 129. Https://www.landbrugsinfo.dk/tvaerfaglige-emner/farmtest/maskiner-og-planteavl/sider/startside.aspx.

Palmer, R.J., Wild, D., Runtz, K. 2003. Improving the efficiency of field operations. Biosystems Engineering 84, 2853-288.

Pedersen, H.H., Hansen, J.P, Øllgaard, T. 2006. Økonomiske og miljømæssige fordele ved autostyring. Nordvest Agro. Demonstrationsprojektet gennemført 2006 af I/S Ørndrup i samarbejde med NordVest Agro I/S og Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret.

Pedersen, I.F., Rubæk, G., Sørensen, P., Hansen, M.N. 2017. Placering af gylle til majs. Oversigt over Landsforsøgene, 363-366.

Pedersen, M. F., Pedersen, S. M. 2018. Erhvervsøkonomiske gevinster ved anvendelse af præcisionslandbrug, 49 s., IFRO Udredning, nr. 2018/02.

Persson, K., Nørremark, T. 2019. Documentation of fertilizer precision in headland. Danish Technological Institute test report, Bygholm, august 2019, 22 sider.

Persson, K., Skovsgaard, H. 2002. Spredning af gødning langs markskel. Grøn Viden Markbrug nr. 252, Danmarks JordbrugsForskning.

Petersen, J. 2001. Recovery of N15-ammonium-N15-nitrate in spring wheat as affected by placement geometry of the fertilizer band. Nutr. Cycl. Agroecosyst. 61, 215-221.

Petersen, J. 2004. Placeret gødning. I Jørgensen, U. (redaktør). Muligheder for forbedret kvælstofudnyttelse I marken og for reduktion af kvælstoftab. DJF rapport Markbrug nr. 103, pp. 32-35.

Petersen, J. 2007. Placement of nitrogen, phosphorus and potassium fertilizers by drilling in spring barley grown for malt without use of pesticides. Acta Agric. Scand. B – Soil Plant Sci. 57, 53-64.

Planteavlsnyt 2019. https://www.planteavlsnyt.dk/pdf/prisniveau_markarbejde_19_20.pdf

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.

Schröder, J.J., Vermeulen, G.D., van der Schoot, J.R., van Dijk, W., Huijsmans, J.F.M., Meuffels, G.J.H.M., van der Schans, D.A. 2015. Maize yields benefit from injected manure positioned in bands. Eur. J. Agron. 64, 29-36.

Skriver, K. 1984. Gødskning og kalkning. Oversigt over Landsforsøgene, 71-96.

Sparkes, D.L., Ramsden, S.J., Jaggard, K.W., Scott, K. 1998. The case for headland set-aside: consideration of wholefarm. Annals of Applied Biology 133, 245-256.

Styczen, M. 2019. Reduced environmental effects. Præsentation fra Future Cropping møde 7/6-2019, Frederiksberg, af Merete Styczen, Institut for Plante- og Miljøvidenskab.

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.

Vestergaard, A., Knudsen, L. 2016. Fosfor i handelsgødning og restprodukter. Oversigt over Landsforsøgene, 243-249.

Reduceret tilførsel af mineralsk kvælstofgødning

Christen Duus Børgesen[1], Peter Sørensen[1], Gitte Blicher-Mathiesen[2], Jørgen E. Olesen[1], Per Kudsk[1] (skadegørere og pesticider), Nick J. Hutchings[1] (klima), Brian H. Jacobsen[3] (økonomi), Jens Erik Ørum[3] (økonomi)

Fagfællebedømmelse: Johannes L. Jensen[1], Jørgen E. Olesen[1] (klima), Berit Hasler[4] (økonomi), Louisen Martinsen[4] (økonomi)

[1]Agroøkologi, AU
[2]Bioscience, AU
[3]Fødevare- og Ressourceøkonomi, KU
[4]Miljøvidenskab, AU

Funktion og anvendelse

Ved reduceret kvælstoftilførsel tilføres mindre mængder mineralsk kvælstof, idet tilførslen med husdyrgødning antages at være uændret. Reduceret kvælstofgødskning 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 udvaskning. Under danske klimaforhold forekommer udvaskning i vækstperioden (april til september) sjældent, da vandoverskuddet (nedbør minus fordampning) oftest er negativt, hvilket betyder, at vandtransporten ud af rodzonen er minimal. Udvaskningen af kvælstof sker altovervejende som opløst nitrat i jordvandet, som transporteres med jordvandet ud af rodzonen enten via dræn eller til de dybere jordlag og det øvre grundvand. Konsekvenser af lavere kvælstoftildeling på udbytte (kort og langt sigt) og proteinindhold beskrives under økonomi, hvor udbytteeffekten med udgangspunkt i produktionsfunktioner er opstillet på baggrund af forsøg med stigende kvælstoftilførsel fra Landsforsøgene (SEGES).

Udvaskningen fra rodzonen varierer betydeligt mellem marker og år som følge af variationer i f.eks. afgrøde, forfrugt, jordtype, nedbør, nedbørsfordeling samt dyrkningshistorie. Her anvendes NLES5-modellen, der er en empirisk nitratudvaskningsmodel (Børgesen et al., 2019), til beregning af nitratudvaskning samt marginaludvaskning, dvs. den andel af ekstra tilført mineralsk kvælstof der udvaskes inden for en treårig periode. Marginaludvaskningen er separat kalibreret i NLES5 ud fra data fra Danmark og Sverige og er kalibreret til at ramme den gennemsnitlige marginaludvaskning omkring økonomisk optimalt kvælstofniveau. Da de fleste marker i Danmark gødes omkring optimum, kan NLES5 anvendes til at beregne gennemsnitsværdier af marginaludvaskningen for en række kombinationer af afgrøder, jordtyper, dyrkningshistorier og nedbørsforhold.

Kvælstofeffekt

Børgesen et al. (2019) viser, at marginaludvaskningen følger udvaskningsniveauet, således at hvis udvaskningen er høj, er marginaludvaskningen også høj. Der er ikke direkte sammenhæng mellem afstrømning og marginaludvaskning, idet afgrødedækket om efteråret har stor betydning for udvaskningsniveauet. Eksempelvis kan græs eller efterafgrøder optage kvælstof, der mineraliseres fra afgrøderester og fra jordens organiske kvælstofpulje, hvilket vil mindske udvaskningen, selvom afstrømningen fra rodzonen er stor.

I Appendix 4, Tabel A4.2 i Børgesen et al. (2019) er vist resultater fra enkeltårsforsøg, hvor marginaludvaskningen er opgjort. De fleste af disse resultater er anvendt i kalibreringsdatasættet (Cal2) til kalibrering af marginaludvaskningen i NLES5. Resultaterne viser en meget stor variation mellem år, steder, afgrøder, jordtyper og gødningsniveauer. Denne variation er NLES5 ikke fuldt ud i stand til at reproducere, men modellen giver et gennemsnitligt estimat, der er i overensstemmelse med gennemsnittet for de observerede marginaludvaskninger omkring optimalt kvælstofniveau.

For at udnytte NLES5 til kvantificering af effekt af reduceret kvælstoftilførsel er der udarbejdet en række afgrødesekvenser på tre forskellige jordtyper (Tabel 1). Afgrøderne antages gødet ved det økonomisk optimale kvælstofniveau på den enkelte jordtype korrigeret for forfrugtsværdier efter Landbrugsstyrelsen (2019). Den gennemsnitlige tilførsel af mineralsk kvælstof i de foregående to år, som indgår i NLES5-beregningerne, er ligeledes defineret i Tabel 1. De anvendte afgrøder svarer til afgrødekoderne 1 (vårbyg), 11 (vinterhvede), 216 (silomajs), 260 (græs med kløver/lucerne under 50 % bælgplanter, omdrift), 263 (græs uden kløvergræs, omdrift) og 101 (frøgræs, alm. rajgræs) i Landbrugsstyrelsen (2019). Der er alene taget udgangspunkt i gødskning med mineralsk gødning, mens der ikke indgår tilførsel af organisk kvælstof i husdyrgødning.

Det har i forbindelse med brugen af NLES5 vist sig, at modellen estimerer en marginaludvaskning for græsmarker, der er relativ høj og generelt højere end i forsøg med græsmarker til slæt. Årsagen er dels, at der i NLES5-kalibreringen er anvendt udvaskningsdata for både græsmarker, der afgræsses, og græsmarker der høstes ved slæt, hvilket betyder, at der kan forekomme uens fordeling på afgræsningsmarker, der kan hæve udvaskningsniveauet og derved marginaludvaskningen. Desuden er NLES5-modellens marginaludvaskning optimeret på data overvejende fra forsøg med kornafgrøder, jf. Tabel A4.1 i Børgesen et al. (2019). Således er de opnåede marginaludvaskninger sandsynligvis overestimeret for frøgræsmarker og græsmarker, der høstes til slæt. For afgræsningsmarker forekommer sandsynligvis også en overestimering men i mindre grad end for frøgræs og græs til slæt.

Marginaludvaskningen for afgrødesekvenserne i Tabel 1 er beregnet under tre nedbørsforhold, hhv. en våd, middel og tør klimazone i Danmark. I den våde klimazone er der antaget en årlig afstrømning på 610 mm, for middel 425 mm og for tør 240 mm. Disse afstrømninger svarer til eksempelberegnin-

gerne i Børgesen et al. (2019) og repræsenterer tre nedbørsregioner uden at kunne henføres til specifikke steder i landet. De tre anvendte jordtyper i Tabel 1 (JB7, JB4 og JB1) er ligeledes anvendt i Børgesen et al. (2019). Lerindholdet er henholdsvis 15,5 % (JB7), 8,9 % (JB4) og 3,9 % (JB1). Det organiske kvælstofindhold i det øverste jordlag er sat til: 2,14, 2,18 og 3,29 ton N/ha for henholdsvis JB7, JB4 og JB1 svarende til jord fra Flakkebjerg, Foulum og Jyndevad.

For græsmarker skelnes mellem afgrødesekvens 6 (kløvergræs med kvælstoffiksering på 100 kg N/ha) og afgrødesekvenserne nr. 7, 8 og 9, som er rent græs uden kvælstoffiksering. Der er for græsmarkerne også antaget forskellige gødningstildelinger i dyrkningsåret (hovedafgrøden) og gennemsnitlig kvælstoftildeling i to år forud for hovedafgrøden (forfrugt og afgrøden året før forfrugt). For afgrødesekvens 8 er det således antaget, at græsmarken følger efter to år med kornafgrøder. Der er ligeledes gennemført beregninger for frøgræsmarker (afgrødesekvens nr. 9), hvor det er antaget, at frøgræs indgår i et planteavlssædskifte med vinter- og vårkorn med en gennemsnitlig kvælstoftilførsel på 170 kg N/ha, dvs. samme niveau som kvælstofnormen for frøgræs.

Tabel 1. Hovedafgrøde i dyrkningsåret, forfrugt samt vinterafgrøde før og i udvaskningsåret anvendt til beregning af udvaskning og marginaludvaskning i Tabel 2. Afgrødekode er angivet i parentes, og kvælstoftilførsel (uvandet for JB1 og JB4) er gældende for 2019/20 (Landbrugsstyrelsen, 2019).

Afgrødesekvens	**Forfrugt**	**Plantedække on vinteren før hovedafgrøde**	**Hovedafgrøde**	**Plantedække vinter efter hovedafgrøde**	**Kvælstoftilførsel til hovedafgrøde forår (kg N/ha)**			**Kvælstoftilførsel gennemsnit to år forud (kg N/ha)**		
					JB1	**JB4**	**JB7**	**JB1**	**JB4**	**JB7**
1	Vinterhvede (11)	Vinterhvede (11)	Vinterhvede (11)	Vinterhvede (11)	175	181	221	175	181	221
2	Vårbyg (1)	Ubevokset	Vårbyg (1)	Ubevokset	137	133	147	137	133	147
3	Vårbyg (1)	Efterafgrøde	Vårbyg (1)[1)]	Efterafgrøde	120 [2)]	116 [2)]	130 [2)]	120 [2)]	116 [2)]	130 [2)]
4	Silomajs (216)	Ubevokset	Silomajs (216)	Ubevokset	174	159	172	174	159	172
5	Kløvergræs (260) [3)]	Kløvergræs (260)	Silomajs (216)[2)]	Ubevokset	79 [3)]	64 [3)]	77 [3)]	285	287	290
6	Kløvergræs (260) [3)]	Kløvergræs (260)	Kløvergræs (260) [4)]	Kløvergræs (260)	285	287	290	285	287	290
7	Rent græs (263)	Rent græs (263)	Rent græs (263)	Rent græs (263)	384	395	405	384	395	405
8	Vårbyg (1)	Rent græs (263)	Rent græs (263)	Rent græs (263)	384	395	405	140	140	140
9	Vår- og vinterkorn	Frøgræs (101)	Frøgræs (101)	Frøgræs (101)	170	170	170	170	170	170

1) Fratrukket eftervirkning på 17 kg N/ha.
2) Fratrukket forfrugtsværdi på 95 kg N/ha.
3) Forfrugt gødet som kløvergræs med kvælstoffiksering på 100 kg N/ha.
4) Fiksering sat til 100 kg N/ha.

Udvaskning og marginaludvaskning

Udvaskning og marginaludvaskning beregnet med NLES5 for afgrødesekvenserne i Tabel 1 er vist i Tabel 2. Marginaludvaskningen for vinterhvede (afgrødesekvens 1) og for vårkorn (afgrødesekvens 2) ligger på samme niveau, mens udvaskningen ofte er lidt større for vinterhvede end for vårkorn/bar

jord jf. Tabel 4.1 i Børgesen et al. (2019). Vårkorn med efterafgrøde (afgrødesekvens 3) har på grund af efterafgrødens eftervirkning (Landbrugsstyrelsen, 2019) en lavere kvælstoftilførsel end vårbyg/bar jord eller spildkorn, hvilket også medfører en noget lavere udvaskning. Marginaludvaskningen for vårbyg med efterafgrøde er noget lavere end for vinterhvede og vårkorn/bar jord, hvilket skyldes efterafgrødens evne til at optage kvælstof i efteråret.

Afgrødesekvens nr. 6 med tredjeårs kløvergræs gødet ved den optimale kvælstofnorm har en lavere marginaludvaskning end kornafgrøderne. Det skyldes, at der er et afgrødedække af kløvergræs i efteråret virker som en effektiv kvælstofopsamler og herved tabes kun en beskeden del af det ekstra tilførte kvælstof i udvaskningsåret. Tredjeårs græsmarken uden kløver (afgrødesekvens nr. 7) giver højere udvaskning end kløvergræs. Dette tilskrives den højere kvælstofnorm til rent græs i de tre år, selvom denne kvælstofmængde er på samme niveau som summen af kvælstoffiksering og mineralsk kvælstoftilførsel i kløvergræs. Marginaludvaskningen er på samme niveau som for kløvergræsmarken. Marginaludvaskningen i afgrødesekvens 8 med græs efter korn er lidt lavere end græs efter græs.

Silomajs med bar jord i efteråret (afgrødesekvens nr. 4) har et højere udvaskningsniveau men en marginaludvaskning på samme niveau som vårkorn – barjord (afgrødesekvens 2). Det skyldes både det højere gødningsniveau for majsen, men også at udvaskningen generelt er højere efter majs (Børgesen et al., 2019, Tabel 4.1 (Hovedafgrøde M2 og M8). Udvaskningsniveauet for majs efter kløvergræs er yderligere øget, hvilket skyldes både en høj tilførsel af kvælstofgødning i de forudgående år og en høj eftervirkning af kløvergræsset. Også marginaludvaskningen er på et højere niveau for silomajs efter kløvergræs end for silomajs efter bar jord.

Tabel 2. Nitratudvaskning og marginaludvaskning for afgrødesekvenserne i Tabel 1 ved de anførte tilførsler af mineralsk kvælstof til afgrøderne i udvaskningsåret og i de to forudgående år. Marginaludvaskningen er beregnet ved tilførsel af mineralsk kvælstof omkring økonomisk optimum.

		Jord-type	Tilførsel af mineralsk kvælstof (kg N/ha)			Udvaskning (kg N/ha)			Marginaludvaskning (%)		
Afgrødesekvens			Forår	Året forud	To år forud	Vådt	Middel	Tørt	Vådt	Middel	Tørt
1	Vinterhvede-vinterhvede	JB7	221	221	221	84	68	44	26	21	14
		JB4	181	181	181	74	60	39	26	21	14
		JB1	175	175	175	92	79	55	31	27	19
2	Vårkorn-barjord	JB7	147	147	147	75	61	39	26	21	14
		JB4	133	133	133	73	59	38	25	21	14
		JB1	137	137	137	93	80	55	31	27	19
3	Vårkorn efterafgrøder	JB7	130	130	130	39	31	20	21	17	11
		JB4	116	116	116	38	30	19	21	17	11
		JB1	120	120	120	49	42	29	26	22	16
4	Majs-barjord	JB7	172	172	172	83	67	44	26	21	14
		JB4	159	159	159	81	65	42	26	21	14
		JB1	174	174	174	107	92	64	33	28	20
5	Majs efter kløvergræs- barjord	JB7	77	290	290	139	113	73	31	25	17
		JB4	64	287	287	138	112	73	31	25	17
		JB1	79	285	285	175	151	105	39	33	23
6	Kløvergræs [1)]	JB7	290	290	290	51	41	26	19	15	10
		JB4	287	287	287	51	41	26	19	15	10
		JB1	285	285	285	64	55	38	23	20	14
7	Rent græs	JB7	384	384	384	62	50	32	20	16	11
		JB4	395	395	395	65	52	34	20	17	11
		JB1	405	405	405	84	72	50	25	22	15
8	Rent græs efter vårbyg	JB7	384	140	140	45	37	23	18	15	10
		JB4	395	140	140	47	38	24	18	15	10
		JB1	405	140	140	61	53	36	23	20	14
9	Frøgræs efter vår- og vinterkorn	JB7	170	170	170	21	16	10	14	12	8
		JB4	170	170	170	21	17	10	14	12	8
		JB1	170	170	170	28	23	16	18	15	11

[1)] Fiksering sat til 100 kg N/ha.

Konklusionen er således, at marginaludvaskningen ligger mellem 8 og 39 %, og at der som gennemsnit i korn kan anvendes samme marginaludvaskning på omkring 18 % som anvendt i tidligere analyser (Børgesen et al., 2015). Marginaludvaskningen på sandjord med høj nedbør er mere end det dobbelte af marginaludvaskningen på lerjord med lav nedbør. Konklusionen er endvidere, at udvaskning og marginaludvaskning er højest fra majs efter kløvergræs, mens frøgræs har den laveste udvaskning og marginaludvaskning.

Timing

Effekten af reduceret tilførsel af kvælstof kan generelt ikke henføres til en bestemt periode i udvaskningsperioden, da effekten overvejende kommer til udtryk ved større netto kvælstofmineralisering af afgrøderester og mikrobiel biomasse.

Effekten af reduceret tilførsel af kvælstof på nitratudvaskningen varierer betydeligt mellem årene og vekselvirker med udvaskningsniveaet som vist i Børgesen et al. (2019). Effekten er således betydelig mindre end variationen i udvaskningen påvirket af andre forhold såsom afstrømning af jordvand, afgrødesekvenser og efterafgrøder. Kalibreringen af marginaludvaskningen ud fra målingerne jf. resultaterne fra Tabel A4.2 i Børgesen et al. (2019) viser, at den gennemsnitlige marginaludvaskning er noget højere end median marginaludvaskningen. Dette viser, at der er enkelte år (observationer) med en meget høj marginaludvaskning, mens marginaludvaskningen er lavere i de fleste år.

En reduktion af den tilførte mængde kvælstof medfører en lille reduktion i bidraget til jordens kvælstofpulje, ved at afgrøderesterne, der tilføres jorden, har et lavere kvælstofindhold. Af den lavere tilbageførsel med afgrøderester er kun 10-20 % tilbage i jorden efter 3 år og 8-15 % efter 10 år (Sørensen et al., 2019). Dermed vil der kunne forventes en lille reduktion på den langsigtede nitratudvaskning. Sørensen et al. (2019) vurderede, at der sker en reduktion i udvaskning i år 4-10 efter tilførsel af mineralsk kvælstof. Dette svarer til 1-2 % af reduktionen i tilført mineralsk gødning.

Overlap i forhold til andre virkemidler

Reduceret kvælstoftilførsel kan vekselvirke med andre virkemidler på markfladen. Eksempelvis kan effekten af efterafgrøder mindskes ved brug af reduceret kvælstoftilførsel, ved at kvælstofmineraliseringen fra afgrøderester i efteråret bliver mindre, hvorved kvælstoftilgængeligheden mindskes. Drænvirkemidler påvirkes på samme måde ved, at der udvaskes mindre nitrat med drænvandet.

Sikkerhed på data

Den gennemsnitlige marginaludvaskning beregnet med NLES5 er baseret på 54 forsøg med målt nitratudvaskning ved varierende kvælstoftilførsel (Cal2 data, Børgesen et al., 2019). Forsøgene er overvejende forsøg med kornafgrøder. Forsøg med græsmarker og majs med varierende kvælstoftilførsel er kun repræsenteret med få forsøg. Derfor er der større usikkerhed på marginaludvaskningen for disse afgrøder.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Forsøg med stigende kvælstoftilførsel til korn og grovfoder afgrøder gennemføres løbende, men oftest som et- eller toårige forsøg. Langtidseffekt af kvælstofgødskningens betydning for nitratudvaskning og marginaludvaskning kræver langvarige forsøg (10-20 år) gennemført for forskellige jordtyper og under forskellige nedbørsforhold.

Forudsætninger og potentiale

Virkemidlet kan anvendes på alle arealer, der gødes med mineralsk kvælstof. Der foretages gødskning af ca. 2,1 mio. ha, da arealer med ærter m.fl. ikke tildeles mineralsk kvælstof, og det er indregnet,

at der siden 2015 er sket en vækst i det økologiske areal på omkring 100.000 ha (Blicher-Mathiesen et al., 2020). Marginaludvaskning og udvaskning er beregnet ved økonomisk optimal kvælstoftilførsel. Da marginaludvaskningen er afhængig af gødningsniveauet, anbefales anvendelse af værdierne i Tabel 2 kun for reduktion i mineralsk kvælstofgødskning omkring økonomisk optimal norm.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Reduktion i tilførsel af mineralsk handelsgødning kan kontrolleres på bedriftsniveau via indkøbt handelsgødning og den beregnede gødningsnorm. Kontrol af hvorledes reduktionen slår igennem på mark/afgrøde niveau er vanskelig, da der efter tilførsel er umuligt at påvise at en given mark/afgrøde har modtaget mindre kvælstof med handelsgødning.

Sideeffekter

Skadegørere og pesticider

De reduktioner i kvælstofgødskning, som der er tale om med dette virkemiddel (i størrelsesordenen op til 10-15 %), vil kun påvirke konkurrencen imellem afgrøde og ukrudt eller forekomsten af sygdomme og skadedyr i afgrøderne marginalt, og vil derfor ingen nævneværdig effekt have på forbruget af herbicider, fungicider og insekticider. I kornafgrøder vil der i nogle situationer kunne forventes et mindre behov for vækstregulering, og såfremt dette virkemiddel kobles med værktøjer, som kan forbedre vurderingen af behov for vækstregulering, kan der forventes en nedgang i forbruget af vækstreguleringsmidler men kun en mindre nedgang i behandlingshyppighed og pesticidbelastning, da vækstreguleringsmidlerne kun udgør en mindre del af det samlede pesticidforbrug. Effekten på forbruget af vækstreguleringsmidler vil endvidere være afhængig af sortsvalget, da behovet for vækstregulering varierer imellem kornsorterne.

Natur og biodiversitet

Ingen effekt.

Fosfor

Ingen effekt.

Klima

En reduktion i kvælstofgødskning på 1 kg N/ha vil reducere den direkte lattergasemission fra selve gødningen med 4,7 kg CO_2-ækv./ha og 0,98 kg CO_2-ækv./ha fra planterester (antaget at kvælstofinputtet i planterester svarer til 21 % af kvælstofinputtet – se Bilag 3). Den indirekte lattergasemission fra nitratudvaskning vil være variabel afhængig af, hvordan virkemidlet implementeres, men med en marginaludvaskning på 18 %, vil reduktionen være 0,39 kg CO_2-ækv./kg N reduceret. Med udgangspunkt i den gennemsnitlige ammoniakemission fra handelsgødning (2 % af N-input - se Bilag 3), vil reduktionen i den indirekte lattergasemission være 0,09 kg CO_2-ækv./kg N reduceret. Sammenlagt vil reduktionen i lattergasemission være 6,17 kg CO_2-ækv./kg N reduceret. Der vil være en reduktion i kulstoflagring i jorden på grund af det lavere kulstofinput i planterester. Det har ikke været

muligt at lave en detaljeret analyse af effekten, men den er her skønnet til at være under 1,5 kg CO_2-ækv./kg N reduceret (Meyer-Aurich et al., 2013).

Økonomi

Ved en reduktion af gødningstildelingen reduceres udbyttet, ligesom proteinindholdet også falder. Omvendt sker der en reduktion i omkostninger til indkøb af gødning. Der blev i 2015 foretaget en vurdering af konsekvenserne af en normreduktion i vinterhvede baseret på produktionsfunktioner (udbyttefunktioner) opstillet af IFRO ud fra forsøg med stigende kvælstoftilførsel for vinterhvede foretaget af SEGES (Jacobsen & Ørum, 2016).

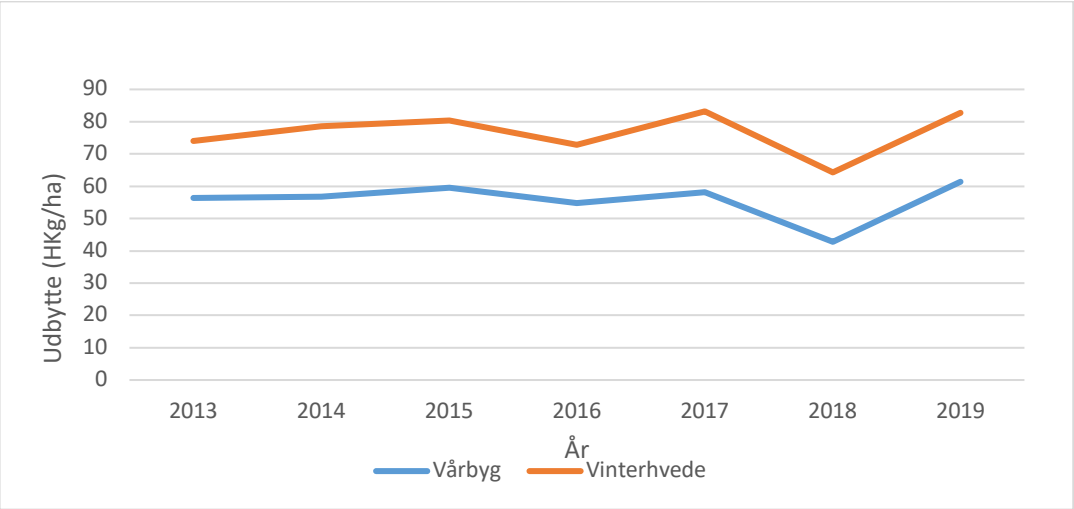
Der er efterfølgende estimeret egentlige kvælstofresponsfunktioner for vårbyg og vinterhvede baseret på landsforsøgene med stigende kvælstoftilførsel over en lang årrække og på en lang række lokaliteter (NREMO, Ørum et al., 2019). For andre afgrøder er der ikke tilstrækkeligt med forsøgsresultater til at estimere lige så detaljerede kvælstofresponsfunktioner (Jacobsen & Ørum, 2016; Ørum et al., 2017; Ørum et al., 2019; Knudsen, 2010). I nærværende virkemiddelkatalog er der for disse afgrøder, som i Ørum et al. (2017), benyttet responsfunktioner uddraget fra beslutningsstøtteværktøjet Kalkule Mark udviklet af SEGES (SEGES, 2020).

Med indførelsen af Fødevare- og landbrugspakken blev det muligt at øge kvælstoftildelingen i forhold til tidligere, så der igen kunne foretages en økonomisk optimal kvælstoftildeling. Der har siden været et høstår, hvor normerne var ca. 7 % under optimum (2016) og tre høstår, hvor normerne har været optimale (2017-2019). Den gennemsnitlige tildeling er øget med ca. 20 kg N/ha (14 %) når tildelingen i 2016 og 2017 sammenlignes med niveauet i 2015 (ifølge gødningsregnskaberne og det samlede landbrugsareal). Til sammenligning steg normerne for vinterhvede på lerjord med 46 kg N/ha eller 28 % fra 2015 til 2017, da der også er sket en øget indregning af værdien af protein i beregningen af den økonomisk optimale kvælstofnorm for perioden. Når den gennemsnitlige stigning på landsplan ikke er højere end ca. 14 %, skyldes det bl.a., at arealet med vårbyg er øget, hvilket reducerer den gennemsnitlige kvælstofnorm. Den samlede stigning i kvælstofkvoten udgjorde 35-38.000 tons N, når 2017 og 2018 sammenholdes med 2015 (Jacobsen, 2019).

Analyser af gødningsregnskaberne i perioden 2015-2017 viser endvidere, at udnyttelsen af normerne har været stort set den samme i alle år, dog med en lidt lavere udnyttelse i det sidste høstår i analysen (2017) (Blicher-Mathiesen et al., 2019; Jacobsen, 2019). Der er således ca. 6 % af kvælstofnormerne, der ikke udnyttes før og efter normstigningerne. Kvælstofnormerne udnyttes typisk ikke fuldt ud på økologiske bedrifter.

De faktiske udbytter fra 2013-2019 opgjort af Danmarks Statistik fremgår af Figur 1. Der indgår i perioden 2016-2019 et meget unormalt høstår, idet der var tørke i 2018. Vejrforhold bidrog til et lavere udbytte i 2016, men omvendt steg proteinprocenten i korn (SEGES, 2016). Når udbytterne i 2016,

2017 og 2019 (2018 udeladt grundet tørke), dvs. år med nær økonomisk optimale normer, sammenlignes med et gennemsnit for 2013-2015 (år med ikke økonomisk optimale normer) er der en stigning i vinterhvede på 1,9 hkg/ha og en stigning i vårbyg på 0,6 hkg/ha. Som forventet er det faktiske udbytteniveau opgjort af Danmarks Statistik lavere end udbytteniveauet i landsforsøgene (Anonym, 2018).



Figur 1. Udbytte i vinterhvede og vårbyg opgjort af Danmarks Statistik for 2013-2019. Kilde: Statistikbanken (HST77) (opdateret pr. 2.4.2020).

Ved opgørelse af de økonomiske konsekvenser opdeles effekten typisk i en kortidseffekt, en langtidseffekt og så en indvirkning på proteinindholdet.

Korttidseffekt

Kortidseffekten angiver den reduktion i udbyttet, der følger af en reduceret kvælstoftildeling. De produktionsfunktioner, der er opstillet, beskriver sammenhængen mellem kvælstoftildeling og udbytte samt proteinindhold. Datamaterialet hentes fra SEGES Landsforsøg, hvor der gennemføres en række forsøg med stigende kvælstoftilførsel. Det er herfra muligt at beregne den optimale kvælstoftildeling i det enkelte forsøg (se bl.a. SEGES, 2016).

Til brug for rådgivning om økonomisk optimal kvælstoftildeling, til fastsættelse af økonomisk optimale kvælstofnormer samt til udredning af omkostningerne ved en reduceret kvælstoftildeling (normreduktion) er der udviklet en responsfunktion og en kvælstofresponsmodel (NREMO) til at udlede og forklare afgrødernes udbyttepotentiale og kvælstofbehov (Ørum et al., 2019). Responsfunktionen og NREMO er estimeret på og afprøvet med data fra Landsforsøgene med stigende kvælstoftildeling til vinterhvede og vårbyg i perioden 1992-2018. De resultater, der præsenteres her, er således særuddrag fra modellen.

Den valgte responsfunktion giver en meget høj forklaringsgrad for de enkelte forsøg for kerne- og proteinudbytte i såvel vinterhvede som vårbyg. I responsfunktionen indgår der, ud over tildelt mængde kvælstof (x) fem andre agronomisk og produktionsøkonomisk relevante parametre. Den første parameter udtrykker det estimerede udbyttepotentiale (Y). Den anden parameter udtrykker, hvor meget plantetilgængeligt, mineraliseret kvælstof afgrøden i løbet af vækstsæsonen har optaget fra jordpuljen (puljekvælstof, x_0). Den tredje parameter (m) beskriver den mængde, tildelt plus mineraliseret puljekvælstof, der kræves for at opnå den maksimale udbytterespons (Ørum et al., 2019). Endelig indgår to generelle responsparametre.

y=f(Y, x_0, m, ...)

Ved beregning af den optimale kvælstoftilførsel (x^*) indgår prisen på afgrøden, værdien af protein samt prisen på kvælstof. Det er herefter muligt at beregne udbytteniveau og proteinindhold ved den optimale kvælstoftilførsel.

Et væsentligt resultat af de gennemførte analyser på landsforsøgsdata og udvikling af forklaringsmodellen er, at der er store regionale, primært jordtype, forfrugts- og klimabetingede, forskelle i såvel responsparametre som optimal kvælstoftildeling.

Langtidseffekt

Langtidseffekten opgøres typisk som en andel af den opgivne korttidseffekt og angiver det forhold, at underoptimale kvælstoftildelinger kan reducere jordens kvælstofpulje og således på længere sigt betyde et lavere udbytteniveau end der opnås i etårige forsøg med optimale kvælstofnormer i årene forud for forsøget. Størrelsen af langtidseffekten vil være afhængig af, hvor mange års eftervirkning, der medregnes.

Da der med NLES5 beregnes effekter på udvaskning inden for en treårig horisont, er det relevant også at beregne de økonomiske effekter med en treårig horisont. Baseret på en gennemgang af forsøgsresulter i Sørensen et al. (2019) vurderes eftervirkningen af handelsgødning i år 2-3 efter tilførsel til 3-6 % af det tilførte, og i det følgende er der regnet med en gennemsnitlig eftervirkning på 5 % af tilført kvælstof frem til år 3. Sørensen et al. (2019) vurderede på basis af en række forsøg med handelsgødning, at 17-30 % af det tilførte kvælstof efterlades som organisk bundet i jorden efter høst af den første afgrøde. For en afgrøde med en norm på 200 kg N/ha, betyder det, at der efterlades 34 til 60 kg N/ha som organisk kvælstof i jorden efter høst. Heraf vil ca. 50 % blive mineraliseret over de følgende 10 år (17-30 kg N/ha), hvoraf ca. 50-75 % er plantetilgængeligt svarende til (8.5-24 kg N/ha) eller 4-12 % af det oprindelige kvælstofinput (Sørensen et al., 2019). På meget langt sigt (over 100 år) antages, at størstedelen af det tilbageførte organiske kvælstof er mineraliseret, og at der herved bliver den dobbelte effekt på kvælstofoptagelsen svarende til 8-24 % (17-48 kg N/ha ved

norm på 200 kg N/ha) af det oprindelige input. Dette er i god overensstemmelse med den langtidseffekt, der er fundet i langvarige forsøg med handelsgødning i vårbyg (Knudsen & Jensen, 2013). Ved en reduktion i kvælstoftilførslen på 10 % (20 kg N for norm på 200 kg N/ha) bliver reduktionen i plantetilgængeligt kvælstof i jorden 10 % af ovenstående beregninger. Således vil der være mellem 1 og 2 kg N/ha (10 % af 8,5 og 24 kg N/ha) mindre kvælstofoptagelse på et tiårig sigte og på det meget lange sigte mellem 2-5 kg N/ha mindre kvælstofoptagelse (ved 10 % af 17 og 48 kg N/ha).

Når der ses bort fra forsøg med langvarig tilførsel af husdyrgødning, er der i de langvarige forsøg i Jyndevad og Rønhave fundet en gennemsnitlig langsigtet effekt på udbyttet svarende til 17 % af førsteårseffekten (Knudsen & Jensen, 2013). På arealer, hvor halm nedmuldes, efterlades yderligere 12-15 % af tilført kvælstof i jorden (Børgesen et al., 2019). På meget langt sigt må det forventes, at 50-75 % af dette kvælstof også bliver tilgængeligt (svarende til 6-10 % af input), men dette er ikke indregnet i det følgende.

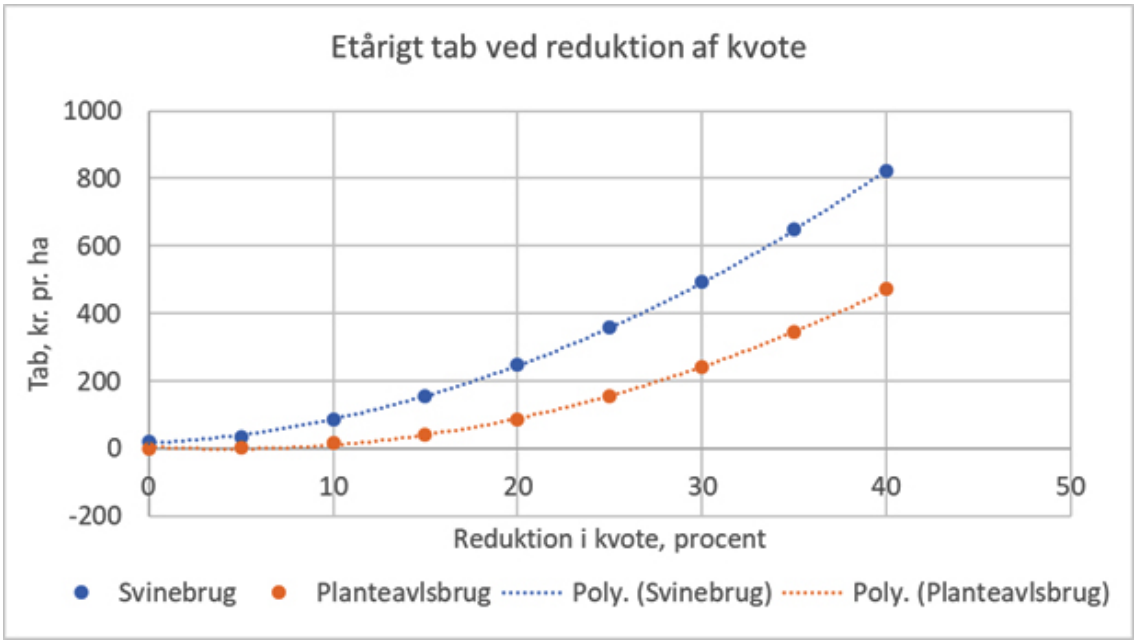
Da der anlægges et treårigt perspektiv ved udvaskningsberegningerne, er der i den efterfølgende analyse i forhold til langtidseffekten regnet med en reduktion i plantetilgængeligt kvælstof på 5 % ud over førsteårseffekten, og der er endvidere lavet følsomhedsanalyse med en højere reduktion af plantetilgængelig kvælstof på 15 % (Tabel 8).

Ud over langtidseffekten på kvælstofoptagelsen sker der også en effekt på primært kvælstofudvaskningen. Dette er en konsekvens af, at kvælstofmineraliseringen også sker om efteråret med udvaskning til følge. Denne effekt er dog mindre, end førsteårseffekten af tilført kvælstof er på udvaskningen (Sørensen et al., 2019). Det kan antages, at 50-75 % af det mineraliserede kvælstof fra planterester bliver optaget i en ny afgrøde, mens 50-25 % af det mineraliserede kvælstof tabes ved andre tabsprocesser (Sørensen et al., 2019). Det betyder, at der langsigtet er relativt mindre effekt på udvaskningen end på den gødningsmæssige eftervirkning. Derfor vil man ved en langsigtet beregning få en smule lavere omkostning pr. kg reduceret kvælstofudvaskning. Dette er ikke indregnet i det følgende.

Proteinindhold

Det vurderes typisk i forsøg, at proteinniveauet stiger med 0,2 % enheder, hver gang der tilføres yderligere 10 kg N/ha (Kristensen & Jacobsen, 2013; FOI, DJF & Landscenteret, 2004). En ændring på f.eks. 39 kg N/ha ville således give en ændring på ca. 0,8 % enheder. Dette er på niveau med de angivelser, der fremgår af Vinther & Olsen (2019), der også angiver, at proteinindholdet er steget med ca. 0,7 % i vinterhvede, 0,9 % i vårbyg og 1 % i vinterbyg, når 2017 sammenholdes med 2015. Det er her tydeligt, at der i år med lavt udbytte er et større proteinindhold. Prisen på protein har her også en betydning, idet en højere proteinpris øger den økonomisk optimale tildeling. Ved fastsættelsen af den optimale kvælstoftildeling indregnes 75 % af proteinværdien, da landmænd ikke i alle tilfælde får en højere salgspris for afgrøden ved en højere proteinværdi (Anonym, 2018). Der vil så-

ledes være bedrifter, hvor det er optimalt at tildele mere kvælstof til f.eks. vinterhvede end de angivne normer, fordi de har fuld værdi af protein. Figur 2 angiver den forskel i det økonomiske tab ved en reduktion i kvælstofkvoten, som SEGES har beregnet for henholdsvis svine- og planteavlsbedrifter. Forskellen skyldes, at der for svinebedrifter indgår fuld værdi af øget protein (Knudsen, 2020).



Figur 2. Økonomisk tab ved lavere kvælstofnormer på 0 til 40 % for et svine- og planteavlsbrug (alene kort sigt). Kilde: Knudsen (2020).

Det kan noteres, at det økonomiske tab angivet i Knudsen (2020) er beregnet direkte på individuelle forsøg, hvorfor der ikke er opstillet en national produktionsfunktion for hver afgrødetype.

Økonomiske scenarier

Der tages i analysen udgangspunkt i følgende forhold: pris på kvælstof er 7,36 kr./kg N (svarende til Normudvalget for 2020) (Knudsen, 2020), Proteinværdi på 3,15 kr. pr. procentenhed pr. hkg. Her anvendes 75 % af proteinværdien for at afspejle den potentielle værdiændring af øget kvælstofnorm som også anvendes ved fastsættelse af de optimale normer (Anonym, 2018). Der er anvendt en pris på 118 kr./hkg vinterhvede og 117 kr./hkg vårbyg (Knudsen, 2020). Der er i Tabel 3-6 ikke indregnet en flerårig udbytteeffekt. Kernepriser for hvede og vårbyg er beregnet med antagelse af et proteinindhold på 9,5 %.

Af Tabel 3 fremgår ændringer i kvælstoftildeling, udbytte og proteinindhold for vinterhvede som følge af reduktioner i kvælstofnormer på hhv. 10 og 20 %. Udbyttet falder i gennemsnit med 0,6 hkg/ha og 2,3 hkg/ha i de to situationer. Det er ikke sikkert, at den anvendte optimale kvælstoftilførsel angivet i f.eks. Tabel 3 præcist svarer til den af Landbrugsstyrelsen udmeldte økonomisk optimale kvælstoftilførsel, da beregningsmetoden ikke er helt den samme.

Tabel 3. Gødningstildeling, kerneudbytte og proteinindhold ved reduktion af kvælstofnormer med 10 og 20 % i vinterhvede beregnet med NREMO. Gennemsnit er vægtet proportionalt med aktuel jordtypefordeling for vinterhvede. JB1 og JB3 er antaget vandet. Baseret på Ørum et al. (2019) og egne beregninger.

Jordtype	**Gødningstildeling** [1)]			**Kerneudbytte**			**Proteinindhold i kerne**		
	(kg N/ha)			**(hkg/ha)**			**(%)**		
Normreduktion (%)	0	10	20	0	10	20	0	10	20
Humus	145	131	116	70,3	69,7	68,8	12,6	12,3	12,1
JB1	220	198	176	80,5	79,9	78,2	11,3	10,7	10,1
JB3	208	187	166	85,2	84,6	82,9	11,0	10,5	10,0
JB2-4	201	180	160	87,0	86,4	84,8	11,0	10,5	10,1
JB5-6	210	189	168	92,1	91,5	89,8	11,0	10,5	10,0
JB7-9	215	194	172	96,2	95,5	93,7	10,9	10,5	10,0
Gns.	**208**	**187**	**166**	**88,5**	**87,9**	**86,2**	**11,0**	**10,6**	**10,1**

1) Omfatter arealer med foderhvede, idet arealer med brødhvede har højere kvælstofnormer, således at hveden kan leve op til de krav til proteinindhold der stilles (over 11,5 %).

Det fremgår af Tabel 4, at kornprisen falder fra 118 kr./hkg til henholdsvis 116 og 115 kr./hkg grundet det lavere proteinindhold i vinterhveden (0,4 og 0,9 %-enheder). Det økonomiske nettotab er opgjort til 59 og 234 kr./ha ved en normreduktion på 10 og 20 %. Det økonomiske nettotab opgøres som ændret værdi (mængde gange pris) og reduktion i omkostninger grundet lavere kvælstoftilførsel.

Tabel 4. Kornpris og nettotab ved reduktion af kvælstofnormer med 10 % og 20 % i vinterhvede beregnet med NREMO, uden langtidseffekt. Gennemsnit er vægtet proportionalt med aktuel jordtypefordeling for vinterhvede. JB1 og JB3 er antaget vandet. Baseret på Ørum et al. (2019) og egne beregninger.

	Kornpris			**Nettotab**		
	(kr./hkg)			**(kr./ ha)**		
Normreduktion (%)	0	10	20	0	10	20
Humus	123	122	121	0	22	89
JB1	119	117	115	0	65	255
JB3	118	116	114	0	57	226
JB2-4	118	116	115	0	54	215
JB5-6	118	116	114	0	62	246
JB7-9	118	116	114	0	67	264
Gns.	**118**	**116**	**115**	**0**	**59**	**234**

Det fremgår af Tabel 5, at 10 % normreduktion i vårbyg reducerer udbyttet med 0,5 hkg/ha og at proteinindholdet falder med 0,3 %-enheder. Ved en 20 % normreduktion falder udbyttet med 1,6 hkg/ha og proteinprocenten falder med 0,6 %-enheder.

Tabel 5. Gødningstildeling, udbytte og proteinindhold ved reduktion af kvælstofnormer med 10 og 20 % i vårbyg beregnet med NREMO, uden langtidseffekt. Gennemsnit er vægtet proportionalt med aktuel jordtypefordeling for vårbyg. JB1-4v er vandet. Baseret på Ørum et al. (2019) og egne beregninger.

	Gødningstildeling			**Kerneudbytte**			**Proteinindhold**		
	(kg N/ha)			**(hkg/ha)**			**(%)**		
Normreduktion (%)	0	10	20	0	10	20	0	10	20
Humus	103	93	82	58,1	57,7	57,1	10,7	10,5	10,4
JB1-4v	166	150	133	69,0	68,4	67,2	11,0	10,6	10,2
JB1+3	139	125	111	67,2	66,7	65,8	10,9	10,6	10,3
JB2-4	139	125	111	67,6	67,2	66,2	11,0	10,7	10,4
JB5-6	154	139	123	72,7	72,1	71,0	10,9	10,5	10,2
JB7-9	153	138	122	76,5	75,9	74,7	10,8	10,4	10,1
Gns.	**148**	**133**	**119**	**69,7**	**69,2**	**68,1**	**10,9**	**10,6**	**10,3**

Det fremgår af Tabel 6, at kornprisen falder fra 117 kr./hkg til henholdsvis 116 og 115 kr./hkg grundet det lavere proteinindhold i vårbyggen. Det økonomiske nettotab er opgjort til 30 og 120 kr./ha. ved en normreduktion på 10 og 20 %.

Tabel 6. Kornpris og nettotab ved reduktion af kvælstofnormer med 10 og 20 % i vårbyg beregnet med NREMO, uden langtidseffekt. Gennemsnit er vægtet proportionalt med aktuel jordtypefordeling for vårbyg. JB1-4v er vandet. Baseret på Ørum et al. (2019) og egne beregninger.

	Kornpris			**Nettotab**		
	(kr./hkg)			**(kr./ha)**		
Normreduktion (%)	0	10	20	0	10	20
Humus	116	116	115	0	11	43
JB1-4v	117	116	115	0	37	149
JB3	117	116	115	0	25	101
JB2-4	117	116	115	0	25	101
JB5-6	117	116	115	0	34	136
JB7-9	117	115	114	0	35	141
Gns.	**117**	**116**	**115**	**0**	**30**	**120**

De beregnede omkostninger er opgjort for henholdsvis 10 og 20 % reduktion af kvælstoftilførsel, hvorfor de ikke angiver marginalomkostningen ved at reducere normerne fra 10 til 20 %. Marginalomkostningen ved at gå fra 10 til 20 % reduktion vil være højere end den angivne omkostning pr. kg N, da sammenhængen ikke er lineær, men kvadratisk (Se f.eks. Ørum et al. 2019, Bilag 1). Når reduktionen fordobles fra 10 til 20 % firedobles omkostningerne og marginalomkostningerne (inkl. lavere køb af kvælstof) tredobles. For vinterhvede er marginalomkostningen for stigningen fra 10 til 20 % normreduktion således ca. 177 kr./ha., mens den for vårbyg er 90 kr./ha som gennemsnit for alle jordtyper.

Som anført tidligere er de foretagne beregninger for vinterhvede og vårbyg baseret på NREMO (Ørum et al. 2019), men det er ikke muligt at opstille den type produktionsfunktioner for andre afgrøder, da der ikke er det nødvendige datagrundlag. Der er derfor ved beregning af omkostningerne ved normreduktioner for de øvrige afgrøder i Tabel 7 nødvendigt at anvende produktionsfunktioner, der er opstillet med et andet grundlag. Omkostningerne for afgrødesekvenserne 4-9 er beregnet med udgangspunkt i de nationale produktionsfunktioner, der er anvendt i tidligere analyser (Ørum et al., 2017). Omkostninger for afgrødesekvenserne 4-9 omfatter ikke vurderinger af jordpuljen, da tilgangen er en anden.

For i højere grad at belyse variationen i omkostninger forbundet med normreduktioner er der i Tabel 7 foretaget en beregning af marginalomkostningerne ved en 10 og 20 % normreduktion fordelt på tre jordtyper, tre nedbørsregioner samt ni afgrødesekvenser fra Tabel 1.

Som det fremgår af Tabel 7, varierer omkostningerne en del, men omkostningerne pr. ha er højest for frøgræs, rent græs, majs (barjord) og hvede. Omkostningerne pr. ha er lavest for majs (efter kløvergræs) og kløvergræs. Som det fremgår, er omkostningerne højest pr. kg reduceret kvælstofudvaskning for den nedbørsfattige region (tørt) og lavest for den våde region. Det skyldes, at marginaludvaskningen er højest for den våde region. Omkostningerne pr. kg N er højest for frøgræs, majs (barjord) og vinterhvede, hvorimod de er lavest for majs efter græs samt kløvergræs. Omkostningerne er generelt lavere for JB1 (sand) end JB7 (ler).

Derudover forventes, at der i driftsplanlægningen vil være fokus på at fordele kvælstofkvoten inden for den enkelte bedrift, så der samlet opnås det bedste afkast. Der vil således ikke foretages samme reduktion i kvælstoftildelingen i alle afgrøder, men disse overvejelser indgår ikke i disse analyser.

Omkostninger pr. ha for vinterhvede og vårbyg er ikke fuldstændig de samme i Tabel 7 som i Tabel 4 og 6. I Tabel 7 er der benyttet samme kvælstoftildeling som i Tabel 2 (for at beregningerne kan matche marginaludvaskningen i Tabel 2), mens Tabel 4 og 6 er baseret på kvælstoftildeling svarende til optimal tildeling beregnet med NREMO og angiven prisforudsætninger samt vanding. Der anvendes samme udbytterespons for de tre nedbørsområder. JB4 i Tabel 7 er JB1-4 vandet, mens JB1 ikke er vandet. Det betyder, at der er forskel mellem omkostningen pr. ha for JB1 ved f.eks. uvandet vinterhvede i Tabel 7 og vandet vinterhvede i Tabel 4.

Tabel 7. Beregnet omkostningseffektivitet for ni afgrødesekvenser, tre jordtyper og tre nedbørsområder ved 10 og 20 % reduktion i tilførsel af kvælstof i forhold til økonomisk optimalt niveau. Der er regnet med reduktion i udvaskning inden for tre år, men med kun med udbyttetab i første år. Baseret på Ørum et al. (2017); Ørum et al. (2019) og egne beregninger.

		Jord-type	**Omkostning (kr./ha)**		**Marginaludvaskning (% af tilført)**			**Omkostning (kr./kg N i reduceret udvaskning)**			**Omkostning (kr./kg N i reduceret udvaskning)**		
Normreduktion (%)			10	20				10	10	10	20	20	20
Afgrødesekvens \ Nedbør					Vådt	Middel	Tørt	Vådt	Middel	Tørt	Vådt	Middel	Tørt
1	Vinterhvede-vinterhvede	JB7	68	272	26	21	14	12	15	22	24	29	44
		JB4	37	147	26	21	14	8	10	14	16	19	29
		JB1	34	137	31	27	19	6	7	10	13	15	21
2	Vårkorn-barjord	JB7	37	150	26	21	14	10	12	18	20	24	36
		JB4	25	102	25	21	14	8	9	14	15	18	27
		JB1	27	109	31	27	19	6	7	10	13	15	21
3	Vårkorn-efterafgrøder	JB7	29	117	21	17	11	11	13	20	21	26	41
		JB4	19	77	21	17	11	8	10	15	16	20	30
		JB1	21	84	26	22	16	7	8	11	13	16	22
4	Majs-barjord	JB7	45	182	26	21	14	10	13	19	20	25	38
		JB4	39	155	26	21	14	9	12	17	19	23	35
		JB1	47	186	33	28	20	8	10	13	16	19	27
5	Majs efter kløvergræs- barjord	JB7	9	36	31	25	17	4	5	7	8	9	14
		JB4	6	25	31	25	17	3	4	6	6	8	12
		JB1	10	38	39	33	23	3	4	5	6	7	11
6	Kløvergræs	JB7	11	43	19	15	10	2	2	4	4	5	7
		JB4	11	42	19	15	10	2	2	4	4	5	7
		JB1	10	42	23	20	14	2	2	3	3	4	5
7	Rent græs	JB7	42	167	20	16	11	5	7	10	11	14	20
		JB4	44	177	20	17	11	6	7	10	11	13	20
		JB1	46	186	25	22	15	5	5	8	9	10	15
8	Rent græs efter vårbyg	JB7	42	167	18	15	10	6	7	11	12	14	22
		JB4	44	177	18	15	10	6	7	11	12	15	22
		JB1	46	186	23	20	14	5	6	8	10	11	16
9	Frøgræs efter vår- og vinterkorn	JB7	94	376	14	12	8	39	46	69	79	92	138
		JB4	94	376	14	12	8	39	46	69	79	92	138
		JB1	94	376	18	15	11	31	37	50	61	74	100

Der er ikke i Tabel 2 indregnet en langtidseffekt (over 3 år) af reduceret kvælstoftilførsel på udvaskningen, hvorfor effekten på langt sigt vil være lidt højere end angivet. Såfremt der er en højere langtidseffekt end angivet ovenfor, vil det også øge omkostningerne grundet et højere udbyttetab. Set i et længere perspektiv vil både omkostninger og effekt på udvaskningen ved en normreduktion således stige.

I Tabel 8 er vist et eksempel for vinterhvede med en norm på 200 kg N/ha. Her vil en 10 og 20 % normreduktion reducere tildelingen med hhv. 20 og 40 kg N/ha. Ved en reduktion i eftervirkning på

5 % efter 3 år og 15 % efter ca. 100 år svarer det til en reduktion i tilgængeligt kvælstof på hhv. 1, og 3 kg N/ha ved en 10 % normreduktion. Omkostningerne er størst i vinterhvede på lerjord (JB7). Ved kernepris på 120 kr./hkg kan omkostningerne forbundet med langtidseffekten opgøres til 6-18 kr./ha ved en 10 % normreduktion og til 23-73 kr./ha ved en 20 % normreduktion. Langtidseffekten udgør således 10 % af den samlede omkostning efter 3 år og ca. 25 % af den samlede omkostning på langt sigt (100 år) både ved 10 og 20 % normreduktion.

Tabel 8. Opgørelse af langtidstab i forbindelse med tab i udbyttet som følge af reduceret eftervirkning af handelsgødning i vinterhvede ved indregning af tre års eftervirkning, samt på langt sigt (ca. 100 år). Som udgangspunkt er anvendt en norm på 200 kg N/ha. De samlede omkostninger er tab af udbytte og reduktion i gødningsomkostninger på kort og langt sigt. Baseret på Ørum et al. (2019) og egne beregninger.

Normreduktion		Langtidseffekt af handelsgødning		
		Ingen (0 %)	3 år (5 %)	Ca. 100 år (15 %)
(%)	(kg N/ha)	Reduktion i plantetilgængeligt N i jorden (kg N/ha)		
0	0	0	0	0
10	20	0	1	3
20	40	0	2	6
		Samlet omkostning (kr./ha)		
0	0	0	0	0
10	20	57	63	75
20	40	227	250	300
		Heraf langtidstab (kr./ha)		
10	20	0	6	18
20	40	0	23	73

De tidligere angivne budgetøkonomiske omkostninger (kort sigt) i Tabel 7 er i Tabel 9 omregnet fra budgetøkonomiske omkostninger til velfærdsøkonomiske omkostninger ved at gange med nettoafgiftsfaktoren på 1,28. De velfærdsøkonomiske beregninger viser, at der for hver afgrødekombination er en betydelig variation. Det billigste er en normreduktion på JB1 i en våd region og det dyreste er på lerjord i en tør region. De laveste omkostninger er som tidligere fundet for majs efter kløvergræs og kløvergræs, mens de højeste omkostninger findes ved frøgræs.

Tabel 9. Beregnet omkostningseffektivitet opgjort budgetøkonomisk og velfærdsøkonomisk ved 10 og 20 % reduktion i tilførsel af kvælstof i forhold til økonomisk optimalt niveau (interval for varierende nedbør og jordtype for hver afgrødekombination). Afgrødefølger svarer til dem der er anvendt i Tabel 1. Der er kun indregnet effekter på udbytte i første år.

Afgrøde-sekvens	Afgrøde	Opgørelsesmetode	10 % normreduktion	20 % normreduktion
			Reduktionsomkostning (kr./kg N i reduceret udvaskning)	Reduktionsomkostning (kr./kg N i reduceret udvaskning)
1	Vinterhvede-vinterhvede	Budgetøkonomisk Velfærdsøkonomisk	6-22 8-28	13-44 17-56
2	Vårkorn-barjord	Budgetøkonomisk Velfærdsøkonomisk	6-18 8-23	13-36 17-46
3	Vårkorn-efterafgrøder	Budgetøkonomisk Velfærdsøkonomisk	7-20 9-26	13-41 17-52
4	Majs-barjord	Budgetøkonomisk Velfærdsøkonomisk	8-19 10-24	16-38 20-49
5	Majs efter kløvergræs- barjord	Budgetøkonomisk Velfærdsøkonomisk	3-7 4-9	6-14 8-18
6	Kløvergræs	Budgetøkonomisk Velfærdsøkonomisk	2-4 3-5	3-7 4-9
7	Rent græs (efter græs)	Budgetøkonomisk Velfærdsøkonomisk	5-10 6-13	9-20 12-26
8	Rent græs (efter korn)	Budgetøkonomisk Velfærdsøkonomisk	5-11 6-14	10-22 13 - 26
9	Frøgræs	Budgetøkonomisk Velfærdsøkonomisk	31-69 40-88	61-138 78-177

Opsummering

Marginaludvaskningen ligger mellem 8 og 39 % for en række udvalgte afgrødesekvenser med varierende jordtype og nedbør. Dette svarer til reduktionen i kvælstofudvaskning, der kan opnås inden for en treårig horisont ved reduktion i kvælstoftilførsel med handelsgødning ved N gødning omkring økonomisk N norm. Den gennemsnitlige marginaludvaskning i korn på tværs af jordtyper og nedbør er ca. 18 %. Marginaludvaskningen på sandjord med høj nedbør er mere end det dobbelte af marginaludvaskningen på lerjord med lav nedbør. Således vil det være mere effektivt (udvaskningsreduktion kg N pr. hektar pr. reduceret kg N/ha med gødning) at anvende virkemidlet på sandjorde med høj nedbør sammenlignet med på lerjorde under tørre forhold. Udvaskningen og marginaludvaskningen af kvælstof er højest fra majs efter kløvergræs, mens frøgræs har det laveste udvaskning og marginaludvaskning.

Omkostningerne varierer betydeligt, men generelt er omkostningerne pr. ha højest for frøgræs, rent græs, majs (barjord) og hvede. Omkostningerne pr. ha er lavest for majs efter kløvergræs og kløvergræs. Omkostningerne pr. kg reduceret udvaskning af kvælstof er højest i regioner med lav nedbør og lerjord, mens den er lavest i områder med høj nedbør og sandjord. Omkostningerne er højest for frøgræs, majs (barjord) og vinterhvede, hvorimod de er lavest for majs efter græs og kløvergræs. Omkostningerne forbundet med langtidseffekten udgør ca. 10 % og ca. 25 % af de samlede omkostninger ved en tidshorisont på henholdsvis ca. 3 og 100 år.

Effekt, sikkerhed og økonomi

Virkemiddel	Referencepraksis	Årlig kvælstofeffekt (% af reduktion i tilført kg N/ha)	Timing	Overlap	Budgetøkonomiske omkostninger (kr./kg N)	Velfærdsøkonomiske omkostninger (kr./kg N)
Reduceret tilførsel af mineralsk kvælstofgødning (10 %) (***) [1)]	Gødskning ved fuld norm	8-39	Nej	Ja	2-69	3-88
Reduceret tilførsel af mineralsk kvælstofgødning (20 %) (***) [1)]	Gødskning ved fuld norm	8-39	Nej	Ja	3-138	4-177

[1)] Estimaterne anses for rimeligt sikre og er baseret på et velafprøvet datagrundlag.
Note: Omkostningen ved en reduktion fra 10 til 20 % er angivet til 177 kr./ha eller 49 kr./kg N i reduceret udvaskning for hvede (baseret på 4,4 kg N/ha i ændret udvaskning) og 90 kr./ha eller 38 kr./kg N i reduceret udvaskning for vårbyg (baseret på 2,4 kg N/ha i reduceret udvaskning).

Sideeffekter

Virkemiddel	Skadegørere og pesticider [1)]	Natur og biodiversitet [1)]	Fosfor [1)]	Klima [1)]
Reduceret tilførsel af mineralsk kvælstofgødning	0	0	0	+

[1)] '+': gunstig virkning; '-': ugunstig virkning; '0': neutral eller marginal afledt miljøeffekt.

Referencer

Anonym 2018. Procedure for indstilling af N-normer. Rapport fra normudvalget (Drejebogen). Århus Universitet i samarbejde med Københavns Universitet og SEGES. https://dca.au.dk/fileadmin/user_upload/NH/Myndighed/Drejebog_Gaeldende_fra_november_2018.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 2017. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 222 s. - Videnskabelig rapport nr. 305. https://dce2.au.dk/pub/SR305.pdf

Blicher-Mathiesen, G., Olesen, J.E., Jung-Madsen, S. (redaktører) 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

Børgesen, 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/djfpdf/DCArapport163.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. http://pure.au.dk/portal/files/95991713/Notat_om_tilbagerulning_af_tre_generelle_krav_Normreduktion_Obligatoriske_efterafgr_der_og_Forbud_mod_jordbearbejdning_i_efter_ret_111115.pdf

FOI, DJF & Landscenteret 2004. Udbyttecændringer og omkostninger ved en reduktion af kvælstofnormerne med 10%. Notat. Danmarks Jordbrugsforskning, Fødevareøkonomiske Institut og Landscenteret.

Jacobsen, B.H. 2019. Opgørelse af gødningsregnskaber 2014-2017. Præsentation for Normudvalget. IFRO. KU.

Jacobsen, B. H., Ørum, J.E. 2016. Erhvervsøkonomisk analyse af reduktioner af kvælstofnormer i landbruget, 13 s., feb. 22, 2016. IFRO Udredning, Nr. 2016/10 https://static-curis.ku.dk/portal/files/160887424/IFRO_Udredning_2016_10.doc.pdf

Knudsen, L. 2020. Tilpasning til flere efterafgrøder - beregning af omkostninger. https://www.landbrugsinfo.dk/Miljoe/maalrettede-virkemidler-og-regulering/Sider/pl_19_4566_Tilpasning_til_flere_efterafgroeder_beregning.aspx

Knudsen, L. 2020. Oversigt over prisrelationer for indstilling 2020/21. Bilag 6.1. til normudvalget. Notat. SEGES.

Knudsen, L., Schultz, E. 2015. Betydning af undergødskning beregnes til 2 mia. kr. Planteavlsorientering 237.

Knudsen, L. 2010. Beregning af konsekvensen af undergødskning. Planteavlsorientering nr. 37. https://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Goedskning/Naeringsstoffer/Kvaelstof-N/Sider/pl_po_10_037.aspx

Knudsen, L., Jensen J. 2013. Konsekvens af langsigtet reduktion i kvælstoftilførslen. Planteavlsorientering nr. 153. https://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Goedskning/Naeringsstoffer/Kvaelstof-N/Sider/langsigtet-reduktion-kvaelstoftilfoerslen-pl_po_13_153.aspx

Kristensen, E.S., Jacobsen, B.H. (redaktører) 2013. Landbrugets omkostninger ved den nuværende normreduktion. No. 030-0014/13-5480, 19 p., IFRO Udredning, no. 2013/14

Landbrugsstyrelsen 2019. Vejledning om gødsknings- og harmoniregler. Planperioden 1. august 2019 til 31. juli 2020. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Goedningsregnskab/Vejledning_om_goedsknings-_og_harmoniregler_i_planperioden_2019_2020.pdf

Meyer-Aurich, A., Olesen, J.E., Prochnow, A., Brunsch, R. 2013. Greenhouse gas mitigation with scarce land: The potential contribution of increased nitrogen input. Mitigation and Adaptation of Strategies for Global Change 18, 921-932.

SEGES 2016. Oversigt over landsforsøgene 2016. https://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Landsforsoeg-og-resultater/Oversigten-og-tabelbilaget/Sider/pl_oversigten_landsforsoegene_2016_web.pdf (se afsnit om hvede på side 50 og vårbyg side 102)

Sørensen P., Christensen, B.T., Børgesen, C.D. 2019. Langtidseffekter på nitratudvaskning af mineralsk kvælstof i tilført gødning (10-års perspektiv). Faglig redegørelse til MFVM. Nr. 2019-0015938, 2019. 9 s., dec. 02, 2019. Aarhus Universitet. https://pure.au.dk/portal/files/172983126/Langtidseffekter_af_N_i_g_dning_og_udvaskning_Nov19.pdf

Vinther, F.P, Olsen, P. 2019. Næringsstofbalancer og næringsstofoverskud i landbruget 1997/98-2017/18. DCA rapport 156. Århus Universitet. http://web.agrsci.dk/djfpublikation/index.asp?action=show&id=1300

Ørum, J.E., Kjærgaard, C., Thomsen, I.K. 2017. Landbruget og vandområdeplanerne: omkostninger og implementering af virkemidler i oplandet til Norsminde Fjord. Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet. IFRO Rapport, Nr. 258. https://static-curis.ku.dk/portal/files/178737610/IFRO_Rapport_258.pdf

SEGES 2020. Kalkule Mark nu i version 2.0. https://www.landbrugsinfo.dk/basis/6/a/e/planter_kalkule_mark_nu_version_2_0

Ørum, J.E., Lund Jensen, J., Thomsen, I.K., Knudsen, L. 2019. Optimal kvælstoftildeling til korn: responsfunktioner og metode til produktionsøkonomisk analyse af Landsforsøgene med kvælstoftildeling til vinterhvede og vårbyg samt kvalitetssikring af Normudvalgets indstillinger. Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet. IFRO Rapport, Nr. 281. https://static-curis.ku.dk/portal/files/212952173/IFRO_Rapport_281.pdf

9 måneders opbevaringskapacitet af husdyrgødning og ændringer i forbud mod udbringning af husdyrgødning om efteråret

Peter Sørensen[1], Per Kudsk[1] (skadegørere og pesticider), Marianne Bruus[2] (natur og biodiversitet), Beate Strandberg[2] (natur og biodiversitet), Gitte Holton Rubæk[1] (fosfor), Nicholas J. Hutchings[1] (klima), Brian H. Jacobsen[3] (økonomi)

Fagfællebedømmelse: Ingrid K. Thomsen[1], Elly Møller Hansen[1], Jørgen E. Olesen[1] (klima), Berit Hasler[4] (økonomi), Louise Martinsen[4] (økonomi)

[1]Agroøkologi, AU
[2]Bioscience, AU
[3]Fødevare- og Ressourceøkonomi, KU
[4]Miljøvidenskab, AU

Funktion og anvendelse

I dag er reglerne, at der normalt skal være 9 måneders opbevaringskapacitet, men det reelle minimumskrav er juridisk set kun 6 måneder (Husdyrgødningsbekendtgørelsen, 2019). Det betyder, at mange husdyrbrug i dag har mellem 6 og 9 måneders opbevaringskapacitet. Husdyrbrugene kan normalt nemt overholde "lukkeperioden", hvor der ikke må udbringes flydende husdyrgødning fra 1. oktober til 1. februar, som reelt kun er fire måneder. Konsekvensen er blot, at hvis der kun reelt er 6 måneders opbevaringskapacitet, er det nødvendigt næsten at tømme gyllebeholderne i september, hvor gylle kun lovligt kan udbringes på græs og vinterraps. Dette indebærer en risiko for, at disse arealer får tilført mere gylle end de har behov for om efteråret, med forøget risiko for udvaskning af kvælstof til følge. Ved opbevaring i åbne gyllebeholdere er det usikkert, hvor meget nedbør der tilføres i vinterens løb, hvilket giver incitament til at tømme tanken før vinteren for en sikkerheds skyld. Hvis det blev et juridisk krav at have 9 måneders opbevaringskapacitet, ville dette problem i høj grad blive løst. Det er dog stadigt også nødvendigt med specifikke krav til udbringningsperiode. Med dette virkemiddel indføres et fast juridisk krav på 9 måneders opbevaringskapacitet (fraregnet gødning fra udegående dyr).

Fast husdyrgødning kan i dag anvendes om efteråret (Husdyrgødningsbekendtgørelsen, 2019), hvor jorden er dækket af afgrøde i den følgende vinter, men på arealer uden afgrøde den følgende vinter må husdyrgødning kun udbringes på lerjord og kun i perioden 1. november til 15. november af hensyn til kravet om indarbejdning af fast husdyrgødning. Dog kan fast gødning udbringes fra 20. oktober til 15. november på alle arealer, hvor der har været lovpligtige, husdyr- og MFO-efterafgrøder på både sandjord og lerjord (Tabel 1).

Dette virkemiddel indebærer, at fast husdyrgødning ikke må udbringes mellem høst og 1. december på lerjord og mellem høst og 1. februar på sandjord, dog således at fast husdyrgødning kan udbringes til vinterraps og på græs indtil 1. september (Tabel 1).

De samme regler, som for udbringning af fast husdyrgødning, bør indføres for udbringning af slam. Effekten heraf er dog ikke medtaget i denne beskrivelse af virkemidlet.

Tabel 1. Oversigt over nuværende regler for udbringning af fast husdyrgødning på forskellige jordtyper og forslag til nyt virkemiddel.

Jordtype	**Udbringningsperioder for fast husdyrgødning inden etablering af vårsæd**		
	På arealer, hvor der har været lovpligtige, husdyr- og MFO-efterafgrøder [1)]	**På arealer, hvor der ikke har været efterafgrøder**	**Virkemiddel/nye udbringningsperioder (alle arealer)**
JB1-4	20. okt.- 15. nov. og fra 1. feb.	Fra 1. feb.	Fra 1. feb.
JB5-6 og 10-11		1. - 15. nov. og fra 1. feb.	Fra 1. dec.
JB7-9		20. okt. - 15. nov. og fra 1. feb.	Fra 1. dec.

[1)] Gælder ikke for græsudlæg med destruktionsfrist 1. marts

Flydende husdyrgødning må i dag udbringes på græsafgrøder (Husdyrgødningsbekendtgørelsen, 2019), samt før og efter såning af vinterraps frem til 1. oktober. Endvidere må flydende gødning anvendes på frøgræsmarker frem til 15. oktober, hvis der er indgået kontrakt med et frøavlsfirma om levering af frø i den kommende sæson.

Det foreslås med dette virkemiddel, at udbringning af flydende gødning til fodergræs og vinterraps forbydes efter 1. september. Anvendelse af flydende gødning til frøgræs skulle fortsat være tilladt indtil 15. oktober.

Begrænsninger i tilførsel af husdyrgødning om efteråret vil i nogle tilfælde medføre behov for øget opbevaringskapacitet for husdyrgødning. Det vurderes, at et generelt øget krav om opbevaringskapacitet i forhold til i dag ikke i sig selv vil reducere risikoen for kvælstofudvaskning, men bør kombineres med restriktioner på udbringningstidspunkt. Ud fra opstillede krav til udbringningstidspunkter kan den enkelte bedrift selv kalkulere en passende opbevaringskapacitet. Behovet for opbevaringskapacitet vil være afhængigt af afgrødevalget på den enkelte bedriftstype. For eksempel vil der være bedrifter med svinegylle, der har behov for større opbevaringskapacitet end 9 måneder. Endvidere er behovet for opbevaringskapacitet afhængigt af fodring og management på den enkelte bedrift.

I nogle tilfælde vil krav om stor kapacitet modvirke, at der f.eks. udbringes store mængder gylle til vinterraps om efteråret for at sikre tilstrækkelig opbevaringskapacitet i det tidlige forår.

Det foreslåede virkemiddel vil kunne anvendes på bedrifter, der i dag ikke har 9 måneders opbevaringskapacitet. Virkemidlet kan anvendes på arealer, hvor der i dag udbringes fast husdyrgødning (dybstrøelse, fast staldgødning, fiberfraktion fra gylleseparering) om efteråret, samt på arealer hvor der udbringes flydende husdyrgødning på fodergræs og vinterraps i september.

Udbringning af flydende gødning til fodergræs sker fortrinsvis som kvæggylle på kvægbrug, mens udbringning til vinterraps fortrinsvis sker som kvæg- og svinegylle.

Det er usikkert, om en stramning af udbringningsperioden i efteråret vil betyde øget udbringning om foråret eller blot 15-30 dages tidligere udbringning, idet landbrugeren kan vælge mellem begge muligheder. Her vurderes, at begge muligheder vil blive anvendt.

Tilladelse til udbringning af flydende gødning på frøgræs indtil 15. oktober foreslås bibeholdt, idet frøgræsmarker skønnes at have tilstrækkelig kapacitet til kvælstofoptagelse, og eventuelle store kvælstoftilførsler med gylle her kan medføre udbyttetab. Tilsvarende tilførsel af handelsgødnings-kvælstof er også tilladt på frøgræs.

Ifølge dyrkningsvejledninger fra SEGES bør kvælstofgødskning af fodergræs normalt ikke ske efter ca. 1. september af hensyn til græssets overvintring, og den foreslåede ændrede udbringningsperiode er i overensstemmelse hermed.

Gødskning af vinterraps om efteråret er som regel unødvendig undtagen på marker med lav kvælstofmineralisering, som f.eks. efter frøgræs. Rapsudbyttet er som regel næsten upåvirket af, om en betydelig del af kvælstoffet tilføres efterår eller forår (Oversigt over Landforsøg 2013). Det kan betyde, at der tilføres en del gylle til vinterraps for at mindske behovet for lagerkapacitet det følgende forår. Moderat tilførsel af gylle i august ved rettidig såning af vinterraps forventes ikke at øge kvælstofudvaskningen. Tilførsel af mere end 60 kg NH_4-N/ha om efteråret må dog forventes at medføre øget kvælstofudvaskning, da der i Landsforsøg er fundet øget koncentration af mineralsk kvælstof i jord i det sene efterår ved tilførsler over 60 kg NH_4-N/ha om efteråret. En lovmæssig begrænsning af tilført mængde om efteråret vil dog være vanskelig at kontrollere. Sen såning af vinterraps og sen udbringning af gødning forventes at medføre øget kvælstofudvaskning, hvorfor et eventuelt forbud mod udbringning af husdyrgødning til vinterraps efter 1. september forventes at reducere udvaskningen.

Kvælstofeffekt

Efter udbringning af fast husdyrgødning i september, enten før såning af vinterhvede eller med efterfølgende bar jord, er målt en ekstra nitratudvaskning svarende til gødningens ammoniumindhold set i forhold til udvaskningen ved udbringning om foråret (Thomsen, 2005; Sørensen & Rubæk, 2012). Dette har været tilfældet selv på lerjord (JB7) med en gennemsnitlig dansk vandafstrømning (Sørensen & Rubæk, 2012). I overensstemmelse hermed opnås generelt en lavere gødningsvirkning efter udbringning af fast gødning i efteråret i forhold til nedpløjning om foråret (Petersen & Sørensen, 2008). Udbringning af staldgødning på bar jord i slutningen af december har derimod ikke givet anledning til forøget udvaskning i forhold til en forårsudbringning (Thomsen, 2005).

Udbringning af flydende husdyrgødning på afgrøder af græs og vinterraps i september medfører øget kvælstofudvaskning i forhold til udbringning i august eller det følgende forår (Beckwith et al., 1998; Smith et al., 2002). Det skyldes blandt andet, at afgrøderne efter dette tidspunkt har lavere

kapacitet for kvælstofoptagelse som følge af lavere lysindstråling og temperatur. Et forbud mod udbringning i september vil derfor reducere kvælstofudvaskningen.

Fast gødning

Efter udbringning af fast staldgødning og fiberfraktion i september før såning af vinterhvede kan forventes en ekstra kvælstofudvaskning svarende til ammoniumindholdet i gødningen (Sørensen & Rubæk, 2012). Det kan antages, at ammonium-N udgør ca. 25 % af total N i både staldgødning og dybstrøelse. Efter udbringning af kvæg- og svinedybstrøelse må dog forventes en mikrobiel binding af ammonium-N (immobilisering) i jorden, således at der kun kan forventes en ekstra udvaskning svarende til 15 % af total N, mens der må forventes ekstra kvælstofudvaskning svarende til 25 % af total N ved udbringning af staldgødning og fiberfraktion i september i forhold til udbringning vinter og forår. Derfor regnes her med forskellige effekter for kvæg- og svinedybstrøelse i forhold til fast staldgødning og fiberfraktion.

Fjerkrædybstrøelse udbragt om efteråret forventes at medføre større udvaskningsstigning end andre typer dybstrøelse, idet kvæstoffrigivelsen sker hurtigere (Petersen & Sørensen, 2008). Det vurderes, at der for fjerkrædybstrøelse vil være en merudvaskning på 40 % ved udbringning om efteråret. Dette er bl.a. baseret på den forskel i gødningsvirkning, der opnås ved tilførsel af fjerkrægødning henholdsvis efterår og forår (Petersen & Sørensen, 2008).

Flydende husdyrgødning

Effekten på kvælstofudvaskningen er vurderet på basis af engelske undersøgelser med tilførsel af urin og gylle til græs og vinterrug på forskellige tidpunkter af året (Cuttle & Bourne, 1993; Beckwith et al., 1998; Smith et al., 2002). Tilførsel i september vurderes at medføre en øget gennemsnitlig udvaskning svarende til 10 % af total N i gødningen i forhold til tilførsel i perioden januar til august. NLES-modellen, der er baseret på empiriske data, estimerer også en betydelig højere udvaskning fra kvælstof tilført i efteråret, i forhold til forårstilført kvælstof.

Vi er ikke bekendt med målinger af udvaskning fra vinterraps ved udbringning i september, men sen gødskning medfører en lavere kvælstofoptagelse (Sieling & Kage, 2010), og en gennemsnitlig øget udvaskning på 10 % af N tilførslen skønnes ligeledes ved udbringning til vinterraps i september i forhold til udbringning i august eller vinter/forår. I gennemsnit må det forventes at være en fordel for optagelsen af kvælstof i vinterraps i efteråret, at gødning er tilført umiddelbart før såning eller kort tid efter, selvom der i enkelte år kan forekomme store mængder nedbør i august, hvor det så kunne være en fordel med senere tilførsel.

Alle typer husdyrgødning

Et krav om 9 måneders opbevaringskapacitet kan også betyde, at en del husdyrgødning, der i dag udbringes i februar og marts, først vil blive udbragt senere på foråret. Dette kan især mindske udvaskningsrisikoen, hvor der i dag sker tidlig udbringning af gødning før etablering af majs, kartofler og roer på sandjord. Det har ikke været muligt at kvantificere nuværende omfang af denne praksis, og dermed hvilken effekt der kan opnås.

De langsigtede effekter af husdyrgødningen på kvælstofudvaskningen forventes at være næsten uændrede ved ændret udbringningstidspunkt. Reduktionen i kvælstofudvaskning vil dog betyde, at der fastholdes mere kvælstof i jord og planterester, og at dette kvælstof senere kan udvaskes. Det skønnes, at ca. 15-20 % af den reducerede udvaskning vil blive udvasket i løbet af de følgende 10 år. Denne andel vil være meget afhængigt af vintervegetationen i de følgende år og af nedbør og jordtype.

Timing

Virkemidlets effekt vil være afhængig af den årlige nedbør og afstrømning på arealet. Ved afstrømning på under ca. 100 mm/år skønnes ingen effekt, mens der forventes fuld effekt på arealer med afstrømning på over 300 mm/år. Udeladelse af virkemidlet i områder med lav gennemsnitlig årlig afstrømning kan overvejes. Timing af virkemidlet er ikke relevant.

Overlap i forhold til andre virkemidler

Effekten af dette virkemiddel har overlap med en række fladevirkemidler samt med dræn- og vandløbsvirkemidler som f.eks. minivådområder og vådområder.

Sikkerhed på data

Effekterne er vurderet ud fra forsøg, der typisk har haft et andet fokus. Det betyder, at der er stor usikkerhed på effekterne. Usikkerheden på effekter skønnes til at være +/- 50 %. Der er anvendt samme forudsætninger som i Virkemiddelkataloget 2014.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Det vil kræve flere års markforsøg med måling af udvaskning på varierende jordtyper og varierende nedbør at skaffe mere præcise data på effekterne.

Forudsætninger og potentiale

Det antages, at juridiske krav om 9 måneders opbevaringskapacitet for husdyrgødning medfører, at en mindre mængde flydende husdyrgødning udbringes om efteråret, specielt til vinterraps og i mindre grad til græs. Blicher-Mathiesen et al. (2019) har på baggrund af data fra Landovervågningsoplande (LOOP) opgjort, at der ved seneste opgørelse i 2017 var 84 % af den flydende husdyrgødning, der havde 9 måneders opbevaringskapacitet, mens de 16 % må antages at have 6-9 måneders kapacitet.

Der findes ikke samlede opgørelser af mængden af udbragt kvælstof i husdyrgødning fordelt på afgrøder, tidspunkt og gødningstype. SEGES (2018) har lavet en opgørelse af udbragt husdyrgødning baseret på dataudtræk fra Mark Online, der bl.a. bruges til gødningsplanlægning på hovedparten af danske landbrug og dækker 80-85 % af det dyrkede areal. Her viste registreringer af tons udbragt gødning (både fast og flydende gødning), at 13 % af den udbragte gødning i vintersæd og vinterraps skete i august-oktober i 2016 og 2017. Som gennemsnit af de to år blev 6,5 % udbragt i september-oktober. For græs blev 16 % af gødningen planlagt udbragt i august-oktober (2016-17) og ca. 5 % i

september-oktober (Tabel 2). Mængden af kvælstof i gødningen er i Tabel 2 beregnet ud fra et gennemsnitligt indhold på 5 kg N/tons, der er beregnet på basis af det samlede antal tons i Mark-Online og den samlede mængde kvælstof opgjort i husdyrgødning i gødningsregnskaber. Koncentrationen i gylle er typisk ca. 4 kg N/ton, i fast gødning og dybstrøelse omkring 7 kg N/ton, og i fast fjerkrægødning ca. 25 kg N/ton. Udbringningen af ca. 4.900 tons N i september i vintersæd og -raps omfatter både gylle udbragt til vinterraps og fast gødning udbragt før såning af vintersæd og kan ikke adskilles i denne opgørelse. Gødningen udbragt til græs i september kan både omfatte gylle til fodergræs og til frøgræs.

Tabel 2. Andel af husdyrgødning udbragt til vintersæd, vinterraps og græs der udbringes i august til oktober (tons fast og flydende gødning) baseret på udtræk af data fra Mark-Online (SEGES, 2018). Mængden af kvælstof i den udbragte gødning er beregnet ud fra mængden af udbragt gødning og et gennemsnitligt indhold i al husdyrgødning på 5 kg N/tons.

	2017	**2016**	**Gns.**	**I alt**
	(%)	(%)	(%)	**(tons N)**
Vintersæd, vinterraps			100	83.798
August	6,4	5,8	6,1	5.111
September	6,2	5,6	5,9	4.943
Oktober	0,4	1,0	0,7	596
Sum	13,0	12,4	12,7	10.651
Græs (planlagt)			100	51.968
August	11,1	11,1	11,1	5.769
September	4,7	4,8	4,7	2.461
Oktober	0,7	0,2	0,4	221
Sum	16,4	16,1	16,3	8.451

Husdyrgødning udbragt til vårkorn, roer og majs i august til november må antages primært at være udbragt som fast gødning, idet udbringning af gylle er forbudt. På basis af dataudtræk fra Mark-Online kan beregnes en udbragt mængde på ca. 4.000 tons N i perioden august til november (Tabel 3).

Tabel 3. Andel af husdyrgødning udbragt til vårkorn, vårraps, roer og majs der udbringes i august til november (tons fast og flydende gødning) baseret på udtræk af data fra Mark-Online (SEGES, 2018). Mængden af kvælstof i den udbragte gødning er beregnet ud fra mængden af udbragt gødning og et gennemsnitligt indhold i fast gødning og dybstrøelse på 7 kg N/tons.

	2017	**2016**	**Gns.**	**Antaget N-indhold**	**I alt**
	(%)	(%)	(%)	(kg N/ton)	(tons N)
Vårkorn, vårraps			100	5	55.187
August	0,25	0,14	0,19	7	148
September	0,36	0,38	0,37	7	285
Oktober	0,32	0,52	0,42	7	325
November	0,89	0,44	0,67	7	516
Sum	1,82	1,47	1,65		3.761
Roer og majs			100	5	37.047
August	0,24	0,11	0,18	7	91
September	0,35	0,44	0,39	7	204
Oktober	0,16	0,13	0,15	7	78
November	0,58	0,54	0,56	7	292
Sum	1,34	1,23	1,28		2.923

Blicher-Mathiesen et al. (2019) har opgjort, at 9 % af den flydende gødning udbringes i efteråret, hvilket må antages at ske i august-september ifølge reglerne. I Landovervågningsoplandene (LOOP) laves mere detaljerede registreringer af tilførsel af husdyrgødning til de enkelte afgrøder. I Tabel 4 er vist en ny opgørelse baseret på registrerede tilførsler i 2016 og 2017 i LOOP. Opgørelsen er baseret på, at landmand har angivet tons gødning tilført pr. mark og dette er omregnet til kvælstof tilført på basis af normtal for indhold af total N i pågældende gødningstype.

Tabel 4. Tilførsel af husdyrgødning registreret i august, september og oktober i Landovervågningsoplande (LOOP 2016-17) i forhold til samlet mængde N i husdyrgødning tilført over hele året. Endvidere er samlet mængde N tilført pr. år i LOOP anført (gns. for 2016 og 2017, ikke-publicerede data).

Kategori	Andel udbragt (kg N/kg N)			I alt (tons N/år)
	August	September	Oktober	
Al organisk gødning	0,072	0,045	0,025	746
Fast husdyrgødning (andel af fast gødning)	0,047	0,130	0,026	156
Gylle og ajle	0,067	0,017	0,026	570
Gylle til vinterraps (andel af al gylle)	0,0317	0,0042	-	37
Gylle til fodergræs (andel af al gylle)	0,0327	0,0066	-	163
Gylle til fodergræs (andel af gylle til fodergræs)	0,1143	0,0231	-	163

Den registrerede tilførsel af fast gødning og dybstrøelse i september og oktober i LOOP i Tabel 4 svarer til 15,6 % af den samlede mængde af disse gødningstyper udbragt i LOOP. Andelen af kvælstof med tilført fast husdyrgødning pr. år udgør samlet 21 % af al den organisk gødning udbragt i LOOP. I gødningsregnskaber for hele landet (AU udtræk fra gødningsregnskaber) udgør kvælstof i

faste gødninger ca. 20 % af den samlede mængde, og andelen af fast organisk gødning i LOOP er således tæt på landsgennemsnittet. I det følgende er det antaget, at den relative fordeling af husdyrgødning på måneder er identisk i LOOP og hele landet. Det skal bemærkes, at LOOP udgør en relativ lille stikprøve, idet 746 tons N/år udbragt i organisk gødning i LOOP (Tabel 4) udgør ca. 0,3% af den samlede mængde på ca. 228.000 tons N i organisk gødning i Danmark. Andelen af flydende gødning, der udbringes i september til fodergræs og vinterraps i LOOP, er overraskende lav i forhold til ovennævnte opgørelse fra SEGES. Det er dog valgt alligevel at bruge opgørelsen fra LOOP til beregning af potentialer ved ændrede udbringningsperioder for både gylle og fast gødning (Tabel 5), idet dette anses for at være den mest præcise opgørelse, der findes. Det kan dog ikke udelukkes, at der på landsplan udbringes en større andel flydende gødning i september måned end opgørelsen fra LOOP (Tabel 4) viser.

Tabel 5. Effekter på samlet nitratudvaskning ved forbud mod udbringning af flydende husdyrgødning i september (undtaget på frøgræs) og ved forbud mod udbringning af fast husdyrgødning/dybstrøelse fra høst til 1. december på lerjord og 1. februar på sandjord (undtaget til frøgræs og til vinterraps i august), beregnet for hele landet. De samlede mængder af kvælstof i husdyrgødningstyper er fra gødningsregnskaber 2016-17. Effekterne af ændret udbringningstid er vurderede.

Gødningstype	Mængde af gødningstype i alt	Andel udbragt i september - oktober	Tons N udbragt september-oktober	Ekstra andel udvasket ved udbringning i september-oktober	Reduktion i kvælstofudvaskning med virkemiddel
	(tons N/år)	(% af årlig mængde) [1)]	(tons N/år)	(% af total N)	(tons N/år)
Gylle og ajle til fodergræs	174.774	0,66	1154	10	115
Gylle og ajle til vinterraps	174.774	0,42	734	10	73
Fjerkrædybstrøelse til vinterkorn og forårssået afgrøde	7.800	15,6	1217	40	487
Fast gødning (inklusiv "anden husdyrgødning og øvrig org gødn")	19.319	15,6	3014	25	753
Dybstrøelse (eksklusiv fjerkræ)	17.761	15,6	2771	15	416
Total					1845

1) Opgørelse i LOOP (Tabel 4)

Den samlede effekt på udvaskningen af forbud mod udbringning af flydende gødning i september er opgjort til 188 t N/år (Tabel 5), mens forbud mod udbringning af fast gødning og dybstrøelse i efteråret før 1. december på lerjord og før 1. februar på sandjord er beregnet til at reducere nitratudvaskningen 1.656 t N/år.

Ved opgørelsen af fjerkrædybstrøelse, er der taget udgangspunkt i den samlede mængde af kvælstof fra fjerkrægødning fratrukket fjerkrægylle. Det betyder, at fjerkrægødning, der både registreres som fast gødning og som dybstrøelse i gødningsregnskaber, er regnet ind i kategorien fjerkrædybstrøelse i Tabel 5.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Kontrol og administration er i princippet uændret i forhold til nuværende praksis. I det omfang nogle bedrifter som følge af de skærpede krav er nødt til at øge opbevaringskapaciteten vil dette medføre øgede udgifter for erhvervet. Nogle vil dog kunne løse problemet ved at indgå aftaler om opbevaring eller overførsel af husdyrgødning til andre bedrifter eller til biogasanlæg.

Sideeffekter

Ammoniak emission

Fast husdyrgødning: En indsnævring af udbringningsperioden vil medføre længere lagringstid. Længere lagringstid vil medføre øgede kvælstoftab ved ammoniakfordampning og denitrifikation fra fast husdyrgødning. Disse tab kan begrænses ved overdækning af lager, hvilket der er lovkrav om, når der ikke sker daglig fyldning af lager.

Det må formodes, at hovedparten af den ekstra lagring vil ske i overdækkede lagre, og her kan ammoniaktab begrænses til et lavt niveau. Det største ammoniaktab sker endvidere ved start af lagringsperioden, hvorfor en forlængelse af lagringsperioden må forventes at have lille effekt.

Ved efterårsudbringning kan en større andel af dybstrøelse udbringes direkte fra stald uden mellemlagring og dermed kan et ammoniaktab reduceres. Det vægtede ammoniaktab fra lagre af forskellige typer overdækket dybstrøelse er på 5 % (Hansen et al., 2008). Det antages at halvdelen af den efterårsudbragte dybstrøelse i dag kommer direkte fra stald. Den øgede lagring af dybstrøelse vil dermed øge emissionen fra lagre med 2000 t N x 0,05 = 100 t N.

Det laveste ammoniaktab og højeste kvælstofvirkning af fast gødning fås ved nedpløjning om foråret. På en del bedrifter er der dominans af vinterafgrøder, bl.a. af økonomiske grunde. På lerjord kan det endvidere være vanskeligt at etablere et godt såbed efter forårspløjning. Der må derfor forventes øget udbringning oven på afgrøder eller med nedharvning ved et krav om udbringning om foråret, hvilket vil øge ammoniakemissionen. Overgang fra udbringning og nedmuldning om efteråret til forårsudbringning på etablerede afgrøder medfører forøget ammoniakemission svarende til 8 % af total N (Hansen et al., 2008). Hvis det antages, at halvdelen af den efterårsudbragte faste gødning og dybstrøelse vil blive udbragt på en afgrøde om foråret, vil det medføre en øget ammoniakemission på 7000 t N x 0,5 x 0,08 = 280 tons N/år. Dette tab kan begrænses, hvis der er et krav om indarbejdning i forbindelse med udbringning om foråret, men det vil begrænse muligheden for dyrkning af vintersæd.

Muligheden for at nedpløje fast gødning på lerjord efter 1. december vurderes at give en god mulighed for optimal anvendelse af fast gødning på lerjord med lavt ammoniaktab uden risiko for store tab af nitrat.

Flydende husdyrgødning: En forlænget lagringstid forventes at have en effekt på ammoniakemissionen, idet overfladearealet på det lagrede gylle antages øget og behov for større gyllelagre vil medføre øget ammoniakemission fra lager. Dette tab er dog meget begrænset ved teltoverdækning eller

fast låg på lager (Hansen et al., 2008), og en del af en øget lagerkapacitet må forventes opnået ved teltoverdækning af eksisterende lagre (og dermed mindre nedbør i gyllebeholder). Ammoniaktabet forventes at være størst i forbindelse med fyldning og tømning af lagre, samt i den varmeste periode om sommeren, og disse tab forventes uændrede med forlænget lagringstid. Der er en risiko for, at virkemidlet medfører, at noget af det flydende husdyrgødning, der i dag udbringes i september, grundet kapacitetsproblemer bliver udbragt i perioder med øget risiko for ammoniaktab. Det har ikke været muligt at sætte tal på de øgede ammoniaktab, der må forventes.

Skader på jordstruktur

Stramning af krav til udbringningstidspunkt kan generelt medføre, at jordbrugere i nogle tilfælde tvinges til at udbringe husdyrgødning på tidspunkter, hvor jorden er for våd. Kørsel på for våd jord kan medføre strukturskader, også med mere varig effekt i dybere jordlag. Dette er uønsket ud fra ønsket om at beskytte jordressourcen, og dårlig plantevækst som følge af strukturskader kan medføre øgede næringsstoftab. Det varierer betydeligt fra år til år, hvornår jorden er bedst egnet til færdsel. Specielt det nuværende forbud mod udbringning af fast gødning efter 15. november er uhensigtsmæssig i denne sammenhæng, idet den korte udbringningsperiode kan foranledige udbringning på tidspunkter med meget våd jord.

Pesticidforbrug

Der forventes ingen effekter på forekomst af skadegørere og pesticidforbrug.

Natur og biodiversitet

Overordnet set forventes ingen betydelige effekter på natur og biodiversitet ved anvendelse af dette virkemiddel, idet der ikke er tale om en egentlig ændring af dyrkningspraksis og dermed heller ikke af vilkårene for den terrestriske natur og biodiversitet i og omkring marken. Den ovennævnte risiko for skader på jordstrukturen forventes ikke at have væsentlig effekt på jordbundsfaunaen, idet det kun er en meget lille del af dyrkningsfladen, der påvirkes.

Fosfor

I situationer hvor virkemidlet sikrer, at der udbringes mindre fosfor i husdyrgødning umiddelbart forud for og i afstrømningssæsonen, vil det reducere risikoen for fosfortab via erosion, overfladeafstrømning og nedvaskning via makroporer til dræn i de områder, hvor der er risiko for fosfortab via disse processer. Denne reduktion opnås, såfremt husdyrgødningen i stedet udbringes så tidligt at husdyrgødningsfosfor får tid til at bindes i jorden, eller såfremt udbringning i stedet foretages efter afstrømningssæsonen. I situationer hvor virkemidlet måtte føre til, at der udbringes mere husdyrgødning i den sene vinter/tidlige forår, vil der ikke være nogen positiv effekt af virkemidlet. Her vil man tværtimod risikere øget fosfortab forbundet med eventuelle strukturskader, der kan opstå ved kørsel på våd jord.

Klima

Et krav om 9 måneders opbevaringskapacitet kombineret med ændrede udbringningsperioder, som resulterer i en reduktion i kvælstofudvaskningen på 1.845 tons N/år, medfører en reduktion i drivhusgasser på 3.974 tons CO_2-ækv./år. Den øgede ammoniakemission på 380 tons N/år medfører en

øget emission på 1.779 tons CO_2-ækv./år. Den samlede reduktion af drivhusgasemission er dermed 2.195 tons CO_2-ækv./år.

Økonomi

Et fast juridisk krav på 9 måneders opbevaringskapacitet vil betyde, at nogle bedrifter skal øge deres lagerkapacitet i forhold til i dag. Det vil specielt omfatte bedrifter, der i dag har en mindre lagerkapacitet, fordi de har mulighed for at udbringe gylle på græs og vinterraps. Det antages her, at 84 % har mindst 9 måneders lagerkapacitet for gylle, og at 16 % har 6-9 måneders lagerkapacitet (Blicher-Mathiesen et al., 2019). Det vurderes dog, at en del gyllebeholdere i dag etableres med en kapacitet på 12 måneder.

Den samlede gyllemængde anslås at være ca. 35 mio. tons i 2018 (Dubgaard & Ståhl, 2018). Den faste gødning udgør 6,4 mio. tons i 2018.

I analysen ovenfor er fokus på tildelingen i efteråret, men det må bemærkes, at det ikke er sikkert, at al tildeling i efteråret skyldes manglende lager på ejendommen. Dette er dog antaget i det følgende, og i de videre beregninger antages, at kravet om øget lagerkrav vil påvirke 16 % af gyllemængden, og at 15 % af den faste gødning har behov for øget lagerkapacitet med udgangspunkt i opgørelserne ovenfor.

Det skal anføres, at en anden løsning vil være etablering af øget overdækning af gyllebeholdere i form af telt. Det vil tillade, at en større gyllemængde kan være i samme beholder, da regnvandet nu ikke længere kommer i beholderen. Dertil kommer, at udbringningsomkostningerne reduceres. Da priserne på telte er reduceret, vil meromkostningen ved dette være lav, og det er også derfor flere landmænd i dag vælger at etablere gyllebeholdere med telt (Jacobsen, 2019). Samlet reducerer et telt kapacitetsbehovet med ca. 9-10 % svarende til en yderligere kapacitet på ca. en måned. Der er ikke regnet med denne løsning i dette virkemiddel. Der er også nogle gyllebeholdere, der ikke længere anvendes aktivt, men de kan ikke i alle tilfælde anvendes for at skabe øget lagerkapacitet grundet placering eller alder.

Investering i øget gyllebeholderkapacitet er sat til ca. 125 kr./tons svarende til en meromkostning pr. år ved 20 års levetid og 4 % er 9,2 kr./tons pr. år (Perstrup beton, pers. komm., 2020). Investeringen i øget lager for dybstrøelse er opgjort til 45 kr./tons eller ca. 3 kr./tons/år, men der er nogen usikkerhed omkring denne opgørelse (Jacobsen, 2002). Den samlede investering til øget lagerkapacitet forventes således at udgøre ca. 743 mio. kr. omfattende 700 mio. kr. i gyllelager (125 kr./tons* 16 %* 35 mio. tons gylle) og 43 mio. kr. for fast gødning (45 kr./tons * 15 % * 6,4 mio. tons).

Tabel 6. Skøn over mængder og omkostninger ved krav om øget lagerkapacitet. Mængden i alt er udregnet ud fra på 5 kg N pr. tons gylle og 7 kg N pr. tons for dybstrøelse og fastgødning (Tabel 3). Kilde: Jacobsen et al. (2002) og Jacobsen (2019).

Type	Mængde ialt (tons)	Mængde påvirket af krav (tons)	Omkostning ved øget lagerkrav (kr./tons/år)	Omkostning ved øget lagerkrav (mio. kr./år)
Gylle	35 mio.	6 mio.	9	55,2
Dybstrøelse	3,6 mio.	0,5 mio.	3	1,5
Fast gødning	2,8 mio.	0,4 mio.	3	1,2
I alt				57,9

I Tabel 7 er reduktionsomkostningerne opgjort. Som anført indregnes kun omkostninger til øget lagerkapacitet (til 9 mdr.) og ikke en øget lagerkapacitet for alle lagre. Den øgede lagerkapacitet reducerer kvælstofudvaskningen, men der er her ikke indregnet nogen effekt på udbyttet.

Tabel 7. Miljøøkonomisk omkostning ved øget lagerkrav på i alt 9 mdr. for gylle og fast gødning. Effekt er opgjort i Tabel 5.

Type	Omkostning ved øget lagerkrav (mio. kr./år)	Effekt på udvaskningen (tons N/år)	Budgetøkonomisk reduktionsomkostning (kr./kg N)	Velfærdsøkonomisk reduktionsomkostning (kr./kg N)
Gylle	55,2	188	294	376
Dybstrøelse	1,5	903	1,6	2,0
Fast gødning	1,2	753		
I alt	57,9	1.844		

Opsummering

En stramning af krav til opbevaringskapacitet kombineret med mindre mulighed for udbringning af både flydende og fast husdyrgødning om efteråret vil reducere kvælstofudvaskningen. Det må dog også forventes at tiltaget medfører en mindre stigning i ammoniak emission, specielt ved udbringning af faste gødninger. Omkostningerne i forhold til reduktionen i kvælstofudvaskningen er lavest for krav til øget lagerkapacitet for fast gødning og dybstrøelse.

Effekt, sikkerhed og økonomi

Virkemiddel	**Referencepraksis**	**Årlig kvælstoffeffekt (tons N)**	**Timing**	**Overlap**	**Budgetøkonomiske omkostninger (kr./kg N)**	**Velfærdsøkonomiske omkostninger (kr./kg N)**
9 måneders opbevaringskapacitet af husdyrgødning og ændringer i forbud mod udbringning af husdyrgødning om efteråret (*) [1)]	Nuværende praksis for udbringning	1.845	Nej	Ja	Gylle: 294 Fast gødning og dybstrøelse: 1,6	Gylle: 376 Fast gødning og dybstrøelse: 2,1

[1)] Estimaterne anses for usikre og er baseret på ekspertskøn uden væsentligt datagrundlag.

Sideeffekter

Virkemiddel	Skadegørere og pesticider [1)]	Natur og biodiversitet [1)]	Fosfor [1)]	Klima [1)]
9 måneders opbevaringskapacitet af husdyrgødning og ændringer i forbud mod udbringning af husdyrgødning om efteråret	0	0	0	+

[1)] '+': gunstig virkning; '-': ugunstig virkning; '0': neutral eller marginal afledt miljøeffekt.

Referencer

Beckwith, C.P., Cooper, J., Smith, K.A., Shephard, M.A. 1998. Nitrate leaching loss following application of organic manures to sandy soils in arable cropping. I. Effects of application time, manure type, overwinter crop cover and nitrification inhibition. Soil Use and Management 14, 123-130.

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 2017. NOVANA. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi 305.

Cuttle, S.P., Bourne, P.C. 1993. Uptake and leaching of nitrogen from artificial urine applied to grassland on different dates during the growing season. Plant and Soil 150, 77-86.

Dansk Landbrugsrådgivning 2014. Udbringning af husdyrgødning. Dyrkningsvejledning.

Dubgaard, A., Ståhl, L. 2018. Omkostninger ved virkemidler til reduktion af landbrugets drivhusgasemissioner: Opgjort i relation til EU's 2030-målsætning for det ikke-kvotebelagte område. IFRO Rapport, Nr. 271. Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet

Hansen, M.N., Sommer, S.G., Hutchings, N.J., Sørensen, P. 2008. Emissionsfaktorer til beregning af ammoniakfordampning ved lagring og udbringning af husdyrgødning. DJF Husdyrbrug nr 84. 43 pp.

Husdyrgødningsbekendtgørelsen. 2019. BEK nr 760 af 30/7/2019. https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=209913

Jacobsen, B.H. 2019. Omkostninger ved virkemidler der kan bidrage til reduktion af ammoniakemission i 2020 og 2030, 35 s., IFRO Udredning, Nr. 2019/05

Jacobsen, B.H., Sørensen, C., Hansen, J.F. 2002. Håndtering af husdyrgødning. Rapport nr. 138. Fødevareøkonomisk Institut.

Petersen, J., Sørensen, P. 2008. Gødningsvirkning af kvælstof i husdyrgødning – Grundlag for fastlæggelse af substitutionskrav. DJF Rapport Markbrug nr 138. 111 pp.

SEGES 2018. Kortlægning af udbringning af organisk gødning på grundlag af data i MO. Notat fra 13-06-2018, SEGES, Plante Digital. 7 pp.

Sieling, K., Kage, H. 2010. Efficient N management using winter oilseed rape. A review. Agron. For Sustain. Dev. 30, 271-279.

Smith, K.A., Beckwith, C.P. Chalmers, A.G., Jackson, D.R. 2002. Nitrate leaching following autumn and winter application of animal manures to grassland. Soil Use and Management 18, 428-434.

Sørensen, P., Rubæk, G.H. 2012. Leaching of nitrate and phosphorus after autumn and spring application of separated solid manures to winter wheat. Soil Use and Management 28, 1-11.

Thomsen, I.K. 2005. Crop N utilization and leaching losses as affected by time and method of application of farmyard manure. Eur. J. Agron. 22, 1-9.

Afbrænding af husdyrgødning

Peter Sørensen[1], Per Kudsk[1] (skadegørere og pesticider), Beate Strandberg[2] (natur og biodiversitet), Marianne Bruus[2] (natur og biodiversitet), Gitte Holton Rubæk[1] (fosfor), Nicholas J. Hutchings[1] (klima), Brian H. Jacobsen[3] (økonomi)

Fagfællebedømmelse: Ingrid K. Thomsen[1], Elly Møller Hansen[1], Jørgen E. Olesen[1] (klima), Berit Hasler[4] (økonomi)

[1]Agroøkologi, AU
[2]Bioscience, AU
[3]Fødevare- og Ressourceøkonomi, KU
[4]Miljøvidenskab, AU

Funktion og anvendelse

Dette virkemiddel er defineret som afbrænding eller termisk forgasning (pyrolyse) af fiberfraktion fra separering af biogasgødning eller af fast fjerkrægødning. Afbrænding eller termisk forgasning af husdyrgødning giver muligheder for at reducere kvælstofudvaskningen og fosforoverskuddet i husdyrintensive områder. I det følgende omtales begge processer som forbrænding, idet effekten på kvælstofudvaskning vil være omtrent den samme. Det er alene fast husdyrgødning, herunder fiberfraktion efter separering af gylle, der kan komme på tale til afbrænding. Ved afbrænding tabes størstedelen af gødningens kvælstof til luften, til gengæld giver det mulighed for en energiproduktion. Størstedelen af kvælstoftabet sker som uskadelig frit kvælstof (N_2), der i forvejen udgør den største del af atmosfærens indhold af gasmolekyler.

Den langsigtede kvælstofudvaskning fra organisk bundet kvælstof i husdyrgødning er større end ved tilførsel af mineralsk kvælstof (Sørensen & Børgesen, 2015), og ved at fjerne det organiske kvælstof kan udvaskningen derved reduceres. Med dette virkemiddel afbrændes fast husdyrgødning, der hovedsageligt indeholder organisk bundet kvælstof, og i stedet anvendes mineralsk kvælstof i handelsgødning.

Den dannede aske fra afbrænding eller forgasning har et højt indhold af fosfor og kalium, og det bør sikres, at disse næringsstoffer kan genanvendes. Asken er velegnet som gødning til vedligeholdelse af jordens næringsstofniveau af fosfor og kalium (Kuligowsky et al., 2010). Asken fra termisk forgasning kan endvidere have et højt indhold af kulstof og benævnes ofte biokul/biochar.

Kvælstofeffekt

Ved beregning af effekten af afbrænding er det antaget, at den gennemsnitlige udvaskning af tilført kvælstof er 18 % fra mineralsk kvælstof og fra organisk kvælstof mineraliseret i tilførselsåret baseret

på NLES4-modellen (Sørensen & Børgesen, 2015). Udvaskningen er sat til det dobbelte svarende til 36 % fra mineraliseret kvælstof i de følgende år (Sørensen & Børgesen, 2015). Der er regnet på den effekt, der forventes opnået inden for en 3-årig horisont, og nettomineraliseringen af kvælstof efter 1. år sat til 21 % og efter 3. år til 52 %, svarende til et gennemsnit for kvæg- og svinegylle fundet af Sørensen et al. (2017). For fiberfraktioner er det antaget, at separering og afbrænding sker efter en bioforgasning.

I Tabel 1 er vist de forudsætninger, der er brugt ved beregning af effekten ved forbrænding af fiberfraktioner. Forudsætningerne er baseret på ekspertvurderinger af Henrik B. Møller og Peter Sørensen (AU).

Tabel 1. Forudsætninger brugt ved beregning af udvaskningseffekt af separering af bio-afgasset svine- og kvæggylle og afbrænding af fiberfraktion beregnet som % af total N i den ubehandlede gylle med en 3-årig horisont. Forudsætningerne er baseret på ekspertvurderinger fra Henrik B. Møller og Peter Sørensen (AU).

	Svinegylle afgasset	Kvæggylle afgasset
Total kvælstof i fiberfraktion	16,3	25
Organisk kvælstof i fiberfraktion	7,5	18
Ammonium-N i fiber	8,75	7
Udvaskning fra fiberfraktion	3,8	6,5
Udnyttelseskrav af væskefraktion (85 % af væskefraktion)	71,2	63,7
Udnyttelseskrav før separation	75	70
Øget forbrug af handelsgødning	3,8	6,3
Øget udvaskning fra handelsgødning	0,69	1,1
Nettoudvaskning fra fiberfraktion [1)]	3,1	5,4

[1)] Beregnet som differens mellem udvaskning fra fiberfraktion og udvaskning fra substituerende handelsgødning.

Effekten af afbrænding af fiberfraktion på udvaskningen, der opnås inden for en 3-årig tidshorisont, er beregnet til 3,1 % af total N i ubehandlet gødning for afgasset svinegylle og til 5,4 % af total N for afgasset kvæggylle. Der vil være en større effekt på længere sigt. Der er her regnet med en kortere tidshorisont end i forrige Virkemiddelkatalog (Eriksen et al., 2014) for at harmonere med andre virkemidler. Afbrænding af fiberfraktion medfører et reduceret bidrag til jordens organiske kvælstofpulje svarende til 13 % af total N i svinegylle og 21 % af total N i kvæggylle, hvilket kan medvirke til en reduktion i udvaskningen på længere sigt.

I Tabel 2 er vist forudsætninger anvendt for beregning af effekter på N udvaskning af afbrænding af fast fjerkrægødning og fjerkrædybstrøelse.

Tabel 2. Forudsætninger og beregning af effekt af afbrænding af fjerkrædybstrøelse på kvælstofudvaskning på 3-årig horisont sammenlignet med tilsvarende tilførsel af handelsgødning (ved 45 % udnyttelseskrav) angivet som % af total N i ubehandlet husdyrgødning. Forudsætninger er baseret på ekspertvurdering (Peter Sørensen, Aarhus Universitet).

	Dybstrøelse	Handelsgødning
Mineralsk N + N mineraliseret i 1. vækstsæson (18 % udvaskes)	60	45
Organisk kvælstof (29 % udvaskes)	30	0
Ammoniaktab	10	0
Total N i gødning	100	45
Udvaskning	19,5	8,1
Ekstra udvaskning fra dybstrøelse	11,4	

Afbrænding af fjerkrædybstrøelse forventes at reducere kvælstofudvaskningen med 11,4 kg N/100 kg total N i gødningen inden for en 3-årig horisont (Tabel 2).

Størst reduktion af nitratudvaskning kan opnås på sandet jord med stort nedbørsoverskud, mens effekten på leret jord med lille nedbørsoverskud er begrænset. Effekten er også afhængig af afgrødesammensætning, herunder andelen af efterafgrøder der indgår i sædskiftet. Beregningerne er her lavet på basis af den gennemsnitlige marginaludvaskning for hele Danmark (Børgesen et al., 2015).

Timing

Virkemidlet har kun en mindre effekt i første år og større effekt på længere sigt, men kan ikke times over året.

Afbrænding af fiberfraktion vurderes at medføre et reduceret bidrag til jordens organiske kvælstofpulje svarende til 13 % af total N i svinegylle og 21 % af total N i kvæggylle. Afbrænding af fjerkrædybstrøelse vurderes at medføre en reduceret kvælstofpulje i jord svarende til 15 % af total N i gødningen efter 3 år. For andre typer dybstrøelse vil effekten være lidt større, som følge af at der efterlades mere organisk bundet kvælstof i jorden end med fjerkrædybstrøelse.

Overlap i forhold til andre virkemidler

Virkemidlet spiller blandt andet sammen med efterafgrøder og drænvirkemidler. Endvidere vil der være et samspil til virkemidler med ændrede udnyttelseskrav og ændrede udbringningstider for husdyrgødning samt til bioforgasning.

Sikkerhed på data

Effekten beregnes ud fra antagelser om udvaskning fra både tilført mineralsk kvælstof og fra mineraliseret kvælstof. Der er især stor usikkerhed på sidstnævnte. Den samlede usikkerhed vurderes til +/- 50 % af estimerede værdier.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Det vurderes kun realistisk at basere beregning af effekter på modelberegninger med eksisterende modeller.

Forudsætninger og potentiale

Afbrænding af husdyrgødning kræver godkendte anlæg til forbrændingen. Det vurderes, at det med de nuværende krav til kontrol med emissioner ved afbrænding kun vil være realistisk at gennemføre afbrænding i større centrale anlæg. Det kræver omfattende investeringer at etablere sådanne anlæg, men i bl.a. Holland og England findes anlæg til afbrænding af fast fjerkrægødning. Der har tidligere været planer om etablering af forbrændingsanlæg i forbindelse med større biogasanlæg i Danmark. Fjerkrægødning er mest velegnet til afbrænding pga. et højt tørstofindhold.

De beregnede effekter er bl.a. afhængige af, hvor stor en kvælstof-andel der fjernes med fiberfraktionen og af de gældende udnyttelseskrav til husdyrgødningen. Ved beregning af effekten af afbrænding af fiberfraktion er der regnet med det gældende udnyttelseskrav for den resterende væskefraktion på 85 %. En vigtig årsag til høje effekter ved afbrænding af dybstrøelse er det lave udnyttelseskrav på 45 % for dybstrøelse. Det medfører, at den samlede tilførsel af kvælstof kan reduceres betydeligt, når afbrændt gødning substitueres med handelsgødning med en udnyttelsesprocent på 100.

I princippet kan stort set al fast husdyrgødning afbrændes, herunder fibre efter gylleseparation. I praksis anvendes det stort set ikke, da økonomien ikke er rentabel i forhold til alternative muligheder. Med de nuværende rammevilkår forventes afbrænding af husdyrgødning ikke at blive udbredt.

Den nuværende lovgivning på området favoriserer afbrænding af fiberfraktionen efter bioforgasning, idet der skal betales affaldsafgift ved afbrænding af ikke-forgassede fibre.

I Tabel 3 findes beregninger af de potentielle effekter på kvælstofudvaskning ved afbrænding af fiberfraktion, hvis hele produktionen af svine- og kvæggylle separeres og afbrændes efter bioforgasning, og tilsvarende hvis al den producerede fjerkrædybstrøelse afbrændes. Fjerkrædybstrøelse er udvalgt her, fordi den har det højeste tørstofindhold og derfor er mest velegnet til afbrænding uden forbehandling.

Gylle fra kvæg og svin indberettes i gødningsregnskaber både som blandet gylle, kvæggylle, svinegylle og afgasset biomasse. Fordelingen mellem svinegylle og kvæggylle i Tabel 3 er estimeret ud fra fordelingen mellem kvæggødning og svinegødning i gødningsindberetninger og den samlede mængde kvælstof i gylle.

Tabel 3. Årlig produktion af kvælstof i gylle og fast fjerkrægødning/fjerkrædybstrøelse i 2016-17 og potentielle effekter på kvælstofudvaskningen over en 3-årig tidshorisont hvis hele produktionen afbrændes. Mængden af fjerkrædybstrøelse er estimeret med antagelse om, at fjerkrægødning, der ikke er indberettet som fjerkrægylle i gødningsregnskaber, findes som fast fjerkrægødning/dybstrøelse (AU udtræk fra gødningsregnskaber).

Gødningstype	Mængde (tons N/år) [1)]	Reduktion i kvælstofudvaskning ved afbrænding (% af total N) [2)]	Samlet reduktion i kvælstofudvaskning ved behandling af al gødning (tons N/år)
Svinegylle	75.000	3,1	2.300
Kvæggylle	99.000	5,4	5.300
Fast fjerkrægødning/fjerkrædybstrøelse	7.800	11,4	900

1) Kvælstof i ubehandlet gylle og dybstrøelse
2) Relateret til kvælstof i ubehandlet gylle

Det er i gødningsindberetninger heller ikke muligt at se, hvor meget fjerkrægødning der indberettes som dybstrøelse med udnyttelseskrav på 45 % og anden organisk gødning og fast gødning med udnyttelseskrav på 65 %. Det er her antaget, at al fast fjerkrægødning er indberettet som dybstrøelse. Det betyder, at det faktiske potentiale for reduktion i kvælstofudvaskning fra fjerkrægødning er lavere end angivet i Tabel 3, men det har ikke har været muligt at få tal for fordelingen mellem indberettet fast gødning og dybstrøelse fra fjerkræ.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Afbrænding af husdyrgødning som virkemiddel kræver godkendelse og kontrol af forbrændingsanlæg samt regnskab og indberetning af indkomne og behandlede gødningsmængder, hvilket kan ske i det eksisterende kontrolsystem.

Sideeffekter

Skadegørere og pesticider

Der forventes ingen effekter på forekomst af skadegørere og pesticidforbrug.

Aske og biochar indeholder samme mængde tungmetaller, som i den ubehandlede gødning, dog med undtagelse af flygtige metaller som cadmium, der kan udskilles med røggas. Hvis aske/biochar bruges som fosforgødning, vil tilførsel af tungmetaller være uændret ved tilførsel af samme mængde fosfor. En opdeling i bundaske og flyveaske kan dog medføre en omfordeling af tungmetaller.

Ved uhensigtsmæssig forbrændingsteknik kan der ophobes sundsskadelig PAH (polycykliske aromatiske hydrokarboner) i aske og biochar. Dette er imidlertid ikke fundet problematisk ved anvendelse af hensigtsmæssig forbrændingsteknik.

Natur og biodiversitet

Vurderingen af effekten af virkemidlet på natur og biodiversitet er fokuseret på de potentielle effekter af brug af asken (biochar) som gødning. Her må der skelnes mellem aske og biochar, idet disse har forskellig indflydelse på jordens egenskaber. Biochar tilføjet til jord forbedrer jordstruktur, porøsitet og

øger den biologiske aktivitet i jorden signifikant, ligesom det øger antal og diversitet af alle livsformsgrupper af springhaler (Collembola) og andre jordbundsmikroorganismer som mider, nematoder og AM-mychorrhiza (Galazka et al., 2019; Gruss et al., 2019a; McCormack et al., 2019). Generelt er de påviste positive effekter opnået ved tilførsler af en begrænset mængde biochar på 50 t/ha (Galazka et al., 2019; Gruus et al., 2019b). Ved tilførsel af biochar i større mængder end 50 t/ha, har testresultater på springhalen *Folsomia candida* vist svagt toksiske effekter, som angives primært at være forårsaget af en betydelig forhøjet pH, idet der ikke er fundet rester af toksiske forbindelser i biochar fra afbrænding ved lav temperatur (Gruss et al., 2019b). Efter tilførsel af forbrændingsaske kan der ikke forventes tilsvarende positive effekter som for biochar. Omvendt er der heller ikke fundet betydelige negative biologiske effekter af asketilførsel (Cruz-Paredes et al., 2017).

Tilførsel af ubehandlet husdyrgødning har også positive effekter på den mikrobielle aktivitet i jorden. Der er ikke lavet direkte sammenligninger af f.eks. ubehandlet husdyrgødning og biochar med hensyn på deres effekt på mikrobiel diversitet i jorden. På dette grundlag vurderes den samlede effekt ikke påvirket.

Fosfor

Fosfor følger overvejende med den faste fraktion ved gylleseparering, og fosfor forbliver i asken/slaggerne efter forbrænding/pyrolyse, men tilgængeligheden af fosforet i restprodukterne efter forbrænding kan være reduceret i forskelligt omfang, men er i nogle tilfælde uændret (Kuligowski et al., 2010; Li et al., 2016, 2017).

Da fosfor er en værdifuld og begrænset ressource, er det vigtigt at sikre, at fosforet i askeprodukterne kan udnyttes af afgrøderne og at produkterne anvendes på arealer, hvor der er behov for fosfortilførsler. Da askeprodukterne er tørre, stabile og med en forholdsvis høj fosforkoncentration, er det forholdsvis let at transportere dem over lange afstande, hvorved en mere hensigtsmæssig fordeling af husdyrgødningsfosfor kan opnås samtidig med, at handelsgødningsforbruget principielt vil kunne reduceres (Poulsen et al., 2019). Det vil også være muligt at eliminere eller etablere et decideret fosforunderskud på arealer med særlig risiko for fosfortab, hvorved fosfortabet fra arealet på sigt vil kunne reduceres. Eksport af fosfor fra landbrugssektoren/landet er også en mulighed.

Klima

Ud over en reduktion i kvælstofudvaskning, vil afbrænding af fiberfraktion reducere kvælstof og kulstoftilførsel til jorden og ammoniakemission, men øge kvælstofinput i handelsgødning (Tabel 4). Reduktionen i kulstofinput beregnes her på baggrund af C:N forholdet i den pågældende husdyrgødning. I Tabel 1 er antaget, at organisk kvælstof i fiberfraktionen fra kvæg- og svinegylle udgør henholdsvis 76 % og 46 % af total kvælstof. Kulstofindholdet i fiberfraktionen beregnes fra forholdet mellem kulstof og organisk N (C:Norg). For kvæggylle benyttes en C:Norg på 19,7 (Amon et al., 2006; Peters et al., 2011), mens der for svinegylle benyttes 27,3 (Peters et al., 2011; Perazzolo et al., 2015). Til sammenligning fandt Kristensen (2006) en C:Norg for fiberfraktionen (for uspecificerede dyretyper) på 25,0:1. For fast fjerkrægødning/fjerkrædybstrøelse er en C:N på 7,4 benyttet i beregningerne

(Kristensen, 2006). Reduktionen i ammoniakemission er beregnet på baggrund af en separerings-procent for kvælstof på 20 % (andel af gylle-kvælstof som bliver i den faste fraktion) (Møller et al., 2002) og en ammoniakemissionsfaktor for udbragt husdyrgødning på 9,1 %, som er faktoren brugt i afrapportering under UNFCCC (DCE, 2020). Det antages, at afbrænding af fiberfraktion ikke giver anledning til en ændring i ammoniak- og lattergasemissioner fra lager. I praksis kan der ske et fald i ammoniak- og lattergasemissioner, hvis fiberfraktionen bliver afbrændt umiddelbart efter separation eller/og de separerede produkter bliver opbevaret uden ilttilgang. Alternativt kan emissionerne stige, hvis opbevaringen foregår under forhold med høj lufttilgang.

Tabel 4. Oversigt over ændringer i N tilførsler og N-udvaskning ved afbrænding af husdyrgødning. Data delvist fra Tabel 1.

	Gødningstype		
	Svinegylle	Kvæggylle	Fjerkrædybstrøelse
	(% af total N i ubehandlet gødning)		
N input i handelsgødning	3,8	6,3	45
N input i husdyrgødning	-16	-25	-100
N-udvaskning	-3,1	-5,4	-11,4
Ammoniakemission	1,7	1,7	10 [1)]

[1)] Antaget til 10 % af total N (Hansen et al., 2008)

Beregningsgrundlaget er:

- Ændring i direkte lattergasemission = (ændring i husdyrgødning kvælstofinput - øget handelsgødning kvælstofinput) * direkte lattergasemissionsfaktor (N_2O-N)
- Ændring i indirekte lattergasemission = (ændring i NH_3 emission fra husdyrgødning - ændring i NH_3 emission fra handelsgødning) * direkte lattergasemissionsfaktor (N_2O-N) + reduktion i kvælstofudvaskning * lattergasemissionsfaktor (N_2O-N) for udvaskning

En oversigt over ændringer i kvælstof- og kulstofinput og emissioner er vist i Tabel 5. Ændringen i kulstoflagring i jorden er beregnet med en antaget andel langtidslagring (20 år) af tilført kulstof til jorden på 12 %, på baggrund af et internationale studie (Maillard & Angers, 2014). Bemærk at dette er væsentlig lavere end antaget tidligere af Eriksen et al. (2014). En oversigt over emissioner i CO_2-ækvivalenter er vist i Tabel 6.

Tabel 5. Antagne ændringer i kvælstof- og kulstofinput og emissioner ved afbrænding af fiberfraktion af al svine- og kvæggylle i Danmark (efter afgasning), samt afbrænding af al fast fjerkrægødning. Der er her antaget en fuldstændig forbrænding og ikke produktion af biochar ved termisk forgasning.

Gødningstype	Ændring i husdyrgødning kvælstofinput	Øget handelsgødning kvælstofinput	Ændring i NH_3 emission fra husdyrgødning	Ændring i NH_3 emission fra handelsgødning	Kulstof afbrændt	Ændring i kulstoflagring i jorden
	(tons N/år)				(tons C/år)	
Svinegylle	-12.000	2.850	-1.365	57	150.696	-18.084
Kvæggylle	-24.750	6.237	-1.802	125	351.763	-42.212
Fast fjerkrægødning/ fjerkrædybstrøelse	-7.800	3.510	-780	70	57.720	-6.926
Total	-44.550	12.597	-3.947	252	560.179	-67.221

Tabel 6. Drivhusgasopgørelse ved afbrænding af fiberfraktion af al svine- og kvæggylle i Danmark (efter afgasning), samt afbrænding af al fast fjerkrægødning.

Gødningstype	Reduktion i indirekte N_2O fra kvælstofudvaskning	Reduktion i direkte N_2O emission	Reduktion i indirekte N_2O fra NH_3 emission	Effekt af ændret kulstoflagring i jorden	Total reduktion
	(t CO_2-ækv./år)				
Svinegylle	4.954	42.848	6.125	-66.306	-12.379
Kvæggylle	11.417	86.694	7.853	-154.776	-48.812
Fast fjerkrægødning/ fjerkrædybstrøelse	1.939	20.089	3.324	-25.397	-45
Total	18.310	149.631	17.303	-246.479	-61.235

Energiproduktionen, der kan erstatte fossile energikilder, er beregnet som fiberens effektive brændeværdi, fratrukket energiforbruget til separering (Eriksen et al., 2014). Energiforbruget til separering beregnes på baggrund af mængden af behandlet gylle og energiforbruget pr. tons behandlet gylle. Mængden af behandlet gylle er beregnet fra total-N koncentrationen i svinegylle og kvæggylle, som er antaget at være henholdsvis cirka 4,2 og 3,6 kg N/tons (Kristensen, 2009). Energiforbruget til separation er i FarmTests med repræsentative teknologier (Pedersen, 2009; Frandsen, 2010) målt til 1,3 kWh/ton for svinegylle og 2,0 kWh/ton for kvæggylle, svarende til 4,7 og 7,2 MJ/ton behandlet. Bruttobrændværdien for biomasse i en række kvæggødninger med en kulstofprocent varierende mellem 13 og 45 % i tørstof blev målt af Annamalai et al. (1987). En lineær regression viste, at bruttobrændværdien var 41,8 GJ/tons C. Mængden af kulstof afbrændt er estimeret i Tabel 5. På baggrund af (Kristensen et al., 2009) er effektiviteten fastlagt til 60 %. I Tabel 7 er værdien af at substituere naturgas sat til 57 kg CO_2-ækv./GJ (Iversen et al., 2005).

Tabel 7. Opgørelse af energiproduktion ved afbrænding af fiberfraktion af al svine- og kvæggylle i Danmark (efter afgasning), samt afbrænding af al fast fjerkrægødning. Effekt på CO_2 udledning ved substitution af naturgas er også vist.

Gødningstype	Friskvægt, før separering	Energi til separering	Energiproduktion ved afbrænding	Nettoenergi	
	(tons/år)	(GJ/år)	(GJ/år)	(GJ/år)	(t CO_2-ækv./år)
Svinegylle	17.857.143	83.929	3.783.604	3.699.675	210.881
Kvæggylle	27.272.727	196.364	8.831.867	8.635.503	492.224
Fast fjerkrægødning/ fjerkrædybstrøelse	296.578	0	1.449.203	1.449.203	82.605
Total	45.426.448	280.292	14.064.674	13.784.381	785.710

I Tabel 8 er drivhusgaseffekten opgjort pr. tons kvælstof i behandlet gødning. For alle tre gødningstyper ses samlet set en reduktion i drivhusgasemissionen. Reduktionen pr. tons behandlet kvælstof (kvælstofmængde i gylle til biogasanlæg) er opgjort til 2,6 tons CO_2-ækv. for svinegylle, 5,9 tons CO_2-ækv. for kvæggylle og 1,1 tons CO_2-ækv. for fjerkrægødning. Nettoeffekten i marken er svagt positiv (øget CO_2) eller neutral, når der tages hensyn til reduceret kulstofbinding i jord.

Tabel 8. Drivhusgaseffekter ved afbrænding af fiberfraktion af svine- og kvæggylle (efter afgasning), samt afbrænding af fast fjerkrægødning opgjort pr. ton N i ubehandlet gødning (N i gylle før separering). Negative tal indikerer reduceret drivhusgas emission. Energiproduktionen antages at substituere fossil energi.

Gødningstype	Indirekte N_2O fra kvælstofudvaskning	Direkte N_2O emission	Indirekte N_2O fra NH_3 emission	Ændring i kulstoflagring i jorden	Samlet mark effekt	Energiproduktion	Samlet effekt
	(tons CO_2-ækv./tons behandlet N)						
Svinegylle	-0,07	-0,57	-0,08	0,88	0,17	-2,8	-2,6
Kvæggylle	-0,15	-1,16	-0,10	2,06	0,65	-6,6	-5,9
Fast fjerkrægødning/ fjerkrædybstrøelse	-0,03	-0,27	-0,04	0,34	0,0	-1,1	-1,1

Økonomi

Husdyrgødning, der afbrændes, blev oprindeligt defineret af Miljøstyrelsen som affald, da indehaverens primære formål var at skille sig af med husdyrgødningen og ikke at bruge det som gødning (Miljøstyrelsen, 2009; EU, 2012). Derfor har forbrændingen skulle leve op til kravene i EU's affaldsdirektiv (direktiv 2008/98/EF), der stiller skrappe krav til måling og rensning af røggassen. Det har betydet, at det i en årrække ikke har været realistisk at forestille sig, at kravene kunne opfyldes af gårdanlæg, som tidligere analyser også har påpeget (Anonym, 2005). Det, at produkterne defineres som affald, betyder, at de er omfattet af affaldsforbrændingsafgiften. Affaldsforbrændingsafgiften var dengang (2009) 330 kr./ton foreliggende vare (Miljøstyrelsen, 2009). Folketinget vedtog i juni 2009

at omlægge forbrændingsafgiften af affald til en almindelig afgift på energi og CO_2, som svarer til afgiften på de fossile brændsler. Omlægningen betød, at afgifterne for afbrænding af husdyrgødning bliver reduceret, og der vil ikke skulle betales afgift ved anvendelse af energien til proces eller elproduktion. Der skal betales afgift, hvis afbrændingen af husdyrgødningen går til almindelig rumvarme (Miljøstyrelsen, 2009). Fritaget for affaldsforbrændingsafgift var fiberfraktioner, der fremkommer efter afgasning og separering af husdyrgødning.

EU har siden foretaget en række lempelser, som giver lempeligere emissionskrav ved afbrænding af husdyrgødning i forhold til de generelle krav i affaldsdirektivet (forordning om animalske biprodukter). Det er her også et krav, at restprodukterne nyttiggøres, hvis det er muligt. I senere forordninger fra 2014 og 2017 lempes emissionskrav vedr. afbrænding af fjerkrægødning i anlæg mindre end 5 MW med automatisk indfødning og ved afbrænding af anden husdyrgødning end fra fjerkræ i anlæg mindre end 50 MW med automatisk indfødning (DAKOFA, 2018; EU 2014 og EU 2017). Det betyder, at fjerkrægødning kun må brændes på anlæg, der er placeret på bedriften, mens anden husdyrgødning gerne må køres til et centralt husdyrbrændingsanlæg. Der er senest også kommet en ny version af EU's affaldsdirektiv (EU, 2018). Focus er på cirkulær økonomi og øget genanvendelse, hvorfor grundideen er, at husdyrgødningen genanvendes og ikke afbrændes.

Disse ændringer i EU-reglerne er implementeret i Danmark, og de betyder, at husdyrgødning (animalske biprodukter) nu ikke defineres som affald. I den danske husdyrbekendtgørelse beskrives forholdene nu for både brændingsanlæg og forbrændingsanlæg, hvor der stilles forskellige krav. Forbrændingsanlæg er anlæg, som er godkendt efter bekendtgørelse om godkendelse af listevirksomhed, der kan forbrænde affald i henhold til reglerne i den til enhver tid gældende bekendtgørelse om anlæg, der forbrænder affald.

Brændingsanlæg er anlæg, der er godkendt efter forordningen om animalske biprodukter (EF) nr. 1069/2009 for så vidt angår brænding af husdyrgødning som brændsel i anlægget. (MFVM, 2019).

Ændringerne betyder, at der nu er klarere regler og på visse områder lidt lempeligere krav. Disse ændringer har dog ifølge DAKOFA (2018) ikke gjort det mere attraktivt at opføre afbrændingsanlæg i Danmark. Der er således stadig en del ekstraomkostninger koblet til kravene som typisk gør, at det fortsat er for dyrt at opføre anlæggene (pers. komm. Henrik Bang Jensen, Landbrug og Fødevare). Omkostningerne ved afbrænding er således højere end alternativerne, dvs. øget transport af husdyrgødning (Jacobsen, 2017).

Separation og efterfølgende afbrænding indgår i ordningen om målrettet regulering på linje med andre virkemidler. For at kunne anvende separering og afbrænding i ordningen for målrettet regulering (Landbrugsstyrelsen, 2019) blev det krævet at:

- Forbrænding af fiberfraktionen skal være foretaget på et godkendt forbrændingsanlæg.
- Fiberfraktionen skal være afsat til forbrændingsanlægget i planperioden.

• Dokumentation for leveringen til forbrændingsanlægget skal kunne fremvises i forbindelse med kontrol.

Det vurderes, at anvendelsen af dette virkemiddel har været meget begrænset, grundet de høje omkostninger, der er forbundet med separation, transport og afbrænding på store anlæg. Det antages, at afbrænding er mest relevant i forhold til biogasanlæg og efterfølgende separation, hvor der er en større mængde af den faste fraktion. Det er fra 2020 ikke længere muligt at få kompensation, hvis afbrænding anvendes som et virkemiddel i målrettet regulering (Miljø- og Fødevareministeriet, 2019b).

Der har tidligere været foretaget en række økonomiske analyser af omkostningerne ved afbrænding af husdyrgødning. Disse analyser omfatter Schou et al. (2006) and Anonym (2005) og viste, at der er stor størrelsesøkonomi ved afbrænding af husdyrgødning. Anlæg til afbrænding af 60.000 ton fiberfraktion om året udviser positiv drifts- og samfundsøkonomi. Mindre anlæg (5-9.000 ton) til afbrænding af fjerkræ- og minkgødning udviste derimod en negativ drifts- og samfundsøkonomi (Anonym, 2005; Birkmose & Zinck, 2008). Der er på den baggrund ikke foretaget detaljerede beregninger af omkostningerne ved dette virkemiddel.

Opsummering

Ved afbrænding af husdyrgødning reduceres mængden af tilført organisk stof og dermed også organisk bundet kvælstof til jorden. Det fjernede kvælstof kan erstattes med en mindre mængde kvælstof i handelsgødning, hvilket forventes at reducere kvælstof udvaskningen. Reduktionen i udvaskning er beregnet til 3,1 %, 5,4 % og 11,4 % af total N i ubehandlet gødning for henholdsvis svinegylle, kvæggylle og fjerkrædybstrøelse set over en 3-årig horisont.

Effekt, sikkerhed og økonomi

Virkemiddel	Referencepraksis	Årlig kvælstofeffekt (% af total N behandlet)	Timing	Overlap	Budgetøkonomiske omkostninger (kr./kg N)	Velfærdsøkonomiske omkostninger (kr./kg N)
Afbrænding af husdyrgødning (**) [1)]	Ubehandlet husdyrgødning	3-11	Nej	Ja	Ikke vurderet	Ikke vurderet

[1)] Estimaterne anses for noget usikre og er baseret på ekspertskøn med et foreløbigt datagrundlag.

Sideeffekter

Virkemiddel	Skadegørere og pesticider [1)]	Natur og biodiversitet [1)]	Fosfor [1)]	Klima [1)]
Afbrænding af husdyrgødning	0	0	0	+

[1)] '+': gunstig virkning; '-': ugunstig virkning; '0': neutral eller marginal afledt miljøeffekt.

Referencer

Amon, B., Kryvoruchko, V., Amon, T., Zechmeister-Boltenstern, S. 2006. Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. Agriculture, Ecosystems and Environment 112, 153-162.

Annamalai, K., Sweeten, J.M., Ramalingam, S.C. 1987. Estimation of Gross Heating Values of Biomass Fuels. Transactions of the ASAE 30, 1205 - 1208.

Anonym 2005. Rapport fra arbejdsgruppen om afbrænding af fraktioner af husdyrgødning.https://www.ft.dk/samling/20042/almdel/EPU/bilag/202/199378.pdf

Birkmose, T., Zinck, A.M. 2008. Status på afbrænding af husdyrgødning i Danmark - juni 2008. Rapport.

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. Aarhus Universitet. http://pure.au.dk/portal/files/95991713/Notat_om_tilbagerulning_af_tre_generelle_krav_Normreduktion_Obligatoriske_efterafgr_der_og_Forbud_mod_jordbearbejdning_i_efter_ret_111115.pdf

Cruz-Paredes, C., Lopez-Garcia, A., Rubæk, G.H., Hovmand, M.F., Sørensen, P., Kjøller, R. 2017. Risk assessment of replacing conventional P fertilizers with biomass ash: Residual effects on plant yield, nutrition, cadmium accumulation and mycorrhizal status. Science of the Total Environment 575, 1168-1176.

DAKOFA 2018. Ny rapport om omfordeling af fosforoverskud fra husdyrgødning. https://dakofa.dk/element/ny-rapport-om-omfordeling-af-fosforoverskud-fra-husdyrgoedning/

DCE 2020 National Inventory Submissions 2020; Denmark. https://unfccc.int/ghg-inventories-annex-i-parties/2020

Eriksen J. et al 2014. Virkemidler til realisering af 2. generations vandplaner og målrettet arealregulering. DCA Rapport nr. 52.

EU 2012. Guidance on the interpretation of key provisions of Directive 2008/98/EC on waste https://ec.europa.eu/environment/waste/framework/pdf/guidance_doc.pdf

EU 2014. KOMMISSIONENS FORORDNING (EU) Nr. 592/2014. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:32014R0592&from=DA

EU 2017. KOMMISSIONENS FORORDNING (EU) 2017/1262 https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:32017R1262&from=DA

EU 2018. EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV om ændring af direktiv 2008/98/EF om affald. http://data.consilium.europa.eu/doc/document/PE-11-2018-INIT/da/pdf (se også https://ec.europa.eu/environment/waste/framework/)

Frandsen, T.Q. 2010 Separering af svinegylle med SepKon SK-4. Videncentret for Landbrug. Farm-Test nr. 45 (Bygninger), 17 pp.

Galazka, GA., Jonczyk, K., Gawryjolek, K., Ciepiel, J. 2019. The Impact of Biochar on Soil Quality and Microbial Functional Diversity. Bioresources 14, 7852-7868.

Gruus, I., Twardowski, J.P., Latawiec, A., Królczyk, J., Medynska-Juraszek, A. 2019a. The Effect of Biochar Used as Soil Amendment on Morphological Diversity of Collembola. Sustainability 11(18), artikel nr. 5126.

Gruus, I., Twardowski, J.P., Latawiec, A., Medynska-Juraszek, A., Królczyk, J. 2019b. Risk assessment of low-temperature biochar used as soil amendment on soil mesofauna. Environmental Science and Pollution Research 26, 18230-18239.

Hansen, M.N., Sommer, S.G., Hutchings, N.J., Sørensen, P. 2008. Emissionsfaktorer til beregning af ammoniakfordampning ved lagring og udbringning af husdyrgødning. DJF Husdyrbrug nr. 84. 43 pp.

Iversen, P.A. et al. 2005. Rapport fra arbejdsgruppen om afbrænding af fraktioner af husdyrgødning. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, 125 pp.

Jacobsen, B.H., Laugesen, F.M., Dubgaard, A., Bojesen, M. 2013. Biogasproduktion i Danmark – Vurderinger af drifts- og samfundsøkonomi. Frederiksberg: Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet. IFRO Rapport, nr. 220.

Jacobsen, B.H. 2017. Analyse af omkostningseffektiviteten ved anvendelse af miljøteknologi til recirkulation af fosfor fra husdyrgødning på baggrund af erfaringer fra Nederlandene, IFRO Udredning nr. 29/2017.

Kristensen, E.F., Kristensen, J.K., Sørensen, P., Hansen, M.N. 2009. Forbrænding af separeret husdyrgødning i mindre fyringsanlæg. Grøn Viden DJF Husdyrbrug nr. 50. 8pp.

Kristensen, I.S. 2006. Næringsstofindhold i 650 husdyrgødningsprøver fra Landsforsøgene. Ikke-publiseret data analyse. Danmarks Jordbrugsforskning, okt. 2006.

Kuligowski, K., Poulsen, T.G., Rubæk, G.H., Sørensen, P. 2010. Plant-availability to barley of phosphorus in ash from thermally treated animal manure in comparison to other manure based materials and commercial fertilizer. European Journal of Agronomy 33, 293-303.

Landbrugsstyrelsen 2019. Vejledning om målrettet regulering. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Natur_og_miljoe/Efterafgroeder/Vejledning_om_maalrettet_kvaelstofregulering_2019.pdf

Li, X., Rubæk, G.H., Sørensen, P. 2016. High plant availability of phosphorus and low availability of cadmium in four biomass combustion ashes. Science of the Total Environment 557-558, 851-860.

Li, X., Rubæk, G.H., Müller-Stöver, D.S., Thomsen, T.P., Ahrenfeldt, J., Sørensen, P. 2017. Plant Availability of Phosphorus in Five Gasification Biochars. Frontiers in Sustainable Food Systems. 1:2.

Maillard, E., Angers, D.A. 2014. Animal manure application and soil organic carbon stocks: a meta-analysis. Glob Chang Biol 20, 666-679.

McCormack, S.A., Ostle, N., Bardgett, R.D., Hopkins, D.W., Pereira, M.G., Vanbergen, A.J. 2019. Soil biota, carbon cycling and crop plant biomass responses to biochar in a temperate mesocosm experiment. Plant and Soil 440, 341-356.

Miljøstyrelsen 2009. Forbrænding og forarbejdning af husdyrgødning. https://mst.dk/affald-jord/affald/vejledende-udtalelser-og-afgoerelser-om-affald/vejledende-udtalelser-om-affald/forbraending-og-forarbejdning-af-husdyrgoedning/

Miljøstyrelsen 2011. Afbrænding af husdyrgødning. Teknologiudredning. https://mst.dk/media/mst/66870/Afbr%C3%A6nding%20af%20g%C3%B8dning_TU.pdf

Miljøstyrelsen 2018. Bekendtgørelse om delegering af kompetence til kommunalbestyrelsen i forbindelse med godkendelse og attestering af anlæg til forbrænding af husdyrgødning. https://hoeringsportalen.dk/Hearing/Details/61680

Miljø- og Fødevareministeriet 2019a. Bekendtgørelse om miljøregulering af dyrehold og om opbevaring og anvendelse af gødning. https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2019/760

Miljø- og Fødevareministeriet 2019b. Tillægsaftale til Aftale om målrettet regulering. https://www.regeringen.dk/media/6677/tillaegsaftale.pdf

Møller, H.B., Sommer, S.G., Ahring, B.K. 2002. Separation efficiency and particle size distribution in relation to manure type and storage conditions. Bioresource Technology 85, 189-196.

Ogunwande, G.A., Osunade, J.A., Adekalu, K.O., Ogunjimi, L.A.O. 2008. Nitrogen loss in chicken litter compost as affected by carbon to nitrogen ratio and turning frequency. Bioresource Technology 99, 7495-7503.

Pedersen, T.R. 2009. Separering af kvæggylle med Kemira 812P. FarmTest nr. 40 (Bygninger), 24 pp.

Perazzolo, F., Mattachini, G., Tambone, F., Misselbrook, T., Provolo, G. 2015. Effect of mechanical separation on emissions during storage of two anaerobically codigested animal slurries. Agriculture Ecosystems & Environment 207, 1-9.

Peters, K., Hjorth, M., Jensen, L.S., Magid, J. 2011. Carbon, Nitrogen, and Phosphorus Distribution in Particle Size-Fractionated Separated Pig and Cattle Slurry. Journal of Environmental Quality 40, 224-232.

Poulsen, H.D., Møller, H.B., Klinglmair, M., Thomsen, M. 2019. Husdyrs fosforudnyttelse og fosfors værdikæde fra husdyrgødning, bioaffald og spildevand: Faglig baggrundsrapport for fosforvidensyntese. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 82 s. - Videnskabelig rapport nr. 325

Schou, J.S., Gyldenkærne, S., Grant, R., Elmegaard, N., Palmgren, F. & Levin, G. 2006. Miljøkonsekvenser ved afbrænding af husdyrgødning med sigte på energiudnyttelse. Scenarieanalyse for et udvalgt opland Danmarks Miljøundersøgelser. 42 s. – Faglig rapport fra DMU. https://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR575.pdf

Sørensen, P., Børgesen, C.D. 2015. Kvælstofudvaskning og gødningsvirkning ved anvendelse af afgasset biomasse. DCA rapport nr. 65. 46 s.

Sørensen, P., Thomsen, I.K., Schröder, J.J. 2017. Empirical model for mineralisation of manure nitrogen in soil. Soil Research 55, 500-505.

Thomas, C., Idler, C., Ammon, C., Amon, T. 2020. Effects of the C/N ratio and moisture content on the survival of ESBL-producing Escherichia coli during chicken manure composting. Waste Management 105, 110-118.

Afgasning af husdyrgødning kombineret med højere udnyttelseskrav for afgasset gødning

Peter Sørensen[1], Per Kudsk[1] (skadegørere og pesticider), Beate Strandberg[2] (natur og biodiversitet), Marianne Bruus[2] (natur og biodiversitet), Gitte Holton Rubæk[1] (fosfor), Nicholas J. Hutchings[1] (klima), Brian H. Jacobsen[3] (økonomi)

Fagfællebedømmelse: Elly Møller Hansen[1], Ingrid K. Thomsen[1], Jørgen E. Olesen[1] (klima), Berit Hasler[4] (økonomi), Louise Martinsen[4] (økonomi)

[1]Agroøkologi, AU
[2]Bioscience, AU
[3]Fødevare- og Ressourceøkonomi, KU
[4]Miljøvidenskab, AU

Funktion og anvendelse

Ved bioforgasning af husdyrgødning og andet organisk materiale i biogasanlæg sker der en omsætning af organisk bundet kvælstof til mineralsk kvælstof. Da der generelt er en større udvaskning af kvælstof fra organisk bundet kvælstof, der løbende mineraliseres i jorden, end fra mineralsk kvælstof tilført om foråret, kan der i årene efter tilførsel forventes en lavere udvaskning fra den afgassede gødning i forhold til ubehandlet gødning.

Med de nuværende regler tages der ved fastsættelse af udnyttelseskrav for den afgassede gødning ikke hensyn til, at gødningen potentielt har en højere gødningsvirkning efter afgasning. Et højere udnyttelseskrav vil betyde, at der kan anvendes mindre supplerende handelsgødning ved anvendelse af biogasgødning.

Virkemidlet defineres som afgasning af husdyrgødning i biogasanlæg kombineret med øget udnyttelseskrav for den afgassede gødning.

Kvælstofeffekt

Sørensen & Børgesen (2015) har lavet modelberegninger af effekten af bioforgasning på kvælstofudvaskningen, og disse estimater er anvendt i de følgende beregninger. Estimaterne er baseret på en gennemgang af danske kvælstofudvaskningsstudier med organisk gødning, marginaludvaskning fra uorganisk N beregnet med N-LES4 modellen og en tidshorisont for kvælstofudvaskning baseret på en simpel mineraliseringsmodel for husdyrgødning (Sørensen & Børgesen, 2015).

Når afgasset gødning afsættes fra biogasanlæg, kan der i gødningsregnskabet tages udgangspunkt i en kemisk analyse af gødningen (gns. af 12 målinger pr. år), mens input til anlægget beregnes ud fra normværdier. Det betyder, at input af kvælstof ikke behøver at være det samme som output, og

det indebærer en ændret mulighed for anvendelse af supplerende handelsgødning sammen med gødningen, idet landbrugsbedrifter ved beregning af gødningsbehov skal tage udgangspunkt i den mængde kvælstof, der leveres fra biogasanlægget (kvælstofoutput fra biogasanlæg).

Udtræk af data fra gødningsregistreringer på de enkelte anlæg viste, at output var 15 % mindre end input til anlæggene i gennemsnit i 2016-17 (Tabel 1). I samme periode skete der dog en kraftig udbygning af biogasanlæg, og en del af forskellen skyldes sandsynligvis, at der var en lageropbygning på nogle anlæg (Sørensen & Pedersen, 2020). Ved separat udtræk af data fra anlæg uden større ændringer i input fra gødningsåret 2015-16 til 2016-17 var forskellen mellem input og output på 4,3 % (Tabel 1), og i det følgende er det antaget, at denne forskel vil være gældende under forhold med stabil produktion. Anlæggene med stabilt kvælstofinput behandlede i alt knap 10 % af al husdyrgødningen i Danmark, der i 2017 indeholdt 217.000 tons N (Blicher-Mathiesen et al., 2020). Det skal bemærkes, at der er betydelig variation mellem anlæggene. Det på papiret lavere kvælstofoutput i forhold til input betyder, at der gennemsnitligt kan anvendes mere handelsgødning, når den organiske gødning har passeret et biogasanlæg. Det øgede forbrug af handelsgødning kan beregnes ud fra reduktionen i kvælstofindhold ganget med udnyttelsesprocenten for den gødning, der tilgår et biogasanlæg. Her er beregnet, at dette medfører en øget gennemsnitlig udvaskning på 0,0044 kg N/kg behandlet N, varierende fra 0,003 kg N/kg N på lerjord til 0,006 kg N/kg N på sandjord (Tabel 1). Marginaludvaskningen fra handelsgødning er antaget at være 12 % på lerjord og 24 % på sandjord og i gennemsnit 18 % (Sørensen & Børgesen, 2015).

Tabel 1. Sammenligning af input og output af kvælstof fra biogasanlæg baseret på udtræk af data fra Landbrugsstyrelsen. Der er dels lavet udtræk fra alle registrerede biogasanlæg i gødningsåret 2016-17, samt separat udtræk fra anlæg uden store ændringer i kvælstofinput i forhold til den foregående planperiode. Endvidere er angivet vægtet udnyttelsesprocent fra de samme anlæg, og betydningen af øget gødning på grund af reduceret kvælstofoutput fra anlæg er beregnet under antagelse af en marginaludvaskning på 18 %.

2016-2017	Alle biogasanlæg	Anlæg uden stor ændring i N input (2016-2017)
N input (tons N/år)	34087	20658
N output (tons N/år)	29046	19765
Differens input – output (tons N/år)	5041	893
Differens input – output (%)	15	4.3
Vægtet udnyttelsesprocent (%)	63	56
Marginaludvaskning (%) (handelsgødning, gns. sand og lerjord) (Børgesen et al., 2015)	18	18
Øget kvælstofudvaskning (tons N/år) [1)]	575	91
Øget kvælstofudvaskning (kg N/kg N input) (gns. sand og lerjord)	0,0169	0,0044
Andel af al husdyrgødning afgasset (%) [2)]	15,7	9,5

1) Beregnet som (kvælstofinput- kvælstofoutput) x udnyttelsesprocent x marginaludvaskning for handelsgødning

2) Kvælstofinput i forhold til en samlet mængde N i husdyrgødning på 217.000 tons N

Sørensen & Børgesen (2015) vurderede, at den potentielle gødningsvirkning kan øges med 5-8 %-point ved bioforgasning, når der også tages højde for en lavere eftervirkning. Jensen (2015) estimerede tilsvarende en øget potentiel gødningsvirkning omkring 8-10 %-point i modelberegninger. I Tabel 2 er effekten af et øget udnyttelseskrav på henholdsvis 5 og 10 %-point beregnet. Den samlede effekt er beregnet ved et øget udnyttelseskrav på 5 %-point.

En øget gødningsvirkning efter afgasning kan forventes at blive udnyttet som en normreduktion, der kan konverteres til en reduktion i andelen af etablerede efterafgrøder. Det vil typisk betyde en mindre udgift forbundet med etablering af efterafgrøder. Det skal dog også bemærkes, at den øgede gødningsvirkning kun kan udnyttes fuldt ud, hvis ammoniaktab kan undgås (Sørensen & Børgesen, 2015; Jensen, 2015). Ved slangeudlægning af afgasset gylle i etableret afgrøde er betydelige ammoniaktab næsten uundgåelige, men tabene kan reduceres ved forsuring, gylleseparering og/eller nedfældning. Forsuring af afgasset gylle er vanskeligt og kræver et højt forbrug af syre. Et alternativ er nedfældning af gyllen, hvilket også medfører en meromkostning.

I Tabel 2 er angivet reduktion i kvælstofudvaskning ved bioforgasning af husdyrgødning set over en 3-årig, 10-årig og en 50-årig horisont på lerjord med lav nedbør og på sandjord med høj nedbør. Der er beregnet en vægtet effekt på sand- og lerjord i overensstemmelse med, at 80 % af husdyrgødningen i Danmark udbringes på sandjord med høj nedbør og 20 % på lerjord, der ofte også er knyttet til områder med lavere nedbør (Blicher-Mathiesen et al., 2020). Effekten på længere sigt er meget usikker og bl.a. afhængig af afgrødefordeling, herunder andelen af efterafgrøder der etableres i fremtiden. Der er ikke nogen effekt af selve bioforgasningen på udvaskningen i det første år, men en effekt af ændret kvælstofoutput (Tabel 1) og ændret udnyttelseskrav opnås allerede i første år. Mængden af organisk bundet kvælstof, der efterlades i jorden efter 3 år, forventes kun en anelse lavere efter en bioforgasning, idet mængden af stabiliseret kulstof er stort set uændret (Thomsen et al., 2013). Omkring 50 % af det organiske kvælstof findes i jorden efter 3 år.

Hvis bioforgasningen medfører øget dyrkning og anvendelse af energiafgrøde, typisk som majsensilage, medfører det, at effekten på udvaskningen bliver mindre (Tabel 2) og kan medføre en øget kvælstofudvaskning (Sørensen & Børgesen, 2015). Denne øgning i udvaskning ved anvendelse af energiafgrøder til biogas skyldes, at det samlede input af kvælstof i gødning stiger, idet udnyttelseskravet til kvælstof i energiafgrøden kun er 40 % i forhold til den handelsgødning, den går ind og erstatter. I gødningsåret 2016-17 blev der registreret et gennemsnitligt input af kvælstof til biogasanlæg med energiafgrøderne majs, roer og græs på 485 tons N, svarende til 1,4 % af det samlede kvælstofinput. Det antages her, at denne andel af energiafgrøder også vil indgå i fremtidens biogas, og effekten af energiafgrøder i biogasanlæg er også vist og indregnet i Tabel 2. Effekten af energiafgrøder er beregnet som en effekt på udvaskningen pr. kg kvælstof i energiafgrøde baseret på scenarieberegning i Sørensen & Børgesen (2015) ved indregning af et udnyttelseskrav på 40 % for kvælstof i tilført energiafgrøde. Der er her ikke taget hensyn til eventuelle forskelle i udvaskning ved dyrkningen af energiafgrøden i forhold til alternative afgrøder.

Øget genanvendelse af organisk affald i biogasanlæg øger kvælstofudvaskningen i forhold til en forbrænding, men kan også medvirke til at forbedre jordens frugtbarhed. Det vurderes dog på basis af fremskrivninger i Miljøstyrelsens affaldsmodel FRIDA, at markedet for organisk affald er stort set udtømt i Danmark, så der ikke er mulighed for at øge input af dansk affald yderligere (Sørensen & Pedersen, 2020). Det er dog vigtigt at bemærke, at der allerede sker en import af organisk affald til biogasanlæg fra udlandet, og at denne kan forventes at stige ved en udbygning af biogasproduktionen. Effekten heraf er ikke indregnet, idet omfanget er meget usikkert.

Den samlede effekt af bioforgasning ved et øget udnyttelseskrav på 5 %-point er estimeret til 1,0 kg N/100 kg N på lerjord med lav nedbør og 1,8 kg N/100 kg N på sandjord, når der regnes med en treårig effekt (Tabel 2).

Tabel 2. Effekter af bioforgasning på reduktion i kvælstofudvaskning på kortere (3 år) og længere sigt (10 og 50 år) beregnet på basis af Sørensen & Børgesen (2015), effekt af gennemsnitligt reduceret kvælstofoutput i forhold til kvælstofinput på anlæg, effekt af energiafgrøder, samt effekt af øget udnyttelseskrav på 5 % point, angivet som kg N/100 kg N i husdyrgødning. Estimater er vist for sandjord med høj nedbør og lerjord med lav nedbør samt vægtet effekt ved tilførsel af 80 % af gødningen på sandjord.

Komponent	Lerjord			Sandjord			Vægtet gns. ler- og sandjord		
	3 år	10 år	50 år	3 år	10 år	50 år	3 år	10 år	50 år
Effekt af bioforgasning [1)]	0,8	1,2	1,8	1,5	2,2	3,4	1,3	2	3,08
Effekt af reduceret N output fra anlæg	-0,3	-0,3	-0,3	-0,6	-0,6	-0,6	-0,54	-0,54	-0,54
Effekt af energiafgrøder til biogas [2)]	-0,11	-0,16	-0,19	-0,20	-0,31	-0,36	-0,18	-0,28	-0,32
Effekt af øget udnyttelseskrav på 5% point	0,57	0,57	0,57	1,15	1,15	1,15	1,03	1,03	1,03
Effekt af øget udnyttelseskrav på 10% point	1,15	1,15	1,15	2,29	2,29	2,29	2,06	2,06	2,06
Samlet effekt (ved øget udnyttelseskrav på 5 %)	1,0	1,3	1,9	1,8	2,4	3,6	1,6	2,2	3,2

1) 75 % kvæggylle og 25 % dybstrøelse (Sørensen & Børgesen, 2015)
2) Effekten af energiafgrøder skyldes, at det samlede kvælstofinput stiger (Sørensen & Børgesen, 2015)

Timing

Virkemidlet vil ikke påvirke årsvariationen i kvælstofudvaskning.

Overlap i forhold til andre virkemidler

Effekten af bioforgasning har overlap i forhold til drænvirkemidler, efterafgrøder og vådområder, idet biogas vil have effekt på de samme arealer. Endvidere vil der være overlap i forhold til ændrede udnyttelseskrav for husdyrgødning. Ændringer i de generelle udnyttelseskrav for husdyrgødning vil også have indflydelse på effekten af dette virkemiddel.

Sikkerhed på data.

Det er ikke muligt at give en præcis usikkerhed. Den beregnede effekt afhænger i høj grad af udvaskningsfaktoren på mineraliseret kvælstof i jord i forhold til udvaskningen fra forårstilført mineralsk kvælstof. Usikkerheden herpå vurderes til omkring +/- 50 %.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Det vurderes, at effekten af biogas kun kan beregnes med kvælstofmodeller. Sådanne modeller findes allerede.

Forudsætninger og potentiale

Potentielt kan al husdyrgødning behandles i biogasanlæg svarende til ca. 217.000 tons N/år, men dette er ikke realistisk. Etablering af biogasanlæg er en stor og langsigtet investering, der indtil videre er helt afhængig af økonomisk tilskud til biogasproduktionen. Det kræver derfor flere års planlægning at øge biogasproduktionen.

Med en ny lov er der stoppet for tilgang af nye anlæg med de gældende støtteordninger efter 1. januar 2020, og samtidig indføres individuelle produktionslofter for støttemodtagere, som er omfattet af ordningerne (Energi, Forsynings- og Klimaministeriet, 2019). I nye anlæg kan der ikke opnås en støtte i 20 år som tidligere. Baggrunden er, at der i dag gives mere støtte til biogasproduktion end forventet, fordi priserne på gas ikke er steget så meget som forventet. Det må forventes, at støtten fremover i højere grad vil blive givet i konkurrence med andre teknologier, der reducerer drivhusgasemissionen.

En ændring af udnyttelseskravet for afgasset gødning kan give en hurtigere effekt, og vil også have en effekt for den gødning, der allerede afgasses i dag. Med en antagelse om at 19 % af husdyrgødningen afgasses i 2020, kan forventes en reduceret kvælstofudvaskning fra rodzonen på 425 tons N/år (19 % x 217000 tons N x 1,03 %) inden for 5 år ved en forøgelse af udnyttelseskravet på 5 %-point i forhold til det nuværende udnyttelseskrav (Tabel 2). Den dobbelte effekt opnås ved en forøgelse af udnyttelseskravet med 10 %-point.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Uændret i forhold til nuværende regulering.

Sideeffekter

Skadegørere og pesticider

Der forventes ingen effekter på forekomst af skadegørere og pesticidforbrug.

Natur og biodiversitet

Vurderingen af effekten af virkemidlet på natur og biodiversitet er fokuseret på effekten af anvendelsen af den afgassede gødning på marken. Der kan forventes en vis gavnlig effekt af den afgassede gødning på jordbundsorganismer, men der foreligger ikke egentlig dokumentation af dette, hvorfor effekten af virkemidlet på natur og biodiversitet er baseret på generel økologisk viden. Der forventes en positiv effekt svarende til ubehandlet gødning. Kulstofinput til jorden reduceres efter afgasning (Thomsen et al., 2013). Det betyder også, at det samlede grundlag for mikrobiel aktivitet reduceres. Dette vurderes dog samlet set ikke at have en effekt på natur og biodiversitet.

Fosfor

Overordnet set vil virkemidlet næppe have betydende effekt på fosfortabet til vandmiljøet på kort sigt men vil kunne bidrage til en bedre fordeling af fosfor på det dyrkede areal, såfremt fosforproblematikken inddrages i virkemidlets endelige udformning.

Klima

Ved bioforgasning estimeres en reduktion i drivhusgasemissionen. Metanemissionen fra gylle blev revurderet af Petersen et al. (2020), som beregnede en 39 % reduktion for kvæggylle, og en 17 % reduktion for svinegylle. For lattergas forventes en lille forøgelse som følge af øget risiko for ammoniakfordampning fra afgasset gylle. Det antages, at biogasbehandling ikke påvirker kulstoflagring, i overensstemmelse med aktuelle opgørelser af jordens kulstoflager. Energiproduktion er beregnet på basis af tørstof i kvæg- og svinegylle vægtet mellem flere kategorier (Mikkelsen et al., 2016) og en antagelse om 80 % organisk tørstof. Netto-effekterne er en drivhusgasreduktion på 37 kg CO_2-ækv./ton kvæggylle, og 32 kg CO_2-ækv./ton svinegylle. Klimaeffekten i forhold til kvælstof i den afgassede gødning beregnes til 1,0 tons CO_2-ækv./100 kg N i kvæggylle, og 0,7 tons CO_2-ækv./100 kg N i svinegylle. Reduktionen i nitratudvaskningen beskrevet ovenfor vil også bidrage til en yderligere reduktion i lattergasemission, men effekten heraf udgør kun 0,4 kg CO_2-ækv./tons gødning (Olesen et al., 2020).

Økonomi

Økonomien i biogasanlæg er analyseret i en række rapporter (bl.a. Jacobsen et al. (2013); Jacobsen et al. (2014) samt i en række analyser af Miljøstyrelsen). Der er her ikke foretaget nye selvstændige økonomiske analyser af biogas, idet der henvises til tidligere analyser (Jacobsen et al., 2014). Det vil være relevant med nye økonomiske analyser, når aftaler omkring det fremtidige støtteniveau er på plads. Indtil da vurderes omfanget af nye anlæg at være begrænset, da anlæg uden støtte i dag ikke vurderes som rentable.

Afgasning af gylle og den afledte højere kvælstofudnyttelse er i dag en gevinst for en del landmænd, og de uændrede udnyttelseskrav efter afgasning har således været anvendt som incitament til at øge omfanget af biogas i Danmark, specielt da kvælstofnormerne var under de økonomisk optimale niveau frem til 2015.

Som anført tidligere betyder afgasning, at den potentielle udnyttelse af husdyrgødningen stiger med 5-8 %. Denne gevinst betyder, at en eventuel normreduktion som følge af krav i forbindelse med målrettet regulering bliver lettere og billigere at opnå (Landbrugsstyrelsen, 2019).

På landsplan vil et øget udnyttelseskrav på 5 % reducere forbruget af handelsgødning med 2.060 tons N (217.000 x 0,19 x 0,05), svarende til en reduktion i omkostningerne til handelsgødning på 15,7 mio. kr. årligt (gødningspris på 7,6 kr./kg N). Som anført vurderes det, at udvaskningen reduceres med ca. 425 tons N.

Det skulle i praksis være muligt at gennemføre denne justering, uden at det har en negativ påvirkning på udbyttet i de fleste tilfælde, da de nye krav svarer til den faktisk mulige udnyttelse af kvælstof i husdyrgødningen. Dog vil man ikke længere have det øgede incitament til at modtage gylle fra biogasanlæg, som der var tidligere. Genvinsten ved sparet handelsgødning kan budgetøkonomisk opgøres til 37 kr./kg N i reduceret udvaskning. Velfærdsøkonomisk er gevinsten opgjort til 47 kr./kg N.

Der er som anført ikke foretaget detaljerede økonomiske beregninger i forhold til nye anlæg, da omkostningerne i forhold til biogas er meget usikre i øjeblikket. Ses der bort fra biogasdelen, vil tiltaget kunne reducere omkostningerne til handelsgødning og dermed være en økonomisk gevinst.

Opsummering

Afgasning af husdyrgødning medfører på lidt længere sigt en reduktion i kvælstofudvaskningen, fordi der i jorden efterlades mindre organisk bundet kvælstof, der har en højere risiko for udvaskning end mineralsk kvælstof tilført om foråret. Med de nuværende bestemmelser sker der en nedskrivning af kvælstofmængden, når gødningen kommer gennem anlæg. Det betyder, at der gennemsnitligt kan anvendes lidt mere handelsgødning efter afgasning eller at der kan anvendes en kvotenedsættelse, der kan konverteres til reduktion i arealet med efterafgrøder.

Den samlede effekt af bioforgasning ved et øget udnyttelseskrav på 5 %-point er estimeret til 1,0 kg N/100 kg N på lerjord med lav nedbør og 1,8 kg N/100 kg N på sandjord, når der regnes med en treårig effekt. Et øget krav reducerer omkostningerne til handelsgødning med ca. 16 mio kr., idet det antages, at det øgede krav kan opnås, og at der derfor ikke sker en reduktion i udbytterne. Gevinsten svarer til en budgetøkonomisk gevinst på 37 kr./kg N i reduceret udvaskning. Velfærdsøkonomisk er gevinsten 47 kr./kg N.

Effekt, sikkerhed og økonomi

Virkemiddel	Referencepraksis	Årlig kvælstofeffekt (% af total N behandlet)	Timing	Overlap	Budgetøkonomiske omkostninger (kr./kg N)	Velfærdsøkonomiske omkostninger (kr./kg N)
Afgasning af husdyrgødning kombineret med højere udnyttelseskrav for afgasset gødning (**) [1]	Ubehandlet husdyrgødning	1-1,8	Nej	Ja	-37	-47

[1] Estimaterne anses for noget usikre og er baseret på ekspertskøn med et foreløbigt datagrundlag.

Sideeffekter

Virkemiddel	Skadegørere og pesticider [1]	Natur og biodiversitet [1]	Fosfor [1]	Klima [1]
Afgasning af husdyrgødning kombineret med højere udnyttelseskrav for afgasset gødning	0	0	0	+

[1] '+': gunstig virkning; '-': ugunstig virkning; '0': neutral eller marginal afledt miljøeffekt.

Referencer

Blicher-Mathiesen, G., Olesen, J.E., Jung-Madsen, S. 2020. Opdatering af Baseline 2021. Teknisk rapport fra DCE nr. 162, 135pp.

Energi, forsynings- og klimaministeriet 2019. Svar på spørgsmål 247. Alm. del. https://www.ft.dk/samling/20181/almdel/efk/spm/247/svar/1572956/2042985/index.htm

Jacobsen, B.H., Laugesen, F.M., Dubgaard, A. 2014. Farm and socialeconomic perspective on the economics of biogas. Jour. Int. Farm Management 3, nr. 3.

Jacobsen, B.H., Laugesen, F., Dubgaard, A., Bojesen, M. 2013. Drifts- og samfundsøkonomi i biogas. Rapport nr. 220. IFRO, KU.

Jensen L.S. 2015. Udvikling af beregningsmodel til bestemmelse af gødningsværdi og fastsættelse af udnyttelsesprocent for biomasser til biogasanlæg. Rapport for Miljøstyrelsen, udgivet af Institut for Plante- og Miljøvidenskab, Københavns Universitet. 41 s.

Landbrugsstyrelsen 2019. Vejledning om målrettet regulering. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Natur_og_miljoe/Efterafgroeder/Vejledning_om_maalrettet_kvaelstofregulering_2019.pdf

Mikkelsen, M.H., Albrektsen, R., Gyldenkærne, S. 2016. Biogasproduktions konsekvenser for drivhusgasudledning i landbruget. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 41 s. - Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 197. http://dce2.au.dk/pub/SR197.pdf

Olesen, J.E., Petersen, S.O., Sørensen, P., Møller, H.B., Nyord, T., Sommer S.G. 2020. Bæredygtig biogas – klima- og miljøeffekter af biogasproduktion. Udkast til rapport fra Aarhus Universitet bestilt af Energistyrelsen (under review).

Sørensen, P., Børgesen, C.D. 2015. Kvælstofudvaskning og gødningsvirkning ved anvendelse af afgasset biomasse. DCA rapport nr. 65. 46 s. http://web.agrsci.dk/djfpublikation/index.asp?action=show&id=1203

Sørensen, P., Pedersen, B.F. 2020. Effekter af bioforgasning og genanvendt organisk affald. I Opdatering af Baseline 2021. Teknisk rapport fra DCE nr. 162, p.51-58.

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.

Skærpelse af N-udnyttelseskrav for udvalgte typer husdyrgødning

Peter Sørensen[1], Per Kudsk[1] (skadegørere og pesticider), Marianne Bruus[2] (natur og biodiversitet), Beate Strandberg[2] (natur og biodiversitet), Gitte Holton Rubæk[1] (fosfor), Nicholas J. Hutchings[1] (klima), Brian H. Jacobsen[3] (økonomi)

Fagfællebedømmelse: Ingrid K. Thomsen[1], Elly Møller Hansen[1], Jørgen E. Olesen[1] (klima), Berit Hasler[4] (økonomi), Louise Martinsen[4] (økonomi)

[1]Agroøkologi, AU
[2]Bioscience, AU
[3]Fødevare- og Ressourceøkonomi, KU
[4]Miljøvidenskab, AU

Funktion og anvendelse

Udnyttelseskravet for husdyrgødning angiver, hvor stor en andel af kvælstof i husdyrgødning, der skal indregnes i gødningsregnskaber, og dermed hvor meget supplerende kvælstofgødning landbrugsbedrifter kan anvende. Med dette virkemiddel øges udnyttelseskravet for udvalgte typer husdyrgødning. De justerede krav baseres på en faglig vurdering af, hvilken gødningsvirkning der kan opnås i praksis set over en tiårig horisont, hvor der tages hensyn til den forventede eftervirkning af husdyrgødning de første 10 år efter tilførslen. I Tabel 1 er vist de nuværende udnyttelseskrav samt forslag til ændrede krav.

Ændringer i udnyttelseskrav forventes ikke at ændre på mængden af udbragt husdyrgødning, men vil udelukkende have betydning for, hvor meget handelsgødning der kan udbringes, og effekten heraf kan beregnes ud fra marginaludvaskningen fra tilført handelsgødning. Tiltaget kan have indflydelse på, hvor let det er at afsætte overskydende husdyrgødning til andre bedrifter.

Scenarie 1: ændret udnyttelseskrav for udvalgte gødningstyper

De foreslåede udnyttelseskrav i Tabel 1 er baseret på en udredning af Petersen & Sørensen (2008) samt notat af Sørensen & Vinther (2015). De foreslåede udnyttelseskrav for faste gødninger er baseret på den gødningsvirkning, der kan opnås ved indarbejdning af gødningen før såning af afgrøde (scenarie 1). Gødningsvirkningen af ajle har hidtil været sat lavt, mens virkningen af fast gødning har været fastsat højt i forhold til det opnåelige (Petersen & Sørensen, 2008). Hvis udnyttelseskrav for ajle øges, foreslås det samtidigt at reducere udnyttelseskravet til fast husdyrgødning. Udnyttelseskravene til svinegylle og kvæggylle foreslås ikke ændret her, idet der ved vurdering af opnåelig gødningsvirkning er indregnet, at en del af svinegyllen slangeudlægges på vinterafgrøder og en del af kvæggyllen udbringes på græs, hvor der selv ved nedfældning eller forsuring må påregnes ammoniaktab.

Petersen & Sørensen (2008) vurderede, at de nuværende udnyttelseskrav for svine- og kvæggylle er tæt på de praktisk opnåelige.

Tabel 1. Nuværende udnyttelseskrav (Anonym, 2019) og foreslåede udnyttelseskrav, samlet kvælstofmængde i forskellige typer husdyrgødning og mængde til økologiske bedrifter (AU udtræk af data fra nyeste gødningsregnskaber 2016-17), samt betydning af ændret krav på kvælstofnorm (husdyrgødning til økologiske bedrifter er fraregnet). Marginaludvaskningen fra den sparede handelsgødning er beregnet med en udvaskningsfaktor på 20 % (Børgesen et al., 2015).

Gødningstype	Nuværende udnyttelseskrav	Foreslået udnyttelseskrav	Differens	Mængde total	Mængde økologi	Handelsgødning ækvivalent [1]	Marginaludvaskning handelsgødning
	(%)	(%)	(%-point)	(tons N/år)	(tons N/år)	(tons N/år)	(tons N/år)
Svinegylle	75	75					
Kvæggylle	70	70					
Minkgylle	70	75	5	1288	266	51	10
Fjerkrædybstrøelse	45	80	35	7800	1170 [2]	2320	464
Fjerkrægylle	70	80	10	22	12	1	0,2
Fjerkræ, fast gødning	65	80	15	-			
Ajle	65	85	20	567	21	109	22
Fast gødning	65	55	-10	495	73	-42	-8
Dybstrøelse	45	50	5	17761	2664	755	151
Total				27932	4206	3194	639

1) Beregnet som: (tons N total – tons N til økologi) x ændret udnyttelseskrav.

2) Der findes ikke opgørelse af fjerkrædybstrøelse til økologi, men det er antaget, at 15 % af fjerkrædybstrøelse anvendes på økologiske bedrifter svarende til andelen for indberettet dybstrøelse til økologiske bedrifter (2016-17).

Den høje udnyttelsesprocent på 80 % for fast fjerkrægødning og fjerkrædybstrøelse er baseret på ældre Landsforsøg samt forsøg udført ved det forhenværende Danmarks Jordbrugsforskning (Petersen & Sørensen, 2008). Der findes dog nyere svenske forsøg, hvor der er fundet en relativ lav førsteårsvirkning af fast fjerkrægødning (Delin, 2011) og dermed også en lavere samlet virkning end 80 %. I de svenske forsøg blev fjerkrægødning indarbejdet ved en øverlig harvning, og den lave virkning kan skyldes, at der har været et betydeligt ammoniaktab ved en sådan indarbejdning. Det vurderes, at der kan opnås en høj virkning ved nedpløjning af fjerkrægødning som i de danske forsøg.

En stramning af udnyttelseskravet for afgasset gylle er behandlet separat under kapitlet *Afgasning af husdyrgødning kombineret med højere udnyttelseskrav for afgasset gødning* (denne rapport).

De angivne mængder kvælstof i forskellige typer husdyrgødning i Tabel 1 er hentet fra indberetninger i gødningsregnskaberne fra 2016-17, der er den pt. nyeste tilgængelige opgørelse. I gødningsregnskaberne optræder fjerkrædybstrøelse og fast fjerkrægødning ikke separat, mens fjerkrægylle er en separat kategori. Mængden af kvælstof i fjerkrædybstrøelse er fastsat på basis af en separat opgørelse af kvælstof i al fjerkrægødning og er beregnet som differensen mellem den samlede

mængde fjerkrægødning og fjerkrægylle. Det er således antaget, at al fast fjerkrægødning er kategoriseret som dybstrøelse, og der er ikke anført noget fast fjerkrægødning i Tabel 1. Det må forventes, at en lille andel af den faste fjerkrægødning indberettes som fast gødning (med udnyttelseskrav på 65 %) og ikke som dybstrøelse (udnyttelseskrav 45 %). Det betyder, at den faktiske effekt af stramningen vil være lidt mindre end angivet i Tabel 1. Det har ikke været muligt at få data på, hvor stor en andel af fjerkrægødning der anmeldes som dybstrøelse.

I Tabel 1 er angivet mængden af husdyrgødning anvendt på økologiske bedrifter i 2016-17. Ved beregning af effekten er denne del trukket ud, idet ændringer i udnyttelseskravet ikke vil have effekt for gødning anvendt på økologiske bedrifter. Det betyder også, at ændringer i det økologiske areal vil have betydning for effekten af dette virkemiddel. Der har efter 2017 været et stigende økologisk areal, og effekten heraf er ikke indregnet. Da de økologiske regler om gødningsanvendelse tager udgangspunkt i "virksomt kvælstof", svarende til udnyttelseskravet, kan en ændring af udnyttelseskrav også påvirke anvendelsen af gødning på økologiske bedrifter. Dette er ikke indregnet her.

Scenarie 2: stramt udnyttelseskrav for gylle

Man kan overveje at gennemføre en yderligere stramning også af udnyttelseskravet for svine- og kvæggylle samt afgasset gylle (se også kapitlet *Afgasning af husdyrgødning kombineret med højere udnyttelseskrav for afgasset gødning*, denne rapport). En sådan stramning kan måske give incitament til en yderligere optimering af udnyttelsen af gyllen. Her vurderes det dog, at en sådan stramning ikke vil medføre ændringer i udbringningsteknik, idet det økonomiske incitament ved en stramning er betydeligt lavere, end det incitament man havde til at optimere udnyttelsen af husdyrgødning før 2016, hvor man havde kvælstofnormer, der lå 15-20 % under det økonomisk optimale.

Det vurderes, at der potentielt kan opnås en gødningsvirkning, der er ca. 5 % højere end det nuværende udnyttelseskrav, hvis al gylle enten nedfældes eller forsures, og ammoniaktabet derved reduceres. En reduktion i ammoniaktabet medfører imidlertid også, at der bliver mere kvælstof tilbage i jorden, der kan udvaskes. Hvis en stramning af udnyttelseskravet på 5 %-point opvejes fuldstændigt af en reduktion i ammoniakfordampningen svarende til 5 % af total N i gyllen, vil der ikke være nogen nettoeffekt på den direkte udvaskning fra arealet. Reduktionen i ammoniakfordampning vil dog have betydning for indirekte udvaskning. Det kan forventes, at 30 % af det fordampede kvælstof afsættes igen på dansk jord (Petersen & Sørensen, 2008). Hvis det antages, at 33 % heraf udvaskes igen (Blicher-Mathiesen et al., 2020), betyder det reducerede ammoniaktab en reduktion i kvælstofudvaskningen svarende til 10 % af ammoniaktabet. I denne situation vil nettoeffekten på udvaskningen således kun være halvt så stor (Tabel 2).

Det skal også tilføjes, at en reduktion i ammoniakemissionen derudover vil reducere den direkte tilførsel af deponeret kvælstof til vandmiljøet.

Tabel 2. Effekter af et scenarie 2 med stramt udnyttelseskrav (+ 5 %-point) for svine- og kvæggylle samt afgasset gylle på reduktion i forbrug af handelsgødning og reduktion af udvaskning, samt beregnet nettoeffekt på kvælstofudvaskningen, hvis der samtidigt sker en af reduktion af ammoniaktab svarende til 5 % af total N i gyllen. Der er regnet med en marginaludvaskning fra handelsgødning på 20 % (Børgesen et al., 2015). Gylle tilført økologiske bedrifter (2016-17) er fratrukket.

Gødningstype	Aktuelt udnyttelseskrav	Stramt udnyttelseskrav	Øget krav	Mængde total	Mængde økologi	Handelsgødning ækvivalent [1)]	Marginal udvaskning handelsgødning	Reduktion i udvaskning ved reduceret ammoniaktab (5 % af total N)
	(%)	(%)	(%-point)	(tons N/år)	(tons N/år)	(tons N/år)	(tons N/år)	(tons N/år)
Svinegylle	75	80	5	38459	2705	1788	358	179
Kvæggylle	70	75	5	39449	8084	1568	314	157
Blandet gylle	72,5	77,5	5	81899	6870	3751	750	375
Afgasset gylle	Variabel	Variabel	5	13091	213	644	129	64
Total				172898	17873	7751	1550	775

[1)] Beregnet som: (tons N total – tons N til økologi) x ændret udnyttelseskrav.

Kvælstofeffekt

Effekten beregnes som reduktion i tilført handelsgødning ganget med marginaludvaskningen fra tilført handelsgødning (Børgesen et al., 2015). Den kortsigtede gennemsnitlige marginaludvaskning fra handelsgødning er sat til 20 % under hensyn til, at 80 % af husdyrgødningen udbringes på sandjord og i områder med relativ høj nedbør. Hvis alle de foreslåede ændringer i udnyttelseskrav gennemføres, kan det give en reduktion i kvælstofudvaskningen fra rodzonen på 639 tons N/år (Tabel 1). Denne effekt forudsætter, at tiltaget ikke medfører ændringer i praksis for udbringning af husdyrgødning, som f.eks. kan betyde ændrede ammoniaktab.

I scenarie 2 med et opstrammet udnyttelseskrav til gylle på 5 %-point medfører det reducerede forbrug af handelsgødning en reduktion i kvælstofudvaskningen på 1.550 tons N fra rodzonen, hvis stramningen ikke medfører ændringer i håndteringen af gylle (Tabel 2). Hvis stramningen hypotetisk samtidigt medfører reduktion i ammoniaktabet svarende til 5 % af total N i gyllen, vil nettoeffekten på kvælstofudvaskningen kun være den halve, svarende til 775 tons N fra rodzonen.

Timing

Der er ikke mulighed for timing af virkemidlet.

Overlap i forhold til andre virkemidler

Der vil være overlap med f.eks. minivådområder og efterafgrøder. For scenarie 2 er der overlap med *Afgasning af husdyrgødning kombineret med højere udnyttelseskrav for afgasset gødning* (denne rapport)

Sikkerhed på data

Der vil være samme usikkerhed som for *Reduceret tilførsel af mineralsk kvælstofgødning* (denne rapport)

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Det vurderes, at der eksisterer tilstrækkelige data.

Forudsætninger og potentiale

Forudsætninger og potentiale er sammenstillet i Tabel 1. Det samlede potentiale, svarende til marginaludvaskningen fra den sparede handelsgødning, er opgjort til 639 tons N/år.

For scenarie 2 (Stramt udnyttelseskrav for gylle) kan det anføres, at ca. 20 % af gylle bioforgasses og at dette indgår i *Afgasning af husdyrgødning kombineret med højere udnyttelseskrav for afgasset gødning* (denne rapport).

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Uændret i forhold til nuværende regulering.

Sideeffekter

Skadegørere og pesticider

Der forventes ingen effekter på forekomst af skadegørere og pesticidforbrug.

Natur og biodiversitet

Der forventes ingen effekt af virkemidlet på natur og biodiversitet. Vurderingen er udelukkende baseret på potentielle effekter på markfladen.

Fosfor

Der forventes ingen effekt på udvaskningen af fosfor.

Klima

En skærpelse af udnyttelseskravet for kvælstof vil reducere handelsgødningsforbruget og dermed den direkte lattergasemission fra udbragt handelsgødning, og den indirekte lattergasemission fra både ammoniakemission og kvælstofudvaskning. En oversigt over effekterne er vist i Tabel 3. Det er antaget, at husdyrgødningen håndteres på samme vis efter en stramning af udnyttelseskravet.

Tabel 3. Direkte og indirekte effekter af ændret anvendelse af handelsgødning på lattergasemissionen ved en stramning af udnyttelseskrav i scenarie 1 og scenarie 2.

Gødningstype	Reduktion af handelsgødning	Reduktion i direkte N_2O fra handelsgødning	Reduktion i indirekte N_2O fra udvaskning	Reduktion i indirekte N_2O fra NH_3 emission	I alt
	(tons N/år)	(kt CO_2-ækv.)			
Scenarie 1:					
Udvalgte typer	3.194	15,0	1,40	0,30	16,6
Scenarie 2:					
Svinegylle	1.788	8,4	0,77	0,17	9,31
Kvæggylle	1.568	7,34	0,68	0,15	8,17
Blandet gylle	3.751	17,6	1,62	0,35	19,53
Afgasset gylle	644	3,0	0,28	0,06	3,35
Total (Scenarie 2)	7.751	36,30	3,34	0,73	40,36

Den samlede reduktion i klimagasemissioner svarer til cirka 5,2 kg CO_2-ækv./reduceret kg N input for både scenarie 1 og 2.

Økonomi

Som anført sker der i scenarie 1 en skærpelse af udnyttelseskravet for en række gødningstyper og en lempelse for fast gødning (Tabel 1). I scenarie 2 sker der en stramning af udnyttelseskravet for svinegylle, kvæggylle og afgasset gylle.

Scenarie 1

En stramning af udnyttelseskrav, som angivet i scenarie 1, vil betyde et mindre indkøb af handelsgødning, svarende til den mængde der er angivet i Tabel 1. Omvendt kan det for nogle bedrifter betyde et mindre fald i udbyttet og i proteinniveauet, selvom det er på den flade del af udbyttekurven. I andre tilfælde, hvor udnyttelsen af husdyrgødning i dag er højere end kravet, forventes ingen reduktion i udbyttet. Som det fremgår, er det primært udnyttelseskravet for dybstrøelse fra fjerkræ, der øges betydeligt (+35 %). For at nå dette kræves, at en større del af dybstrøelsen kan nedpløjes om foråret, og det bør nærmere undersøges, om der er vårsædsarealer nok til at modtage gødningen på disse bedrifter. Alternativt kan det være en løsning at sende fjerkrædybstrøelsen til et biogasanlæg. Det vurderes, at et øget udnyttelseskrav til fjerkrægødning her ikke vil give problemer, da afgasset gylle har en højere udnyttelse af kvælstof.

Der er i beregningen taget udgangspunkt i, at der ikke er behov for nyt udstyr, og at de nye krav kan opnås i praksis. Forbruget af handelsgødning kan således reduceres med 3.194 tons N (se Tabel 1) svarende til en direkte reduktion i omkostningerne på ca. 24 mio. kr. årligt (7,6 kr./kg N). Om forbruget af handelsgødning kan reduceres uden at dette påvirker indtjeningen, vurderes som usikkert. Så mængden udgør ca. 300.000 tons dybstrøelse baseret på 26,3 kg N/tons (normtal 2019) og 7.800 tons N som angivet ovenfor i Tabel 1 (Lund et al., 2019).

For fjerkræproducenter med fast fjerkrægødning kan tiltaget i nogle tilfælde medføre en merom-kostning, specielt i tilfælde hvor der ikke er tilstrækkeligt areal med forårssået afgrøde, der muliggør indarbejdning af gødning om foråret.

Ved udbringning af fast fjerkrægødning før såning af vintersæd eller på afgrøden om foråret forventes lavere udnyttelse end det foreslåede krav, og dermed et økonomisk tab. En omlægning fra vintersæd til vårsæd kan betyde et betydeligt indkomsttab. Den økonomiske effekt vil således varierende betydelig fra bedrift til bedrift. For at inddrage disse mulige omkostninger er gevinsten anslået til 15 mio. kr.

Under antagelse af at den højere udnyttelse for fjerkrædybstrøelse afgivet i Tabel 1 kan opnås, skønnes det, at der vil være nettogevinster forbundet med dette tiltag. Gevinsten skønnes således til ca. 15 mio. kr. eller 23 kr./kg N i reduceret udvaskning. Velfærdsøkonomisk er omkostningen opgjort til 29 kr./kg N.

Scenarie 2 med stramt udnyttelseskrav for svine- og kvæggylle

I dette scenarie øges kravet til udnyttelse af svine- og kvæggylle samt afgasset gylle med 5 %. For nogle landmænd med en høj udnyttelse af husdyrgødning i udgangspunktet (f.eks. biogas) vil stramningen have en ubetydelig økonomisk effekt.

For andre landmænd vil et øget krav betyde kvælstoftilførsel under det økonomiske optimum og et økonomisk tab, hvis de forventede krav til udnyttelsen ikke kan opfyldes (se omkostninger i kapitlet *Reduceret tilførsel af mineralsk kvælstofgødning*, denne rapport). Uden ændret udnyttelse vil dette nye krav betyde en reduktion i tilførslen på ca. 9 kg N/ha ved en antagelse om en tilførsel (ab lager) på 170 kg N/ha i udgangspunktet, hvorfor det svarer til en gennemsnitlig reduktion i tilførslen på ca. 5 %. Den samlede mængde, der påvirkes af kravet, udgør omkring 31 mio. tons gylle. (gns. 5 kg N/tons gylle).

Udbyttetabet forventes gennemsnitligt at være større end besparelsen på indkøbt gødning. Regnes der med et tab svarende til det halve ved en normreduktion på 10 % udgør dette 15-30 kr./ha eller ca. 20-40 mio. kr./år (se *Reduceret tilførsel af mineralsk kvælstofgødning*, denne rapport). I den løsning købes mindre handelsgødning og udbyttet falder, hvis ikke udnyttelsen reelt stiger. Omkostningen udgør omkring 15-30 kr./kg N.

Den beregnede reduktion i tildeling af handelsgødning er opgjort til 7.751 tons N, svarende til en besparelse på ca. 59 mio. kr./år til indkøb af gødning. Som for andre virkemidler sker denne besparelse hos dem der i dag køber handelsgødning.

En stramning af udnyttelseskravet for gylle kan måske give et incitament til at optimere udnyttelsen af husdyrgødningen, men det vil i mange tilfælde være forbundet med øgede omkostninger. Der foretages i dag en del forsuring af gylle, og udnyttelsen af forsuret gylle vil typisk være højere end det gældende udnyttelseskrav. Det blev tidligere vurderet, at op imod 20 % af al gylle blev forsuret, men denne andel er senere faldet (Foged, 2017). Det kan også anføres, at op imod 20 % af al gylle i dag bliver afgasset, og at afgasset gylle vurderes at kunne leve op til disse øgede udnyttelseskrav.

Det vurderes, at meromkostningen ved nedfældning af gylle i forhold til slangeudlægning er 3,70 kr./tons gylle, selvom dette varierer en del med lokalitet, størrelse m.m. (Foged, 2017). Meromkostning ved forsuring i mark eller lager frem for slangeudbragt rågylle udgør ca. 1,40 kr./tons gylle (Foged, 2017).

Foged (2017) angiver, at de samlede nettoomkostninger for stald- og markforsuring udgør 3-11 kr./tons gylle for forskellige bedriftstyper inkl. køb af syre og kalkning, samt besparelser på svovl og kvælstofkøb. Dette svarer til ca. 90-330 kr./ha ved 30 tons gylle/ha. En analyse af Hansen (2015) viste en økonomisk gevinst ved markforsuring, når der indregnes et højere udbytte i marken, men denne analyse er lavet før afskaffelsen af underoptimale kvælstofkvoter. Det vurderes, at en stramning af udnyttelseskravet på 5 % kan påvirke udbredelsen af forsuring i marken og nedfældning, men det er meget usikkert hvor meget. Ved en stramning af udnyttelseskravet og uændret adfærd vil der blive tildelt mindre kvælstof, og nogle bedrifter kommer derved lidt længere ned ad udbytte-responskurven, og den økonomiske gevinst ved en optimering af gødningsudnyttelsen bliver en smule højere end den nuværende gevinst, men stadigt lavere end før fjernelsen af den reducerede kvælstofkvote i 2016-17 som følge af Landbrugspakken.

Da der som anført er en række forskellige muligheder, er der ikke foretaget en samlet økonomisk vurdering af et øget udnyttelseskrav for svine- og kvæggylle samt afgasset gylle.

Opsummering

Et øget udnyttelseskrav for husdyrgødning medfører en reduktion i anvendelsen af supplerende handelsgødning. En stramning af udnyttelseskravet for en række udvalgte gødningstyper svarende til det forventet opnåelige (scenarie 1), forventes at medføre en reduceret kvælstofudvaskning fra rodzonen på 639 tons N/år. Da det er antaget, at en øget udnyttelse af husdyrgødningen kan opnås uden betydelige meromkostninger, betyder et reduceret indkøb af handelsgødning en økonomisk gevinst. Gevinsten er opgjort til ca. 15 mio. kr. eller 23 kr./kg N i reduceret udvaskning. Det velfærdsøkonomiske gevinst udgør 29 kr./kg N. Den økonomiske betydning af et øget krav til fjerkrædybstrøelse er dog usikker.

Et ekstra stramt udnyttelseskrav for gylle (+5 %-point) som i scenarie 2 forventes at reducere kvælstofudvaskningen med 1.550 tons N/år, hvis ikke der sker ændringer i udbringningspraksis for gylle.

Effekten på udvaskningen vil være lavere, hvis ændringen medfører reducerede ammoniaktab fra gylle ved øget brug af nedfældning og forsuring, men dette forventes kun at ske i meget lille omfang. Der forventes at være meromkostninger ved scenarie 2 som følge af lavere udbytter. For nogle vil det svare til omkostninger ved lavere kvælstofnormer, mens det for andre bedrifter er omkostningen ved ny teknologi. Det er svært at angive omkostningen mere konkret, da der ikke direkte er en teknologi der kan sikre, at det øgede krav til udnyttelse af husdyrgødningen opnås på den enkelte bedrift.

Effekt og sikkerhed

Virkemiddel	Referencepraksis	Årlig kvælstoffeffekt (tons N/år)	Overlap	Timing	Budgetøkonomiske omkostninger (kr. /kg N)	Velfærdsøkonomisk omkostninger (kr. /kg N)
Skærpelse af N-udnyttelseskrav for udvalgte typer husdyrgødning (scenarie 1) (***) [1)]	Nuværende udnyttelseskrav	639	Ja	Nej	-23	-29
Skærpelse af N-udnyttelseskrav for svine- og kvæggylle (scenarie 2) (***) [1)]	Nuværende udnyttelseskrav	1.550	Ja	Nej	Ikke vurderet	Ikke vurderet

1) Estimaterne anses for rimeligt sikre og er baseret på et velafprøvet datagrundlag.

Sideeffekter

Virkemiddel	Skadegørere og pesticider [1)]	Natur og biodiversitet [1)]	Fosfor [1)]	Klima [1)]
Skærpelse af N-udnyttelseskrav for udvalgte typer husdyrgødning	0	0	0	+
Skærpelse af N-udnyttelseskrav for svine- og kvæggylle	0	0	0	+

1) '+': gunstig virkning; '-': ugunstig virkning; '0': neutral eller marginal afledt miljøeffekt.

Referencer

Anonym 2019. Vejledning om Gødsknings- og harmoniregler i planperioden 2019-20. Landbrugsstyrelsen. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Goednings-regnskab/Vejledning_om_goedsknings-_og_harmoniregler_i_planperioden_2019_2020.pdf

Blicher-Mathiesen, G., Olesen, J.E., Jung-Madsen, S. 2020. Opdatering af Baseline 2021. Teknisk rapport fra DCE nr. 162, 135 pp.

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. Aarhus Universitet. http://pure.au.dk/portal/files/95991713/Notat_om_tilbagerulning_af_tre_generelle_krav_Normreduktion_Obligatoriske_efterafgr_der_og_Forbud_mod_jordbearbejdning_i_efter_ret_111115.pdf.

Delin, S. 2011. Fertilizer value of nitrogen in hen and broiler manure after application to spring barley using different application timing. Soil Use and Management 27, 415-426.

Foged, H.L. (redaktør) 2017. Scenarie for forsuring af halvdelen af gyllen i Danmark. Organe Institute Aps. https://www.organe.dk/docs/Scenarie_for_forsuring_af_halvdelen_af_gyllen_i_Danmark.pdf

Hansen, M.N. 2015. Status, økonomi og overvejelser ved forsuring af gylle. Planteavlsorientering 279. SEGES. https://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Goedskning/Husdyrgoedning/Sider/Status-oekonomi-overvejlser-ved-forsuring-af-gylle_pl_po_15_279_2625.aspx#Oekonomi_ved_gylleforsuring

Petersen, J., Sørensen, P. 2008. Gødningsvirkning af kvælstof i husdyrgødning – Grundlag for fastlæggelse af substitutionskrav. DJF Rapport Markbrug nr. 138. 111 pp.

Sørensen, P., Vinther F.P. 2015. Opdatering af fagligt grundlag for udnyttelsesprocenter for husdyrgødning. Notat til NaturErhvervsstyrelsen. 27. marts 2015. DCA, Aarhus Universitet.

Nitrifikationshæmmere til gylle

Søren O. Petersen[1], Diego Abalos[1], Peter Sørensen[1], Beate Strandberg[2] (natur og biodiversitet), Marianne Bruus[2] (natur og biodiversitet), Brian H. Jacobsen[3] (økonomi)

Fagfællebedømmelse: Henrik Thers[1], Drishya Nair[1], Jørgen E. Olesen[1] (klima), Berit Hasler[4] (økonomi), Louise Martinsen[4] (økonomi)

[1]Agroøkologi, AU
[2]Bioscience, AU
[3]Fødevare- og Ressourceøkonomi, KU
[4]Miljøvidenskab, AU

Funktion og anvendelse

Nitrifikation er en mikrobiel omdannelse i to trin af ammonium (egt. ammoniak, som er substratet) til nitrat. Nitrifikationshæmmere er en divers gruppe additiver til kvælstofholdig gødning, herunder gylle, som er udviklet til at hæmme processens første trin.

Nitrifikationshæmmere markedsføres med henblik på at fremme kvælstofudnyttelsen i planteproduktionen, og det forventes, at et merudbytte kan dække omkostningerne til brugen. Markforsøg viser dog generelt ikke statistisk sikre merudbytter. Det er hovedårsagen til, at brugen af nitrifikationshæmmere i dansk landbrug indtil nu har været begrænset.

Nitrat er mobilt i jorden, og der er på sandjord risiko for udvaskning fra rodzonen ved overskudsnedbør. Nitrat er desuden en forudsætning for denitrifikation, som dermed også kan begrænses af nitrifikationshæmmere tilført sammen med kvælstof på reduceret form (NH_4^+/NH_3, organisk N). Både nitrifikation og denitrifikation er potentielle kilder til lattergas, som er en kraftig drivhusgas. Nitrifikationshæmmere kan således, ved at begrænse akkumuleringen af nitrat, være et virkemiddel i forhold til både en bedre kvælstofudnyttelse, specielt i år med megen nedbør, og et virkemiddel i forhold til klima (Olesen et al., 2018). På grund af begrænset udbytteeffekt kan brug af virkemidlet dog gøre det nødvendigt med en regulering, som tillægger nitrifikationshæmmere en (økonomisk) værdi i forhold til nitratudvaskning og lattergasemission.

En effekt af nitrifikationshæmmere på kvælstoftab forventes primært på sandjord (JB1-4) med dyrkning af majs, roer og kartofler, hvor der er risiko for udvaskning ved høj nedbør i forårsperioden. Majs dyrkes primært på kvægbedrifter, der tilføres kvælstof i gylle, og derfor vurderes nitrifikationshæmmere til handelsgødning ikke at være et kvælstofvirkemiddel (Olesen et al., 2018).

Kvælstofeffekt

På tværs af mange studier er der dokumentation for, at brug af nitrifikationshæmmere fastholder en større andel af mineralsk kvælstof i pløjelaget på ammonium-form og mindre på nitrat-form. Der er endvidere solid dokumentation for mindre denitrifikation (med lattergasemission som indikator) og nitratudvaskning, men øget ammoniaktab fra overfladeudbragt gødning, og en øget planteoptagelse af kvælstof (Qiao et al., 2015).

Effekten af nitrifikationshæmmere på miljømæssige tab bestemmes af vekselvirkninger med jordbundsforhold, klima og gødningshåndtering, og derfor vil effekten af nitrifikationshæmmere variere geografisk og fra år til år. Dette diskuteres i de følgende underafsnit med henvisning til danske og udenlandske undersøgelser.

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.

I forsøg med majs har man dog ved Aarhus Universitet i 2017-2018 fundet et signifikant merudbytte ved placering af gylle med en såkaldt gåsefodstand, og det største merudbytte hvor dette blev kombineret med en nitrifikationshæmmer (Hansen et al., 2018). Den positive effekt af nitrifikationshæmmer tilskrives i disse forsøg en øget tilgængelighed af fosfor i gødningen, idet rodoptagelse af ammonium frem for nitrat medfører lokal forsuring omkring rødder og øget tilgængelighed af fosfor (Pedersen et al., 2018). En gåsefodstand forøger gyllens kontakt med jorden og dermed majsplanternes adgang til kvælstof i gylle. Effekten af nitrifikationshæmmeren var muligvis at fastholde kvælstofgødningen tæt på rødderne (Westerschulte et al., 2017). Desuden bliver jordens nitratindhold hurtigt begrænsende for denitrifikation i nedfældet gylle (Petersen et al., 1996), og i det omfang nitrifikationshæmmere forsinker dannelsen af nitrat fra kvælstof i gyllen, kan dette også have en positiv effekt på planteoptagelsen. Referencen var i forsøgene ved AU nedfældning af ubehandlet gylle med pløjning før såning af majs, som giver en større afstand mellem planter og det tilførte kvælstof, og der kan således have været effekter af både fordeling og brugen af nitrifikationshæmmer.

Der findes indtil videre kun få danske erfaringer med effekten af nitrifikationshæmmere på nitratudvaskning. Meta-analysen af Qiao et al. (2015) fandt en gennemsnitlig reduktion af nitratudvaskningen på 48 %, og en større reduktion på sandjord end på lerjord. En anden meta-analyse med fokus på vandede systemer (varighed mellem en vækstsæson og 12 mdr.) fandt en reduktion på gennemsnitligt 17 % (Quemada et al., 2013).

Kjellerup (1991) præsenterede resultater med effekt af nitrifikationshæmmere (Didin, N-lock, Tabel 1) anvendt til efterårsudbragt gylle. Forsøgene viste en forsinkelse af nitrifikationen, men samlet set ingen forskel på udvaskningen igennem efterår og vinter, bortset fra at udvaskningen var større på sandjord end på lerjord. Der var dog en effekt ved gylletilførsel i december frem for oktober, som blev forklaret med den mindre samlede afstrømning efter gylleudbringningen.

Effekten af afstrømning var også signifikant i et lysimeterforsøg med majs efter kløvergræs, som blev gennemført ved AU i perioden april 2017-april 2018 (Nair et al., 2020). Undersøgelsen dokumenterede, at en stor del af nitratudvaskningen sker i forårsperioden, og at forårstilførsel af kvæggylle til majs kan føre til øget nitratudvaskning. Tilsætning af nitrifikationshæmmeren Vizura med aktivstoffet DMPP (Tabel 1) reducerede forårsudvaskningen markant i tre af fire behandlinger. Undtagelsen var en behandling, hvor både kløvergræs og kvæggylle blev behandlet med Vizura; årsagen hertil er ikke klarlagt.

Også uden gylletilførsel var der en markant nitratudvaskning i lysimeterforsøget fra 2017-2018. Denne udvaskning kunne skyldes nedbrydningen af kløvergræs, men et nyt måleprogram i 2018-2019 med majs efter majs viste også her nitratudvaskning uden gylletilførsel, og jordens organiske pulje er derfor en mulig kilde til nitratudvaskning. Det støttes af et studie (Petersen et al., 2013), hvor kilder til kvælstof i vinterhvede blev undersøgt på tre lokaliteter (Flakkebjerg, Jyndevad og Foulum). Resultaterne viste, at både mængden af kvælstof i pløjelaget og A-horisontens dybde havde signifikant betydning for kvælstofoptagelsen, og det indikerer, at kvælstof mineraliseres fra både over- og underjorden. I overensstemmelse hermed fandt en amerikansk undersøgelse af jordens kvælstofindhold på i alt 67 lokaliteter, at der over en periode på ca. 55 år havde været en akkumulering af kvælstof på gennemsnitligt 31 (Iowa) eller 70 kg N/ha/år (Illinois) i 25-100 cm dybde (Van Meter et al., 2016). Modelberegninger indikerede desuden, at frigivelse af kvælstof vil fortsætte i mere end 30 år efter ophør af kvælstoftilførsel.

Det er således ikke udelukkende friske planterester og tilført gødning, som kan være en kilde til nitratudvaskning, hvilket bør indgå i vurderingen af nitrifikationshæmmere som et virkemiddel til at begrænse nitratudvaskningen.

Samlet set tyder de begrænsede resultater på, at en effekt på nitratudvaskning under danske forhold kun kan forventes ved væsentlig nettoafstrømning i forårsperioden. Der er desuden et samspil med omsætningen af andre kvælstofpuljer, som ikke er tilstrækkeligt belyst.

Lattergasemission

Lattergas er en sporgas og har normalt ikke kvantitativ betydning for jordens kvælstofbalance. Til gengæld er lattergas en kraftig drivhusgas, og derfor er effekten af nitrifikationshæmmere på lattergasemission vigtig i den samlede vurdering af dette virkemiddel. To meta-studier har fundet en gennemsnitlig reduktion af lattergasemissionen på 38 % (Akiyama et al., 2010) og 44 % (Qiao et al., 2015).

Lattergas er et mellemprodukt i denitrifikationen, og balancen mellem lattergas og slutproduktet N_2 (frit kvælstof) afhænger i høj grad af betingelserne for gasudveksling mellem jord og atmosfære. I praksis betyder det, at lattergasemission under danske forhold især forekommer på veldrænet jord med gode betingelser for både nitrifikation og denitrifikation, og for gasudveksling mellem kilden til lattergas og atmosfæren. Mens lattergasemission fra handelsgødning afhænger af jordens vandbalance, kan såvel gylle som (efter)afgrøderester stimulere lattergasemissionen også i fravær af nedbør. I situationer med høj nedbør/vanding eller mangelfuld afdræning kan denitrifikation dog i højere grad føre til produktion af frit kvælstof frem for lattergas eller, alternativt, til udvaskning af tilført kvælstofgødning.

Vidensbehov

Hvad angår effekten af nitrifikationshæmmere, så er effekter på nitratudvaskning og lattergasemission muligvis komplementære. I veldrænet jord med tilførsel af gylle eller planterester er der gode betingelser for lattergasemission, og der forventes en signifikant reduktion heraf med brug af nitrifikationshæmmere, men ingen effekt på nitratudvaskning, som i forvejen er lav. Omvendt forventes efter høj nedbør i perioden efter kvælstoftilførsel en øget nitratudvaskning, især på sandjord. Det kan mindske lattergasemissionen på grund af nitratbegrænsning, og dermed effekten af at anvende en nitrifikationshæmmer for lattergasemission. Til gengæld vil der i den situation være et potentiale for at reducere nitratudvaskningen med brug af en nitrifikationshæmmer.

Dette billede bekræftedes i store træk af lysimeterforsøget ved Aarhus Universitet i 2017-2018, men i det tørre vækstår 2018-2019 var udvaskningen generelt mindre, og der var ingen effekt af at tilsætte nitrifikationshæmmer til gylle på nitratudvaskningen. Desværre har kun få studier kvantificeret begge tab. Eagle et al. (2017) analyserede miljøfaktorers betydning for lattergasemission (27 studier) og nitratudvaskning (25 studier) i markforsøg med dyrkning af majs i Nordamerika; kun en enkelt undersøgelse havde kvantificeret begge tabsposter. Denne indeholdt en behandling med nitrifikationshæmmer, men gødningen var urea og dermed mindre relevant for danske forhold. Der er behov for flere studier, som kvantificerer både lattergasemission og nitratudvaskning ved anvendelse af nitrifikationshæmmer.

Det forekommer vigtigt at forstå, i hvilket omfang udvasket nitrat skyldes tilført kvælstofgødning, kvælstof frigivet fra planterester (såsom efterafgrøder), eller kvælstof frigivet fra andre organiske puljer eller underjorden. Det har betydning for vurderingen af relevans og forventet effekt af nitrifikationshæmmere og andre virkemidler.

Timing

Da nitrifikationshæmmere især forventes at have en effekt på nitratudvaskningen i forårsperioden, kan det særligt på arealer med hurtig vandtransport fra rodzonen have en effekt på kvælstofudledningen til recipienter. En sådan effekt vil dog variere med lokale forhold og nedbørsmønster.

Nitrifikationshæmmere forventes at reducere forårsudvaskningen af nitrat fra afgrøder med sen kvælstofoptagelse på sandjord, men kun i år med væsentlig afstrømning i forårsperioden. Det betyder, at der især kan forventes en effekt ved dyrkning af majs, roer og kartofler samt visse grøntsagsafgrøder. I praksis forventes nitrifikationshæmmere derfor især at kunne have en effekt på nitratudvaskningen fra kvælstofgødning på sandjord i det vestlige Danmark. Idet afstrømningen er en vigtig faktor, forventes nitrifikationshæmmere især at være effektive i forbindelse med tidlig udbringning af gødning om foråret.

Emission af lattergas sker primært fra pløjelaget. Eftersom dyrkningsjorden i Danmark generelt er veldrænet, forventes der uanset geografisk placering at være et potentiale for lattergasemission fra gylle, og for reduktion med brug af en nitrifikationshæmmer.

Overlap i forhold til andre virkemidler

I det omfang nitrifikationshæmmere reducerer forårsudvaskningen af nitrat, vil det mindske behovet for nitratfjernelse i minivådområder. Derimod forventes ingen effekt på udvaskningen af nitrat, som dannes efterår og vinter, hvor nitrifikationshæmmere vil være nedbrudt.

I det omfang nitratudvaskning skyldes forsinket planteoptagelse af mineralsk kvælstof i pløjelaget, kan undersåede efterafgrøder være et alternativ til nitrifikationshæmmere. Det indebærer dog en risiko for, at efterafgrøden hæmmer hovedafgrødens kvælstofoptagelse.

Sikkerhed på data

De begrænsede danske målinger af nitratudvaskning fra kvæggylle i lysimeterforsøg har indikeret en effekt af den anvendte nitrifikationshæmmer (DMPP), som er sammenlignelig med udenlandske undersøgelser (Qiao et al., 2015). Der var dog kun en statistisk sikker hovedeffekt af ekstra nedbør, dvs. større udvaskning ved høj forårsnedbør, mens effekterne af at tilsætte nitrifikationshæmmeren ikke var signifikante trods en tydelig tendens i tre af fire scenarier (Nair et al., 2020); årsagerne hertil er ikke klarlagt.

Effekten på lattergasemission var i lysimeterforsøget også i overensstemmelse med udenlandske erfaringer (Qiao et al., 2015).

Det skal igen understreges, at en reduktion af nitratudvaskning, hhv. lattergasemission, afhænger af, om forudsætningerne for disse miljømæssige tab er til stede.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

I 2019 blev et nyt projekt (KLIMINI) finansieret under klimaforskningsprogrammet, som vil bestemme effekten af tre udvalgte nitrifikationshæmmere (Piadin, N-lock, Vizura) på lattergasemission fra handels- og husdyrgødning, ligesom økologiske sideeffekter og udvaskningsrisiko vil blive belyst. Feltstudier vil undersøge effekter på bakterier (antal, diversitet), svampe (diversitet) og jordbundsdyr repræsenteret ved regnorme, springhaler og mider (antal, biomasse, diversitet). Desuden gennemføres økotoxicitetstest efter standardprotokoller for jordbundsdyr (enchytræer, regnorme, springhaler) og

mikroorganismer (funktionel diversitet). Skæbne af aktivstoffer og metabolitter i dyrkningsjorden undersøges også. Desuden vil brugen af Vizura til græs før omlægning blive undersøgt i et andet klimaforskningsprojekt, KlimaGræs. I begge projekter forventes resultater at foreligge ved udgangen af 2021. SEGES startede fra 2019 markforsøg med dyrkning af majs på sandjord, hvor sugeceller er installeret med henblik på at estimere nitratudvaskningen. Der planlægges et treårigt forsøg. Desværre er der ikke her planlagt målinger af lattergasemission.

Forudsætninger og potentiale

IFRO analyserede brugen af nitrifikationshæmmere til gylle (Dubgaard & Ståhl, 2018). Med henvisning til den faglige dokumentation, som beskrevet af Olesen et al. (2018) blev følgende forudsætninger lagt til grund:

- Det forventes, at nitrifikationshæmmere kan reducere nitratudvaskningen på sandjord, men ikke på lerjord.
- Kun ved dyrkning af majs blev der antaget en effekt af nitrifikationshæmmere.
- Effekten blev sat til 0,1 ton N/ton tilført ammonium-kvælstof.
- Der indregnes ikke nogen udbytteeffekt i majs.
- Brugen af nitrifikationshæmmere ændrer ikke mængden af udbragt kvælstof i gylle. Udbringningen af gylle på ler-, hhv. sandjord blev baseret på tilgængelig landbrugsstatistik.
- Nitrifikationshæmmere anvendes udelukkende på konventionelle bedrifter. Antallet af kvæg på konventionelle bedrifter blev fremskrevet til 2030 ved hjælp af tilgængelig landbrugsstatistik.
- Forårsudvaskningen som andel af den samlede årlige udvaskning blev estimeret med de forudsætninger, som blev beskrevet af Olesen et al. (2018); nitrifikationshæmmere blev kun tillagt en effekt (-48 % jfr. Qiao et al., 2015) på den andel af nitratudvaskningen, som forventedes at ske i forårsperioden.

Med disse forudsætninger blev der beregnet en gennemsnitlig årlig reduktion i nitratudvaskningen på ca. 2.400 tons nitrat-N (Olesen et al., 2018). Det bør nævnes, at en effekt af nitrifikationshæmmere forudsætter gennemførelsen af et måleprogram under markforhold, som dokumenterer nitratudvaskningen med og uden en nitrifikationshæmmer. Dubgaard & Ståhl (2018) forudsatte, at disse emissionsfaktorer ville blive dokumenteret i perioden 2019-2023. En sådan undersøgelse er ikke aktuelt planlagt.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Danmark har i forvejen detaljeret information om forbruget af kvælstof i handels- og husdyrgødning på bedriftsniveau. Der vil være behov for detaljeret information om indkøb af nitrifikationshæmmer til gylle på bedriftsniveau.

Sideeffekter

Egenskaber for nitrifikationshæmmere

Tabel 1 viser udvalgte oplysninger om nitrifikationshæmmere, som er på markedet i Danmark eller nabolande. Nitrifikationshæmmere er en kemisk meget divers gruppe stoffer. De effekter, eller fravær af effekter, som omtales i de følgende afsnit for de enkelte nitrifikationshæmmere, kan derfor ikke overføres til andre produkter.

Tabel 1. Udvalgte egenskaber for nitrifikationshæmmere som markedsføres i Danmark eller omkringliggende lande.

Handelsnavn	*Aktiv-stof*	*Dosering*	*Kommentarer*	*Leverandør*
Piadin	1H-1,2,4-triazol + 3-metylpyrazol	3-7 liter/ ha [1)]	1,2,4-triazol er også et nedbrydnings-produkt af svampemidler som f.eks. epoxiconazol	SKWP, Tyskland
N-Lock	2-chlor-6-trichlor-metyl pyridin (nitrapyrin)	2,5 liter/ha [2)]	høj flygtighed, kun til anvendelse sammen med gylle eller flydende handelsgødning; nedbrydes til 6-chlorpicolinsyre (herbicid)	Corteva Agriscience (Dow Agrosciences)
Vizura	3,4-dimetylpyrazol fosfat (DMPP)	2-3 liter/ha [3)]	begrænset mobilitet i jorden, kun til anvendelse sammen med gylle eller flydende handelsgødning	BASF
Didin	dicyandiamid (DCD) + urease inhibitor	10-15 liter/ha (handelsgødning, afgasset gylle); 20-25 liter/ha (frisk gylle) [4)]	meget vandopløselig; høj dosering; DCD med høj kvælstofandel, som kan give planteskader	Omex Agriculture Ltd, Storbritannien

1) https://www.piadin.de/en/#yield

2) https://www.corteva.dk/produkter/plantevaern/n-lock.html

3) https://www.agro.basf.dk/da/Produkter/Produktsogning/Vizura.html

4) https://www.omex.com/products/uk-agriculture-products/crops/potatoes/didin/

Udvaskningsrisiko for aktivstoffer og nedbrydningsprodukter

Nitrifikationshæmmere er meget forskellige mht. flygtighed og vandopløselighed (Subbarao et al., 2006).

Piadin indeholder 1,2,4-triazol, som også er et nedbrydningsprodukt fra fungicider, og dette stof er fundet i grundvandet (Rosenbom et al., 2017). Der kan også være en naturlig baggrund af 1,2,4-triazol. Et notat fra Miljøstyrelsen (https://mst.dk/service/nyheder/nyhedsarkiv/2019/nov/notat-om-kilder-til-1-2-4-triazol-i-miljoeet/) citerer tyske undersøgelser, der har fundet 1,2,4-triazol i skovjord i

koncentrationer, der svarer til en årlig produktion i samme størrelsesorden som den aktuelle tilførsel via pesticider, men fordelt over året.

Nitrapyrin blev i en engelsk undersøgelse fundet i vandløb tæt på dyrkede arealer i forårsperioden efter tilførsel sammen med flydende ammoniak (Woodward et al., 2016). Der var en sammenhæng mellem forekomst og kraftig regn, og det blev konkluderet, at der var tale om overfladeafstrømning.

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.

DCD er meget vandopløseligt, og Kjellerup (1991) fandt i lysimeterforsøg et stort potentiale for udvaskning af DCD. Trods rapporter om planteoptagelse af DCD blev stoffet ikke fundet i jord eller høstet plantemateriale (majskolbe og -stængel, bygkerne og halm, roerod og -top).

Toxicitet

Det har kun været muligt at finde spredt information om aktivstoffers mulige (øko)toxicitet.

Piadin indeholder to aktivstoffer, 3-metylpyrazol som vil være beslægtet med DMPP samt 1,2,4-triazol. En rapport fra FAO betegner 1,2,4-triazol som moderat toxisk, men konkluderede samtidig, at stoffet i høje doser kan være neurotoxisk og fremkalde fosterskader (http://www.fao.org/fileadmin/templates/agphome/documents/Pests_Pesticides/JMPR/Report08/Triazole.pdf).

Nitrapyrin blev som nævnt fundet i vandløb efter tilførsel med gødning om foråret, men i koncentrationer som var flere størrelsesordener under det niveau, som kan påvirke vertebrater, invertebrater og mikroorganismer (Woodward et al., 2016). Effekter af langvarig eller gentagen eksponering kendes dog ikke.

DMPP's effekter på udvalgte funktioner blev undersøgt af Kong et al. (2016), som bestemte effekten af DMPP i 1× eller 10× anbefalet dosis på respiratorisk aktivitet, hydrolytisk aktivitet, sammensætning af mikrobiel biomasse og nitrifikation. Der blev kun fundet signifikant effekt på nitrifikationsprocessen, som er mål for behandlingen. Kong et al. (2017) beskrev et mesokosmosforsøg med tilførsel af ^{15}N-mærket kløver med/uden behandling med DMPP, og med tilsætning af regnormen *Lumbricus terrestris*. Regnormenes væv blev efter fire uger analyseret, og på baggrund af ^{15}N-indlejning kunne det vises, at kløver sprøjtet med DMPP var blevet spist i samme omfang som ubehandlet kløver. Overlevelsen var i alle behandlinger tæt på 100 %.

DCD's økotoxicitet blev af Köster et al. (2019) undersøgt i et studie, der også inkluderede to formuleringer med henholdsvis 1,2,4-triazol (Piadin) og DMPP (Vizura). Der blev ikke fundet effekter af DCD, hvorimod der var negative effekter af Piadin og Vizura på bl.a. rodlængde og vækst af udvalgte

planter og en enkelt modelbakterie. Mekanismerne blev ikke belyst, og det er således ikke klart, om effekter skyldes direkte effekter af aktivstoffer eller hjælpestoffer i formuleringerne, eller eventuelt indirekte effekter på f.eks. pH.

De forskellige aktivstoffer og formuleringer har åbenlyst meget varierende egenskaber og potentielle effekter i miljøet. Nitrifikationshæmmere tilføres sammen med kvælstofkilden, og deres fordeling og vekselvirkning med jordlevende organismer i dyrkningsjorden er derfor også lokal og knyttet til omsætningen i næringsrige miljøer. Dette er en yderligere komplikation i risikovurderingen, og der er behov for mere offentligt tilgængelig information om de forskellige nitrifikationshæmmeres påvirkning af jordlevende organismer og vandkvalitet. Ny dokumentation forventes at blive tilvejebragt i et igangværende klimaforskningsprojekt (KLIMINI).

Skadegørere og pesticider

Nitrifikationshæmmere anvendes typisk med kvælstofgødning tilført før etablering af en afgrøde, eller med udbringning tidligt i vækstsæsonen. Der forventes ingen vekselvirkning med skadegørere eller anvendte pesticider.

Natur og biodiversitet

Nitrifikationshæmmere og andre additiver til gødning med henblik på bedre næringsstofudnyttelse er omtalt i ny lovgivning fra EU: "Regulation (EU) 2019/1009 of the European Parliament and of the Council of 5 June 2019" (https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32019R1009&from=EN). Produkter, som er CE-mærkede, er godkendt til brug i alle EU-lande. Alle komponenter skal registreres i den fælleseuropæiske kemikaliedatabase REACH, som er beskrevet i "Forordning Nr. 1907/2006 af 18. december 2006 om registrering, vurdering og godkendelse af samt begrænsninger for kemikalier (REACH)" (https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:02006R1907-20140410&from=EN).

Jordforbedrende midler gennemgår ikke en formel, kvantitativ risikovurdering (John Jensen, pers. comm.). Der er således behov for en risikovurdering af de enkelte nitrifikationshæmmere, som også vurderer spredningsveje og effekter i det miljø, hvor stofferne anvendes. Forudsat at der ikke er toksiske effekter af de enkelte nitrifikationshæmmere, forventes ingen effekt på natur og biodiversitet.

Fosfor

I det omfang planteoptagelsen af kvælstof i gylle sker i form af ammonium, vil det medføre en forsuring af jorden omkring rødderne, som fremmer tilgængeligheden af fosfor. Hvis tilsætning af nitrifikationshæmmer til gylle øger planteoptagelsen af ammonium, kan dette føre til en positiv sideeffekt på fosfortilgængeligheden. Danske observationer i forsøg med placering af gylle til majs indikerer, at dette kan være tilfældet (Pedersen et al., upubliceret).

Klima

Lattergas fra handels- og husdyrgødning udgjorde i 2015 hhv. 20 og 21 % af landbrugets lattergasemissioner, og tilsammen 21 % af landbrugets samlede drivhusgasudledning uden LULUCF (Albrektsen et al., 2017). På den baggrund vil reduceret lattergasemission være en væsentlig positiv sideeffekt ved brug af nitrifikationshæmmere som kvælstofvirkemiddel. I metaanalyser var den gennemsnitlige reduktion af lattergasemissionen med brug af nitrifikationshæmmere som nævnt 38-44 %. Her var de fleste forsøg udført med DCD eller DMPP, men også andre typer af nitrifikationshæmmere har vist en reduktion af lattergasemissioner (Akiyama et al., 2010). Resultaterne fra lysimeterforsøget ved Aarhus Universitet med tilsætning af DMPP til gylle indikerede en effekt i samme størrelsesorden i begge forsøgsår trods meget forskellige nedbørsmængder.

Det er ikke på nuværende tidspunkt muligt at inkludere nitrifikationshæmmere i den nationale emissionsopgørelse af klimagasser. Hertil kræves yderligere dokumentation. Igangværende undersøgelser forventes at levere viden om effekter af tilførsel af gødning og nitrifikationshæmmere på lattergas, som vil kunne danne grundlag for at medtage dette virkemiddel i den nationale emissionsopgørelsen.

Økonomi

Som anført er formålet med nitrifikationshæmmere at reducere risikoen for tab af kvælstof og samtidig derved medvirke til at sikre en høj kvælstofudnyttelse og udbytte i marken. Imidlertid har forsøg med omfattende brug af nitrifikationshæmmere ikke generelt kunnet påvise statistisk sikre merudbytter. En undtagelse fra dette mønster er dyrkning af majs på sandjord (JB1), hvor merudbytter ofte er målt (bl.a. Oversigt over Landsforsøgene, 2019). Dertil kommer, at nitrifikationshæmmere kan reducere emissionen af lattergas. Selvom der ikke er signifikant bedre udnyttelse af tilført kvælstof, betyder andre positive miljøeffekter, at der er en lavere miljøbelastning pr. produceret enhed. Hvis miljøeffekter betragtes som en samfundsmæssig omkostning, kan dette virkemiddel afhængigt af den tillagte værdi være omkostningseffektivt.

I analysen af tilsætning af nitrifikationshæmmere til husdyrgødning (konventionel gylle) antages uændret tilførsel af husdyrgødning. Der sker alene en reduktion af udvaskningen af kvælstof på sandjord, hvor der dyrkes majs. Effekten på udvaskningen er 0,1 ton N/ton tilført NH_3-N (Olesen et al., 2018). Det antages, at der tildeles 24.000 tons NH_3-N i husdyrgødning til sandjord med majs. Reduktionen i udvaskningen udgør i alt 2.400 tons N. Såfremt det antages, at effekten deles ligeligt på det areal, der modtager husdyrgødning, kan effekten opgøres til ca. 1 kg N/ha.

Omkostningen ved nitrifikationshæmmere er opgjort til 2 kr./kg ammonium-N eller ca. 200 kr./ha (Dubgaard & Ståhl, 2018). Landbrugets årlige driftsøkonomiske omkostninger ved køb af nitrifikationshæmmere udgør i alt 143 mio. kr. for den mængde ammonium-N, der udbringes på sandjord, og 47 mio. kr. for den mængde der udbringes på lerjord. De samlede omkostninger er 190 mio. kr./år for perioden 2021-2050 (Dubgaard & Ståhl, 2018). Det er her antaget, at der stilles krav om anven-

delse af nitrifikationshæmmere for al konventionel gylle i Danmark, selvom der kun opnås en reduktion i udvaskningen i forhold til dyrkning af majs på sandjord. Omkostningen svarer således til 79 kr./kg N i reduceret udvaskning. Såfremt kravet kun omfattede gylle på sandjord, ville omkostningerne falde til 143 mio. kr. årligt eller ca. 60 kr./kg N i reduceret udvaskning.

Opsummering

Under dyrkningsforhold med risiko for udvaskning om foråret, kan nitrifikationshæmmere bidrage til en høj udnyttelse af tilført kvælstof. Anvendelsen er især aktuel ved dyrkning af majs på sandjord, hvor gylle er den primære kvælstofkilde. Her skønnes effekten af være i størrelsesordenen 1 kg N/ha. Som en positiv sideeffekt reducerer nitrifikationshæmmere emissionen af lattergas. Aktivstofferne i nitrifikationshæmmere er en meget heterogen gruppe af stoffer med meget forskellige egenskaber. En litteratursøgning fandt ikke grundlag for at forvente effekter på natur og biodiversitet. Igangværende undersøgelser vil belyse effekter på økotoksicitet, miljø og klima under danske forhold.

Omkostningerne ved tilsætning af nitrifikationshæmmere til alt gylle udgør 2 kr./kg ammonium-N eller 79 kr./kg N i reduceret udvaskning (budgetøkonomisk) og 101 kr./kg N (velfærdsøkonomisk) (uden sideeffekter). Hvis kravet om tilsætning kun omfatter gylle på sandjord reduceres omkostningen pr. kg N udvasket.

Effekt, sikkerhed og økonomi

Virkemiddel	Referencepraksis	Årlig kvælstofefekt (kg N/ha)	Timing	Overlap	Budgetøkonomiske omkostninger (kr./kg N)	Velfærdsøkonomiske omkostninger (kr./kg N)
Nitrifikationshæmmere til gylle (***) [1)]	Ingen anvendelse af nitrifikationshæmmere i gylle	1	Nej	Ja	79	101

[1)] Estimaterne anses for rimeligt sikre og er baseret på et velafprøvet datagrundlag.

Sideeffekter

Virkemiddel	Skadegørere og pesticider [1)]	Natur og biodiversitet [1)]	Fosfor [1)]	Klima [1)]
Nitrifikationshæmmere til gylle	0	0	0	+

[1)] '+': gunstig virkning; '-': ugunstig virkning; '0': neutral eller marginal afledt miljøeffekt.

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 Biol. 16, 1837-1846.

Albrektsen, R., Mikkelsen, M.H., Gyldenkærne, S. 2017. Danish emission inventories for agriculture. Inventories 1985 – 2015. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 190 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 250.

Dubgaard, A., Ståhl, L. 2018. Omkostninger ved virkemidler til reduktion af landbrugets drivhusgas-emissioner: Opgjort i relation til EU's 2030-målsætning for det ikke-kvotebelagte område. IFRO Rapport, Nr. 271. Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet

Eagle, A.J. 2017. Fertilizer management and environmental factors drive N_2O and NO_3 losses in corn: A meta-analysis. Soil Sci. Soc. Am. J. 81, 1191-1202.

Hansen, M. N., Pedersen, I.F., Rubæk, G.H., Sørensen, P. 2018. Placering af gylle til majs. Oversigt over Landsforsøgene 2018. SEGES. p. 356-360.

Hofstra, N., Bouwman, A.F. 2005. Denitrification in agricultural soils: summarizing published data and estimating global annual rates. Nutr. Cycl. Agroecosys. 72, 267-278.

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. Int. J. Plant Prod. 8, 33-50.

Kjellerup, V. 1991. Tørstofudbytte, kvælstofoptagelse og –udvaskning ved anvendelse af gylle iblandet nitrifikationshæmmere. Beretning nr. S2139. Tidsskrift for Planteavls Specialserie, 77 pp.

Kong, X., Duan, Y.-F., Schramm, A., Eriksen, J., Petersen, S.O. 2016. 3,4-Dimethylpyrazole phosphate (DMPP) reduces activity of ammonia oxidizers without adverse effects on non-target soil microorganisms and functions. Appl. Soil Ecol. 105, 67-75.

Kong, X.-W., Duan, Y.-F., Schramm, A., Eriksen, J., Holmstrup, M., Larsen, T., Bol, R., Petersen, S.O. 2017. Mitigating N_2O emissions from clover residues by 3,4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP) without adverse effects on the earthworm Lumbricus terrestris. Soil Biol. Biochem. 104, 95-107.

Kösler, J.E., Calvo, O.C., Franzaring, J. et al. 2019. Evaluating the ecotoxicity of nitrification inhibitors using terrestrial and aquatic test organisms. Environ Sci Eur 31, 91. https://doi.org/10.1186/s12302-019-0272-3

Nair, D., Baral, K.R., Abolos Rodriguez, 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. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110165

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 2018. Landbrug & Fødevarer, Planteproduktion. 401 pp.

Petersen, S.O., Nielsen, T.H.. Frostegård, Å., Olesen, T. 1996. Oxygen uptake, carbon metabolism, and denitrification associated with manure hot-spots. Soil Biol. Biochem. 28, 341-349.

Petersen, S.O., Schjønning, P., Olesen, J.E., Christensen, S., Christensen, B.T. 2013. Sources of nitrogen for winter wheat in organic cropping systems. Soil Sci. Soc. Am. J. 77, 155-165.

Quemada, M., Baranski, M., Nobel-de Lange, M.N.J., Vallejo, A., Cooper, J.M. 2013. Meta-analysis of strategies to control nitrate leaching in irrigated agricultural systems and their effects on crop yield. Agric. Ecosyst. Environ. 174, 110. doi:10.1016/j.agee.2013.04.018

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.

Rosenbom, A.E. (redaktør), 2017. Varslingssystemet for udvaskning af pesticider til grundvand (VAP) Sammendrag af moniteringsresultater med fokus på juli 2014 - juni 2016. De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland. 18 pp.

Subbarao, G. V., Ito, O., Sahrawat, K.L., Berry, W.L., Nakahara, K., Ishikawa, T., Watanabe, T., Suenaga, K., Rondon, M., Rao, I.M. 2006. Scope and strategies for regulation of nitrification in agricultural systems—Challenges and opportunities. Crit. Rev. Plant Sci. 25, 303-335.

Van Meter et al. 2016. The nitrogen legacy: emerging evidence of nitrogen accumulation in anthropogenic landscapes. Environ. Res. Lett. 11, 035014.

Westerschulte, M. et al. 2017. Nitrogen dynamics following slurry injection in maize: soil mineral nitrogen. Nutr. Cycl. Agroecosys. 107, 1-17.

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

Minivådområder med åben vandflade

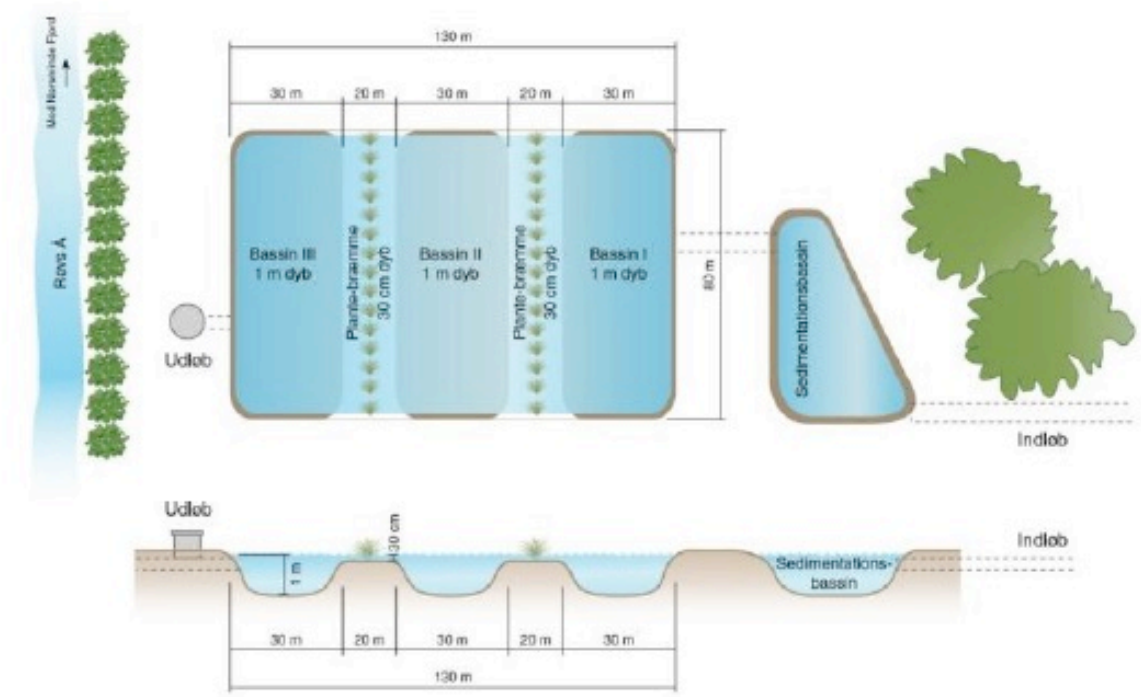
Carl Christian Hoffmann[1], Bo Vangsø Iversen[2], Beate Strandberg[1] (natur og biodiversitet), Marianne Bruus[1] (natur og biodiversitet), Joachim Audet[1] (klima), Nicholas J. Hutchings[2] (klima), Louise Martinsen[3] (økonomi), Berit Hasler[3] (økonomi)

Fagfællebedømmelse: Brian Kronvang[1], Jørgen E. Olesen[2] (klima), Brian H. Jacobsen[4] (økonomi)

[1]Bioscience, AU
[2]Agroøkologi, AU
[3]Miljøvidenskab, AU
[4]Fødevare- og Ressourceøkonomi, KU

Funktion og anvendelse

Minivådområder med åben vandflade er et drænvirkemiddel, som anvendes som en end-of-pipe-løsning. Et åbent minivådområde består af et sedimentationsbassin efterfulgt af et bassin med skiftende dybe og lavvandede vegetationszoner (Figur 1). Sedimentationsbassinet skal være 0,8-1,0 m dybt og anlægges så det er nemt at rense op, hvis det skulle blive fyldt op med sediment. De dybde zoner skal være mellem 0,85 og 1,15 m dybe, mens de lavvandede vegetationszoner skal være mellem 0,25 og 0,40 m dybe. Sedimentationsbassinets primære formål er at fange suspenderet stof, der skal sedimentere på bunden af bassinet. De dybde zoner medvirker til at sikre tilstrækkelig opholdstid for drænvandet, således at der er tid til, at tilførte næringsstoffer kan omsættes eller tilbageholdes. I de lavvandede vegetations-zoner medvirker planterne til at give energi til bakterier, der omsætter nitrat til atmosfærisk kvælstof. De skiftende bunddybder sikrer, at vandet opblandes effektivt, således at vandets opholdstid bliver så lang som mulig. I henhold til de nuværende kriterier skal størrelsen af et minivådområde med åben vandflade udgøre 1-1,5 % af drænoplandet (Landbrugsstyrelsen, 2019). Dette kriterie er baseret på hensynet til kvælstofeffekten. Konstruerede minivådområder er ikke egnet til anvendelse på lavbund i ådale, dels fordi ådalene generelt set er udstrømningsområder for grundvand, dels fordi store vådområder i sig selv er gode til at fjerne kvælstof via denitrifikation.



Figur 1. Skitsetegning af princippet bag et minivådområde med åben vandflade. I højre side ses et sedimentationsbassin udformet som en opretstående trekant. Drænvandet løber dernæst ind i den første dybde zone og passerer herefter den første lavvandede vegetationszone. Dette forløb gentages, indtil vandet forlader minivådområdet ved udløbet i venstre side (Kjærgaard & Hoffmann, 2017).

Kvælstofeffekt

Kvælstoffjernelsen i et minvådområde med åben vandflade varierer over året både mht. til effektivitet og mængde, hvilket skyldes variationer i de styrende parametre (Kjærgaard et al., 2017). Man ser typisk meget høj kvælstoffjernelse i perioder med lille drænvandstilførsel og dermed lang opholdstid for vandet i anlægget. I kombination med høj temperatur kan effektiviteten nå 90 % sidst på foråret og frem til starten af efteråret. I starten af efteråret stiger drænvandstilførslen, vandets opholdstid i anlægget falder og samtidig falder temperaturen. Dette fører samlet set til lavere effektivitet, der kan nå et minimum i februar. Selvom effektiviteten er lavest i vinterhalvåret, er det i denne periode, hvor den største kvantitative kvælstoffjernelse finder sted.

Det areal, som minivådområdet anlægges på, vil ændre status med hensyn til kvælstofudvaskning. Nedgangen i kvælstofudvaskning vil være bestemt af den tidligere arealanvendelse, og der henvises til *Permanent udtagning og kortvarig brak i omdrift* (denne rapport). Det skal dog bemærkes, at kvælstofudvaskningen går helt i nul, så derfor bliver nedgangen større end angivet for permanent udtagning og kortvarig brak.

Resultaterne fra 13 danske minivådområder med åben vandflade i årene 2013 – 2018 er vist i Tabel 1. Det ses, at kvælstofbelastningen varierer fra 512 kg TN/ha vådområde/år til 5.096 kg TN/ha vådområde/år, mens kvælstoffjernelse varierer fra 112 kg TN/ha vådområde/år til 1007 kg TN/ha vådområde/år med en effektivitet på mellem 13 og 37 %. Samlet set ligger den gennemsnitlige kvælstoffjerne på 472 kg TN/ha vådområde/år med en gennemsnitlig effektivitet på 22 %. Det skal bemærkes, at TN-koncentrationen ved Ryå 3 er under kriteriet på 4 mg TN/l i drænvandet, og at Ulveskov kun ligger lige over grænsen. Endvidere er det ikke alle af de nedenfor viste minivådområder, der lever op til kravet om, at arealet af minivådområdet skal udgøre 1-1,5 % af drænoplandet (disse minivådområder er etableret, før kriterierne blev lavet og virkemidlet blev anerkendt).

Tabel 1. Resultater fra overvågningen af 13 minivådområder med angivelse af transport af totalkvælstof (TN) og TN-koncentration i dræn før og efter passage af minivådområdet samt kvælstoftab opgjort pr. ha drænopland før og efter passage. De sidste tre kolonner viser henholdsvis TN-belastningen pr. ha minivådområde, kvælstoffjernelsen i kg TN/ha/år og effekten i procent. I første kolonne er antallet af år, der er målt på anlægget, vist i parentes.

***Fensholt**. Drænet markareal 33 ha, areal af minivådområde 0,245 ha, ratio 0,743 %*

Lokalitet Antal år	Transport i dræn		Koncentration		Kvælstoftab før efter minivådområde		Belastning ha minivåd	Fjernelse af kvælstof	Effekt
Fensholt (2 år)	TN før (kg/år)	TN efter (kg/år)	TN før (mg N/l)	TN efter (mg N/l)	TN før (kg/ha/år)	TN efter (kg/ha/år)	(kg TN/ ha/år)	(kg TN/ ha/år)	(%)
Middel ± Std. dev.	1017 ± 45	859 ± 55	10.32 ± 3.17	8.60 ± 2.40	31.1 ± 1.4	26.2 ± 1.8	4147 ± 184	646 ± 40	16 ± 2

Fillerup. Drænet markareal 38 ha, areal af minivådområde 2980 m^2 ratio 0,78 %

Lokalitet Antal år	Transport i dræn		Koncentration		Kvælstoftab før efter minivådområde		Belastning ha minivåd	Fjernelse af kvælstof	Effekt
Fillerup (4 år)	TN før (kg/år)	TN efter (kg/år)	TN før (mg N/l)	TN efter (mg N/l)	TN før (kg/ha/år)	TN efter (kg/ha/år)	(kg TN/ ha/år)	(kg TN/ ha/år)	(%)
Middel ± Std. dev.	1018 ± 342	720 ± 239	10.53 ± 2.92	7.62 ± 2.71	26.6 ± 8.9	16.0 ± 5.3	3412 ± 1145	1007 ± 668	28 ± 14

Gjøl-Fristrup. Drænet markareal 161 ha, heraf pumpes vand svarende til 80 ha opland ind i minivådområdet der er på 0,815 ha. Ratio opland:vådområde 1 %

Lokalitet Antal år	Transport i dræn		Koncentration		Kvælstoftab før efter minivådområde		Belastning ha minivåd	Fjernelse af kvælstof	Effekt
Gjøl-Fristrup (3 år)	TN før (kg/år)	TN efter (kg/år)	TN før (mg N/l)	TN efter (mg N/l)	TN før (kg/ha/år)	TN efter (kg/ha/år)	(kg TN/ ha/år)	(kg TN/ ha/år)	(%)
Middel ± Std. dev.	1439 ± 667	914 ± 445	6.21 ± 0.47	4.11 ± 0.20	18.4 ± 8.6	11.7 ± 5.7	1765 ± 818	644 ± 286	37 ± 6

Odder. Drænet areal 100 ha, men en del af drænvandet går til forsøg med en brønd designet til fosforretention. Areal af minivådområde 0,845 ha. Anslået ratio 1 %

Lokalitet Antal år	Transport i dræn		Koncentration		Kvælstoftab før efter minivådområde		Belastning ha minivåd	Fjernelse af kvælstof	Effekt
Odder (4 år)	TN før (kg/år)	TN efter (kg/år)	TN før (mg N/l)	TN efter (mg N/l)	TN før (kg/ha/år)	TN efter (kg/ha/år)	(kg TN/ ha/år)	(kg TN/ ha/år)	(%)
Middel ± Std. dev.	1065 ± 421	812 ± 361	6.91 ± 0.88	5.18 ± 0.69	21.3 ± 8.4	16.3 ± 7.2	1260 ± 498	291 ± 84	24 ± 5

Ryå 1. Drænet areal 230 ha, areal af minivådområde 2,135 ha, ratio 0,928 %

Lokalitet Antal år	Transport i dræn		Koncentration		Kvælstoftab før efter minivådområde		Belastning ha minivåd	Fjernelse af kvælstof	Effekt
Ryå 1 (4 år)	TN før (kg/år)	TN efter (kg/år)	TN før (mg N/l)	TN efter (mg N/l)	TN før (kg/ha/år)	TN efter (kg/ha/år)	(kg TN/ ha/år)	(kg TN/ ha/år)	(%)
Middel ± Std. dev.	6689 ± 1519	5706 ± 1445	5.61 ± 0.68	4.78 ± 0.75	29.1 ± 6.6	24.8 ± 6.3	3132 ± 711	461 ± 77	15 ± 4

Ryå 2. Drænet areal 110 ha, areal af minivådområde 0,796 ha, ratio 0,724 %

Lokalitet Antal år	Transport i dræn		Koncentration		Kvælstoftab før efter minivådområde		Belastning ha minivåd	Fjernelse af kvælstof	Effekt
Ryå 2 (4 år)	TN før (kg/år)	TN efter (kg/år)	TN før (mg N/l)	TN efter (mg N/l)	TN før (kg/ha/år)	TN efter (kg/ha/år)	(kg TN/ ha/år)	(kg TN/ ha/år)	(%)
Middel ± Std. dev.	2840 ± 280	2149 ± 255	4.61 ± 0.19	3.69 ± 0.17	25.9 ± 2.6	19.5 ± 2.4	3568 ± 352	878 ± 108	25 ± 3

Ryå 3. Drænet areal 78 ha, areal af minivådområde 0,848 ha, ratio 1,09 %.

Lokalitet Antal år	Transport i dræn		Koncentration		Kvælstoftab før efter minivådområde		Belastning ha minivåd	Fjernelse af kvælstof	Effekt
Ryå 3 (4 år)	TN før (kg/år)	TN efter (kg/år)	TN før (mg N/l)	TN efter (mg N/l)	TN før (kg/ha/år)	TN efter (kg/ha/år)	(kg TN/ ha/år)	(kg TN/ ha/år)	(%)
Middel ± Std. dev.	843 ± 88	719 ± 39	3.39 ± 0.78	3.10 ± 0.92	10.8 ± 1.1	9.2 ± 0.5	1097 ± 115	161 ± 72	14 ± 5

Ryå 4. Drænet areal 130 ha, areal af minivådområde 1,516 ha, ratio 1,166 %.

Lokalitet Antal år	Transport i dræn		Koncentration		Kvælstoftab før efter minivådområde		Belastning ha minivåd	Fjernelse af kvælstof	Effekt
Ryå 4 (4 år)	TN før (kg/år)	TN efter (kg/år)	TN før (mg N/l)	TN efter (mg N/l)	TN før (kg/ha/år)	TN efter (kg/ha/år)	(kg TN/ ha/år)	(kg TN/ ha/år)	(%)
Middel ± Std. dev.	2063 ± 416	1801 ± 400	7.58 ± 0.38	6.60 ± 0.51	15.9 ± 3.2	13.9 ± 3.1	1111 ± 611	173 ± 37	13 ± 3

Serritslev. Drænet areal 50 ha, areal af minivådområde 0,628 ha, ratio 1,256 %.

Lokalitet Antal år	Transport i dræn		Koncentration		Kvælstoftab før efter minivådområde		Belastning ha minivåd	Fjernelse af kvælstof	Effekt
Serritslev (4 år)	TN før (kg/år)	TN efter (kg/år)	TN før (mg N/l)	TN efter (mg N/l)	TN før (kg/ha/år)	TN efter (kg/ha/år)	(kg TN/ ha/år)	(kg TN/ ha/år)	(%)
Middel ± Std. dev.	739 ± 89	562 ± 109	5.87 ± 0.71	4.46 ± 0.87	14.8 ± 1.8	11.2 ± 2.2	1177 ± 142	283 ± 52	24 ± 7

Sønder Hygum. Drænet areal 30 ha, areal af minivådområde 0,301 ha, ratio 1 %.

Lokalitet Antal år	Transport i dræn		Koncentration		Kvælstoftab før efter minivådområde		Belastning ha minivåd	Fjernelse af kvælstof	Effekt
Sønder Hygum (2 år)	TN før (kg/år)	TN efter (kg/år)	TN før (mg N/l)	TN efter (mg N/l)	TN før (kg/ha/år)	TN efter (kg/ha/år)	(kg TN/ ha/år)	(kg TN/ ha/år)	(%)
Middel ± Std. dev.	456 ± 310	356 ± 245	7.32 ± 1.01	5.69 ± 0.86	15.2 ± 10.3	11.9 ± 8.1	1514 ± 1029	333 ± 215	22 ± 1

Ulveskov. Drænet areal 130 ha, areal af minivådområde 1,527 ha, ratio 1,17 %.

Lokalitet Antal år	Transport i dræn		Koncentration		Kvælstoftab før efter minivådområde		Belastning ha minivåd	Fjernelse af kvælstof	Effekt
Ulveskov (3 år)	TN før (kg/år)	TN efter (kg/år)	TN før (mg N/l)	TN efter (mg N/l)	TN før (kg/ha/år)	TN efter (kg/ha/år)	(kg TN/ ha/år)	(kg TN/ ha/år)	(%)
Middel ± Std. dev.	802 ± 183	632 ± 83	4.27 ± 1.14	3.42 ± 1.04	6.2 ± 1.4	4.9 ± 0.6	526 ± 120	112 ± 69	20 ± 9

Vibsig. Drænet areal 100 ha, areal af minivådområde 0,444 ha, ratio 0,444 %.

Lokalitet Antal år	Transport i dræn		Koncentration		Kvælstoftab før efter minivådområde		Belastning ha minivåd	Fjernelse af kvælstof	Effekt
Vibsig (3 år)	TN før (kg/år)	TN efter (kg/år)	TN før (mg N/l)	TN efter (mg N/l)	TN før (kg/ha/år)	TN efter (kg/ha/år)	(kg TN/ ha/år)	(kg TN/ ha/år)	(%)
Middel ± Std. dev.	2264 ± 749	1858 ± 616	9.86 ± 3.26	8.08 ± 2.69	22.7 ± 7.5	18.6 ± 6.2	5096 ± 1686	915 ± 298	18 ± 0

Wiffertsholm. Drænet areal 58 ha, areal af minivådområde 0,686 ha, ratio 1,18 %.

Lokalitet Antal år	Transport i dræn		Koncentration		Kvælstoftab før efter minivådområde		Belastning ha minivåd	Fjernelse af kvælstof	Effekt
Wiferts-holm(4 år)	TN før (kg/år)	TN efter (kg/år)	TN før (mg N/l)	TN efter (mg N/l)	TN før (kg/ha/år)	TN efter (kg/ha/år)	(kg TN/ ha/år)	(kg TN/ ha/år)	(%)
Middel ± Std. dev.	540 ± 147	353 ± 155	9.06 ± 1.77	5.85 ± 2.26	9.3 ± 2.6	6.1 ± 2.7	787 ± 214	272 ± 44	37 ± 12

Alle lokaliteter.

Alle 13 lokaliteter	Transport i dræn		Koncentration		Kvælstoftab før efter minivådområde		Belastning ha minivåd	Fjernelse af kvælstof	Effekt
Alle år (n=44)	TN før (kg/år)	TN efter (kg/år)	TN før (mg N/l)	TN efter (mg N/l)	TN før (kg/ha/år)	TN efter (kg/ha/år)	(kg TN/ ha/år)	(kg TN/ ha/år)	(%)
Middel ± Std. dev.	1793 ± 1791	1440 ± 1550	6.92 ± 2.65	5.37 ± 2.11	19.0 ± 9.0	14.5 ± 7.3	2147 ± 1523	472 ± 372	22 ± 10

Der er ved opgørelsen af resultaterne i Tabel 1 udeladt målinger for perioden 2015/16 for Vibsig, da minivådområdet ved et uheld modtog spildevand. Herudover er resultater fra et minivådområde, Stabæk, udeladt, da det var belastet med ensilagevand. Endelig er resultater fra et minivådområde ved Mariager Fjord (Smidie) udeladt på grund af usikkerhed omkring måleresultaterne. Det kan dog tilføjes, at disse minivådområder også tilbageholder kvælstof.

Fra udlandet findes resultater fra Sverige, hvor konstruerede vådområder ofte kaldes dammar, og som i nogen grad minder om de danske minivådområder med åben vandflade. Der er anlagt mere end 900 i Sydsverige. Nogle af de svenske konstruerede vådområder er blevet intensivt overvåget i mellem 4 og 9 år. Resultaterne fra denne overvågning viser, at kvælstoffjernelsen varierer fra 440 til 1300 kg N/ha/år, med en effektivitet fra 4-10 % (Wedding, 2003). Nyere resultater fra Strand & Weisner (2013) viser ligeledes høje kvælstoffjernelsesrater (374 – 1524 kg N/ha/år) for seks minivådområder overvåget mellem 1½ til 9 år. I et systematisk review fandt Land et al. (2016) for 30 konstruerede vådområder med åben vandflade en median TN-fjernelse på 37 % (variationsbredde 27–46 % med 95 % konfidensinterval).

Timing

Kvælstoffjernelsen vil ikke aktivt kunne times over året men vil udvise en naturlig årlig variation. Denne er dels relateret til temperaturen, idet den vigtigste proces, denitrifikationen, er en biologisk proces, der omdanner nitrat til atmosfærisk kvælstof (N_2). Kvælstoffjernelsen er også relateret til den hydrauliske belastning, som er høj i vinterhalvåret. Derved er vandets opholdstid i anlægget kort. Det ældste anlæg i Danmark, Fillerup, er fra 2010 og det fungerer stadig optimalt (Tabel 1). Samme erfaring har man fra de svenske anlæg (Wedding, 2003; Strand & Weisner, 2013). Det vil formentlig være påkrævet at oprense minivådområder med åben vandflade efter en længere årrække, da tilførslen af suspenderet stof inklusive partikulært fosfor samt produktionen af organisk materiale i selve minivådområdet betyder, at anlægget langsomt fyldes op med deponeret materiale både i sedimentationsbassinet og i de dybe og lavvandede zoner. Der er stor regional variation anlæggene i mellem mht. deponeringsrater, men også inden for de enkelte zoner i selve anlægget. For sedimentationsbassinerne ligger sedimentationsraterne i intervallet 0,6-5,2 cm/år, mens de er noget mindre for de øvrige zoner med rater i intervaller 0,2-2,8 cm/år (Mendes et al., 2018). Oprensning af sedimentationsbassinet vil i nogle tilfælde skulle ske hvert 10.-15. år, mens selve anlægget kun skal oprenses tidligst hvert 25. år. Det bør dog tjekkes, om vegetationen eventuelt breder sig ud i de dybere områder, hvilket kan medføre behov for hyppigere oprensning.

Overlap i forhold til andre virkemidler

Minivådområder med åben vandflade og med filtermatrice har i princippet samme funktion som IBZ-anlæg. Dog vil man typisk etablere IBZ-anlæg på mindre drænsystemer (mindre end 25 ha), og hvor der er en tilstrækkelig stor terrænhældning på marken (større end 4°) i den nedre del mod vandløb og sø. Virkemidler på markfladen – f.eks. efterafgrøder – vil nedsætte effekten af et tilknyttet minivådområde. I forhold til virkemidlet randzoner, er der ingen konkurrence ift. tilbageholdelse af kvælstof fra drænvand, da drænrøret vil ligge nede i jorden under selve randzonen. Minivådområder med filtermatrice vil man anlægge de samme steder som minivådområder med åben vandflade.

Sikkerhed på data

Der er efterhånden et omfattende datamateriale fra Danmark og overvågningsprogrammet for minivådområder kører stadig. Også fra de øvrige skandinaviske lande og internationalt er der data. De anslåede effektvurderingerne må derfor anses for at være veldokumenterede.

Forudsætninger og potentiale

Minivådområder kan i princippet anlægges alle steder hvor der findes drænsystemer, men der er opstillet en række kriterier, der skal være opfyldt, for at man kan få tilskud. Først og fremmest skal minivådområder placeres i drænoplande der er egnede (mere end 12 % ler) eller potentielt egnede (mindre end 12 % ler og som kræver supplerende undersøgelse). Der er lavet kortlægning af, hvor minivådområder kan anlægges i Danmark. Disse områder findes ved at gå ind på udpegningskortet ("minivådområdekortet"), som findes på Landbrugsstyrelsen hjemmeside. Herefter skal en række kriterier opfyldes:

- Mindst 80 % af drænoplandet skal være drænet og kvælstoffjernelsen skal være på mindst 300 kg N/ha minivådområde fra dettes udløb.
- TN-koncentrationen i drænvandet, der tilføres minivådområdet, skal være på mindst 4 mg TN/ l.
- Minivådområdet skal udgøre 1-1,5 % af drænoplandet, som skal være på mindst 20 ha, og på 50 ha hvis drænvandet pumpes ind i minivådområdet.

På Landbrugsstyrelsen hjemmeside findes ansøgningsvejledning og guidelines.

Minivådområder skal ikke placeres i områder, hvor der naturligt kan etableres store vådområder (i.e. genskabelse/restaurering af vådområder).

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Efter etablering af minivådområdet skal det synes og godkendes i henhold til de anviste retningslinjer (Landbrugsstyrelsen, 2019).

Sideeffekter

Skadegørere og pesticider

Et minivådområder med åben vandflade vil kunne tilbageholde pesticider fra marken, der ellers ville være tilført vandløb med drænvand. Der findes ikke for nærværende undersøgelser, der dokumenterer omfanget af tilbageholdelsen af pesticider i minivådområder.

Natur og biodiversitet

De forventede effekter af virkemidlet minivådområder med åben vandflade på natur og biodiversitet er vist i Tabel 2. Minivådområder med åben vandflade varierer betydeligt i forhold til diversiteten af planter både på kanter, bræmmer og i vandet. Generelt etableres en forholdsvis artsfattig vegetation af næringstolerante arter som f.eks. tagrør, dunhammer og manna-sødgræs. I visse minivådområder etableres dog en betydelig mere artsrig flora med 15-20 arter/m^2 og faunadiversiteten er i vid udstrækning relateret til plantediversiteten (Strandberg, 2017). Ved beplantning af minivådområder, som det anbefales i Vejledningen om tilskud til minivådområder, er det muligt at påvirke plantediversiteten betydeligt og dermed også faunadiversiteten (Strandberg et al., 2019).

Tabel 2. Forventede effekter af virkemidlet minivådområder med åben vandflade på natur og biodiversitet. Der er for hver parameter angivet en kvalitativ vurdering ud fra en skala mellem -3 (kraftig negativ effekt) og +3 (kraftig positiv effekt). Vurderingen i forhold til vilde bier forudsætter, at føderessourcen ikke anvendes til honningproduktion.

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier	Øvrige insekter og leddyr	Fugle	Pattedyr	Samlet vurdering
0	1-2	0-2	1-2	1-2	1-2	4-10

Fosfor

Retention af fosfor i minivådområder med åben vandflade følger ikke samme mønster som for kvælstof. Retentionen af fosfor styres dels af den hydrauliske belastning dels af tidslige variationer i de

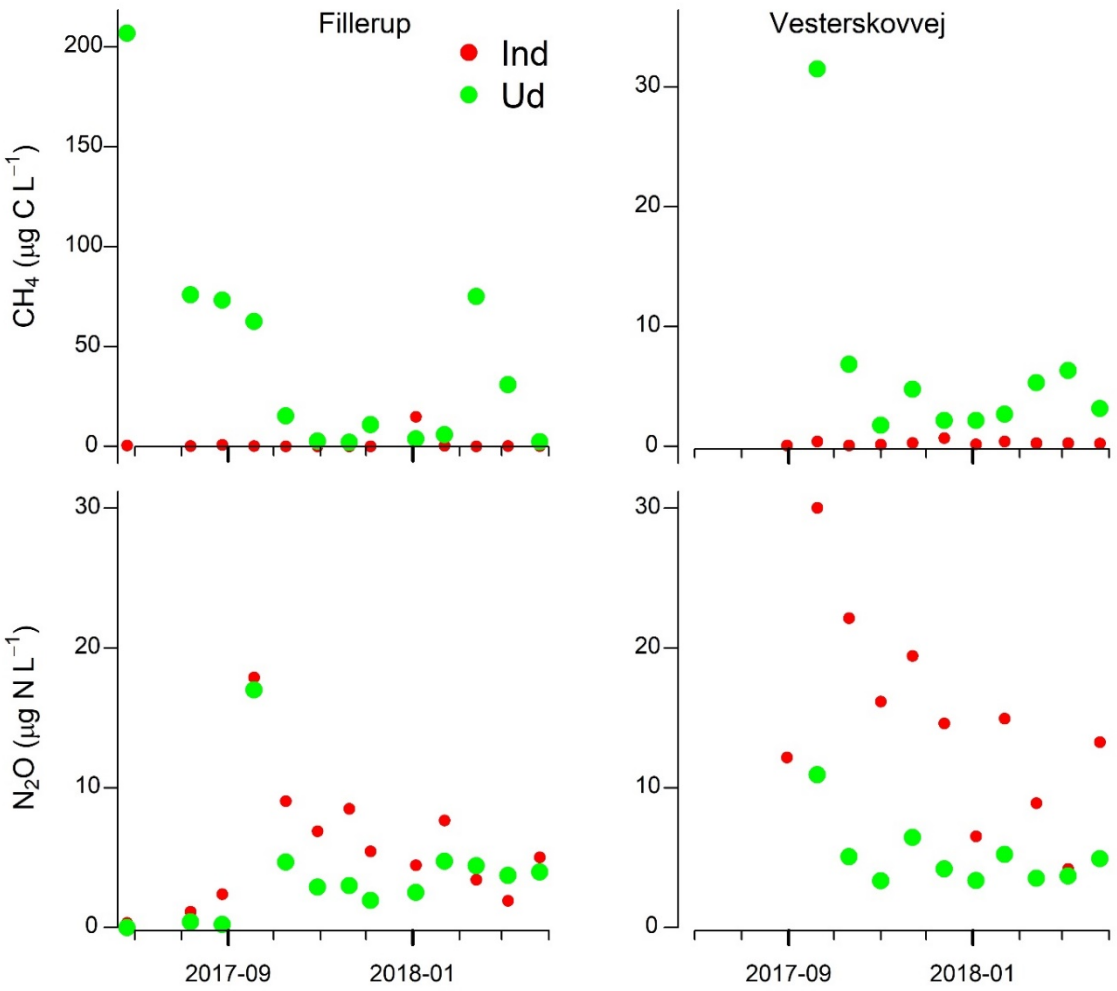
fosforformer, der tilføres minivådområdet (opløst fosfat og partikulært fosfor) (Kjærgaard et al., 2017). Der kan være fosfortab i de første måneder, efter at minivådområdet er anlagt (Mendes et al., 2018). Målinger på forskellige anlæg viser, at der er stor variation i fosforretention over året (Mendes et al., 2018), og den største fosforretention sker i vinterperioden og den mindste i sommerperioden. Muligheden for at et givet minivådområde bliver mættet med fosfor over tid er til stede, men undersøgelser af tre minivådområder tyder på, at der også tilføres fosfor-adsorbenter så fosfor-sorptionskapaciteten vedligeholdes (Mendes et al., 2018). I Tabel 3 er resultatet fra overvågningen af 13 minivådområder (Kjærgaard et al., 2017; Iversen & Pugliese, upubliceret) vist som gennemsnit for alle anlæggene. Minivådområderne tilbageholder 31 kg P/ha vådområde/år med en effektivitet på 45 %.

Tabel 3. Resultatet fra overvågningen af 13 minivådområder med åben vandflade foretaget i årene 2013 – 2018. Tabellen viser gennemsnitstal for transport af total fosfor (TP) i dræn før og efter passage af minivådområdet. Dernæst gennemsnitstal for TP-koncentrationen før og efter passage af minivådområdet, efterfulgt af gennemsnitstal for fosfortabet opgjort pr. ha drænopland før og efter passage af minivådområdet. De sidste tre kolonner viser gennemsnitstal for henholdsvis TP-belastningen pr. ha minivådområde, fosfortilbageholdelsen i kg TP/ha minivådområde/år og effekten i procent. N = antal observationer. Gennemsnitstal vist med standard afvigelse.

Alle 13 lokaliteter	Transport i dræn		Koncentration		Fosfortab før og efter minivådområde		Belastning ha minivåd.	Fosfor-retention	Effekt
Alle år (n=44)	TP før (kg/år)	TP efter (kg/år)	TP før (mg P/l)	TP efter (mg P/l)	TP før (kg/ha/år)	TP efter (kg/ha/år)	kg TP (ha/år)	kg TP (ha/år)	(%)
Middel ± std. dev.	68.1 ± 75.2	36.0 ± 36.7	0.24 ± 0.15	0.13 ± 0.11	0.68 ± 0.53	0.37 ± 0.34	72.6 ± 56.2	31.1 ± 26.5	45 ± 20

Klima

Der er lavet enkelte undersøgelser af emission af drivhusgasser fra minivådområder med åben vandflade. Der kan være et mindre tab af metan, som vist i Figur 2 (Audet et al., upubliceret), mens tab af lattergas er sjældent forekommende, idet indløbskoncentrationerne i de fleste tilfælde er højere end udløbskoncentrationerne. Det skal dog understreges, at der kun er målt på opløste drivhusgasser og ikke på direkte emissioner.



Figur 2. Koncentrationer af metan (CH4) og lattergas (N2O) opløst i drænvandet der løber ind i minivådområdet (rød prik) og i udløbsvandet (grøn prik) fra to minivådområder ved Odder.

Når et minivådområde etableres på landbrugsjord, vil der være en reduktion i drivhusgasemission svarende til 1,6 tons CO_2-ækv./ha som følge af ophør af dyrkning (Bilag 3).

Økonomi

Omkostningerne forbundet med etablering af minivådområder med åben vandflade består af anlægsomkostninger, udtagning af landbrugsjord samt udgifter til vedligehold/pleje.

Anlægsomkostningerne vil variere afhængig af minivådområdets størrelse, og af minivådområdets placering. På lavbundsarealer vil der være behov for installering af pumpe, hvilket øger omkostningerne sammenlignet med placering på højbundsarealer, hvor det ikke er nødvendigt med pumpe. Hvis minivådområdet placeres på arealer, hvor der ikke er lavpermeabel underjord, skal der anlægges en lermembran, hvilket øger omkostningerne. I nærværende analyse opgøres anlægsomkostningerne for etablering på hhv. lav- og højbundsjorde, dvs. med og uden behov for installation af pumpe. Desuden opgøres omkostningerne særskilt for tre minivådområdestørrelser; 0,2 ha, 0,5 ha og 1 ha, svarende til drænoplandsstørrelser på hhv. 20, 50 og 100 ha.

Anlægsomkostningerne for de tre størrelser minivådområder er opgjort med udgangspunkt i standardomkostninger for etablering af minivådområder fra Landbrugsstyrelsen (2019). Af Tabel 4 fremgår de samlede anlægsomkostninger for minivådområder på hhv. 0,2 ha, 0,5 ha og 1 ha, og det ses ligeledes, hvilke omkostningsposter, der indgår i beregningen. Nederst i tabellen er de samlede anlægsomkostninger for scenarierne med og uden pumpe omregnet til årlige omkostninger over en tidshorisont på 20 år[2]; omregningen er baseret på en diskonteringsrente på 4 %.

Tabel 4. Anlægsomkostninger for etablering af minivådområder.

Størrelse af minivådområde (ha; 1 % af drænopland)	0,20	0,50	1,00
Størrelse af drænopland (ha)	20	50	100
Anlægsomkostninger			
Samlet for obligatoriske dele (kr.)	234.800	344.300	526.800
Etablering af pumpe (kr.)	43.750	77.650	134.150
Etablering af planter (kr.)	3.580	7.780	14.780
Etablering af sti (kr.)	12.000	12.000	12.000
Konsulentudgifter til byggerådgivning (kr.)	13.250	13.250	13.250
Andre udgifter, myndighedstilladelser, gebyrer mm (kr.)	6.200	6.200	6.200
Arkæologiske forundersøgelser (kr.)	16.800	24.300	36.800
Anlægsomkostninger i alt, inkl. pumpe (kr.)	330.380	485.480	743.980
Anlægsomkostninger i alt, ekskl. pumpe (kr.)	286.630	407.830	609.830
Årlige anlægsomkostninger (4 %; 20 år)			
Anlægsomkostninger, inkl. pumpe (kr./år)	24.310	35.722	54.743
Anlægsomkostninger, ekskl. pumpe (kr./år)	21.091	30.009	44.872

De beregnede omkostninger i Tabel 4 indeholder udgifter til arkæologiske forundersøgelser, konsulentydelser og myndighedstilladelser mv., idet det antages, at disse udgifter vil skulle afholdes ved de fleste projekter. Hvis ikke dette er tilfældet lokalt, kan de trækkes fra i beregningen af omkostningerne.

Udtagningen af landbrugsjord giver anledning til et produktionstab, og dette tab repræsenterer en omkostning. Værdien af tabet estimeres med udgangspunkt i det gennemsnitlige dækningsbidrag for landbrugsproduktion, som jf. Bilag 1 er opgjort til 1.883 kr./ha. Omkostningen for de tre størrelser minivådområder fremgår af Tabel 5.

Tabel 5. Omkostning forbundet med udtagning af landbrugsjord.

Vådområdestørrelse	0,2 ha	0,5 ha	1 ha
Indtjeningstab (kr./ha/år)	1.883	1.883	1.883
Indtjeningstab (kr./år/minivådområde)	377	942	1.883

[2] Det bemærkes, at der i forbindelse med udbetaling af tilskud kun er krav om 10 årig opretholdelse. Det vurderes imidlertid sandsynligt, at minivådområdet som minimum vil fastholdes i 20 år, og derfor anlægges der en 20 årig tidshorisont. Ved anvendelse af 20 årig tidshorisont sikres desuden sammenlignelighed med de fleste andre virkemidler.

Erfaringerne i forhold til behovet for pleje og vedligehold af minivådområder er begrænset. Der er ikke behov for løbende pleje og vedligeholdelses tiltag, men set over en periode på 20 år, som er den tidshorisont, der lægges til grund for nærværende analyser, kan der være behov for tiltag som grødeskæring og opgravning af sediment. Behovet forventes dog ikke at opstå før end 10 år, og muligvis kan der gå endnu længere tid, inden indgreb er påkrævet. I det følgende antages, at der er behov for grødeskæring og fjernelse af sediment én gang i løbet af den 20-årige periode, og det antages, at indgrebene udføres i år 10. Omkostningerne til grødeskæring og fjernelse af sediment er beregnet på baggrund af Jacobsen & Ståhl (2018), som har estimeret vedligeholdelsesomkostningerne for minivådområder på hhv. 0,2 ha, 0,5 ha og 1 ha på baggrund af oplysninger indhentet fra entreprenører. I Tabel 6 er omkostningsestimaterne fra Jacobsen & Ståhl (2018) gengivet, og her ses det, at der er stor variation i omkostningerne til både grødeskæring og sedimentfjernelse på tværs af entreprenører og minivådområdestørrelse. I nærværende analyse tages der udgangspunkt i de skønnede median omkostninger.

Tabel 6. Vedligeholdelsesomkostninger for minivådområder.

Størrelse af minivådområde	0,2 ha	0,5 ha	1,0 ha
Opgravning af sediment			
Interval (kr.)	2.500-39.000	6.000-60.000	12.000-100.000
Median (kr.)	18.000	22.000	30.000
Grødeskæring			
Interval (kr.)	11.000-12.000	12.000-30.000	17.000-59.400
Median (kr.)	11.500	22.000	30.000

Med udgangspunkt i median estimaterne for omkostninger til opgravning af sediment og grødeskæring angivet i Tabel 6 beregnes de tilsvarende årlige omkostninger over en 20-årig periode. Idet omkostningerne først antages at skulle afholdes i år 10 fremskrives medianomkostningerne til år 10 med en prisændring på 2 %/år for at justere for højere prisniveau i år 10. Nutidsværdien beregnes herefter baseret på en diskonteringsrente på 4 %, og efterfølgende beregnes den årlige omkostning ved at fordele den beregnede nutidsværdi ud over de 20 år med en diskonteringsrente på 4 %. Den beregnede årlige omkostning til vedligehold for de 3 minivådområdestørrelser fremgår af Tabel 7.

Tabel 7. Årlige vedligeholdelsesomkostninger for minivådområder.

Størrelse af minivådområde	0,2 ha	0,5 ha	1,0 ha
Opgravning af sediment (kr./år)	1.091	1.333	1.818
Grødeskæring (kr./år)	697	1.333	1.818
Vedligeholdelse i alt (kr./år)	1.788	2.666	3.636

De samlede årlige omkostninger forbundet med etablering af minivådområder kan nu beregnes som summen af de årlige anlægsomkostninger, de årlige omkostninger forbundet med udtagning af landbrugsjord og de årlige vedligeholdelses omkostninger; se Tabel 8. Som forventet er de årlige omkostninger pr. ha vådområde lavest for de største områder, da der er en størrelsesøkonomisk effekt.

Tabel 8. Samlede årlige omkostninger forbundet med etablering af minivådområder (4 %; 20 år).

	Budgetøkonomiske omkostninger		
Vådområde størrelse	0,2 ha	0,5 ha	1,0 ha
Minivådområde med pumpe			
Anlægsomkostninger, inkl. pumpe (kr./år)	24.310	35.722	54.743
Minivådområde uden pumpe			
Anlægsomkostninger, ekskl. pumpe (kr./år)	21.091	30.009	44.872
Grødeskæring og opgravning af sediment			
Vedligehold i alt (kr./år)	1.788	2.666	3.636
Indtægtstab, landbrugsdrift			
Dækningsbidragstab (kr./år)	377	942	1.883
Omkostninger i alt - minivådområder med pumpe (kr./år)	**26.474**	**39.330**	**60.262**
Omkostninger i alt - minivådområder uden pumpe (kr./år)	**23.255**	**33.617**	**50.391**

Reduktionsomkostningerne for minivådområder beregnes med udgangspunkt i den gennemsnitlige kvælstofeffekt på 472 kg N/ha minivådområde. Reduktionsomkostningerne fremgår af Tabel 9 og er opgjort både budgetøkonomisk og velfærdsøkonomisk. Omregningen fra budgetøkonomiske til velfærdsøkonomiske reduktionsomkostninger er foretaget ved at forhøje de budgetøkonomiske omkostninger med nettoafgiftsfaktoren (1,28).

Reduktionsomkostningerne i Tabel 9 er beregnet med udgangspunkt i en reduktion på 472 kg N/ha, og omkostningerne omfatter de anlægsrelaterede poster, som der ydes tilskud til i forbindelse med etablering af åbne minivådområder. Det inkluderer konsulentudgifter til byggerådgivning, arkæologiske forundersøgelser, samt andre udgifter til bl.a. myndighedstilladelser- og gebyrer. Disse udgiftsposter er ikke inkluderet for en række andre virkemidler, og i forhold til sammenligning af reduktionsomkostninger på tværs af virkemidler kan det derfor være relevant at kende reduktionsomkostningerne ekskl. disse udgiftsposter. I forlængelse heraf er det dog væsentligt at holde sig for øje, at sammenligning af reduktionsomkostninger ekskl. disse poster ikke nødvendigvis giver et mere retvisende billede af den relative fordelagtighed, idet der på tværs af virkemidler kan være væsentlige forskelle i forhold til 1) den relative størrelse af de forskellige poster, og 2) hvilke poster der er relevante. Beregning af reduktionsomkostninger med udgangspunkt i omkostningsestimater ekskl. udgifter til byggerådgivning, arkæologiske forundersøgelser, og myndighedstilladelser- og gebyrer resulterer i, at reduktionsomkostningerne for åbne minivådområder med pumpe falder med hhv. 7, 8 og 10 % afhængig af vådområdets størrelse. Faldet er størst for de små minivådområder og mindst for de store, da denne udgift udgør en større del af de samlede omkostninger for de små anlæg sammenlignet med de store. For åbne minivådområder uden pumpe falder reduktionsomkostningerne med hhv. 12, 10 og 8 %; igen er faldet mindst for de store og størst for de små minivådområder.

Tabel 9. Reduktionsomkostninger for minivådområder med åben vandflade.

	Budgetøkonomiske omkostninger			Velfærdsøkonomiske omkostninger		
Vådområde størrelse	0,2 ha	0,5 ha	1,0 ha	0,2 ha	0,5 ha	1,0 ha
Årlige omkostninger i alt, med pumpe (kr./år; 4 %, 20 år)	26.474	39.330	60.262	33.887	50.343	77.135
Årlige omkostninger i alt, uden pumpe (kr./år; 4 %, 20 år)	23.255	33.617	50.391	29.766	43.029	64.501
Effekt (kg N/minivådområde/år)	94,4	236	472	94,4	236	472
Reduktionsomkostninger						
Minivådområde med pumpe (kr./kg N)	280	167	128	359	213	163
Minivådområde uden pumpe (kr./kg N)	246	142	107	315	182	137

Opsummering

Vådområder med åben vandflade fjerner i gennemsnit 22 % kvælstof om året eller 472 kg N/år/ha vådområde. Der kan være en vis årstidsvariation pga. klimaet. Der er særdeles god fosforretention på 45 % af den tilførte mængde.

Det fremgår af den økonomiske analyse, at de små anlæg typisk koster dobbelt så meget pr. kg N som de store anlæg. Reduktionsomkostningerne er lidt lavere for højbundsarealer, hvor pumpe ikke er påkrævet, end på lavbundsarealer, men forskellen er ikke stor.

Effekt, sikkerhed og økonomi

Virkemiddel	**Referencepraksis**	**Årlig kvælstofeffekt (%)**	**Timing**	**Overlap**	**Budgetøkonomiske omkostninger (kr./kg N)**	**Velfærdsøkonomiske omkostninger (kr./kg N)**
Minivådområder med åben vandflade (***) [1)]	Ingen minivådområder	22	Nej	Ja	107-280	137-359

[1)] Estimaterne anses for rimeligt sikre og er baseret på et velafprøvet datagrundlag.

Sideeffekter

Virkemiddel	**Skadegørere og pesticider** [1)]	**Natur og biodiversitet** [1)]	**Fosfor** [1)]	**Klima** [1)]
Minivådområder med åben vandflade	0/+	+	+	0

[1)] '+': gunstig virkning; '-': ugunstig virkning; '0': neutral eller marginal afledt miljøeffekt.

Referencer

BEK nr. 184 af 26/02/2019 (Gældende). Bekendtgørelse om tilskud til projekter om etablering af konstruerede minivådområder. https://www.retsinformation.dk

Jacobsen, B.H., Ståhl, L. 2018. Indtjeningstab og vedligeholdelse af minivådområder. IFRO Udredning, Nr. 2018/22, Københavns Universitet. Link: https://static-curis.ku.dk/portal/files/210113832/IFRO_Udredning_2018_22.pdf

Kjaergaard, C., Iversen, B.V., Hoffmann, C.C. 2017. Virkemiddelseffekter af konstruerede minivådområder med overfladestrømning målrettet drænvand. Afrapportering af resultater fra danske

minivådområder i regi af GUDP-projektet iDRÆN (2011-2017), Aarhus Universitet. Rapport til Miljø & Fødevareministeriet, Maj 2017.

Kjærgaard, C., Hoffmann, C.C. 2017. Retningslinjer for etablering af konstruerede minivådområder med overfladestrømning. Design Manual, DCA – Nationalt Center for Jordbrug og Fødevarer, 3. marts 2017, Aarhus Universitet

Kjærgaard, C., Hoffmann, C.C., Gertz, F., Iversen, B.V. 2017. Minivådområder – et nyt kollektivt virkemiddel. Vand & Jord. 24(3), 84-88.

Land, M., Granéli, W., Grimvall, A., Hoffmann, C.C., Mitsch, W.J., Tonderski, K.S., Verhoeven, J.T.A. 2016. How effective are created or restored freshwater wetlands for nitrogen and phosphorus removal? A systematic review. Environmental Evidence 5:9, 1-26. DOI: 10.1186/s13750-016-0060-0

Landbrugsstyrelsen 2019. Minivådområdeordningen 2019 – Etablering af åbne minivådområder og minivådområder med filtermatrice. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Natur_og_miljoe/Minivaadomraader/Minivaadomraade-vejledning2019_version2.pdf

Landbrugsstyrelsens hjemmeside: Minivådområder 2019: https://lbst.dk/tilskudsguide/minivaadomraader-2019/

Mendes, L.R.D, Tonderski, K., Iversen, B.V, Kjaergaard, C. 2018. Phosphorus retention in surface-flow constructed wetlands targeting agricultural drainage water. Ecological Engineering 120, 94-103.

Mendes, L.R.D, Tonderski, K., Kjaergaard, C. 2018. Phosphorus biogeochemical stability in soils and sediment deposits of surface-flow constructed wetlands. Geoderma 331, 109-120.

Strand, J.A., Weisner, S.E.B. 2013. Effects of wetland construction on nitrogen transport and species richness in the agricultural landscape — Experiences from Sweden. Ecological Engineering 56, 14–25

Strandberg, B. 2017. Plante- og faunadiversitet i mini-vådområder. Vand & Jord 24. årgang nr. 3, september 2017, 89-92.

Strandberg, B., Olesen, A., Thiemer, K., Skipper, L., Clausen, K.K., Kanstrup, N., Riis, T. 2019. Planter til minivådområder. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 138 s. - Videnskabelig rapport nr. 334 http://dce2.au.dk/pub/SR334.pdf

Wedding, B., 2003. Dammar som reningsverk – Mätningar av näringsämnesreduktionen i nyanlagda dammar 1993-2002. Ekologgruppen maj 2003.

Minivådområder med filtermatrice

Carl Christian Hoffmann[1], Søren Erik Larsen[1], Beate Strandberg[1] (natur og biodiversitet), Marianne Bruus[1] (natur og biodiversitet), Joachim Audet[1] (klima), Nicholas J. Hutchings[3] (klima), Louise Martinsen[2] (økonomi), Berit Hasler[2] (økonomi)

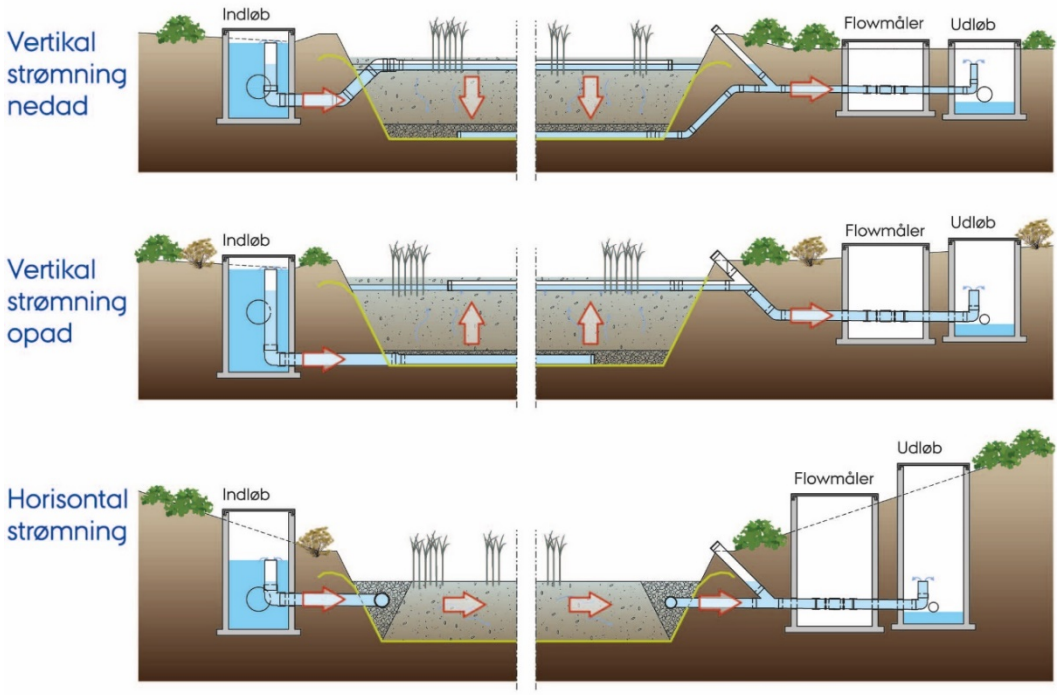
Fagfællebedømmelse: Brian Kronvang[1], Jørgen E. Olesen[3] (klima), Brian H. Jacobsen[4] (økonomi)

[1]Bioscience, AU
[2]Miljøvidenskab, AU
[3]Agroøkologi, AU
[4]Fødevare- og Ressourceøkonomi, KU

Funktion og anvendelse

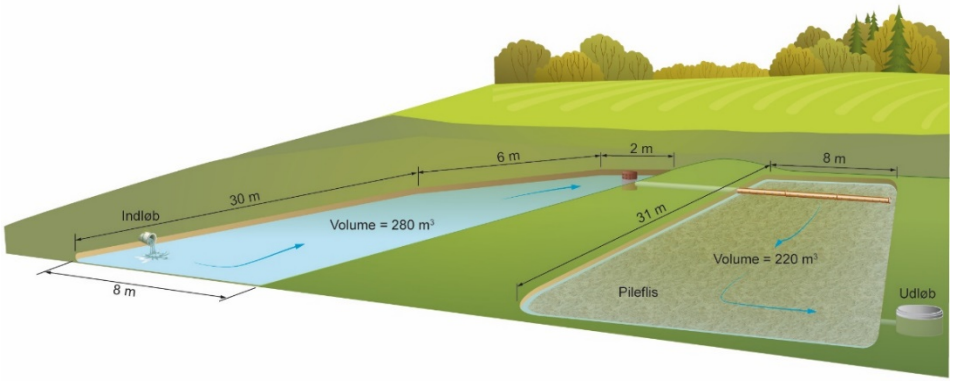
Minivådområder med filtermatrice er et drænvirkemiddel, der i sin nuværende form primært er målrettet kvælstoffjernelse. Filtermatricen består af pileflis, som eventuelt kan være blandet med en strukturel komponent (f.eks. LECA nødder). Ind- og udløbsfaskiner skal bestå af komponenter med stor porøsitet (f.eks. hele muslingeskaller, LECA nødder, nøddesten), hvor der ligger fordelerrør (perforerede drænrør) helst i flere dybder, så vandet let ledes ind og ud af matricen (se Landbrugsstyrelsens vejledning). Alle rørsystemer skal være fikserede, da flisen ændrer struktur med tiden, idet flisstykkerne bliver mindre og mindre, porøsiteten ændrer sig – bliver mindre - hvorved flislaget synker sammen. Filtermatricen skal fra start være forsynet med et umættet dæklag på 50 cm, som også består af pileflis. Dæklaget tjener to formål, dels erstatter det flismateriale der forbruges, dels vil eventuelt dannet metan blive oxideret i den umættede zone, der af samme årsag skal være på mindst 20 cm, når anlægget er i funktion.

Designet af minivådområder med filtermatrice fremgår af Figur 1, hvor det er vist med tre forskelige strømningsmønstre: horisontalt flow, vertikalt opadgående flow og vertikalt nedadgående flow. På Figur 1 løber vandet ved gravitation, men vandet kan evt. pumpes ind i minivådområdet. Der skal herudover være en sedimentationsbrønd eller et sedimentationsbassin, hvis området betegnes som egnet. Hvis området er potentielt egnet skal der være et stuvningsbassin for at imødekommende eventuelle højere vandføringer (Figur 2).



Figur 1. Skitsetegning af princippet bag et minivådområde med filtermatrice. Her vist med tre designløsninger.

På tegningen på Figur 1, nederst, løber vandet horisontalt gennem filtermatricen, og ud i en iltningsbrønd længst til højre. I midten løber vandet ind i bunden af matricen fra venstre og herefter vertikalt opad mod overfladen, hvor opsamlingsrør – perforerede drænrør - samler vandet og fører det ud til iltningsbrønden i højre side. Øverst løber vandet ind fra venstre tæt på flisoverfladen og derefter vertikalt nedad mod bunden, hvor vandet via opsamlingsrør – perforerede drænrør - ledes til geniltningsbrønden længst til højre. Filtermatricen kan være beplantet.



Figur 2. Minivådområde med filtermatrice og stuvningsbassin. Stuvningsbassinet er konstrueret, så vandstanden i bassinet stiger ved høje vandføringer for at forsinke og tage toppen af den hydrauliske belastning af filtermatricen. På denne måde optimeres vandets opholdstid i filtermatricen.

Kvælstofeffekt

Kvælstoffjernelsen i minivådområder med en filtermatrice bestående af pileflis er bestemt af drænvandets opholdstid og temperaturen i anlægget (Hoffmann et al., 2019). I Hoffmann et al. (2019) er der angivet modeller for udregning af kvælstofeffekten for tre forskellige flowdesign – horisontalt flow, vertikalt flow opad, vertikalt flow nedad – hvilket gør, at man kan dimensionere størrelsen på en filtermatrice, hvis man har kendskab til drænvandsafstrømningen og vandtemperaturen. Det er vigtigt at kende den tidsperiode i løbet af året, hvor drænvandet løber, da temperaturen i flisen er den af de to modelparametre, der har størst forklaringsgrad (Hoffmann et al., 2019). I Tabel 1 er vist modellerne for to horisontale filtermatricer (CW1 og CW2) anlagt i Skannerup i Midtjylland. Til at udregne opholdstiden i matricen kan man anvende en porøsitet på 80, hvis man vil anvende ren pileflis.

Det areal, som minivådområdet anlægges på, vil ændre status med hensyn til kvælstofudvaskning. Nedgangen i kvælstofudvaskning vil være bestemt af den tidligere arealanvendelse og der henvises til kapitlet *Permanent udtagning og kortvarig brak i omdrift* (denne rapport), der nærmere redegør for dette. Det skal bemærkes, at for minivådområder går kvælstofudvaskningen i nul, så nedgangen er større end angivet for udtagning og brak.

Tabel 1. Statistiske modeller til estimering af nitrat-N fjernelseseffektivitet (%) som funktion af vandtemperatur i flisen (WT) og hydraulisk opholdstid (HRT) for to filtermatricer med horisontalt flow (i volumenratio 50:50 muslingeskaller:pileflis og 25:75 muslingeskaller:pileflis). Modelsignifikans, F(x,y), frihedsgrader for f-testen, modeludtrykket og korrelationskoefficienten (R^2). NO_3-N modellerne er opløftet til potenser ved Box Cox transformation for at forbedre normaliteten. Enheden for HRT er dage og for NO_3-N er det % nitratreduktion.

# CW	Model signifikans	Model for % NO_3-N fjernelse	R^2
CW1	$F_{(2,104)}$=366.2 P<0.0001)	$NO_3\text{-}N^{1.5}$ = -162.8 + 60.14×WT+132.9×HRT	0.876
CW2	$F_{(2,103)}$=320.4, P<0.0001)	$NO_3\text{-}N^{2}$ = -2236 + 655.7×WT + 974.8×HRT	0.859

Århus Universitet etablerede i efteråret 2012 seks filtermatricer med tre forskellige flowdesigns (Figur 1), der kørte uafbrudt fra november 2012 til foråret 2015 (Hoffmann et al., 2019; Carstensen et al., 2019) uden nogen indgriben. De seks filtermatricer modtog drænvand fra et ca. 80 ha drænopland. Erfaringerne fra de første år resulterede i, at fire filtermatricer blev lukket ned i sommerperioden i alle de efterfølgende år for at undgå negative sideeffekter (se senere). De to filtermatricer med horisontalt flow modtog således alene alt drænvandet fra oplandet (drænvandet løber året rundt, men i reduceret mængde i sommerperioden), hvilket forklarer, hvorfor vandmængden og kvælstofbelastningen kunne stige fra 2015 og fremad (Tabel 2 og Tabel 3).

Tabel 2. Vandbalance, massebalancer for total kvælstof (TN), nitrat (NO_3^--N) og ammonium(NH_4^+-N) for en filtermatrice på 100 m^2 (og 100 m^3) i Skannerup, Midtjylland. Data fra Carstensen et al. (2019) på nær 2018, som er Hoffmann et al. (upubliceret).

CW1		**Enhed**	**2013**	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**
Vand	Udløb	m^3 m^{-3} $CW^{-1}$$år^{-1}$	139	142	178	207	204	187
TN	Indløb	g m^{-3} CW^{-1} $år^{--1}$	1454	1462	1884	2510	2360	2128
	Udløb	g m^{-3} CW^{-1} $år^{--1}$	686	686	1196	1572	1684	1457
	Fjernelse	g m^{-3} CW^{-1} $år^{--1}$	768	776	689	938	676	671
	Fjernelse	%	53	53	37	37	29	32
NO_3^--N	Indløb	g m^{-3} CW^{-1} $år^{-1}$	1377	1325	1633	2047	2128	1944
	Udløb	g m^{-3} CW^{-1} $år^{-1}$	621	592	1021	1271	1530	1324
	Fjernelse	g m^{-3} CW^{-1} $år^{-1}$	756	733	611	776	598	620
	Fjernelse	%	55	55	37	38	28	32
NH_4^+-N	Indløb	g m^{-3} CW^{-1} $år^{-1}$	11	9	32	18	8	8
	Udløb	g m^{-3} CW^{-1} $år^{-1}$	8	10	18	13	6	6
	Fjernelse	g m^{-3} CW^{-1} $år^{-1}$	3	-1	15	5	1	2
	Fjernelse	%	25	-10	45	27	18	26

Tabel 3. Vandbalance, massebalancer for totalkvælstof (TN), nitrat (NO_3^--N) og ammonium(NH_4^+-N) for en filtermatrice på 100 m^2 (og 100 m^3) i Skannerup, Midtjylland. Data fra Carstensen et al. (2019); på nær 2018, som er Hoffmann et al. (upubliceret).

CW2		**Enhed**	**2013**	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**
Vand	Udløb	m^3 m^{-3} $CW^{-1}$$år^{-1}$	145	152	191	193	209	181
TN	Indløb	g m^{-3} CW^{-1} $år^{--1}$	1513	1558	2005	2341	2415	2060
	Udløb	g m^{-3} CW^{-1} $år^{--1}$	694	715	1223	1403	1631	1419
	Fjernelse	g m^{-3} CW^{-1} $år^{--1}$	819	843	781	938	784	642
	Fjernelse	%	54	54	39	40	32	31
NO_3^--N	Indløb	g m^{-3} CW^{-1} $år^{-1}$	1431	1413	1742	1910	2179	1882
	Udløb	g m^{-3} CW^{-1} $år^{-1}$	626	616	1069	1146	1475	1293
	Fjernelse	g m^{-3} CW^{-1} $år^{-1}$	804	797	673	764	704	589
	Fjernelse	%	56	56	39	40	32	31
NH_4^+-N	Indløb	g m^{-3} CW^{-1} $år^{-1}$	11	10	35	17	8	7
	Udløb	g m^{-3} CW^{-1} $år^{-1}$	8	13	9	5	5	3
	Fjernelse	g m^{-3} CW^{-1} $år^{-1}$	3	-3	26	11	3	5
	Fjernelse	%	29	-32	75	68	42	66

Resultaterne fra de to minivådområder med horisontalt flow, der har været i funktion siden november 2012, viser, at kvælstoffjernelsen er meget stor (Tabel 2 og Tabel 3). De første to år fjernes mellem 7,7 og 8,4 tons TN /ha vådområde/år. I de efterfølgende år øges belastningen, og effektiviteten går ned fra 53-54 % til 28-40 %, mens kvælstoffjernelsen kvantitativt set ikke ændres væsentligt (Tabel 2 og Tabel 3). Grunden til den øgede kvælstofbelastning i årene 2015-2018 er, at fire filtermatricer blev lukket i sommerperioderne for at undgå negative sideeffekter i form af sulfatreduktion til sulfid – lugter som rådne æg – samt metan produktion med efterfølgende emission af metan til atmosfæren og udledt som opløst i udløbsvandet.

Målinger af kvælstoffjernelse på en filtermatrice med stuvningsbassin (Figur 2) har været foretaget siden september 2015 (Tabel 4). Kvælstofbelastningen er noget mindre end for Skannerup anlægget, men effektiviteten af anlægget er noget højere (Hoffmann & Kjærgaard, 2017; Hoffmann et al. (2020, upubliceret).

Tabel 4. Massebalancer for totalkvælstof (TN) og nitrat (NO_3^- -N) for et matriceanlæg ved Odder. Anlægget består 280 m^3 stuvningsbassin og 220 m^3 filtermatrice. Arealmæssigt er anlægget på 500 m^2. Balancerne er beregnet for hele anlægget. Anlægget modtager drænvand fra et 20 ha opland. Data fra Hoffmann et al. (2020, upubliceret).

		Enhed	**2016**	**2017**	**2018**
TN	Indløb	g (m^{-3} CW) $år^{-1}$	344	233	135
	Udløb	g (m^{-3} CW) $år^{-1}$	117	62	44
	Fjernelse	g (m^{-3} CW) $år^{-1}$	227	171	91
	Fjernelse	%	66	73	67
NO_3-N	Indløb	g (m^{-3} CW) $år^{-1}$	281	203	116
	Udløb	g (m^{-3} CW) $år^{-1}$	80	36	28
	Fjernelse	g (m^{-3} CW) $år^{-1}$	201	168	89
	Fjernelse	%	72	82	76

Kvælstoffjernelse i filtermatricer (internationalt ofte kaldet bioreaktorer med træflis) er veldokumenteret. Der er mange internationale studier især fra USA og New Zealand (se f.eks. Christianson et al., 2012a, 2012b; Schipper et al., 2010). I Tabel 5 ses danske og internationale feltstudier af nitratfjernelse i filtermatricer, som viser, at de danske resultater er på linje med internationale undersøgelser.

Tabel 5. Nitratfjernelse i filtermatricer i g N/m^3/day som er den internationalt anvendte enhed.
Hor flow = horisontalt flow; vert up = vertikalt opadgående flow; vert down = vertikalt nedadgående flow.

Reference	Materiale	Nitratfjernelse (g N/m^3/dag)	Måle-periode
Hoffmann et al. (2019), hor flow	Woodchips + mussel shells 50:50	2.03-2.10	2 år
Hoffmann et al. (2019), hor flow	Woodchips + mussel shells 75:25	2.20-2.22	2 år
Hoffmann et al. (2019), vert up	Woodchips + mussel shells 50:50	1.67-2.14	2 år
Hoffmann et al. (2019), vert up	Woodchips + mussel shells 75:25	1.77-2.15	2 år
Hoffmann et al. (2019), vert down	Woodchips + mussel shells 50:50	2.16-2.21	2 år
Hoffmann et al. (2019), vert down	Woodchips + mussel shells 75:25	1.16-1.79	2 år
Christianson et al. (2012)	Woodchips (60 %) + gravel	0.38-3.78	7 år
Christianson et al. (2012)	Woodchips (100 %)	0.86-1.56	2 år
Christianson et al. (2012)	Mixed hardwood chips	0.41-7.76	3 år
Christianson et al. (2012)	Woodchips (100 %)	0.42-5.02	2 år
Elgood et al. (2010)	Pine woodchips (100 %)	0.69	1.1 år
Jaynes et al. (2008)	Oak woodchips	0.62	5 år
Schipper et al. (2005)	Pine Sawdust (30 %) + soil	1.4	9 dage
Schipper et al. (2010)	Coarse sawdust + woodchips 50:50	1.4	1 år
Schipper et al. (2010)	Sawdust + woodchips 50:50	5 - 10	2 år
Schipper et al. (2010)	Sawdust + woodchips 50:50	0 - 11	1.4 år
Schmidt & Clark (2012)	Pine sawdust (50 %) + quarts sand	4.9-5.5	1.8 år
van Driel et al. (2006)	Fine and coarse wood particles	2.66	2.2 år
van Driel et al. (2006)	Fine and coarse wood particles	0.76	1.7 år
Woli et al. (2010)	Woodchips mixed	6.4	2-3 år

Timing

Kvælstoffjernelsen vil ikke aktivt kunne times over året, men der vil være en tydelig variation i kvælstoffjernelsen over året, hvilket dels skyldes temperaturvariationer, dels tilførslen af drænvand der er højest i vinterhalvåret (Tabel 6).

Tabel 6. Sæsonmæssig variation i procentuel nitratffjernelse for CW1 og CW2 i Skannerup anlæggene. Tabel lavet på baggrund af data fra Hoffmann et al. (2019).

	CW1			CW2		
Sæson	(% NO_3^--N fjernelse)	Min (%)	Max (%)	(% NO_3^--N fjernelse)	Min (%)	Max (%)
Vinter	25.4	15.0	33.3	26.6	14.9	33.2
Forår	70.7	35.0	97.4	73.4	39.1	99.0
Sommer	98.8	95.6	99.8	99.1	98.1	99.8
Efterår	88.5	69.4	98.4	87.9	69.6	99.5
Årlig	55.3	54.8	55.7	56.2	55.8	56.5

Omsætningen af kvælstof især nitrat betyder at flisen forbruges som energikilde for denitrifikationsprocessen, og dermed ændrer flisstrukturen sig ved, at flisstykkerne bliver mindre og flisen synker sammen, hvorved også porøsiteten ændrer sig. Der er målt op til 10 cm sammensynkning pr. år (Hoffmann, upubliceret) og det betyder, at der skal hældes mere flis på ca. hver femte eller sjette år afhængig af det enkelte anlægs kvantitative kvælstoffjernelse. Flisens alder har også indvirkning på

effektiviteten. Det fremgår delvist af Tabel 2 og Tabel 3, at effektiviteten falder, selvom det også kan tilskrives den øgede belastning fra 2015 og fremad.

Overlap i forhold til andre virkemidler

Minivådområder med filtermatrice har samme funktion som minivådområder med åben vandflade, men arealkravet er kun 0,20-0,25 % af drænoplandets areal. Minivådområder med filtermatrice har i princippet samme funktion som IBZ anlæg, dog vil man typisk etablere IBZ anlæg på mindre drænsystemer (mindre end 25 ha), hvor der er en rimelig stor terrænhældning på marken (større end 4°) i den nedre del mod vandløb og sø. Der er konkurrence mellem virkemidler på markfladen som f.eks. efterafgrøder og minivådområder med filtermatrice. I forhold til virkemidlet randzoner, er der ingen konkurrence ift. fjernelse af kvælstof fra drænvand, da dette løber under en randzone. Minivådområder med filtermatrice vil man anlægge de samme steder som minivådområder med åben vandflade, men de hidtidige resultater viser, at de åbne minivådområder fungerer bedre end filtermatricerne mht. fosfortilbageholdelse (Carstensen et al., 2019), da filtermatricerne taber fosfor det første år og også senere viser svingende fosforretentioner med både tab og tilbageholdelse – specielt af opløst fosfat – mens partikulært fosfor stort set altid tilbageholdes (Carstensen et al., 2019).

Sikkerhed på data

Både danske (Bruun et al., 2016ab; Hoffmann et al., 2017; Hoffmann et al., 2019; Carstensen et al., 2019) og udenlandske undersøgelser (Christianson et al., 2012ab; Schipper et al., 2010, m.fl.) har dokumenteret virkemidlets markante potentiale.

Forudsætninger og potentiale

Størrelsen af et minivådområde med filtermatrice skal udgøre 0,20-0,25 % af drænoplandet og det skal som minimum fjerne 600 kg N pr. 0,2 ha minivådområde pr. år. Anlæggelse af minivådområder med filtermatrice kan kun ske i egnede (mere end 12 % ler) og potentielt egnede områder (mindre end 12 % ler). Disse områder findes ved at gå ind på udpegningskortet på Landbrugsstyrelsens hjemmeside ("minivådområdekortet"). Mindst 80 % af oplandet skal være drænet, og drænoplandet skal være på mindst 20 ha, og på mindst 50 ha, hvis drænvandet pumpes ind i minivådområdet. De præcise kriterier for hvor man kan anlægge minivådområder, og hvorledes de skal konstrueres, findes på Landbrugsstyrelsens hjemmeside (Landbrugsstyrelsen, 2019). Her kan man også kan downloade en vejledning.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Efter etablering af minivådområdet skal det synes og godkendes i henhold til de anviste retningslinjer (Landbrugsstyrelsen, 2019).

Sideeffekter

Skadegørere og pesticider

Udenlandske undersøgelser tyder på, at visse pesticider nedbrydes eller tilbageholdes i filtermatricer (Addi et al., 2020).

Natur og biodiversitet

Hver anden filtermatrice ved Skannerup blev beplantet med tagrør ved etableringen, men alle seks matricer udviklede et plantedække domineret af tagrør, håret dueurt, dunhammer og pil, da vandspejlet var tæt på overfladen. Andre matricer har haft svært ved at etablere et plantedække, fordi dæklaget er op til 50 cm for at hindre emission af metan.

Kun hvor der etableres et plantedække, enten ved beplantning eller ved indvandring, kan der være en begrænset effekt på natur og biodiversitet. Arter som tagrør, håret dueurt og pil er gavnlige for bier og andre blomsterbesøgende insekter, men da der kun vil forekomme få plantearter, vil effekten på diversiteten af vilde bier og øvrige insekter og leddyr være begrænset (Tabel 7).

Tabel 7. Forventede effekter af virkemidlet mini-vådområder med filtermatrice på natur og biodiversitet. Der er for hver parameter angivet en kvalitativ vurdering ud fra en skala mellem -3 (kraftig negativ effekt) og +3 (kraftig positiv effekt). Vurderingen i forhold til vilde bier forudsætter, at føderessourcen ikke anvendes til honningproduktion.

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier	Øvrige insekter og leddyr	Fugle	Pattedyr	Samlet vurdering
0	0-1	0-1	0-1	0	0	0-3

Fosfor

Filtermatricen som består af pileflis indeholder fosfor, som udvaskes som fosfat i samme øjeblik anlægget sættes i drift. Mængden af fosfat der tabes er størst i opstartsfasen, hvorefter tabet gradvist mindskes. Varigheden af udvaskningen af fosfat er ca. 1 år (Carstensen et al., 2019). Målinger af partikulært fosfor fra november 2012 og frem til oktober 2019 i anlæggene i Midtjylland har vist, at der - på nær et par undtagelser - altid tilbageholdes partikulært fosfor (Carstensen et al., 2019). Samlet set over den seksårige måleperiode blev CW1 belastet med 0,16 kg TP pr. ha opland pr. år og tilbageholdt 0,03 kg TP pr. ha opland pr. år, svarende til en reduktion i TP udledningen på 18,7 %. For CW2 var belastningen 0,164 kg TP pr. ha opland pr. år og tilbageholdelsen var 0,021 kg TP pr. ha opland pr. år med en effektivitet på 12,7 %.

I perioder med meget høj kvælstoffjernelse dvs. over 90 %, hvilket primært er i sommerperioden med høje temperaturer og lille drænafstrømning, opstår der stærkt reducerende forhold i filtermatricen med sulfiddannelse og metandannelse, og de reducerende forhold fører også til tab af opløst fosfat (Carstensen et al., 2019). I henhold til retningslinjerne for etablering af minivådområder med filtermatrice skal anlæggene holdes lukket i de tre sommermåneder netop for at undgå ovennævnte negative sideeffekter (Landbrugsstyrelsen, 2019).

Klima

Virkemidlet kan være en kilde til drivhusgasser, især lattergas (N_2O) og metan (CH_4). N_2O er et biprodukt af denitrifikation og produceres, når denitrifikationen er ufuldstændig. Der har været bekymringer om, at minivådområder kan være en stor kilde til N_2O, og at forureningen derfor vil skifte fra vand til luft. Også CH_4 produktion og emission kan være problematisk især om sommeren specielt når nitratkoncentrationen er lav. For at undgå høje emissioner af CH_4 skal filtermatricen have et dæklag bestående af ca. 50 cm træflis, så eventuelle udledninger af CH_4 kan oxideres til CO_2 inden det emitteres til luften.

Anlægget skal lukkes i sommermånederne dels for at undgå høje CH_4-emissioner dels for at undgå reduktion af sulfat (SO_4^{2-}) til sulfid (S^{2-}), der lugter ubehageligt. Sulfid har ydermere den ulempe, at den kan blokere denitrifikationen netop ved trinnet, hvor lattergas reduceres til N_2, hvilket vil føre til emission af N_2O (Sørensen et al., 1980; Tam & Knowles, 1979). Foreløbige resultater viser, at N_2O-emissioner fra mini-vådområder med filtermatrice er meget variable med emissioner op til 2 % af den årlige kvælstoffjernelse (Bruun et al., 2017a,b; Audet & Hoffmann, 2020). Dette resultat er lidt højere end IPCC emissionsfaktoren for N_2O-emission fra grundvand, vandløb og fjorde, som er 0,75 % (IPCC, 2006). Foreløbige resultater viser, at CH_4-emissioner kan minimeres med tilstrækkelig styring som beskrevet ovenfor.

Med det forbehold, at de nødvendige foranstaltninger mod lattergas- og metanemission beskrevet ovenfor er taget i brug, og med en reduktionseffektivitet på 56 % (Tabel 6), vil et minivådområde reducere lattergasemissionen med 1,2 kg CO_2-ækv./kg nitrat-N input. I tilfælde af at et minivådområde etableres inden på jord i omdrift, vil der være en yderligere reduktion på 1,6 tons CO_2-ækv./ha fra den almindelige dyrkning (Bilag 3). Det har ikke været muligt at indregne effekten af en evt. udskiftning af matricen på det fossile energiforbrug.

Økonomi

I beregningen af omkostninger forbundet med etablering af minivådområder med filtermatrice indgrages anlægsomkostninger, omkostninger forbundet med udtagning af landbrugsjord samt udgifter til opfyldning med flis. Derudover kan der være omkostninger forbundet med løbende tilsyn med henblik på at sikre optimal funktion af anlægget (Landbrugsstyrelsen, 2019). Ligeledes kan der opstå behov for bortgravning af sediment fra sedimentationsbassinet, hvilket også vil være forbundet med omkostninger (Landbrugsstyrelsen, 2019). Der er ikke data for behovet for tilsyn og eventuel frekvens af opgravning af sediment, og eventuelle udgifter hertil er derfor ikke inkluderet i omkostningsberegningerne.

Anlægsomkostningerne vil variere afhængig af minivådområdets størrelse, og af minivådområdets placering. På lavbundsarealer vil der være behov for at installere pumpe, hvilket øger omkostningerne sammenlignet med placering på højbundsarealer, hvor pumpe ikke er nødvendigt. I nærværende analyse opgøres anlægsomkostningerne for etablering på hhv. lav- og højbundsjorde, dvs.

med og uden behov for installation af pumpe. Desuden opgøres omkostningerne særskilt for tre minivådområdestørrelser; 500 m^2, 1.000 m^2 og 2.500 m^2. De angivne størrelser refererer til størrelsen af filtermatricedelen af minivådområderne. Anlæggene antages dimensioneret, så matricearealet svarer til 0,2 % af drænoplandsarealet. Størrelsen af drænoplandet for de tre anlægsstørrelser er dermed 25 ha (500 m^2 matrice), 50 ha (1.000 m^2 matrice), og 125 ha (2.500 m^2 matrice).

Anlægsomkostningerne for de tre størrelser minivådområder er opgjort med udgangspunkt i standardomkostninger for etablering af minivådområder med filtermatrice angivet i udkast til "Bekendtgørelse om tilskud til projekter om etablering af konstruerede minivådområder", idet der ikke findes data, der begrunder at ændre/opdatere disse omkostninger. Standardpriserne er angivet som en grundpris plus evt. størrelsesafhængigt tillæg opgjort som en pris pr. m^2 anlægsareal. Af Tabel 8 fremgår de samlede anlægsomkostninger for de tre størrelser af minivådområder med filtermatrice, og det ses ligeledes, hvilke omkostningsposter, der indgår i beregningen. Nederst i tabellen er de samlede anlægsomkostninger for scenarier med og uden pumpe omregnet til årlige omkostninger over en tidshorisont på 20 år; omregningen er baseret på en diskonteringsrente på 4 %.

Tabel 8. Anlægsomkostninger for etablering af minivådområder med filtermatrice.

Størrelse af minivådområde (matrice, m^2; 0,2 % af drænopland)	500	1.000	2.500
Størrelse af drænopland (ha)	25	50	125
Anlægsomkostninger			
Samlet for obligatoriske dele (kr.)	280.000	455.000	980.000
Etablering af pumpe (kr.)	91.500	114.000	181.500
Etablering af sti mv. (kr.)	8.000	8.000	8.000
Konsulentudgifter til byggerådgivning (kr.)	13.250	13.250	13.250
Andre udgifter til bl.a. myndighedstilladelser- og gebyrer (kr.)	6.200	6.200	6.200
Arkæologiske forundersøgelser (kr.)	31.700	31.900	32.500
Anlægsomkostninger i alt, inkl. pumpe (kr.)	430.650	628.350	1.221.450
Anlægsomkostninger i alt, ekskl. pumpe (kr.)	339.150	514.350	1.039.950
Årlige anlægsomkostninger (4 %; 20 år)			
Anlægsomkostninger, inkl. pumpe (kr./år)	31.688	46.235	89.876
Anlægsomkostninger, ekskl. pumpe (kr./år)	24.955	37.847	76.521

Udtagningen af landbrugsjord giver anledning til et produktionstab, og dette tab repræsenterer en omkostning. I beregningen af størrelsen af indkomsttabet fra udtagning af landbrugsjord antages, at størrelsen af det udtagne areal er dobbelt så stort som størrelsen af filtermatricen. Det skyldes, at der også skal udtages areal til etablering af sedimentations- og/eller stuvningsbassiner. Værdien af tabet estimeres med udgangspunkt i det gennemsnitlige dækningsbidrag for landbrugsproduktion, som jf. Bilag 1 er opgjort til 1.883 kr./ha. Omkostningen for de tre størrelser minivådområder fremgår af Tabel 9.

Tabel 9. Omkostning forbundet med udtagning af landbrugsjord.

Vådområde størrelse (m^2)	500	1000	2500
Størrelse af udtaget areal (ha)	0,1	0,2	0,5
Indtjeningstab (kr./ha/år)	1.883	1.883	1.883
Indtjeningstab (kr./minivådområde/år)	188	377	942

Der antages at være behov for opfyldning med pileflis hvert 6. år, og det antages, at der ved hver opfyldning lægges et lag på 50 cm på over hele matricens areal[3]. Omkostningerne til opfyldning opgøres med udgangspunkt i en pris på 145 kr./m^3 pileflis, idet der er anvendt priser fra udkast til "Bekendtgørelse om tilskud til projekter om etablering af konstruerede minivådområder". De beregnede omkostninger til opfyldning med pileflis for de tre minivådområde størrelser fremgår af Tabel 10, hvor både de samlede og de årlige omkostninger er angivet. Beregningerne af omkostningerne til opfyldning med pileflis er baseret på en 20-årig tidshorisont, hvor det antages, at der sker opfyldninger i hhv. år 6, år 12 og år 18. De samlede omkostninger til opfyldning er beregnet ved først at fremskrive omkostningerne for de enkelte opfyldninger med en inflation på 2 % for at beregne størrelsen af udgiften på opfyldningstidspunkterne. Nutidsværdien af opfyldningsomkostningerne beregnes herefter ved at tilbagediskontere de prisjusterede beløb over de relevante tidshorisonter med en diskonteringsrente på 4 %. De samlede opfyldningsomkostninger beregnes som summen af nutidsværdierne for de tre opfyldninger. De årlige omkostninger til opfyldning med pileflis er beregnet ved at fordele de samlede omkostninger ud over tidshorisonten på 20 år med en diskonteringsrente på 4 %.

Tabel 10. Omkostninger til opfyldning med flis (år 6, år 12 og år 18).

Matrice areal (m^2)	500	1000	2500
Opfyldningsbehov (m)	0,5	0,5	0,5
Flis pr. opfyldning (m^3)	250	500	1250
Flis, pris (kr./m^3)	145	145	145
Flis opfyldning, i alt (kr.)	86.535	173.071	432.677
Flis opfyldning (kr./år; 20 år, 4 %)	6.367	12.735	31.837

De samlede årlige omkostninger forbundet med etablering af minivådområder beregnes som summen af de årlige anlægsomkostninger, de årlige omkostninger forbundet med udtagning af landbrugsjord og de årlige omkostninger til opfyldning med pileflis (Tabel 11).

[3] Det bemærkes, at der for tilskudsberettigede anlæg er krav om 50 cm dæklag af umættet flis i forbindelse med syning af anlæg, hvorimod der i opretholdelsesperioden kun er krav om minimum 20 cm dæklag.

Tabel 11. Samlede årlige omkostninger forbundet med etablering af minivådområder med filtermatrice (4 %; 20 år).

	Budgetøkonomiske omkostninger		
Matrice størrelse (m^2)	**500**	**1.000**	**2.500**
Minivådområde med pumpe			
Anlægsomkostninger, inkl. pumpe (kr./år)	31.688	46.235	89.876
Minivådområde uden pumpe			
Anlægsomkostninger, ekskl. pumpe (kr./år)	24.955	37.847	76.521
Opfyldning med pileflis			
Pileflis i alt (kr./år)	6.367	12.735	31.837
Indtægtstab, landbrugsdrift			
Dækningsbidragstab (kr./år)	188	377	942
Omkostninger i alt - minivådområder med pumpe (kr./år)	38.244	59.347	122.655
Omkostninger i alt - minivådområder uden pumpe (kr./år)	31.511	50.958	109.300

Da der ikke er opgjort gennemsnitlige effekter af filtermatricer, er reduktionsomkostningerne illustreret med udgangspunkt i det effektkrav, som er specificeret i Landbrugsstyrelen (2019), hvor et minivådområde med filtermatrice som minimum skal have en effekt svarende til 600 kg N/år pr. 0,2 ha filtermatrice.

De beregnede effekter og reduktionsomkostninger for de tre anlægsstørrelser fremgår af Tabel 12, hvor reduktionsomkostningerne er opgjort både i budget- og velfærdsøkonomiske termer. Omregningen mellem budget- og velfærdsøkonomiske omkostninger er foretaget ved at forhøje de budgetøkonomiske omkostninger med nettoafgiftsfaktoren (1,28).

Tabel 12. Reduktionsomkostninger for minivådområder med filtermatrice.

	Budgetøkonomisk			Velfærdsøkonomisk		
Vådområde størrelse (matrice; m^2)	500	1.000	2.500	500	1.000	2.500
Effekt (kg N/år/0,2 ha matrice)	600	600	600	600	600	600
Effekt (kg N/år/minivådområde)	150	300	750	150	300	750
Årlige omkostninger						
Med pumpe (kr./år/minivådområde)	38.244	59.347	122.655	48.952	75.964	156.999
Uden pumpe (kr./år/minivådområde)	31.511	50.958	109.300	40.334	65.227	139.904
Reduktionsomkostninger						
Med pumpe (kr./kg N)	255	198	164	326	253	209
Uden pumpe (kr./kg N)	210	170	146	269	217	187

Reduktionsomkostningerne i Tabel 12 er beregnet med udgangspunkt i anlægsrelaterede poster samt konsulentudgifter til byggerådgivning, arkæologiske forundersøgelser, samt andre udgifter til bl.a. myndighedstilladelser- og gebyrer. Disse udgiftsposter er ikke inkluderet for en række andre virkemidler, og i forhold til sammenligning af reduktionsomkostninger på tværs af virkemidler kan det derfor være relevant at kende reduktionsomkostningerne ekskl. disse udgiftsposter. Beregning af re-

duktionsomkostninger med udgangspunkt i omkostningsestimater ekskl. udgifter til byggerådgivning, arkæologiske forundersøgelser, og myndighedstilladelser- og gebyrer giver det resultat, at reduktionsomkostningerne for filtermatrice minivådområder med pumpe falder med hhv. 3, 6 og 10 % afhængig af vådområdets størrelse. Faldet er størst for de små minivådområder og mindst for de store, fordi udgiften udgør en større andel af den samlede omkostning for de små anlæg. For filtermatrice minivådområder uden pumpe falder reduktionsomkostningerne med hhv. 3, 7 og 12 %; igen er faldet størst for de små og mindst for de store.

Opsummering

Anlæggelse af minivådområder med filtermatrice med en størrelse svarende til 0,20-0,25 % af drænoplandet vil have en kvælstofeffektivitet på ca. 50 % eller mere i de første år. Herefter vil effektiviteten gå langsomt ned. Set over en periode på flere år tilbageholdes fosfor også i matriceanlæg, men med begrænset effektivitet (~10 %).

Effekt, sikkerhed og økonomi

Virkemiddel	Referencepraksis	Årlig kvælstofeffekt (%)	Timing	Overlap	Budgetøkonomiske omkostninger (kr./kg N)	Velfærdsøkonomiske omkostninger (kr./kg N)
Minivådområder med filtermatrice (***) [1)]	Ingen minivådområder	50	Nej	Ja	146-255	187-326

[1)] Estimaterne anses for rimeligt sikre og er baseret på et velafprøvet datagrundlag.

Sideeffekter

Virkemiddel	Skadegørere og pesticider [1)]	Natur og biodiversitet [1)]	Fosfor [1)]	Klima [1)]
Minivådområder med filtermatrice	0/+	0/+	+/-	0/-

[1)] '+': gunstig virkning; '-': ugunstig virkning; '0': neutral eller marginal afledt miljøeffekt.

Referencer

Abdi, D.E., Owen, J.S., Brindley, J.C., Birnbaum, A.C., Wilson, P.C., Hinz, F.O., Reguera, G., Lee, J.-Y., Cregg, B.M., Kort, D.R., Fernandez, R.T. 2020. Nutrient and pesticide remediation using a two-stage bioreactor-adsorptive system under two hydraulic retention times. Water Research, Volume 170,

Arias, C.A., Brix, H. 2005. Phosphorus removal in constructed wetland: can suitable alternative media be identified. Water Science and Technology, 51(9), 267-273

Audet, J., Hoffmann, C.C. 2020. Foreløbige klimaeffekter for åbne minivådområder og minivådområder med filtermatrice. Notat til Landbrugsstyrelsen 9. juni 2020. https://pure.au.dk/portal/files/189872450/Klimaeffekt_MMManl_g_og_bne_miniv_domr_der_09062020.pdf

Ballantine, D.J., Tanner, C.C. 2010. Substrate and filter materials to enhance phosphorus removal in constructed wetlands treating diffuse farm runoff: a review, New Zealand Journal of Agricultural Research, 53:1, 71-95, DOI: 10.1080/00288231003685843

BEK nr. 184 af 26/02/2019 (Gældende). Bekendtgørelse om tilskud til projekter om etablering af konstruerede minivådområder. https://www.retsinformation.dk

Bruun, J.D., Hoffmann, C.C., Kjærgaard, C., Pugliese, L. 2016a. Solute transport and nitrate removal in full scale subsurface flow constructed wetlands treating agricultural drainage water. Ecological Engineering, 97, 88-97. DOI: 10.1016/ j.ecoleng.2016.07.010

Bruun, J.D., Kjærgaard, C., Hoffmann, C.C. 2016b. Nitrogen removal in permeable woodchips filters affected by hydraulic loading rate and woodchips ratio. Journal of Environmental Quality 45(5), 1688-1695.

Bruun, J., Hoffmann, C.C., Kjaergaard, C. 2017a. Convective transport of dissolved gases determines the fate of the greenhouse gases produced in reactive drainage filters. Ecol. Eng. 98, 1-10.

Bruun, J., Hoffmann, C.C., Kjaergaard, C. 2017b. Matricevådområder – Miljøvirkemiddel eller klimaproblem. Vand og Jord nr. 3

Carstensen, M.V., Larsen, S.E., Kjærgaard, C., Hoffmann, C.C. 2019. Reducing adverse side effects by seasonally lowering nitrate removal in subsurface flow constructed wetlands. Journal of Environmental Management, 240, 190-197.

Christianson, L., Bhandari, A., Helmers, M., Kult, K., Sutphin, T., Wolf, R. 2012a. Performance evaluation of four field-scale agricultural drainage denitrification bioreactors in Iowa. Trans. ASABE 55, 2163-2174. doi:10.13031/2013.42508

Christianson, L.E., Bhandari, A., Helmers, M.J. 2012b. A practice-oriented review of woodchip bioreactors for subsurface agricultural drainage. Appl. Eng. Agric. 28, 861–874. doi:10.13031/2013.42479

Elgood, Z., Robertson, W.D., Schiff, S.L., 2010. Greenhouse gas production in a stream bed bioreactor for nitrate removal. J. Ecol. Eng. 36, 1575–1580.

Hoffmann, C.C., Kjærgaard, C. 2017. Kvælstoffjernelse i matricevådområder. Vand og Jord, nr.3, 93-96.

Hoffmann, C.C., Kjærgaard, C. 2017. Optimeret kvælstoffjernelse i matricevådområder. Vand og Jord, nr.3, 101-105.

Hoffmann, C.C., Larsen, S.E., Kjaergaard, C. 2019. Nitrogen removal in woodchip-based biofilter of variable design treating agricultural drainage discharge. Journal of Environmental Quality, 48, 1881-1889. doi:10.2134/jeq2018.12.0442

Hoffmann, C.C., Audet, J., Kjaergaard, C. 2020. Nutrient retention in a subsurface flow constructed wetland with a matrix of woodchips combined with a pond for peak flow reduction (foreløbig titel). In prep.

IPCC. 2006. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Japan. IGES.

Jacobsen, B.H., Ståhl, L. 2018. Indtjeningstab og vedligeholdelse af minivådområder. IFRO Udredning, Nr. 2018/22, Københavns Universitet. Link: https://static-curis.ku.dk/portal/files/210113832/IFRO_Udredning_2018_22.pdf

Jaynes, D.B., Kaspar, T.C., Moorman, T.B., Parkin, T.B. 2008. In situ bioreactors and deep drain-pipe installation to reduce nitrate losses in artificially drained fields. J. Environ. Qual. 37, 429-436.

Landbrugsstyrelsen 2019. Minivådområdeordningen 2019 – Etablering af åbne minivådområder og minivådområder med filtermatrice. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Natur_og_miljoe/Minivaadomraader/Minivaadomraade-vejledning2019_version2.pdf

Landbrugsstyrelsens hjemmeside: Minivådområder 2019. https://lbst.dk/tilskudsguide/minivaadomraader-2019/

Schipper, L.A., Robertson, W.D., Gold, A.J., Jaynes, D.B., Cameron, S.C. 2010. Denitrifying bioreactors: An approach for reducing nitrate loads to receiving waters. Ecol. Eng. 36, 1532-1543. doi:10.1016/j.ecoleng.2010.04.008

Schmidt, C.A., Clark, M.W. 2012. Efficacy of a denitrification wall to treat continuously high nitrate loads. Ecological Engineering 42, 203-211.

Sørensen, J., Tiedje, J.M., Firestone R.B. 1980. Inhibition by sulfide of nitric and nitrous oxide reduction by denitrifying Pseudomonas flourescens. Appl. Environ. Microbiol. 39, 105-108.

Tam T.-Y., Knowles, R. 1979. Effects of sulfide and acetylene on nitrous oxide reduction by soil and Pseudomonas aeruginosa. Can. J. Microbiol. 25, 1133-1138.

van Driel, P.W., Robertson, W.D., Merkley, L.C. 2006. Upflow reactors for riparian zone denitrification. J Environ. Qual. 35, 412-420.

Woli, P.K., David, M.B., Cooke, R.A., McIsaac, G.F., Mitchell, C.A. 2010. Nitrogen balance in and export from agricultural fields associated with controlled drainage systems and denitrifying bioreactors. Ecological Engineering 36, 1558-1566.

Styret dræning

Christen Duus Børgesen[1], Mette Vodder Carstensen[2], Michael Friis Pedersen[3] (økonomi)

Fagfællebedømmelse: Jørgen E. Olesen[1], Berit Hasler[4] (økonomi), Louise Martinsen[4] (økonomi)

[1]Agroøkologi, AU
[2]Bioscience, AU
[3]Fødevare- og Ressourceøkonomi, KU
[4]Miljøvidenskab, AU

Funktion og anvendelse

Styret dræning (SD) (tidligere kaldet kontrolleret dræning) fungerer ved, at drænsystemer styres til at afvande jorden til en højere vandspejlshøjde, end niveauet for drænenes placering medfører. Højden af markens vandspejl reguleres via et overløb i reguleringsbrønde koblet til hoveddrænet. En hævning af grundvandspejlet i efterårs- og vintermånederne bevirker, at de hydrologiske og biogeokemiske forhold i jorden ændres midlertidigt. De hydrologiske forhold ændres ved, at mere vand stuves i rodzonen og drænafstrømningen mindskes, hvorved udledning af nitrat via drænvand reduceres. Det vand, som ikke løber til drænene eller stuves i rodzonen, vil primært sive mod det dybere grundvand. Det flade terræn, der er en forudsætning for SD, vil kun i beskedent omfang medføre overfladeafstrømning eller øge overfladenær afstrømning til vandløb. De anaerobe forhold i jorden kan potentielt fremme denitrifikation af opløst nitrat i jordvandet, såfremt der også er kulstof til stede. SD kan også mindske nitrifikation af ammonium til nitrat. SD kan potentielt anvendes som middel til at mindske udledningen af næringsstoffer fra drænede flade arealer, herunder lavtliggende arealer, der afvandes ved pumpning.

SD kan anvendes på forholdsvis flade drænede arealer, hvor en reguleringsbrønd eller overløb kan påvirke (øge) vandspejlet ensartet og for relativt store markflader. For at nitraten opløst i jordvandet skal nå drænrørene, skal der opstå en vandmætning i de jordlag over drændybden, hvorved jordvandet løber til drænrørsdybden, og nitraten vil her passerer med vandet gennem et vandmættet område. Ved vandmætning kan der opstå anaerobe forhold, hvor der kan forekomme omsætning af nitrat til atmosfærisk kvælstof og lattergas (N_2O), hvis der er kulstof til stede.

Kvælstofeffekt

De anaerobe forhold, der dannes ved den hævede vandstand under SD, påvirker de biogeokemiske processer i jorden. Gennem en stor del af efterårs- og vinterperioden er der anaerobe forhold i en del af rodzonen, hvor der ellers overvejende ville være aerobe forhold ved normal afdræning. Opløst nitrat kan i høj grad blive reduceret ved denitrifikation under anaerobe forhold (Vinther, 1992), dog

kræver processen tilgængeligt kulstof i jorden. Processen hæmmes dog potentielt ved, at nitrifikationen (omdannelse af ammonium til nitrat), som er en aerob proces, til en vis grad ophører. Mineralisering af kvælstof fra jordens organiske pulje vil i et vist omfang fortsat finde sted, men den manglende nitrifikation vil betyde, at ammonium ikke omdannes til nitrat. Modsat nitrat, som er stærkt vandopløselig, bindes den positive ammonium ion i højere grad i jorden. Nitratindholdet reduceres i jordvandet og kan derved i mindre grad transporteres med afstrømningsvandet og tabes ved nitratudvaskning. En positiv sideeffekt af SD er, at drænafstrømningen reduceres væsentligt (Wesström et al., 2003), samt at vandet potentielt kan tilbageholdes i rodzonen i en længere periode. Med SD på mere sandede jorde sker der en større grundvandsdannelse. Mindre drænafstrømning vil medføre større transport af nitrat til dybere jordlag, hvor vandet potentielt kan renses for nitrat, hvis opløst nitrat passerer nitratreducerende jordlag.

SD har i udenlandske forsøg vist sig som et effektivt middel til at mindske udledning af næringsstoffer via dræn. En syntese omfattende resultater fra 17 studier viste, at reduktionen af nitrat svarede til reduktionen i drænafstrømning (Ross et al., 2017). Reduktionen af drænafstrømning var primært styret af, hvor højt grundvandsspejlet hæves, afstanden mellem dræn og hvornår på året grundvandstanden hæves. For nitratudledningen var gødningstildelingen den eneste forklarende variabel ud over drænafstrømning. For fosfor var der kun tre studier, og ifølge dem var fjernelsen en smule højere end reduktionen i drænafstrømningen.

Et fireårigt svensk forsøg med SD på arealer med vårafgrøder reducerede tabet af nitrat ved drænafstrømning med 65-95 % (Weström & Messing, 2007). Derudover resulterede SD i et 2-18 % højere udbytte og et højere kvælstofoptag i afgrøderne på 3-14 kg N/ha. De svenske forsøg foregik på sandjord og viste, at SD de første to år kunne tilbageholde 6-22 kg N/ha i rodzonen vinteren over, mens der i de to følgende år ikke var en entydig tilbageholdelse. I år med tilbageholdelse betyder det, at kvælstoftilførslen om foråret kan reduceres tilsvarende på sandjorde og delvist reduceres på lerjorde (afhængigt af afstrømningen), eller at der kan høstes et højere udbytte ved uændret gødskning. Det svenske Jordbruksverket (2007) skønnede, at kvælstoftabet fra marker med vårafgrøder, hvor dræningen styres, kan reduceres med 15-30 kg N/ha, men lagde vægt på, at forsøgsgrundlaget er lille. Derudover var forsøgsplottene små (0,2 ha) og afskærmet med plastik ned til 1,6 m dybde.

I Finland er brugen af SD forholdsvis udbredt. Hovedårsagen til etablering af systemerne er imidlertid ikke kvælstofhusholdning, men bl.a. at systemerne kan bruges til rodvanding (forsinket afdræning og evt. tilbagepumpning af vand i drænrørene) i tørre perioder (Jordbruksverket, 2007).

SD har været praktiseret mange år i USA primært som rodvanding. Reduktion i drænudledning er opgjort fra et niveau på 1-7 kg N/ha til 25-40 kg N/ha (Gilliam et al., 1979). I et andet forsøg blev fundet en reduktion på 66 % (40 kg N/ha) i drænudvaskning. Denne effekt blev opnået primært ved at reducere drænafstrømning (Woli et al., 2010), og i forsøget løb det overskydende vand og nitrat

sandsynligvis til en grøft som overfladenær afstrømning. Williams et al. (2015) afrapporterede en reduktion af drænudvaskningen på 23 % svarende til ca. 9 kg N/ha. På forsøgsarealer med majs og sojabønner blev nitratudledningen reduceret med hhv. 29 og 61 % svarende til 11 og 18 kg N/ha, som primært skyldtes lavere drænafstrømning, da nitratkoncentrationen ikke var signifikant forskellig fra forsøgsarealerne med konventionel dræning (Schott et al., 2017; Jaynes et al., 2012).

Canadiske markforsøg på lerjord har vist, at SD reducerer nitratudledningen med 33-45 % svarende til 6 kg N/ha, mens SD kombineret med rodvanding reducerede nitrat udledningen med 66-67 % svarende til 9-13 kg N/ha (Drury et al., 2009).

Hollandske forsøg har vist både stigning og fald i nitratkoncentrationer i drænvand ved SD (Rozemeijer et al., 2016). Resultaterne stammer fra græsmarker, der modtog store mængder husdyrgødning og blev afgræsset. Resultaterne viste stor effekt på hydrologien, således at SD medførte mindre drænafstrømning (fundet i de fleste forsøg) og derved mere overskudsnedbør, der i dette tilfælde strømmede som overfladisk afstrømning og overfladenært grundvand til andre dræn eller grøfter. I dette forsøg var der ikke en entydig positiv effekt af SD på udvaskningen af nitrat og fosfor til overfladevand.

Danske forsøg med SD, hvor der blev dyrket vintersæd, er opgjort i Børgesen et al. (2016). På de fire lokaliteter, hvor der er gennemført forsøg med SD, er der opnået forskellige effekter på kvælstoftabet med drænvand. Nogle år har vist betydelige reduktioner i kvælstoftabet gennem drænrør, hvor der i andre år er en mindre effekt. Dette hænger primært sammen med effekten på drænafstrømning og i mindre grad kvælstofkoncentrationen i afstrømningsvandet. Udvaskningen gennem dybere jordlag under drændybden er ikke målt i hverken de danske eller udenlandske forsøg. Effekten på udvaskningen er alene målt i drænrør og udgør således kun den del, der kommer gennem drænsystemet. Andelen der transporteres frem til vandløb gennem det øvre grundvand eller igennem dybere grundvand varierer meget, og andelen vil være mindst på lerjorde med tykke lerlag under drændybden.

Fra et af de danske forsøgslokaliteter, hvor der var størst sammenlignelighed mellem forsøgsfelterne på én ha (Hedemarksvej) fandtes ikke signifikant forskel på nitratkoncentrationen i drænvandet i de to forsøgsår med SD (Carstensen et al., 2019). Derimod forekom en gennemsnitligt reduktion i drænvandstab på 2 kg N/ha i første år og 10 kg N/ha i andet år. Betragtes alle forsøgene (fire lokaliteter) var der større variation i effekten. Gennemsnitseffekten kan opgøres til en reduktion på ca. 6 kg N/ha baseret på reduktioner på -1-23 kg N/ha i 2013/14 og -3-14 kg N/ha i 2014/15. Denne reduktion gennem dræn udgjorde henholdsvis 25 % og 30 % i 2013/14 og 2014/15. Hvorvidt hele denne effekt opnås i vandløbene afhænger af, om nitraten, der udvaskes til dybere jordlag (uden om drænrørene), reduceres under dens transport frem til vandløbet eller om den transporteres i oxideret øvre

grundvand frem til vandløbet. Der er på de forskellige forsøgslokaliteter stor forskel i nitratreduktionen afhængig af grundvandsspejlets naturlige placering.

På to af de fire danske lokaliteter, er der gennemført forsøg på marker med vintersæd. For disse marker var der i strategien for regulering af drænhøjden taget højde for, at vintersæden ikke skulle skades ved periodiske oversvømmelser. Såfremt der ikke er en voksende afgrøde på marken, ville der kunne anlægges en reguleringsstrategi med højere vandspejl i efteråret/vinteren, hvorved der ville opstå periodevis vandmætning af pløjelaget. I pløjelaget forekommer den største omsætning af organisk stof, hvilket under anaerobe forhold kan føre til stor denitrifikation og derved potentielt øge effekten af SD.

Der er ikke i forsøgene rapporteret om negative sideeffekter på hverken afgrøden eller på ukrudtsbestand. Der har i de danske forsøg været fokus på evt. negative effekter af SD på drænsystemernes virke, herunder om der sker sedimentophobning i drænene med negative følger for afvandingen. Der sås ikke et øget sedimentindhold i drænvandet set over året ved SD, dog blev der observeret brunt vand de første timer (øget ler suspenderet i drænvandet), når drændybden blev sænket i foråret. Der er således ikke belæg for at konkludere, at SD foringer drænsystemerne ved sedimentindtrængning. I tilfælde hvor SD (eks. hvis SD kombineres med rodvanding eller grundvandstanden kommer meget tæt på jordoverfladen) er der en risiko for vandmætning af hele profilet. Da SD placeres på relativt flade arealer, er der risiko for, at der kan dannes oversvømmelser med risiko for langvarige iltfrie forhold i rodzonen. Disse forhold kan fører til skade på overvintrene afgrøder.

Princippet i SD vil også kunne udnyttes i lavninger med et hoveddræn eller grøfter, hvor reguleringsbrønden kan etableres. Lavninger med drænrør afvander ofte større områder end enkelte dræn i systemdrænede arealer, da der pga. dets lavere kote i terræn vil være en naturlig tilstrømning af øvre grundvand fra side-områderne, der skråner ned til lavningen. Jorden vil herved kunne vådlægges i efterårs/vinterperioden og herved virke som vådområde i vinterperioden. For at kunne anvende denne strategi kræves, at jorden i lavningen dyrkes med vårafgrøder eller græs, samt at det vådlagte område effektivt kan afdrænes i foråret og herved muliggøre dyrkning i vækstsæsonen. Denne brug af SD er endnu ikke undersøgt ved forsøg. Der skal derfor gennemføres nye forsøg, således at effekten dokumenteres og ulemper/sideeffekter på dyrkningen i vækstsæsonen kortlægges.

Timing

SD ændrer de hydrologiske forhold ved, at mere vand stuves i rodzonen, hvorved drænafstrømningen og udledning af nitrat via drænvand reduceres. Det vand, som ikke løber til drænene eller stuves i rodzonen, vil sandsynligvis sive mod det dybere grundvand. Når SD afsluttes om foråret, vil vandet afdrænes eller blive tilgængelig for planteoptag. SD vil derfor i et vist omfang kunne forsinke udvaskningen fra vinter til forår.

Overlap i forhold til andre virkemidler

SD er et drænvirkemiddel, der kan introduceres på relativt flade marker med drænsystemer, hvor drænhøjden kan reguleres. Det betyder, at det overlapper med fladevirkemidler som efterafgrøder, brak, reduceret kvælstofgødskning, m.fl. men også med andre drænvirkemidler som vådområder, minivådområder eller intelligente bufferzoner.

SD kan bruges sammen med drænvirkemidlet minivådområder og potentielt forøge effekten af minivådområder. SD kan bruges aktivt til tilbageholdelse af store nedbørsmængder i rodzonen, således at belastningen med drænvand jævnes ud over tid, og der derved kan opnås længere opholdstid af drænvandet i minivådområdet. Dog vil en del af drænvandet blive ledt uden om minivådområdet ved SD, og sive mod det dybere grundvand eller løbe som overfladenær afstrømning til vandløb, hvor effekten på kvælstof er ukendt.

Sikkerhed på data

For danske forhold med vårafgrøder kan man forsigtigt forvente reduktionseffekter svarende til de svenske erfaringer og skøn, dvs. reduktioner i kvælstofudvaskningen på sandede jorde med vårafgrøder på 6-30 kg N/ha. For vintersædsmarker, hvor reguleringen af det øvre grundvandsspejl ikke må medføre lange perioder med vandmætning af pløjelaget, er effekten mindre og vurderes til mellem 2 og 10 kg N/ha og i gennemsnit 6 kg N/ha på drænudvaskningen. Ud fra danske og udenlandske forsøg estimeres en nedre effekt på 0 kg N/ha og en øvre effekt på 20 kg N/ha på drænudvaskningen. Der er her tale om estimater, der er forbundet med stor variation mellem årene samt usikkerhed på effektopgørelsen, da det kun indbefatter drænmålinger. Der er ikke gennemført målinger, der kan godtgøre, hvad effekten er i vandløbet, der jo både modtager vand direkte fra det øvre grundvand og vand der kommer fra drænene. Denne effekt afhænger af nitratreduktionen fra rodzonen via det øvre grundvand og frem til vandløbet, som varierer betydeligt som følge af forskellige geokemiske forhold i de forskellige vandledende jordlag.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Yderligere forsøg med SD vil have minimum et femårigt sigte, da der dels skal laves projektbeskrivelse, ansøges om forskningsmidler og gennemføres flerårige markforsøg med efterfølgende opgørelse og publicering. Forsøgene skal sigte mod at fastsætte SD effekten i marker med vårkorn med ubevokset jord i vinterperioden, hvor det er muligt at hæve grundvandsspejlet til jordoverfladen (lavninger og andre arealer med naturligt højt grundvandsspejl). Således at SD medfører større vandmætning af rodzonen i vinterperioden og herved potentielt øger denitrifikation. Desuden skal der måles på både drænvand og vand, der ikke løber i drænsystemet (sugeceller placeret i og under drændybde) og passerer via det øvre grundvand til vandløbet. Opgørelsen af effekten på vandløb vil desuden kræve model- og tracer forsøg.

Forudsætninger og potentiale

Metoden er umiddelbart bedst egnet på arealer med vårafgrøder, hvor der ikke er brug for et aerobt jordvolumen til rodudvikling om vinteren. Men nyligt gennemførte danske forsøg (Børgesen et al.,

2016) har vist, at metoden også er anvendelig for vinterafgrøder, dog kræves der et system, der sikrer, at der ikke opstår vandmætning i længere sammenhængende perioder i hele rodzonen, hvorved afgrødeskade kan opstå (Deichmann et al., 2019).

Erfaringerne fra projektet med SD, koblet med omfattende GIS analyser har ført til et nyt landsdækkende korttema for jordbundsegenskaber, dyrkede arealer, afgrødetyper og landskabstyper. Dette, samt interpolerede kort over øvre grundvandsdybder og hældningen på arealerne, har ført til en række korttemaer, der er anvendt til at opgøre områder der er potentielt egnede områder for SD. Disse kort ligger som pdf-filer og kan hentes ved forespørgsel. Afhængig af krav til sammenhæng af egnede arealer er der opgjort, at SD kan anvendes på mellem 3 % og 20 % af danske dyrkede landbrugsarealer. Hvor der er større sammenhængende egnede arealer (større end 5 ha), og hvor hældningen er mindre end eller lig med 1 %, og hvor omkostningerne ved reduceret kvælstofudvaskning er konkurrencedygtige med andre kvælstofvirkemidler, vurderes potentialet til at ligge på omkring 3-9 % af de danske dyrkede landbrugsarealer (Børgesen et al., 2016). Såfremt arealer med vinterkornsdyrkning skal udelades pga. forhøjet risiko for oversvømmelse og afgrødebeskadigelse, vurderes arealet at være 3-5 % af danske dyrkede landbrugsarealer. Disse områder findes primært i områder omkring Limfjorden, vestlige Sønderjylland og på Sydhavsøerne.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Etablering af SD på landbrugsarealer kræver inspektion efter etablering af reguleringssystemet. Den løbende kontrol af virkningen af SD kræver fysisk inspektion af, hvorvidt vandspejlshævningen gennemføres og effektvurderingen kræver indsamling af vandprøver og analyse af disse i forhold til nitrat- og total kvælstofindhold.

Sideeffekter

Skadegørere og pesticider

Ingen effekt.

Natur og biodiversitet

Ingen effekt.

Fosfor

De danske forsøg har på to af de fire lokaliteter afsløret en negativ effekt på fosforudvaskningen ved SD. Således steg opløst fosforudvaskningen ved Birkelse med mellem en faktor 2 og 7 svarende til, at fosforudvaskningen steg fra mindre end 0,1 kg P/ha til 0,3-0,5 kg P/ha. Stigningen var sammenfaldende med resultater fra jordbunds-startkarakteriseringen, der viste, at disse arealer har et lavt molforhold mellem jern (Fe) og P (molforhold mindre end 25), og dermed en større risiko for fosforfrigivelse ved jernreduktion ved vådlægning. Derudover påpeger det hollandske studie, at mindsket drænafstrømning kan føre til øget overfladeafstrømning, hvor koncentrationen af fosfor potentielt er højere end ved dybere afstrømning (Rozemeijer et al., 2016).

Klima

For at undersøge om SD gav anledning til en øget emission af N_2O, som er en kraftig drivhusgas, blev der gennemført målinger af N_2O-emission på én af lokaliteterne, Hedemarksvej. Der kunne dog ikke registreres nogen forskel mellem SD og almindelig dræning. Ud over målinger af N_2O-emission blev der gennemført analyser med de stabile isotoper $\delta^{18}O$ og $\delta^{15}N$ i nitrat fra drænvand til at detektere denitrifikation. Metoden anvender det princip, at mikroorganismer foretrækker lette isotoper frem for tunge, hvorved denitrifikationsprocessen vil berige det resterende nitrat med $\delta^{18}O$ og $\delta^{15}N$ i forholdet 0,5-1. På et af testfelterne på Hedemarksvej med SD, viste analyserne, at denitrifikation var særligt forøget i en nedbørsfattig periode i 2013/14, mens der var tegn på denitrifikation på alle forsøgsstederne på Hedemarksvej i 2014/15. På Bredkjærvej var der ligeledes tegn på denitrifikation på begge forsøgsarealer, mens der ikke var på de fire arealer på sandjord. Generelt vil der ved forøget denitrifikation være risiko for forøget lattergasemission, som vil kunne betyde en forøget samlet drivhusgaseffekt. Den ændrede vandstand kan dog betyde ændringer i forholdet mellem produktion af N_2O og N_2, således at effekten på denitrifikation ikke direkte kan oversættes til effekt på lattergas. Usikkerheden vedrørende den direkte lattergasemission betyder, at det er forbundet med meget stor usikkerhed at lave en kvantitativ drivhusgasberegning på nuværende tidspunkt.

Vådlægning af jorden ved SD forventes ikke at have nævneværdig effekt på kulstofdynamikken set over en årrække. Det skyldes, at jorden er afvandet i perioden med høje temperaturer, hvor den overvejende kulstofomsætning forekommer.

SD kan tilbageholde nedbør i rodzonen ved at jorden vandmættes til en højere grundvandshøjde. Ved store nedbørshændelser, og hvor jorden ikke er totalt vandmættet i forvejen, kan SD tilbageholde mere vand end traditionelt drænede marker. Således kan SD potentielt være et klimavirkemiddel med en kortvarig forsinkelse af afstrømningen fra marken til vandløbssystemet.

Økonomi

Omkostninger og anvendelighed i praksis er afgørende for, om et nyt virkemiddel er relevant at tage i brug. Omkostningerne ved SD afhænger af, hvor mange styrebrønde der skal installeres på drænsystemet. Jo mere fladt et areal er, jo færre styrebrønde er der behov for. Man vil normalt kunne hæve vandstanden 60-80 cm ved en styrebrønd, der placeres på drænsystemets hovedledning. Påvirkningen af vandstanden ophører da helt i en afstand af 60-80 m fra styrebrønden, hvis drænet har et fald på 1 %. Hvis drænet kun har et fald på 0,5 %, ophører påvirkningen i den dobbelte afstand, dvs. 120-160 m fra styrebrønden. Størrelsen af det påvirkede areal afhænger også af sidedrænenes længde og fald. Mange drænede arealer i Danmark er så kuperede, at der skal etableres et urealistisk stort antal styrebrønde, hvis hele den drænede flade skal påvirkes af vandstandshævningen. På de fleste egnede arealer kan man kalkulere med, at der skal etableres en styrebrønd for hver 1-2 ha.

Det vil typisk koste 8-12.000 kr. at etablere en styrebrønd afhængig af dimension, drændybde mv. Anlægsomkostningen pr. ha vil således variere mellem 4.000 og 12.000 kr./ha. Tidsforbruget til manuel regulering af vandstanden to gange årligt er beskedent.

For sandjorde med underliggende lerjord kan der forventes en positiv effekt på udbyttet (jf. de svenske forsøg), hvor større rodzonekapacitet kan øge tilgængeligheden af jordvand i foråret, hvilket under visse betingelser kan hindre udtørring med vandbegrænsning af plantevæksten.

En annualisering af anlægsomkostningen med en kalkulationsrente på 4 % over 20 år giver årlige omkostninger på hhv. 589 kr. og 883 kr. pr brønd ved hhv. 8.000 og 12.000 kr. i anlægsomkostninger. Hvis der dertil lægges en skønnet årlig omkostning til manuel regulering af vandstand og vedligeholdelse på hhv. 61 og 67 kr. pr. brønd, bliver de samlede årlige omkostninger pr. brønd mellem 650 og 950 kr.

Hvis en brønd med årlige omkostninger på 650 kr. kan dække to hektar og har en effekt på 20 kg N/ha (det øvre estimat for effekt), giver dette en omkostning på 650/(2x20) = 16 kr./kg N. Hvis en brønd derimod har årlige omkostninger på 950 kr., kun kan dække 1 ha og kun har en effekt på 6 kg N/ha (det gennemsnitlige estimat for effekten), giver dette en omkostning på 950/(1x6) = 158 kr./kg N. Har en brønd årlige omkostninger på 650 kr., og kan den dække 2 ha og har den en effekt på 6 kg N/ha giver dette en omkostning på 650/(2x6) = 54 kr./kg N

Der er altså meget stor spredning i de potentielle reduktionsomkostninger ved SD. I de billigste tilfælde kan SD blive konkurrencedygtig med mange andre virkemidler, ved en indsats på flade drænede arealer, hvor der er et indsatsbehov. I de dyrere tilfælde (kuperede drænede arealer) er SD formenligt ikke en relevant del af løsningen på kvælstofreduktionsudfordringen.

Opsummering

Effekten af SD vurderes til en effekt på 0-30 kg N/ha, men baseret på en vurdering af udenlandske forsøg vælges at estimere en øvre maksimal effekt på 20 kg N/ha for marker, der er ubevoksede i vinterhalvåret. En gennemsnitlig effekt er vurderet til 6 kg N/ha.

Effekt og sikkerhed

Virkemiddel	Referencepraksis	Årlig kvælstoffeffekt (kg N/ha)	Timing	Overlap	Budgetøkonomiske omkostninger (kr./kg N)	Velfærdsøkonomiske omkostninger (kr./kg N)
Styret dræning (**) [1)]	Almindelig dræning	6	Nej	Ja	54-158	69-203

[3)] Estimaterne anses for noget usikre og er baseret på ekspertskøn med et foreløbigt datagrundlag.

Sideeffekter

Virkemiddel	Skadegørere og pesticider [1)]	Natur og biodiversitet [1)]	Fosfor [1)]	Klima [1)]
Styret dræning	0	0	-	-

[1)] '+': gunstig virkning; '-': ugunstig virkning; '0': neutral eller marginal afledt miljøeffekt.

Referencer

Børgesen C.D, Thomsen I.K, Vinther, F.P, Carstensen, M.V., Bach, E.O, Møller, A.B, Deichmann, M., Hvid, S.K., Moeslund, B. 2016. Kan styret dræning reducere kvælstofudledningen? Vand & Jord, Nr. 3, 7, 09.2016, s. 104-107.

Carstensen M.V., Børgesen C.D., Ovesen N.B., Poulsen J.B., Hvid S.K., Kronvang, B. 2019. Controlled drainage as a targeted mitigation measure for nitrogen and phosphorus. Journal of Environmental Quality. 48, 3, pp. 677-685.

Drury, C.F., Tan, C.S., Reynolds, W.D., Welacky, T.W., Oloya, T.O., Gaynor, J.D. 2009. Managing tile drainage, subirrigation, and nitrogen fertilization to enhance crop yields and reduce nitrate loss. Journal of Environmental Quality, 38(3), 1193. doi: 10.2134/jeq2008.0036

Gilliam, J.W., Skaggs, R.W., Weed, S.B. 1979. Drainage control to diminish nitrate loss from agricultural fields. Journal of Environmental Quality 8, 137-142.

Jaynes, D.B. 2012. Changes in yield and nitrate losses from using drainage water management in central Iowa, United States. Journal of Soil and Water Conservation. Vol 67, NO. 6, 485-494. doi:10.2489/jswc.67.6.485

Joel, A., Wesström, I., Messing, I. 2009. Mapping suitability of controlled drainage. Hydrologi Research 40, 4, 406-419.

Jordbruksverket 2007. Förslag till åtgärder och styrmedel. I: Jordbruksverkets miljömålsöversyn. Rapport 2007:14, Jordbruksverket, Jönköping, Sverige, s. 99-121.

Ross, J.A., Herbert, M.E., Sowa, S.P., Frankenberger, J.R., King, K.W., Christopher, S.F., Yen, H. 2016. A synthesis and comparative evaluation of factors influencing the effectiveness of drainage water management. Agricultural Water Management, 178, 366-376. doi: 10.1016/j.agwat.2016.10.011

Rozemeijer, J.C., Visser, A., Borren, W., Winegram, M., van der Velde, Y., Klein J., et al. 2016. High-frequency monitoring of water fluxes and nutrient loads to assess the effects of controlleddrainage on water storage and nutrient transport. Hydrology and Earth System Sciences. 20, 347-358. doi:10.5194/hess-20-347-2016

Schott, L., Lagzdins, A., Daigh, A.L.M., Craft, K., Pederson, C., Brenneman, G., Helmers, M.J. 2017. Drainage water management effects over five years on water tables, drainage and yields in southeast Iowa. Journal of Soil and Water Conservation. Vol. 72, NO3, 251-259. doi:10.2489/jswc.72.3.251

Vinther, F.P. 1992. Measured and simulated denitrification activity in a cropped sandy and loamy soil. Biology and Fertility of Soils 14, 43-48.

Wesström, I., Messing. I. 2007. Effects of controlled drainage on N and P losses and N dynamics in a loamy sand with spring crops. Agriculutral Water Management 87, 229-240.

Wesström, I., Ekbohm, G., Linner, H., Messing, I. 2003. The effects of controlled drainage on subsurface outflow from level agricultural fields. Hydrological Processes 17, 1525-1538.

Wesström, I., Joel, A., Messing, I. 2014. Controlled drainage and subirrigation – A water management option to reduce non-point source pollution from agricultural land. Agriculture, Ecosystems & Environment 198, 74-82.

Williams M.R., King K.W., Fausey N.R. 2015. Drainage water management effects on tile discharge and water quality. Agricultural Water Management 148, 43-51.

Woli, K.P., David, M.B., Cooke, R.A., McIsaac, G.F., Mitchell, C.A. 2010. Nitrogen balance in and export from agricultural fields associated with controlled drainage systems and denitrifying bioreactors. Ecological Engineering 36, 1558-1566.

Okkerfældningsbassiner

Carl Christian Hoffmann[1], Per Kudsk[2] (skadegørere og pesticider), Beate Strandberg[1] (natur og biodiversitet), Marianne Bruus[1] (natur og biodiversitet), Nicholas J. Hutchings[2] (klima)

Fagfællebedømmelse: Brian Kronvang[1], Jørgen E. Olesen[2] (klima)

[1]Bioscience, AU
[2]Agroøkologi, AU

Funktion og anvendelse

Okkeranlæg er primært tænkt som et virkemiddel, der skal tilbageholde jern ved, at reduceret ferro-jern iltes til ferri-jern og udfældes (iltet jern = okker). Okkeranlæg anlægges i okkerbelastede vandløb eller i direkte tilknytning til okker-belastede vandløb. Designmæssigt minder okkeranlæg om minivådområder med åben vandflade. Okkeanlægget består af et dybt – op til ca. 1,5 m - volumenbassin/reaktionsbassin efterfulgt af en til flere grødezoner også kaldet udfældningsbassiner med en dybde på ca. 0,6 m (vegetationszoner) eventuelt suppleret med dybe fordelingsrender og eventuelt afsluttet med et dybt sedimentationsbassin/bundfældnings-bassin (DHI, 2014).

Opholdstiden i okkeranlæg angives generelt til at ligge på 8-20 timer, men for at opnå over 80 % rensning for okker kræves længere opholdstid. Rent designmæssigt er det derfor oplagt, at disse anlæg også burde fjerne kvælstof. I minivådområder skal forholdet mellem opland og minivådområde være 100:1, for at man kan opnå en rimelig kvælstoffjernelse, dvs. en 25 % reduktion på årsbasis.

Kvælstofeffekt

Der foreligger en enkelt undersøgelse fra Herning Kommune (SEGES, 2017), hvor der er målt fjernelse af total kvælstof (TN) i ca. 50 okkeranlæg i månederne november til marts med tre målinger i hvert anlæg (Tabel 1). De gennemsnitlige TN-koncentrationer var meget lave i både indløb og udløb, men udløbskoncentrationerne var dog lavest på nær i december, hvor TN koncentrationen i indløb og udløb var på samme niveau. Den gennemsnitlige kvælstofreduktion angives at være 7,7 %, men med en betydelig variation gående fra en maksimal reduktion på knap 47 % op til et nettotab på 42 %. Okkeranlæg med kvælstoftab havde TN indløbskoncentrationer ned til 0,08 mg/l (SEGES, 2017). Det skal tilføjes, at de okkeranlæg, der havde høje TN indløbskoncentration (op til 6,63 mg TN/l), også havde den højeste procentvise reduktion i TN koncentrationer i udløbet.

Tabel 1. Gennemsnitlig TN-koncentration i indløb og udløb (mg N/l). Der er lavet tre målinger i hvert okkeranlæg, hvor n= antal okkeranlæg.

	Alle målinger	Nov (n=49)	Dec (n=6)	Jan (n=53)	Feb (n=27)	Mar (n=27)
Gns. indløb	2,43	2,44	2,35	2,52	2,91	2,68
Gns. udløb	2,25	2,12	2,35	2,40	2,11	2,36

Timing

Okkeranlæg kan ikke aktivt times, men det angives fra flere sider (DHI, 2014; Kjærgaard & Formann, 2014; SEGES, 2017), at vedligeholdelse af okkeranlæg er vigtig for at sikre optimal virkningsgrad. Vedligeholdelse består i at fjerne det ophobede okkerslam, hvilket ofte sikres ved at have parallelanlæg, således at det ene anlæg kan lukkes ned og oprenses, mens det andet parallelle anlæg kører videre.

Overlap i forhold til andre virkemidler

Der er et vist overlap til mini-vådområder, men placeringen er ikke altid den samme, da okkeranlæggene både kan ligge i tæt tilknytning til vandløb og for enden af dræn, mens minivådområder kun placeres som end of pipe løsninger på drænede marker. Okkeranlæg er at betragte som et supplement til fjernelse af kvælstof og fosfor, men hovedformålet er fælde jern.

Sikkerhed på data

En målrettet undersøgelse af kvælstofomsætning i udvalgte okkeranlæg ville give betydelig bedre viden om okkeranlægs indflydelse på kvælstoffjernelse. Det må antages, at de okkeranlæg, der har fungeret i en længere årrække og som vedligeholdes, indgår i baseline.

Tidshorisont for at skaffe data

En komplet undersøgelse af okkeranlægs funktion mht. fjernelse af kvælstof vurderes at tage ca. 1,5 år.

Forudsætninger og potentiale

De okkerpotentielle arealer i Jylland består af 1.519 km^2 stærkt okkerpotentielt areal (klasse I), 589 km^2 okkerpotentielt areal (klasse II) og 861 km^2 svagt okkerpotentielt areal (klasse III) (Stoltze, 1986). En effektiv okkerrensning i de områder, hvor der er okkerproblemer, vil også bidrage til reduktion i kvælstoftransporten og især til fosforretention.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Virkemiddelseffekten mht. kvælstoffjernelse og især fosforretention er positive additive sideeffekter, der bedst opnås ved god vedligeholdelse af okkeranlæggene, og eventuel optimering af okkeranlæg vil formentlig også øge fosforretentionen. Løbende kontrol af okkeranlæg mht. oprensning og måling af effektivitet anbefales.

Sideeffekter

Skadegørere og pesticider

Ingen effekter.

Natur og biodiversitet

Der forventes ingen effekt på terrestrisk natur og biodiversitet, da virkemidlet etableres i vandløb eller for enden af drænsystemer.

Fosfor

En undersøgelse af Kjærgaard & Forsmann (2014) har dokumenteret, at fosfor kan tilbageholdes i okkeranlæg med en effektivitet på op til 54 % for de mest effektive anlæg, mens de mindre effektive anlæg tilbageholdt 26-31 % af den tilførte totalfosfor. I virkemiddelkataloget for fosfor angiver Jensen et al. (2020) en effektivitet på 20-62 % med et gennemsnit på 39,5 %. Kjærgaard & Forsmann (2014) konkluderer, at fosforretentionen er direkte koblet til okkerfældningseffektiviteten, hvilket betyder, at både vedligeholdelse og optimering af okkefældningen indvirker positivt på fosforretentionen.

Klima

Ved en gennemsnitlig reduktion i nitratreduktionen på 7,7 %, vil reduktionen i drivhusgasemission være 0,17 kg CO_2-ækv. pr. kg nitrat-N input til anlægget.

Økonomi

Ikke vurderet.

Opsummering

Det er yderst begrænset viden om kvælstoffjernelse i okkeranlæg. En enkelt undersøgelse med få målinger i mange anlæg indikerer, at der kan være en kvælstofeffekt.

Effekt, sikkerhed og økonomi

Virkemiddel	Referencepraksis	Årlig kvælstofeffekt	Timing	Overlap	Budgetøkonomiske omkostninger (kr./kg N)	Velfærdsøkonomiske omkostninger (kr./kg N)
Okkerfældningsbassiner (*) [1)]	Ingen okkeranlæg	Ikke vurderet	Nej	Ja	Ikke vurderet	Ikke vurderet

[1)] Estimaterne anses for usikre og er baseret på ekspertskøn uden væsentligt datagrundlag.

Sideeffekter

Virkemiddel	Skadegørere og pesticider [1)]	Natur og biodiversitet [1)]	Fosfor [1)]	Klima [1)]
Okkerfældningsbassiner	0	0	+	0

[1)] '+': gunstig virkning; '-': ugunstig virkning; '0': neutral eller marginal afledt miljøeffekt.

Referencer

DHI 2014. Status for okkerrensning. Vurdering af behovene for og effekterne af alternative rensningsmetoder for okker. Teknisk notat, Naturstyrelsen.

Herning kommune. Undersøgelse af effektiviteten af 50 okkerrenseanlæg i Herning Kommune 2013 – 14 – undersøgelse af anlæggenes rensegrad – vandløbenes miljøtilstand. Rapport udarbejdet af Invertconsult for Herning Kommune.

Jensen, H.S., Egemose, S., Reitzel, K., Martinsen, L., Hasler, B. 2020. Okkerfældningsbassiner. I: 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, 220-228. http://dce2.au.dk/pub/SR379.pdf

Kjærgaard, C., Forsmann, D. 2014. Fosforfældningsbassiner – Faglig udredning vedr. fosforretention i okkerfældningsbassiner som supplerende virkemiddel til P-reduktion. Teknisk rapport, Aarhus Universitet, Institut for Agroøkologi

SEGES 2017. Undersøgelse af okkeranlægs potentiale som N-virkemiddel. Redaktion Sebastian Piet Zacho, og Flemming Gertz.

Stoltze, M. 1986. Kortlægning af potentielle marginaljorde og ekstensivt udnyttede naturtyper i Danmark. Marginaljorde og Miljøinteresser – Miljøministeriets projektundersøgelser 1986 – Samlerapport nr. 1

Etablering af vådområde

Carl Christian Hoffmann[1], Joachim Audet[1] (klima), Annette Baattrup-Pedersen[1], Per Kudsk[2] (skadegørere og pesticider), Beate Strandberg[1] (natur og biodiversitet), Marianne Bruus[1] (natur og biodiversitet), Louise Martinsen[3] (økonomi), Berit Hasler[3] (økonomi)

Fagfællebedømmelse: Brian Kronvang[1], Jørgen E. Olesen[2] (klima), Brian H. Jacobsen[4] (økonomi)

[1]Bioscience, AU
[2]Agroøkologi, AU
[3]Miljøvidenskab, AU
[4]Fødevare- og Ressourceøkonomi, KU

Funktion og anvendelse

Vandløbsnære arealer med naturlig høj vandstand, dvs. hvor vandspejlet svinger omkring jordoverfladen, enten tæt ved jordoverfladen eller over denne, kan kvantitativt fjerne kvælstof (nitrat) primært via denitrifikation og tilbageholde fosfor primært via sedimentation af partikulært fosfor. Det er de naturlige hydrologiske forhold, der er afgørende for, hvor og hvorledes processerne foregår. Det er således en forudsætning, at vådområdet er ført tilbage til en naturlig tilstand uden dræning og grøftning. Desuden at vandløbet har sine naturlige dimensioner, hvis området skal oversvømmes. For at et vådområde skal fungere, skal der være udveksling af vand og stof mellem området og de omkringliggende arealer og/eller det nærliggende vandløb.

Kvælstofeffekt

Ved genetablering af et vådområde er virkemidlets funktion, at det skal omsætte kvælstof udvasket fra rodzonen på dyrkningsfladen, så her er alt andet lige ingen ændring. Derimod ændres vådområdearealet fra tidligere at have udvasket en given mængde kvælstof afhængig af den tidligere arealanvendelse til nu at omsætte kvælstof primært via denitrifikation. Der vil således være en reduktion i kvælstofudvaskningen fra det genskabte vådområde, som kan lægges oveni den kvælstoffjernelse, der sker, når kvælstofholdigt vand passerer vådområdet. Tal for udvaskningseffekten, som afhænger af den tidligere areal-anvendelse kan findes under *Permanent udtagning og kortvarig brak i omdrift* (denne rapport).

Kvælstoffjernelse i vådområder kan variere ganske betydeligt, hvilket dels kan tilskrives belastningens størrelse dels vådområdets hydrologiske karakteristika, og her er det især vandets strømningsdynamik gennem vådområdet, der spiller en rolle. Generelt vil en større kvælstofbelastning også medføre en større kvantitativ kvælstoffjernelse. År til år variationer i klimaet har stor indflydelse på den absolutte kvælstoffjernelse, således at der i nedbørsrige år fjernes mere kvælstof, fordi udvaskningen er større end i tørre år.

Netop betydningen af tilførslen (i.e. belastningen) af kvælstof til et givet vådområde gør det vanskeligt at give et præcist tal for kvælstoffjernelsen. Der er dog udviklet formler, der kan beregne kvælstoftilførsel fra oplandet til et vådområde, ligesom der er erfaringstal (procentuelle) for kvælstoffjernelse i forskellige typer vådområder, der primært er knyttet til de strømningsdynamiske forhold (N- og P vådområder link).

Ud fra en virkemiddelsbetragtning kan man opdele vådområderne i fem hovedtyper:

- Arealer der overrisles med dræn- og/eller grøftevand
- Arealer der gennemstrømmes af grundvand
- Genoprettede mosearealer, der modtager vand fra mindre vandløb og bække, større og mindre dræn, samt grøfter
- Arealer der oversvømmes af vandløbsvand
- Søer

Mange vådområdeprojekter er ofte en kombination af ovennævnte typer.

Kvælstoffjernelse på arealer, der overrisles med dræn og/eller grøftevand, ligger som gennemsnit på 136 ± 83 kg N/ha/år med en procentuel fjernelse tæt på 45 % (Tabel 1) for de syv områder, hvorfra der er månedlige målinger gennem 1 år eller mere.

Undersøgelser af genskabte mosearealer viser en kvælstoffjernelse på 180 ± 56 kg N/ha/år med en gennemsnitlig effektivitet på 38 % (Tabel 2).

Ådalsprojekter, hvor kvælstoffjernelsen er målt ved at se på kvælstoftransporterne op- og nedstrøms for projektområdet, har i gennemsnit fjernet 188 ± 97 kg N/ha/år for de fem genetablerede ådale, der er målt på (Tabel 3). Den procentuelle fjernelse varierer meget, fordi vandløbsoplandenes størrelse kan variere betydeligt både pga. projektområdets placering i vandløbssystemet samt vandløbssystemets størrelse.

Der er meget få undersøgelser af kvælstoffjernelse i projekter, hvor det alene er grundvandsgennemstrømning (Tabel 4), men det vides fra undersøgelser af naturlige vådområder, at kvælstoffjernelsen ofte er meget høj dvs. mellem 50 og 100 %.

En præcis angivelse af kvælstoffjernelse ved oversvømmelse er vanskelig. Kontrollerede felt- og laboratorieforsøg indikerer, at variationen kan være betydelig dvs. i området 50-700 kg N/ha//år, og i praksis har man anvendt en rate på 1 og 1,5 kg N/ha oversvømmet areal pr. dag, forudsat at der tilføres kvælstof med en koncentration større end henholdsvis 2-2,5 mg N/l og 5 mg N/l med det oversvømmende vand.

Tabel 1. Kvælstoffjernelse ved overrisling af genetablerede vådområder med dræn- og eller grøftevand. Nederste linje viser et gennemsnit af kvælstoffjernelsen med standardafvigelse.[1)]

Lokalitet	Kvælstoffjernelse	Ændret arealanvendelse	Kvælstoffjernelse + ændret arealanvendelse	Retention af belastning
	(kg N/ha/år)			(%)
Egeskov (Fyn, 2 års målinger)	28-121	50	125	43-75
Stor Å (Fyn, 2 års målinger)	157-229	50	243	26-32
Gammelby bæk (Sønderjylland)	83	22	105	23
Ulleruplund (Sønderjylland)	133	37	170	67
Lindkær (Fyn)	191	35	226	64
Geddebækken (Fyn)	24-90	35	125	39
Syv Bæk (Sjælland)	300		300	72
Middel ± standardafvigelse	136 ± 83			45± 23

1) Danske resultater fra projekter med få målinger eller meget usikre beregninger er er udeladt.

Tabel 2. Genoprettede mosearealer. Sandskær er dog en lille lavvandet sø/dam, der modtager drænvand.

Lokalitet	Kvælstoffjernelse	Ændret arealanvendelse	Kvælstoffjernelse + ændret arealanvendelse	Retention af belastning
	(kg N/ha/år)			(%)
Snaremose	191-256	50	241-306	31-39
Grøngrøft	98	50	148	40
Sandskær	176	50	226	42
Middel ± standardafvigelse	180±56			38±4

Tabel 3. Kvælstoffjernelse i genetablerede vådområder af typen Ådalsprojekter. Områderne gennemstrømmes af grundvand og overrisles med drænvand og kan lejlighedsvis oversvømmes af det nærliggende vandløb. Nederste linje viser et gennemsnit af kvælstoffjernelsen med standardafvigelse.

Lokalitet	Kvælstoffjernelse	Ændret arealanvendelse	Kvælstoffjernelse + ændret arealanvendelse	Retention af belastning
	(kg N/ha/år)			(%)
Odderbæk (2 års målinger)	59-82	30	89-112	53-56
Hjarup Bæk (Jylland)	170	30	200	10
Nagbøl Å (Jylland)	163	24	187	9
Karlsmosen (Fyn)	337	35	372	50
Lyngbygårds Å (Jylland)	195-308	25	220	8-12
Middel ± standardafvigelse	188 ± 97			28 ± 21

Tabel 4. Kvælstoffjernelse i genetablerede vådområder, hvor grundvand gennemstrømmer. Det skal bemærkes, at de vandløbsnære arealer ved Brede Å også oversvømmes, men dette er ikke indregnet i nedenstående opgørelse.

Lokalitet	Kvælstoffjernelse	Ændret arealanvendelse	Kvælstoffjernelse + ændret arealanvendelse	Retention af belastning
	(kg N/ha/år)			(%)
Brede Å (Sønderjylland)	92 - 108	25	117 - 133	71 - 96
Gudenåens kilder (Jylland)	8	5	13	57

Genetablering af tørlagte søer har været en del af vådområdeprogrammerne lige siden VMPII. Genetablerede søer er lige så effektive som egentlige vådområder (Tabel 5). Den procentuelle kvælstoffjernelse i søer er afhængig af vandets opholdstid i søen, og der er udviklet en simpel empirisk formel for beregning af denne (se Naturstyrelsens N-vejledning (maj 2014)).

Tabel 5. Kvælstoffjernelse i genetablerede søer, under vådområdeordningerne (VMPII, Grøn vækst etc.).

Lokalitet	Kvælstoffjernelse	Ændret arealanvendelse	Kvælstoffjernelse + ændret arealanvendelse	Retention af belastning
	(kg N/ha/år)			(%)
Årslev Engsø	252-261	50	302-311	15-20
Vilsted Sø	69	50	119	23
Hals sø	40	25	65	54
Nakkebølle	125	50	175	43
Skibet	125	50	175	49
Slivsø	244	40	284	36
Wedellsborg	117	50	176	78
Ødis Sø	184	50	234	62
Gødstrup Enghave	100	50	150	53
Middel ± standardafvigelse	152 ± 75			43 ± 19

Der er udviklet beregningsværkstøjer, som skal anvendes i danske vådområdeprojekter med henblik på at estimere den lokale kvælstofeffekt for projektet (se Link til MST under referencer).
I forbindelse med udviklingen af den nationale kvælstofmodel (Højbjerg et al., 2015) er effekterne af vådområder (alle typer) indregnet – herunder også de mange vådområder, hvor der ikke foreligger målinger. I den forbindelse anvendes en effekt af vådområder på hhv. 120 kg N/ha/år for sandjordsoplande og 190 kg N/ha/år for lerjordsoplande. Det anbefales at anvende disse værdier i forbindelse med overslagsberegninger, men at de enkelte projekters effekt på kvælstof beregnes konkret med de anviste metoder (N- og P vådområder link).

Timing

Timing er ikke mulig, da vandets opholdstid (og dermed også de opløste næringsstoffer) i vådområdet er vanskelig at beregne på grund af områdets størrelse, strømningsdynamiske forhold og tilførsel af vand og næringsstoffer fra det direkte opland, som kan variere i både i areal og dermed også i tilførte mængder.

Overlap i forhold til andre virkemidler

Hvis der er efterafgrøder på dyrkningsfladen, hvorfra vådområdet modtager kvælstofinput, vil kvælstofeffekten i vådområdet være mindre. Der er mulighed for overlap mellem virkemidlerne minivådområde og store (genoprettede og naturlige) vådområder. Anlægges minivådområder ovenfor egentlige vådområder - i ådale - vil kvælstofeffekten i større eller mindre omfang blive delt mellem de to virkemidler. I nogle tilfælde vil anlæggelse af et minivådområde være overflødigt, da store vådområder kan håndtere både drænvand og grundvand samtidigt, mens minivådområder kun virker på drænvand. Man bør derfor nøje analysere de hydrogeologiske forhold, hvis man påtænker at anvende begge virkemidler i samme område. Virkemidlerne intelligente bufferzoner, mættede randzoner og brede randzoner er hver for sig delmængder af virkemidlet vådområder, der i princippet indeholder alle disse funktioner, selvom der kan være designmæssige variationer.

Ved anlæggelse af flere vådområder og søer i samme vandløbssystem vil effekterne ikke være additive, men samlet set vil kvælstofeffekten blive større, og samlet set vil det være en fordel for robustheden af hele vandløbssystemet både mht. til miljø og natur.

Sikkerhed på data

Det skal bemærkes, at der ikke er data for kvælstofeffekten for vådområder etableret under "Lavbundsordningen" (Miljøstyrelsen, 2020). Lavbundsordningen er en tilskudsordning til udtagning af lavbundsjorder med det formål at reducere landbrugets udledning af drivhusgasser, reducere udledningen af kvælstof til kystvande og genskabe eller forbedre natur. Udtagningen er målrettet landbrugsjorde på kulstofrige lavbundsjorde, de såkaldte organogene jorde med mindst 6 % organisk kulstof. Det kan dog forventes, at kvælstofeffekten vil være lavere end for kvælstof-vådområderne, da kravet til kvælstoffjernelse administrativt er sat til minimum 30 kg N/ha/år (Landbrugsstyrelsen, 2020).

Det vil dog være muligt at beregne en præcis kvælstofeffekt for nogle lavbundsprojekter. For lavbundsprojekter med et veldefineret opland i tilknytning til vandløb (ådale) vil man kunne bruge de retningslinjer, der anvendes for kvælstofvådområder (N- og P-vådområder link under referencer; Naturstyrelsens N-vejledning, maj 2014, link under referencer), og i oplande domineret af landbrug vil man kunne forvente højere kvælstoffjernelse end angivet ovenfor grundet højere tilførsel (kvælstofbelastning) til lavbundsområdet. Hvis lavbundsområdet har været i omdrift, vil der samtidigt være en betydelig nedgang i kvælstofudvaskningen (se *Permanent udtagning og kortvarig brak i omdrift*, denne rapport), og lavbundsområder af denne type vil fjerne kvælstof på samme niveau som N-vådområder.

Forudsætning og potentiale

I forbindelse med VMPII udpegede de daværende amter 126.000 ha lavbundsarealer som potentielt kunne genskabes som vådområder. Senest er arealet af organiske lavbundsjorde, der udnyttes landbrugsmæssigt, opgjort til 171.000 ha (108.000 med mere end 12 % kulstof og 63.000 ha mellem 6 %

og 12 % kulstof). Hertil kommer arealet af lavbundsjorde i ådale, som stadig udnyttes landbrugsmæssigt, men hvor det organiske indhold er mindre end 6 %, men som også potentielt kan retableres som vådområde. Dertil kan lægges fosforvådområder, der skal ligge opstrøms søer, vådområder der etableres under lavbundsordningen, og statslige vådområdeprojekter (inklusive tørlagte søer).

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Der er løbende overvågning af effekten af vådområderne på primærfaktorerne kvælstoffjernelse og fosforretention, således at effekten kvalificerer datagrundlaget for indregning af effekterne. De igangsatte overvågningsprojekter indbefatter målinger på en række eksisterende VMP2 vådområder, Grøn Vækst vådområder, N- og P-vådområder. Moniteringen omfatter både etårig og flerårige overvågninger af forskellige vådområder og lavvandede søer. Det tilstræbes at overvåge ca. 10 vådområder/lavvandede genetablerede søer pr. år. Overvågningen burde også omfatte naturindhold m.m.

Sideeffekter

Skadegørere og pesticider

Ingen effekter på skadegørere men muligvis en mindre belastning af vandløb med pesticider bl.a. som følge af en mindre dræntilstrømning.

Natur og biodiversitet

Natur- og biodiversitetspotentialet ved (re-)etablering af vådområder med naturlig hydrologi er generelt stort, men forhold som vanddybde, overfladeareal, vandkvalitet samt kvalitet og heterogenitet af de omkringliggende arealer er afgørende for opnåelse af høj diversitet af f.eks. fugle, vandlevende leddyr, padder og makrofytter (Mulkeen, 2018; Strand & Weisner, 2013, Hsu et al., 2011; Feuerbach & Strand, 2010; Hansson et al., 2005; Weisner et al., 2005, Svensson et al., 2004). Sammen med overfladearealet er vandkvalitet og især iltforholdene vigtigt for fiskefaunaen, medens en høj dækning med makrofytter er væsentligt for antal og diversitet af vandlevende invertebrater (Hsu et al., 2011; Brix 1994). Naturkvaliteten og forekomsten af arter i omkringliggende arter er vigtig for indvandringen af nye arter, især arter med et begrænset spredningspotentiale. Flere undersøgelser har dokumenteret, at også sjældne og rødlistede arter kan etablere sig i de etablerede vådområder (Mulkeen, 2018; Strand & Weisner, 2013; Holmström 2009; Weisner et al., 2005).

De vigtigste bestemmende faktorer for hvilke plantearter, der etablerer sig på et vådområde, er de økologiske kår, graden af hydrologisk dynamik samt udvalget af arter fra de omkringliggende arealer, der er i stand til at sprede sig til arealet. De vigtigste kårfaktorer for planter på lysåbne, udyrkede arealer i Danmark omfatter generelt hydrologien (vandstand, vandmætning, vandstandsvariationer, oversvømmelser), samt indholdet af kalk og næringssalte i jorden og det oversvømmende vand (Audet et al., 2015). Hydrologien er bestemmende for, hvilke planter der kan vokse på arealet, mens tilgængeligheden af næringsstoffer er bestemmende for, hvor mange arter der kan sameksistere i vegetationen – den biologiske mangfoldighed. Ved høje næringsstofniveauer er hurtigtvoksende,

store arter i stand til at udkonkurrere små arter og diversiteten er som udgangspunkt lav. På kort sigt vil nyetablerede vådområder, der er tidligere omdriftsarealer, udvikle sig til artsfattige højstaudesamfund af almindelige arter, som klarer sig godt på de typisk næringsrige jorder. På længere sigt vil plantedækket udvikle sig i en mere naturlig retning under forudsætning af, at næringsstofferne udvaskes eller udpines ved fjernelse af biomasse, og at der er mulighed for en effektiv spredning af naturlige arter. Tilføres der fortsat næringssalte, vil plantesamfundene forblive artsfattige og med meget almindeligt forekommende arter.

Etablering af lysåben natur (eng, mose) på udtagne lavbundsjorde forudsætter, at der er græsning og/eller høslæt på arealerne. Hvis arealerne omvendt overlades til fri succession vil der med tiden kunne etableres en bevoksning af vedplanter, f.eks. med arter af pil. Sådanne pilekrat kan fungere som levested for eksempelvis arter af småfugle samt en række svampearter, desuden udgør pil en vigtig fødekilde for bier i det tidlige forår. Etablering af sumpskov med el og ask vil også være en mulighed nogle steder. Der mangler viden om det biologiske indhold i sådanne tilgroningsstadier på våd bund, og det er således vanskeligt at afgøre, om disse på sigt vil kunne fungere som et aktiv i forvaltningen af den biologiske mangfoldighed.

Vegetationen på overrislede engarealer skal være tolerant over for en kombination af periodevis eller vedvarende høj vandstand samt tilførsel af næringsrigt drænvand. Vegetationen på overrislede engarealer kan enten være tilplantet eller opstået spontant ved indvandring af arter fra nærliggende våde enge. De græsser, halvgræsser og siv der vil vokse frem er tagrør, dunhammer, rørgræs, sødgræs, engrævehale, kogleaksarter, lysesiv m.fl. Disse arter er alle karakteriseret ved at være hårdføre, udbredte og lette at bevare i sunde bestande. Der vil være mere gunstige betingelser for et større antal arter på overrislede engarealer hvis næringsstoftilførslen er lav til moderat. Der vil stadig være tale om robuste og udbredte arter, og det kan derfor ikke forventes, at overrislede engarealer vil bidrage til at øge mangfoldigheden i vegetationen. Undersøgelser fra bl.a. de nordiske lande Norge, Sverige og Finland viser, at faunaen kan blive artsrig, og man vil ofte kunne finde en række forskellige insekter og fugle (Strand & Weisner, 2013; Feuerbach & Strand, 2010; Hansson et al., 2005; Weisner et al., 2005; Svensson et al., 2004).

Tabel 6 opsummerer de forventede effekter af virkemidlet vådområder på natur og biodiversitet.

Tabel 6. Forventede effekter af vådområder på natur og biodiversitet. Der er for hver parameter angivet en kvalitativ vurdering ud fra en skala mellem -3 (kraftig negativ effekt) og +3 (kraftig positiv effekt). Vurderingen i forhold til vilde bier forudsætter, at føderessourcen ikke anvendes til honningproduktion.

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier	Øvrige insekter og leddyr	Fugle	Pattedyr	Samlet vurdering
-1-1	1-3	0-2	1-3	1-3	1-2	3-15

Fosfor

Fosforeffekten i genetablerede vådområder er en balance mellem, hvad der kan tilbageholdes, og hvad der eventuelt vil frigives fra lavbundsjorden. Tilbageholdelse af fosfor i vandløbsnære vådområder sker primært i forbindelse med oversvømmelseshændelser, hvor der ved sedimentation af suspenderet stof sker en samtidig deponering af partikulært fosfor. Både danske og udenlandske undersøgelser har vist, at der sker en betydelig fosfordeponering ved oversvømmelseshændelser (Kronvang et al., 2007; Walling, 1999). Det har været muligt at beregne fosfordeponeringsrater på vandløbsnære arealer på regionalt niveau i Danmark på bagrund af det målte oplandstab af partikelbundet fosfor. Fosfordeponeringsraterne ligger i området 0,5-1,5 kg P/ha oversvømmet areal pr. dag (Tabel 7). En detaljeret beregningsprocedure fremgår af Notat fra DCE dateret 15. oktober 2018, og der findes et regneark til beregning af fosfortab og fosforsedimentation på Miljøstyrelsen hjemmeside (se link under referencer).

Tabel 7. Modelberegnede fosfordeponeringsrater i forbindelse med oversvømmelseshændelser.

Modelberegnet oplandstab af partikelbundet fosfor (kg P/ha/år)	Fosfor deponerings rate (kg P pr. oversvømmet hektar pr. dag)
<0,14	0,5
0,14-0,36	1,0
>0,36	1,5

Undersøgelser af fosfortilbageholdelse i genetablerede vådområder, der overrisles med drænvand viser generelt en meget ringe fosforretention eller en direkte netto udvaskning af fosfor (Tabel 8).

Tabel 8. Fosforbalance i genetablerede vådområder der overrisles med drænvand/grøftevand. Negative værdier betyder tab af fosfor. Nederste linje viser et simpelt gennemsnit af fosforfjernelsen med standardafvigelse.

Vådområde lokalitet	Fosforretention (kg P/ha/år)	(%)
Ulleruplund, overrislet engområde	-0.43	-88
Snaremose, overrislet eng- og moseområde	-0.6 - 2.6	-10 - 18
Lindkær, overrislet eng- og moseområde	-0.5	-11
Geddebækken, overrislet eng- og moseområde	-0.5 - 0.5	-8 - 21
Syv Bæk, overrislet	0,07	1
Egeskov, overrislet (2 år)	-0,15 – 0,08	-25 - 6
Stor Å, overislet (2 år)	-0,33 - -0,90	-22 - -127
Grøngrøft (mose der modtager drænvand)	0	0
Sandskær (dam der modtager drænvand)	-0.6	-5
Middel ± standardafvigelse	-0,05 ± 0,85	-19 ± 41

Undersøgelser af vandløbsnære arealer, der overrisles med drænvand, viser generelt en netto retention af partikulært fosfor. Den gennemsnitlige tabsrate på 0,062 kg P/ha/år for den partikulære fosforfraktion kan antages at blive deponeret i forbindelse med overrisling (DCE notat, oktober 2018).

Store og brede ådale kan både overrisles med drænvand og oversvømmes med vandløbsvand. Som nævnt ovenfor er sedimentation af partikulært fosfor ved oversvømmelser dokumenteret både herhjemme og internationalt, men når der samtidig overrisles med drænvand, bliver resultaterne mere varierende, idet fosfortilbageholdelsen kan blive mindre og i visse tilfælde negativ (Tabel 9).

Tabel 9. Fosfortilbageholdelse i genetablerede vådområder der oversvømmes af vandløbsvand og samtidig overrisles med drænvand/grøftevand (arealerne er adskilte). Negative værdier betyder netto fosforfrigivelse. Nederste linje viser et simpelt gennemsnit af fosforfjernelsen med standardafvigelse, dog er Gammelby bæk udeladt pga. usikkerhed.

Vådområde lokalitet	Fosforretention (kg P/ha/år)	(%)
Gammelby Bæk, overrislet og oversvømmet mose og eng (usikker beregning)	-0.4 - 20	-7 – 75
Egebjerg Enge, oversvømmet eng/mose område	0.13	6
Karlsmosen, overrislet og oversvømmet mose og eng	8.1 – 9.0	53-60
Nagbøl Å, remeandreret, overrislet og oversvømmet	0.9	11
Hjarup Bæk, remeandreret, overrislet og oversvømmet	12	42
Lyngbygaards Å	-1.6 – 6.4	-4 - 13
Middel ± standardafvigelse	4,35 ± 4,86	(28 ± 20)

Det forventes på sigt, at der vil være fosfortilbageholdelse i genetablerede søer, men flere søer taber fosfor i de første år (Tabel 10). Årslev Engsø tabte 1,43 kg P/ha/år i de første år (2003-04), men ved overvågningen i 2015 var billedet vendt til en tilbageholdelse på 10,3 kg P/ha/år.

Tabel 10. Målt fosfortilbageholdelse i genetablerede søer.

Sø	Fosforretention (kg P/ha/år)	(%)
Årslev Engsø 2015	-1,43 - 10,3	-5 - 18
Vilsted sø 2015	-1,4 - -5	-29 - -265
Nakkebølle Inddæmningen	2,7	35
Ødis Sø	-2,3	-66
Skibet	3	43
Wedellsborg Hoved	16,12	91,4
Sliv Sø	2,9	23
Gødstrup Enghave	0,9	26
Hals Sø	-0,2	-0,2
Middel ± standardafvigelse	2,33 ± 5.77	-12 ± 89

Klima

Genetablering af vådområder har stor betydning for jordens kulstofpulje. Et vandspejl tæt på overfladen eller ved oversvømmelse kan fremme metan (CH_4) udledning, særligt på næringsrige jorde med let omsætteligt organisk stof (Zak et al., 2015). Samtidig vil et vandspejl tæt på jordoverfladen bremse emissionen af CO_2 og potentielt også af lattergas (N_2O). Et vandspejl tæt på overfladen fremmer tørvedannelse og CO_2 binding, såfremt en ny tørvedannende vegetation udvikles efter vådlægning. Vådlægning af lavbundsjorder vil med sikkerhed begrænse CO_2-udslippet, mens der kan være en risiko for øget udledning af metan. Der er kun en enkelt dansk undersøgelser af metanudledning efter genetablering af et vådområde, og det foregik i året lige efter vådlægningen (Audet et al., 2013). Audet el al. (2013) fandt markant højere udledning af metan efter vådlægning, men denne stigning blev kompenseret af lavere CO_2 og N_2O emissioner. Etablering af et vådområde kan således øge metanemissionen, reducere lattergasemission samt medføre forøget kulstoflagring. Det betyder, at klimaregnskabet indeholder flere store og modstridende ændringer i emissionskilder sammenlignet med situationen før etableringen. Datagrundlaget er for spinkelt til et kvantitativt klimaregneskab, hvorfor der er behov for målinger fra flere lokaliteter både før og efter etablering.

Økonomi

Omkostningerne forbundet med implementering af vådområder som virkemiddel udgøres af anlægsomkostninger, samt eventuelt indtægtstab i landbruget. Hvorvidt der vil opstå et indtægtstab i landbruget som følge af etableringen af et vådområde afhænger af den tidligere anvendelse af arealet. Hvis arealet tidligere har været i omdrift, opstår der et tab svarende værdien af den fortrængte landbrugsproduktion. Hvis arealet ikke har været i omdrift, vil omlægningen ikke som udgangspunkt give anledning til et landbrugsmæssigt indkomsttab. Der kan dog potentielt være andre værditab afhængigt af, om omlægningen medfører andre ændringer mulighederne for at bruge arealet.

I denne analyse antages, at arealet, der omlægges til vådområde, har været i omdrift op til omlægningstidspunktet, og at der derfor opstår et indkomsttab i landbruget som følge af den ændrede arealanvendelse. Størrelsen af indkomsttabet estimeres på baggrund af de gennemsnitlige dækningsbidrag for landbrugsproduktion, som jf. Bilag 1 er opgjort til 1.193 kr./ha/år for sandjorde og 3.027 kr./ha/år for lerjorde. Omregnet til velfærdsøkonomiske priser svarer dette til indkomsttab på hhv. 1.527 (sand) og 3.874 (ler) kr./ha/år. I gennemsnit er dækningsbidragstabet (for et gennemsnitligt sædskifte) beregnet til 1.883 kr./ha/år, i budgetøkonomiske priser og 2.411 kr./ha/år i velfærdsøkonomiske priser, jf. Bilag 1.

Anlægsomkostningerne estimeres med udgangspunkt i data fra Landbrugsstyrelsen. Data omfatter oplysninger om tilsagnsbeløb til forundersøgelser, tilsagnsbeløb til realiseringsprojekter, samt oplysninger om projektareal for kvælstof vådområder i perioden 2015-2019. Oplysningerne er opgjort samlet for de enkelte poster for hvert år, hvilket vil sige, at det ikke er muligt at identificere individuelle projekter. Af virkemiddelbeskrivelsen fremgår, at kvælstofvådområder kan inddeles i fem typer, hvor både indsatserne forbundet med implementering og den resulterende kvælstof effekt varierer afhængig af typen af vådområde. Det har ikke med baggrund i de data, der er modtaget fra Landbrugsstyrelsen, været muligt at lave separate omkostningsberegninger for forskellige vådområdetyper.

De samlede tilsagnsbeløb til hhv. forundersøgelser og realiseringsprojekter, samt det samlede projektareal, for perioden 2015-2019 fremgår af Tabel 11, hvor det ses, at omkostninger til realiseringsprojekter er underopdelt på fire rammer: 20-årig fastholdelse, jordkøb/salg, jordfordeling og etablerings-/anlægsomkostninger.

Tabel 11. Tilsagnsbeløb til forundersøgelser og realiseringsprojekter, samt projektareal, for kvælstofvådområder i perioden 2015-2019.

	I alt 2015-2019 (1000 kr.)	Gns. (kr./ha)	Fordeling af tilsagnsbeløb til realiseringsprojekter (%)	Fordeling mellem tilsagnsbeløb til forundersøgelses- og realiseringsprojekter (%)
Tilsagnsbeløb, forundersøgelser, i alt (kr.)	53.300	8.331		5,5
Tilsagnsbeløb, realiseringsprojektet (etablering), i alt (kr.)	919.535	143.722	100	94,5
- Herunder 20-årig fastholdelse (kr.)	28.345	4.430	3,1	
- Herunder jordkøb/salg (kr.)	586.018	91.594	63,7	
- Herunder jordfordeling (kr.)	55.357	8.652	6,0	
- Herunder etablerings- og anlægsomkostninger (kr.)	249.816	39.046	27,2	
Areal (ha)	6.398			

Af sidste kolonne i Tabel 11 fremgår, at tilsagnsbeløb til realiseringsprojekter udgør 94,5 % af de samlede omkostninger til etablering af kvælstofvådområder i perioden 2015-2019. Af næstsidste kolonne fremgår, hvordan realiseringsomkostningerne er fordelt på de fire undertyper. Her ses det, at

etablerings-/anlægsomkostninger kun udgør 27,2 % af realiseringsomkostningerne, hvorimod omkostninger forbundet med jordkøb/salg udgør 63,7 %. Omkostninger til jordfordeling og 20-årig fastholdelse ses at udgøre hhv. 6 % og 3,1 %.

I beregningerne af omkostningerne ved etablering af vådområder indgår forundersøgelsesomkostningerne og etablerings-/anlægsomkostningerne. Udgifter til 20-årig fastholdelse, jordkøb/salg og jordfordeling indgår derimod ikke, idet de ikke repræsenterer reelle udgifter, men i stedet kan betragtes som en omfordeling af omkostninger mellem forskellige interessenter, der har til formål at kompensere ejeren af det berørte areal for det indkomsttab, der måtte opstå som følge af den ændrede arealanvendelse. I nærværende analyse inddrages dette indkomsttab med udgangspunkt i det tabte dækningsbidrag som beskrevet ovenfor.

Forundersøgelses- og anlægsomkostningerne er engangsomkostninger, og i Tabel 12 er de omregnet til årlige beløb for en tidshorisont på 20 år. Tidshorisonten på 20 år er valgt, da denne periode er er anvendt for de øvrige virkemidler. Det er derfor ikke anvendt en uendelig tidshorisont, selv om kvælstofreduktionen må formodes at fortsætte i en uendelig tidshorisont, hvis vådområdet ikke omlægges til landbrugsdrift. Ydermere repræsenterer de 20 år den periode, hvor der ydes fastholdelsestilskud. Omregningen til årlige omkostninger er baseret på en diskonteringsrente på 4 %, og der er omregnet fra budgetøkonomiske omkostninger til velfærdsøkonomiske omkostninger ved at justere med en NAF på 1,28.

Tabel 12. Årlige anlægs- og forundersøgelsesomkostninger for kvælstof vådområder (kr./ha/år; 4 %).

	Budgetøkonomisk	Velfærdsøkonomisk	
Tidshorisont	20 år	20 år	Fordeling (%)
Tilsagnsbeløb, forundersøgelser (kr./ha/år)	613	785	18
Realisering, Etablering og anlægsomkostninger (kr./ha/år)	2.873	3.678	82
I alt (kr.)	3.486	4.462	

Den gennemsnitlige kvælstofeffekt af vådområder varierer afhængig af jordtype. Det antages, at den gennemsnitlige effekt for sandjordsoplande er 120 kg N/ha/år og for lerjordsoplande 190 kg N/ha/år. Med udgangspunkt i disse effektestimater, samt de beregnede omkostninger, kan de budgetøkonomiske reduktionsomkostninger for vådområder opgøres til 34 kr./kg N i lerjordsoplande og 39 kr./kg N i sandjordsoplande (Tabel 13). Tilsvarende kan de velfærdsøkonomiske reduktionsomkostninger opgøres til 44 kr./kg N (lerjordsoplande) og 50 kr./kg N (sandjordsoplande).

Tabel 13. Budget- og velfærdsøkonomiske reduktionsomkostninger for N-vådområder i hhv. sand- og lerjordsoplande.

	Budgetøkonomisk		Velfærdsøkonomisk	
	Lerjord	Sandjord	Lerjord	Sandjord
Effekt (kg N/ha/år)	190	120	190	120
Forundersøgelse og etablering i alt, (kr./ha/år)	3.486	3.486	4.462	4.462
Tab fra landbrugsdrift (kr./ha/år)	3.027	1.193	3.874	1.527
Omkostninger i alt (kr./ha/år)	6.513	4.679	8.336	5.989
Reduktionsomkostninger (kr./kg N)	34	39	44	50

Opsummering

Vådområder, der overrisles med drænvand, lavmosearealer der modtager dræn- og grøftevand og gennemstrømmes af åvand, ådale der overrisles med drænvand, oversvømmes med vandløbsvand og gennemstrømes af grundvand, samt lavvandede søer; alle fjerner kvælstof med et gennemsnit på 150 kg N/ha/år og en effektivitet på 43 %. Tallene dækker over vis variation, da belastningen kan variere ganske betydeligt. Med hensyn til fosfor kan der være både positive og negative sideeffekter afhængig af fosforstatus før retablering, samt hvorledes fosforholdigt vand ledes til vådområdet: positiv effekt ved oversvømmelse og sedimentation af partikulært fosfor, overvejende negativ effekt ved overrisling og både og ved genskabelse af lavvandede søer.

Resultaterne af den økonomiske analyse viser, at reduktionsomkostningerne kan forventes at være lavere på lerjorde end på sandjorde. Størrelsen af forskellen mellem reduktionsomkostninger på tværs af jordtyper er imidlertid begrænset.

Effekt, sikkerhed og økonomi

Virkemiddel	**Referencepraksis**	**Årlig kvælstofeffekt (kg N/ha vådområde)**	**Timing**	**Overlap**	**Budgetøkonomiske omkostninger (kr./kg N)**	**Velfærdsøkonomiske omkostninger (kr./kg N)**
Etablering af vådområde (***) [1)]	Tidligere arealanvendelse	~150 plus nedgang i udvaskning fra tidligere arealanvendelse	Nej	Ja	34-39	44-50

[1)] Estimaterne anses for rimeligt sikre og er baseret på et velafprøvet datagrundlag.

Sideeffekter

Virkemiddel	**Skadegørere og pesticider** [1)]	**Natur og biodiversitet** [1)]	**Fosfor** [1)]	**Klima** [1)]
Etablering af vådområde	0/+	+	0/+/-	0/+/-

[1)] '+': gunstig virkning; '-': ugunstig virkning; '0': neutral eller marginal afledt miljøeffekt.

Referencer

Andersen, H.E., Grant, G., Blicher-Mathiesen, G., Jensen, P.N., Vinther, F.P., Sørensen, P., Hansen, E.M., Thomsen, I.K., Jørgensen, U., Jacobsen, B. 2012. Virkemidler til N-reduktion – potentialer og effekter. Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

Audet, J., Baatrup-Pedersen, A., Andersen, H.E., Andersen, P.M., Hoffmann, C.C., Kjaergaard, C., Kronvang, B. 2015. Environmental controls of plant species richness in riparian wetlands: Implications for restoration. Basic and Applied Ecology 16, 480-489.

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.

Brix, H. 1994. Functions of macrophytes in constructed wetlands. Wat. Sci. Tech. 29(4), 71-78.

Feuerbach, P., Strand, J. 2010. Water and biodiversity in the agricultural landscape. Working with aquatic habitats from a North European perspective. Environmental Protection Agency.

Hansson, L.-A., Brönmark, C., Nilsson, P.A., Åbjörnsson, K. 2005. Conflicting demands on wetland ecosystem services: nutrient retention, biodiversity or both? Freshwater Biology 50, 705-714.

Hoffmann, C.C., Andersen, H.E., Kronvang, B., Kjaergaard, C. 2018. Kvantificering af fosfortab fra N og P vådområder. Notat fra DCE 15. oktober 2018. http://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2018/Kvantificering_af_fosfortab_fra_N_og_P_vaadomraader_opdat_Oktober2018CCH.pdf

Hoffmann, C.C., Audet, J., Ovesen, N.B. Larsen, S.E., Kjeldgaard, A. 2018. Overvågning af vådområder 2015. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 46 s. - Videnskabelig rapport nr. 293 http://dce2.au.dk/pub/SR293.pdf

Hoffmann, C.C., Kronvang, B., Audet, J. 2011. Evaluation of nutrient retention in four restored Danish riparian wetlands Hydrobiologia 674, 5-24

Hoffmann, C.C., Baattrup-Pedersen, A., Amsinck, S.L., Clausen, P. 2006. Overvågning af Vandmiljøplan II vådområder 2005. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport nr. 576 fra DMU, 128 pp.

Hoffmann, C.C., Heiberg, L., Audet, J., Schønfeldt, B., Fuglsang, A., Kronvang, B., Ovesen, N.B., Kjaergaard, C., Hansen, H.C.B., Jensen, H.S. 2012. Low phosphorus release but high nitrogen removal in two semi-natural riparian wetlands inundated with agricultural drainage water. Ecological Engineering, 46, 75-87. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2012.04.039

Holmström, C. 2009. Aktiv etablering av sällsynta våtmarksarter i anlagda våtmarker och dammar. Ekologgruppen i Landskrona AB. Jordbruksverket, Försöks- og utvecklingsprojekt (FoU) Dnr 25-10989/07.

Hsu, C.-B., Hsieh, H.-L., Yang, L., et al. 2011. Biodiversity of constructed wetlands for wastewater treatment. Ecological Engineerig37, 1533-1545.

Højberg, A.L., Windolf, J., Børgesen, C.D. Troldborg, L., Tornbjerg, H., Blicher-Mathiesen, G., Kronvang, B., Thodsen, H., Ernstsen, V. 2015. National kvælstofmodel - Oplandsmodel til belastning og

virkemidler. Metode rapport, Revideret udgave september 2015. ISBN 978-87-7871-417-6 Trykt udgave. ISBN 978-87-7871-418-3 Web udgave

Kronvang, B., Andersen, I.K., Hoffmann, C.C., Pedersen, M.L., Ovesen, N.B., Andersen, H.E. 2007. Water Exchange and Deposition of Sediment and Phosphorus during Inundation of Natural and Restored Lowland Floodplains. Water, Air, & Soil Pollution, 181, 115-121 (DOI 10.1007/s11270-006-9283-y)

Kronvang, B., Søndergaard, M., Hoffmann, C.C., Thodsen, H., Ovesen, N.B., Stjernholm, M., Nielsen, C.B., Kjærgaard, C., Schønfeldt, B., Levesen, B. 2011. Etablering af P-ådale. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 67 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 840. http://www.dmu.dk/Pub/FR840.pdf

Landbrugsstyrelsen 2020. Vådområde- & Lavbundsordningerne - Vejledning om vådområde- og lavbundsprojekter.

Miljøstyrelsen 2020. Udtagning af lavbundsjorder. https://mst.dk/natur-vand/vandmiljoe/tilskud-til-vand-og-klimaprojekter/udtagning-af-lavbundsjorder/

Mulkeen, C.J. 2018. Biodiversity and performance of contructed wetlands; a comparison with natural wetlands. PhD Thesis NUI Galway OÉ Gaillimh (Abstract available at ARAN – Access to Research at NUI Galway.

Naturstyrelsens N-vejledning (maj 2014). https://mst.dk/natur-vand/vandmiljoe/tilskud-til-vand-og-klimaprojekter/kvaelstof-og-fosforvaadomraader/for-projektejer/ (se under nøgledokumenter)

N- og P vådområder link: https://mst.dk/natur-vand/vandmiljoe/tilskud-til-vand-og-klimaprojekter/kvaelstof-og-fosforvaadomraader/

Nøgledokumenter om N- og P-vådområder link: https://mst.dk/natur-vand/vandmiljoe/tilskud-til-vand-og-klimaprojekter/kvaelstof-og-fosforvaadomraader/for-projektejer/ (se under nøgledokumenter)

Strand, J.A., Weisner, S.E.B. 2013. Effects of wetland construction on nitrogen transport and species richness in the agricultural landscape – Experinces from Sweden. Ecological Engineering 56, 14-25.

Svensson, J.M., Strand, J., Sahlén, G., Weisner, S. 2004. Utvärdering av våtmarker anlagda inom lokala investeringsprogram och med LBU-stöd avseende närsaltsretention och biologisk mångfald. Naturvårdsverket Rapport nr 5362. Rikare mångfald och mindre kväve. Utvärdering av våtmarker skapade med stöd av lokala investeringsprogram och landbygdsutvecklingsstöd.

Walling, D.E. 1999. Linking land use, erosion and sediment yields in river basins. Hydrobiologia, 410, 223-240.

Weisner, S.E.B., Svensson, J.M., Strand, J.A., Svengren, H. 2005. Combating eutrophication in Sweden: Importance of constructed wetlands in agricultural landscapes. Proceedings from NJF seminar no. 374. Is living water possible in agricultural areas? Seminar on ecological engineering tools to combat diffuse pollution. June 20-22, 2005, Norway, pp. 66-69.

Zak, D., Reuter, H., Augustin, J., Shatwell, T., Barth, M., Gelbrecht, J., McInnes, R.J. 2015. Changes of the CO_2 and CH_4 production potential of rewetted fens in the perspective of temporal vegetation shifts. Biogeosciences 12, 2455-2468.

Afbrydning af dræn (små vådområder)

Carl Christian Hoffmann[1], Per Kudsk[2] (skadegørere og pesticider), Beate Strandberg[1] (natur og biodiversitet), Marianne Bruus[1] (natur og biodiversitet), Nicholas J. Hutchings[2] (klima), Louise Martinsen[3] (økonomi), Berit Hasler[3] (økonomi)

Fagfællebedømmelse: Brian Kronvang[1], Jørgen E. Olesen[2] (klima), Brian H. Jacobsen[4] (økonomi)

[1]Bioscience, AU
[2]Agroøkologi, AU
[3]Miljøvidenskab, AU
[4]Fødevare- og Ressourceøkonomi, KU

Funktion og anvendelse

Afbrydning af dræn er et virkemiddel, der allerede i dag anvendes i vådområdeprojekter. Afbrydelse af dræn finder typisk anvendelse i ådale, hvor drænet afbrydes i skræntfoden, hvorefter drænvandet ledes ud over arealet ved hjælp af en fordelerkanal, eller ved at forbinde lavninger på arealet med hinanden, så der dannes sjapvand, der langsomt siver mod det nærliggende vandløb. Det er vigtigt, at drænvandet fordeles over arealet, da der ellers meget hurtigt opstår strømkanaler, der eroderer sig ned i jorden og løber direkte mod det nærliggende vandløb. Herved reduceres effekten kraftigt, og erosionen kan ligefrem medføre en negativ effekt på recipienten pga. tilførsel af jordpartikler med organisk kvælstof og fosfor. Afbrydelse af dræn kan principielt foregå på alle arealer, hvor der er en hydrologisk gradient, der vil føre drænvandet frem mod vandløbet - og som ikke medfører opstuvning, således at bagvedliggende arealer ikke oversvømmes.

Virkemidlets effekt er til dels betinget af grundvandsspejlets beliggenhed, idet et højtliggende grundvandsspejl tæt på eller i jordoverfladen betyder, at vandet løber henover arealet, mens et dybereliggende grundvandsspejl betyder, at vandet har mulighed for at blive infiltreret i jorden, såfremt jorden har tilstrækkelig infiltrationskapacitet. Dette kan øge kvælstofeffekten og også have indvirkning på fosforeffekten.

Kvælstofeffekt

Overrisling med dræn kan reducere dræntransporten fra rodzonen med 45 ± 23 % som det fremgår af Tabel 1.

Tabel 1. Kvælstoffjernelse ved overrisling med drænvand. Retentionen inkluderer ændret arealanvendelse.

Lokalitet	Fjernelse af kvælstof	Ændret arealanvendelse og kvælstofudvaskning	Kvælstoffjernelse + ændret kvælstofudvaskning	Retention af belastning
	(kg N/ha/år)			(%)
Egeskov (Fyn, 2 års målinger)	28-121	50	125	59
Stor Å (Fyn, 2 års målinger)	157-229	50	243	29
Gammelby bæk (Sønderjylland)	83	22	105	23
Ulleruplund (Sønderjylland)	133	37	170	67
Lindkær (Fyn)	191	35	226	64
Geddebækken (Fyn)	24-90	35	125	39
Syv Bæk (Sjælland)	300		300	72
Middel ± Standard afvigelse	136 ± 83			45 ± 23

Timing

Virkemidlet virker fra start og virker primært i vinterhalvåret, hvor drænafstrømningen typisk foregår. Nogle drænsystemer afdræner grundvandsmagasiner, hvilket betyder, at drænene løber eller kan løbe året rundt.

Overlap i forhold til andre virkemidler.

Der er overlap til minivådområder og vådområde. Man skal være opmærksom på, at anvendelse af virkemidlet opstrøms vådområder med afbrudte dræn i princippet ikke giver nogen additiv effekt (man kan ikke fjerne det samme kvælstof to gange).

Sikkerhed på data.

Flere af de i Tabel 1 nævnte undersøgelser er fra enkelte drænsystemer (Egeskov, Stor Å, Ulleruplund, Syv Bæk), og data er således fra både små arealer og forsøgsarealer.

Forudsætninger og potentiale

Virkemidlet er målrettet drænede landbrugsarealer (50 % af landbrugsarealet). Ved afbrydning af dræn er det vigtigt, at drænvandet fordeles over hele arealer vha. fordelerrender eller ved at forbinde lavninger i terrænet, således at der dannes sjapvandsområder. Manglende fordeling af vandet vil føre til erosion, og der vil dannes erosionskanaler, hvor vandet vil indeholde høje koncentrationer af suspenderet materiale og opløste næringsstoffer, der i sidste ende kan havne i recipienten. Drænafstrømningen skal være af kvantitativ betydning, for at kvælstoftransporten har en målbar effekt.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Det bør kontrolleres, at drænvandet fordeles jævnt ud over det overrislede areal for at virkemiddelseffekten opnås og negative sideeffekter undgås. Drænet skal afbrydes i størst mulig afstand fra et eventuelt nærliggende vandløb.

Sideeffekter

Skadegørere og pesticider

Ingen effekter på skadegørere men en eventuel pesticidbelastning af vandløb via drænvand vil mindskes.

Natur og biodiversitet

Afbrydning af dræn er som virkemiddel betragtet en små-skala udgave af afbrydning af dræn og overrisling, som det kendes fra virkemidlet vådområder. Ved afbrydning af dræn vil det typisk være et enkelt dræn, der afbrydes. Da der ikke foreligger egentlig dokumentation af effekten af afbrydning af dræn på natur og biodiversitet, er vurderingen af mulige effekter i Tabel 2 baseret på generel økologisk viden samt den viden, der foreligger om vådområder. Dog er det væsentligt, at positive effekter, der i udpræget grad er betinget af områdets størrelse, som f.eks. effekten af vådområder på fugle, ikke kan overføres til nærværende virkemiddel.

Ved afbrydning af dræn vil det primært være floraen, der påvirkes, idet der ikke etableres et egentligt vådområde, hvorfor der ikke ses vandlevende organismer. Effekten på planterne vil i høj grad være afhængig af mængden af næringsstoffer i drænvandet. Da dette formodentligt vil være relativt højt, er det sandsynligt, at der dannes en relativt artsfattig flora som beskrevet under overrisling. Græsning og/eller høslæt kan være gavnligt i forhold til at skabe en mere divers flora.

Tabel 2. Forventede effekter af afbrydning af dræn på natur og biodiversitet. Der er for hver parameter angivet en kvalitativ vurdering ud fra en skala mellem -3 (kraftig negativ effekt) og +3 (kraftig positiv effekt). Vurderingen i forhold til vilde bier forudsætter, at føderessourcen ikke anvendes til honningproduktion.

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier	Øvrige insekter og leddyr	Fugle	Pattedyr	Samlet vurdering
0	0-1	0-1	1-2	0-1	0-1	1-6

Fosfor

Når det overrislede område vandmættes, er der risiko for, at der kan frigives fosfor. Under vandmættede forhold opstår der reducerende forhold, fordi ilt hurtigt forbruges grundet den lave opløselighed i vand. Hvis nitrat også forbruges, kan den jernbundne fosforpulje blive mobiliseret og frigivet til porevandet, hvorefter fosfat kan udvaskes med drænvandet. Man bør derfor foretage en fosforrisikoanalyse (Hoffmann et al., 2018), inden virkemidlet finder anvendelse. Arealer, der overrisles med drænvand, viser overvejende et mindre tab af fosfor, mens enkelte tilbageholder meget små mængder fosfor (Tabel 3).

Tabel 3. Tilbageholdelse af fosfor på arealer der overrisles med drænvand varierer fra et tab på 0,90 til en tilbageholdelse på 0,08 kg P/år.

Vådområde lokalitet	Fosforretention (kg P/ha/år)	(%)
Ulleruplund, overrislet engområde	-0,43	-88
Syv Bæk, overrislet	0,07	1
Egeskov, overrislet (2 år)	-0,15 – 0,08	-25 - 6
Stor Å, overislet (2 år)	-0,33 - -0,90	-22 - -127
Grøngrøft (mose der modtager drænvand)	0	0

Klima

Det antages, at afbrydning af dræn ikke påvirker klimaet bortset fra, at der sker en reduktion i nitratinputtet fra den omliggende landbrugsjord. Med en gennemsnitlig reduktion i nitrat på 45 %, vil reduktionen i drivhusgasemissioner være 0,97 kg CO_2-ækv./kg nitrat-N i det indkommende drænvand.

Økonomi

Overrisling af områder ved afbrydning af dræn er et nyt virkemiddel, og der er derfor få erfaringer med den praktiske implementering af virkemidlet. I modsætning til større vådområdeprojekter, som typisk ligger placeret tæt på vandløb, kan de overrislede områder ligge hvor som helst på bedriften, og tanken er, at det overrislede område er begrænset til at omfatte enkelte marker og/eller drænsystemer. Det er dog en forudsætning for implementering af virkemidlet, at der er en hydrologisk gradient, som sikrer, at drænvandet ikke opstuves men ledes mod vandløb.

Det antages, at arealet, der overrisles, er landbrugsjord i omdrift, og der vil derfor være et indkomsttab forbundet med implementering af virkemidlet. De ændrede dræningsforhold i de overrislede områder forventes ikke at påvirke driften af de omkringliggende arealer. Indtægtstabet opgøres med udgangspunkt i det gennemsnitlige dækningsbidrag for landbrugsjord i omdrift, som jf. Bilag 1 er beregnet til 1.883 kr./ha/år. Omregnet til velfærdsøkonomiske priser svarer dette til et indkomsttab på 2.411 kr./ha/år.

Ud over indkomsttabet forbundet med den ændrede arealanvendelse, er implementering af virkemidlet forbundet med beskedne anlægsomkostninger. Anlægget af små vådområder forventes ikke at være omkostningstungt, idet anlægsarbejdet primært består af afbrydning af dræn samt gravning af fordelerkanaler. Begge arbejdsopgaver tænkes udført ved anvendelse af 30 ton gravemaskine. I Naturstyrelsen (2018) estimeres, at der går 8 maskintimer til lukning af dræn i forbindelse med etablering af 1 ha mose. I nærværende sammenhæng skal der ud over lukning af dræn også graves fordelerkanaler, så antallet af maskintimer pr. ha vurderes at være lidt højere og sættes til 12 timer pr. ha. Der anvendes den samme timepris for en 30 ton gravemaskine som anvendt i Naturstyrelsen (2018) (950 kr./time); derudover er der anvendt en startomkostning på 4.000 kr. pr. projekt til dækning af transport af maskinel til og fra projektområdet. Med udgangspunkt i disse priser kan omkostningerne til anlægsarbejde i forbindelse med etablering af overrislede områder opgøres til 15.400

kr. for den første hektar, plus 11.400 kr./ha for de efterfølgende. I Tabel 4 er de beregnede omkostninger til anlægsarbejde beregnet for to forskellige arealstørrelser, hhv. 1 ha og 5 ha. Omkostningerne er opgjort i både budget- og velfærdsøkonomiske priser, og der er omregnet til årlige omkostninger for en tidshorisont på 20 år. Omregningen til årlige omkostninger er baseret på en diskonteringsrente på 4 %, og der er anvendt en nettoafgiftsfaktor (NAF) på 1,28 til omregning fra budget- til velfærdsøkonomiske omkostninger.

Tabel 4. Anlægsomkostninger for etablering af overrislingsområder ved afbrydning af dræn.

Størrelse af vådområde	1 ha	5 ha
Anlægsomkostninger		
Startomkostninger (kr.)	4.000	4.000
Lukning af dræn (kr.)	11.400	57.000
Anlæg i alt (kr.)	15.400	61.000
Anlæg i alt (kr./ha)	15.400	12.200
Årlige omkostninger, anlæg		
Budgetøkonomisk (kr./ha/år; 4 %, 20 år)	1.133	898
Velfærdsøkonomisk (kr./ha/år; 4 %, 20 år)	1.450	1.149

Der forventes ikke fremadrettet at være behov for løbende vedligehold af fordelerkanalerne, og virkemidlet omfatter heller ikke behov for pleje. Hvis kanalerne oversvømmes, kan der være behov for pleje (f.eks. fjernelse af biomasse). Det vurderes ikke relevant at inkludere løbende pleje- og/eller vedligeholdelsesomkostninger i beregningerne, men både omkostninger og kvælstoffjernelse kan øges, hvis der fjernes biomasse fra arealet. Dette vil potentielt kunne øge kvælstof fjernelsen med ca. 100 kg N/ha/år; en del af dette kvælstof vil imidlertid stamme fra jordpuljen, og fjernelsen af biomasse vil derfor ikke lede til en yderligere fjernelse af kvælstof fra drænvand på 100 kg N/ha/år. Der vil i det følgende ikke blive regnet på omkostningseffektiviteten af at supplere overrisling med fjernelse af biomasse, idet fjernelse af biomasse udgør et selvstændig virkemiddel, som behandles specifikt i *Fjernelse af biomasse i randzoner og engarealer* (denne rapport).

Den gennemsnitlige effekt af virkemidlet er ovenfor opgjort til 136 kg N/ha/år, og med udgangspunkt i dette effektestimat samt de beregnede omkostninger kan de gennemsnitlige reduktionsomkostninger for virkemidlet beregnes. I Tabel 5 er de budget- og velfærdsøkonomiske reduktionsomkostninger beregnet for to forskellige arealstørrelser. De samlede årlige omkostninger er beregnet som summen af anlægsomkostninger og indkomsttabet forbundet med udtagning af landbrugsjord i omdrift. Det bemærkes, at eventuelle udgifter relateret til f.eks. konsulentbistand, forundersøgelser og tilladelser ikke er inkluderet i opgørelsen af omkostninger. Det skyldes, at der ikke findes viden/data vedrørende relevans og størrelsesorden for disse poster.

Tabel 5. Reduktionsomkostninger.

Størrelse af vådområde	1 ha	5 ha
Samlede årlige omkostninger		
Budgetøkonomisk (kr./ha/år; 4 %, 20 år)	3.016	2.781
Velfærdsøkonomisk (kr./ha/år; 4 %, 20 år)	3.861	3.560
Effekt		
kg N/ha/år	136	136
Reduktionsomkostninger		
Budgetøkonomisk (kr./kg N; 4 %, 20 år)	22	20
Velfærdsøkonomisk (kr./kg N; 4 %, 20 år)	28	26

Sammenligning af reduktionsomkostningerne i Tabel 5 for de to vådområdestørrelser indikerer, at der med udgangspunkt i de underliggende antagelser formentlig ikke er betydelige størrelsesøkonomiske fordele forbundet med implementering af virkemidlet. Genberegning, hvor tidsforbruget pr. hektar sættes op til 16 timer for et areal på 1 ha, og reduceres til 8 timer for arealet på 5 ha, resulterer i lidt større forskel i reduktionsomkostninger; 24 og 18 kr./kg N (budgetøkonomisk) og 24-31 kr./kg N (velfærdsøkonomisk) for områder på hhv. 1 og 5 ha. Der skal således være betydelige forskelle i tidsforbrug pr. hektar for at størrelsen af de overrislede arealer får væsentlig betydning for størrelsen af reduktionsomkostningerne.

Opsummering

Afbrydelse af dræn er godt virkemiddel til reduktion af kvælstoftilførsel til akvatiske recipienter, og det har allerede i mange år været et vigtigt element i forbindelse med reetablering af store vådområder. Trods den udbredte anvendelse i store vådområdeprojekter er datagrundlaget begrænset, men dog entydigt positivt mht. kvælstoffjernelse. Man bør dog være opmærksom på, at der kan ske tab af fosfor ved anvendelse af dette virkemiddel. Det tilrådes at lave en fosfor-risikoanalyse inden implementering.

Resultaterne af den økonomiske analyse viser, at reduktionsomkostningerne for virkemidlet ligger omkring 18-24 kr./kg N (budgetøkonomisk) og 24-31 kr./kg N (velfærdsøkonomisk). Omkostningerne varierer med størrelsen af det overrislede område, men resultaterne indikerer, at der er tale om begrænsede størrelsesøkonomiske effekter.

Effekt, sikkerhed og økonomi

Virkemiddel	**Referencepraksis**	**Årlig kvælstofeffekt (kg N/ha)**	**Timing**	**Overlap**	**Budgetøkonomiske omkostninger (kr./kg N)**	**Velfærdsøkonomiske omkostninger (kr./kg N)**
Afbrydning af dræn (små vådområder) (**) [1)]	Ingen afbrydning af dræn	136 plus nedgang i udvaskning ift. tidligere arealanvendelse	Nej	Ja	18-24	24-31

[1)] Estimaterne anses for noget usikre og er baseret på ekspertskøn med et foreløbigt datagrundlag.

Sideeffekter

Virkemiddel	Skadegørere og pesticider [1)]	Natur og biodiversitet [1)]	Fosfor [1)]	Klima [1)]
Afbrydning af dræn (små vådområder)	0/+	0	0/-	0

[1)] '+': gunstig virkning; '-': ugunstig virkning; '0': neutral eller marginal afledt miljøeffekt.

Referencer

Ambus, P., Hoffmann, C.C. 1990. Kvælstofomsætning og stofbalance i ånære områder. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, Nr. C13, 65 pp.

Hoffmann, C.C., Audet, J., Ovesen, N.B. Larsen, S.E., Kjeldgaard, A. 2018. Overvågning af vådområder 2015. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 46 s. - Videnskabelig rapport nr. 293. http://dce2.au.dk/pub/SR293.pdf

Hoffmann, C.C., Andersen, H.E., Kronvang, B., Kjaergaard, C. 2018. Kvantificering af fosfortab fra N og P vådområder. Notat fra DCE 15. oktober 2018. http://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2018/Kvantificering_af_fosfortab_fra_N_og_P_vaadomraader_opdat_Oktober2018CCH.pdf

Hoffmann, C.C., Heiberg, L., Audet, J., Schønfeldt, B., Fuglsang, A., Kronvang, B., Ovesen, N.B., Kjaergaard, C., Hansen, H.C.B., Jensen, H.S. 2012. Low phosphorus release but high nitrogen removal in two semi-natural riparian wetlands inundated with agricultural drainage water. Ecological Engineering, 46, 75-87. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2012.04.039

Hoffmann, C.C., Baattrup-Pedersen, A., Amsinck, S.L., Clausen, P. 2006. Overvågning af Vandmiljøplan II vådområder 2005. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport nr. 576 fra DMU, 128 pp.

Miljøstyrelsen 2018. Katalog over omkostninger ved etablering af erstatningsnatur. September 2018. Rapport udarbejdet af Orbicon for Miljøstyrelsen, Miljø- og Fødevareministeriet. Link: https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2018/09/978-87-93710-81-8.pdf

Paludikultur

Poul Erik Lærke[1], Beate Strandberg[2] (natur og biodiversitet), Marianne Bruus[2] (natur og biodiversitet)

Fagfællebedømmelse: Lars Elsgaard[1], Jørgen E. Olesen[1] (klima)

[1]Agroøkologi, AU
[2]Bioscience, AU

Funktion og anvendelse

Paludikultur er produktion af biomasse fra planter, der trives på marker med høj vandstand (Wichtmann et al., 2016). Landbrugsarealer, hvor dræning med rør og grøfter afbrydes, kan benyttes til paludikultur. Dette er aktuelt i forbindelse med vådlægning af tørvearealer eller arealer, der tidligere har været tørvejord, inden de blev drænet. Tanken er at høste den del af afgrøden, der kun i ringe grad bidrager til tørvedannelse.

Traditionelle enårige landbrugsafgrøder kan ikke anvendes i paludikultur. Afgrøder velegnet til paludikultur er flerårige og kan ofte ikke anvendes direkte som foder og fødevarer. Derimod er der mulighed for at anvende biomassen til bioraffinering og bioenergi eller som materialer til bæredygtigt byggeri. Det er dog på nuværende tidspunkt kun muligt at afsætte græs til biogasproduktion og tagrør til stråtækning.

Nogle planter, der egner sig til paludikultur, er særdeles produktive under de rette betingelser (Geurts & Fritz, 2018; Karki et al., 2019), men der er behov for bedre at definere forskellige former for paludikultur for at kunne vurdere udbytte, miljø og klimaeffekter. Den nuværende definition omfatter både høst af naturlig vegetation uden ekstra tildeling af næringsstoffer og etablering af højproduktive arter, som eksempelvis tagrør og dunhammer på de vådeste arealer, eller rørgræs og strandsvingel på arealer med lidt lavere vandstand. Paludikultur kan også omfatte tildeling af næringsstoffer, 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 støtteberettigede som traditionelle landbrugsafgrøder. Ændret lovgivning på dette område forudsætter dokumentation af det landbrugsmæssige produktionspotentiale.

Kvælstofeffekt

Viden om paludikultur findes kun fra forsøg på lavbundsarealer med højt indhold af organisk stof (tørvejorde med mere end 12 % organisk kulstof), da hovedformålet med paludikultur er at undgå nuværende nedbrydning af tørv på drænede tørvejorde. I princippet kan der også etableres paludikultur på lavbundsarealer, der indeholder mindre end 12 % organisk kulstof, hvor eksempelvis noget

af tørven allerede er forsvundet som følge af mange års dræning. Det er dog kun på drænede tørvejorde, at høj frigivelse af næringsstoffer og udledning af CO_2 kan reduceres som følge af, at oxidation af tørven ikke længere finder sted, når vandstanden hæves.

Vækstsæsonen kan forlænges for nogle afgrøder, hvis antallet af slæt i løbet af året øges. Ved behovsbestemt tildeling af de næringsstoffer, der er begrænsende for plantevæksten, vil biomasseproduktionen og nettofjernelsen af kvælstof fra lavbundsarealet med den høstede afgrøde kunne øges (Nielsen, 2013; Kandel et al., 2017). Hvis der ikke tildeles næringsstoffer efter første slæt, vil der kun være ringe grad af genvækst (Kandel et al., 2013; Hille et al., 2019).

Størst effekt af paludikultur på retention af kvælstof må, som det er tilfældet for vådområder, forventes på arealer med stor tilstrømning af næringsstoffer fra oplandet.

Tabel 1 viser resultater fra danske forsøg på relativt våde tørvejorde. Høstudbytterne af forskellige afgrøder/vegetationer ved tildeling af forskellige mængder af gødning varierer betydeligt. Selvom der i de fleste tilfælde blev tildelt større mængder kvælstofgødning med henblik på at producere relativt høje biomasseudbytter, blev der i alle tilfælde fjernet mere kvælstof, end der blev tildelt. Det er dog kun parcelforsøget domineret af rørgræs, hvor vandstanden er så høj, at det kan betragtes som paludikultur i sin nuværende definition. Der henvises til virkemidlet *Fjernelse af biomasse i randzoner og engarealer* (denne rapport) for biomasseudbytter og kvælstoffjernelse uden tildeling af gødning.

Tabel 1. Nettofjernelse af kvælstof (høst minus gødskning) ved to eller tre slæt pr. år af forskelige vegetationer dyrket på tørvejorde med varierende højt vandspejl og tildeling af gødning.

Vegetation, antal forsøgsår	Vandspejl under jordoverflade (cm)	Antal årlige slæt	N-P-K gødning (kg/ha/år)	Udbytte (tons TS/ha/år)	Nettofjernelse af kvælstof (kg/ha/år)	Reference
Rajsvingel og strandsvingel, 1 år	10-40	2	160-16-160	18,5	85	Kandel et al. (2017)
Rajsvingel og strandsvingel, 1 år	10-40	3	240-16-260	18,2	75	Kandel et al. (2017)
Domineret af rørgræs, 2 år	0-1	2	160-26-124	12,7	40	Karki et al. (2019), Kandel et al. (2019)
Domineret af rørgræs, 2 år	0-10	2	160-26-124	12,9	47	Karki et al. (2019), Kandel et al. (2019)
Domineret af rørgræs, 2 år	0-40	2	160-26-124	13,7	62	Karki et al. (2019), Kandel et al. (2019)
Domineret af mosebunke, 4 år	10-70	2	0-0-103	9,9	149	Nielsen et al. (2013)
Domineret af alm. rapgræs og kvik, 3 år	20-30	2	0-0-49	7,2	120	Nielsen et al. (2013)
Domineret af alm. rapgræs og kvik, 3 år	20-30	2	0-0-49	7,3	119	Nielsen et al. (2013)
Domineret af lysesiv, 4 år	20-40	2	0-0-55	4,6	66	Nielsen et al. (2013)
Domineret af lysesiv, 4 år	20-40	2	0-0-109	5,2	72	Nielsen et al. (2013)

I Holland er der nu etableret flere større demonstrationsarealer med paludikultur og højere vandstand end i de danske forsøg (Geurts & Fritz, 2018). Pijlman et al. (2019) rapporterede udbytter og indhold af næringsstoffer i dunhammer (*Typha latifolia*), som er en af de mest lovende paludikulturafgrøder. De største udbytter på ca. 10 t TS/ha blev høstet i juli og august, og hermed blev der fjernet netto 100 kg N/ha. Ved høst flere gange om året (hver 6. uge) faldt det årlige udbytte til 6 t TS/ha, og der kunne derfor ikke fjernes mere kvælstof fra arealet ved at øge høstfrekvensen, selvom kvælstofkoncentrationen i biomasse steg.

Nord for Pisa i Italien er anlagt en 5 ha stor demonstrationsmark med paludikultur ved søen Massaciuccoli, hvor vandstanden er tæt på jordoverfladen i vinterhalvåret og 10-25 cm under jordoverfladen i sommerhalvåret (Giannini et al., 2015). Næringsstofforsyningen foregår udelukkende ved tilløb af drænvand fra omkringliggende majsmarker. Under disse varmere klimabetingelser kunne der årligt fjernes op til 357 kg N/ha ved høst af 37 t TS/ha i kæmperør (*Arundo donax*), mens der i elefantgræs (*Miscanthus x giganteus*) og tagrør (*Phagmites australis*) kunne fjernes 150 kg N/ha ved høst af henholdsvis og 25 og 12 t TS/ha som gennemsnit over to år.

Timing

Planteoptagelse af næringsstoffer finder sted i vækstsæsonen. Effekt af kvælstofoptagelse i afgrøden på kvælstofudledning til vandmiljøet må derfor forventes at finde sted i eller umiddelbart efter vækstsæsonen. Jorden vil i højere grad blive tømt for mineralsk kvælstof efter høst af en velvoksende afgrøde, der efterfølgende fjernes fra arealet.

Overlap i forhold til andre virkemidler

Under virkemidlet paludikultur kvantificeres udelukkende effekten af at fjerne næringsstoffer fra arealet med den høstede biomasse. Effekten af at hæve vandstanden er beskrevet under virkemidlet *Etablering af vådområder* (denne rapport). Vandstandseffekten ved etablering af vådområde på udledning af næringsstoffer gælder også for paludikultur, da forudsætningen for paludikultur er, at dræning bringes til ophør.

Sikkerhed på data

Data for tørstofudbytter og fjernelse af næringsstoffer ved høst af biomassen er relativt sikre. Viden om behov for fornyelse af paludikulturen over tid for at opretholde høje biomasseudbytter og dermed fjernelse af større mængder næringsstoffer bør forbedres. Der forekommer klimabetinget variation mellem dyrkningsår som også bør belyses bedre for paludikultur.

Der findes ikke målinger, der direkte kvantificerer kvælstoftabet til vandmiljøet fra forskellige former for paludikultur. Virkemidlets effekt hviler derfor på en forventning om, at nettofjernelse af kvælstof fra lavbundsarealet med den høstede biomasse også vil reducere tabet af kvælstof til vandmiljøet.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Det vil vare 3-5 år, hvis der igangsættes et demonstrationsforsøg med paludikultur, hvor vandstrømningerne til og fra lavbundsarealet samt kvælstofkoncentrationen også kvantificeres.

Forudsætninger og potentiale

Høst af biomasse på vådlagte lavbundsjorde vil give særlige udfordringer pga. jordens nedsatte bæreevne. I Holland findes imidlertid allerede firmaer med maskiner, der kan udføre opgaven (Hyttel, 2015). Implementering af paludikultur er betinget af, at høstomkostningerne reduceres, og det forudsætter opgradering af lokalt høstudstyr, der kan færdes på bløde lavbundsarealer.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Samme udfordringer som ved anlæg af nyt vådområde. Fjernelse af kvælstof med den høstede afgrøde vil afhænge af udbyttet og vegetationens udvikling over tid.

Sideeffekter

Skadegørere og pesticider

Der 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 biodiversitet

Biodiversiteten vurderes til at være højere i paludikultur sammenlignet traditionel landbrugsdrift, der omfatter en-årige afgrøder i omdrift (Tabel 2). Derimod forventes mindre biodiversitet sammenlignet med et traditionelt vådområde, da paludikultur primært omfatter produktive flerårige arter 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.

Tabel 2. Forventede effekter af virkemidlet paludikultur på natur og biodiversitet. Der er for hver parameter angivet en kvalitativ vurdering ud fra en skala mellem -3 (kraftig negativ effekt) og +3 (kraftig positiv effekt). Vurderingen i forhold til vilde bier forudsætter, at føderessourcen ikke anvendes til honningproduktion.

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier	Øvrige insekter og leddyr	Fugle	Pattedyr	Samlet vurdering
2-3	0-1	0-1	1-2	0-1	0-1	3-9

Fosfor

Fosfor kan i modsætning til kvælstof ikke fjernes via luftbårne emissioner, så derfor har fjernelse af fosfor ved høst af biomasse stor betydning for arealet fosforniveau. Danske forsøg har vist, at der årligt kan fjernes 6-37 kg P/ha, hvor niveauet primært afhænger af biomasseudbyttet (Nielsen et al., 2013; Kandel et al., 2017).

Klima

Paludikultur er anerkendt som en driftsform, der bevarer tørvejordene (Biancalani & Avagyan, 2014; Hiraishi et al., 2014). Derfor forventes som udgangspunkt samme effekt på klimagasser ved vådlægning af drænede tørvejorder som beskrevet i Gyldenkærne & Greve (2015). Vådlægning af jorde i

omdrift og vedvarende græs reducerer dermed den årlige udledning af drivhusgas med henholdsvis 41 og 28 t CO_2-ækv./ha. Dette tal skal justeres i forhold til den mængde kulstof, der fjernes med den høstede biomasse omregnet til CO_2-ækv. Hvor meget estimatet skal reduceres, afhænger af anvendelsen af den høstede biomasse. Hvis eksempelvis mængden af den høstede biomasse bliver anvendt som byggemateriale, og kulstoffet dermed bliver lagret, skal tallet ikke reduceres. Der vil også fortsat være et forbrug af fossil energi til markoperationer, transport og evt. forarbejdning af den høstede biomasse, hvilket skal indregnes i den samlede drivhusgasbalance.

Økonomi

Ikke vurderet.

Opsummering

Der er behov for mere forskning inden paludikultur kan implementeres som virkemiddel til reduktion af kvælstofudledning til vandløb. Der vurderes at være positive sideeffekter på fosforudledning, pesticidforbrug, natur og klima i forhold til dyrkning af drænede lavbundsjorde med enårige afgrøder.

Effekt, sikkerhed og økonomi

Virkemiddel	Referencepraksis	Årlig kvælstofeffekt (kg N/ha)	Timing	Overlap	Budgetøkonomiske omkostninger (kr./kg N)	Velfærdsøkonomiske omkostninger (kr./kg N)
Paludikultur (*) [1)]	Enårige afgrøder på drænede tørvejorde	Ikke vurderet	Nej	Ja	Ikke vurderet	Ikke vurderet

[1)] Estimaterne anses for usikre og er baseret på ekspertskøn uden væsentligt datagrundlag.

Sideeffekter

Virkemiddel	Skadegørere og pesticider [1)]	Natur og biodiversitet [1)]	Fosfor [1)]	Klima [1)]
Paludikultur	+	+	+	+

[1)] '+': gunstig virkning; '-': ugunstig virkning; '0': neutral eller marginal afledt miljøeffekt.

Referencer

Biancalani, R., Avagyan, A. 2014. Towards climate-responsible peatlands management. Mitigation of Climate Change in Agriculture Series (MICCA).

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.

Giannini, V., Silvestri, N., Dragoni, F., Pistocchi, C., Sabbatini, T., Bonari, E. 2015. Growth and nutrient uptake of perennial crops in a paludicultural approach in a drained Mediterranean peatland. Ecological Engineering 103, 478-487.

Gyldenkærne, S., Greve, M.H. 2015. For bestemmelse af drivhusgasudledning ved udtagning/Ekstensivering af landbrugsjorder på kulstofrige lavbundsjorder. Teknisk rapport fra DCE Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 56.

Hille, S., Graeber, D., Kronvang, B., Rubæk, G.H., Onnen, N., Molina-Navarro, E., Baattrup-Pedersen, A., Heckrath, G.J., Stutter, M.I. 2019. Management options to reduce phosphorus leaching from vegetated buffer strips. Journal of Environmental Quality 48.

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.

Hyttel, O. 2015. Biomassehøsten omkring biogasanlægget Krogenskær ved Brønderslev. Notat fra Naturstyrelsen J.nr. NST-4104-00144.

Kandel, T.P., Elsgaard, L., Karki, S., Laerke, P.E. 2013. Biomass Yield and Greenhouse Gas Emissions from a Drained Fen Peatland Cultivated with Reed Canary Grass under Different Harvest and Fertilizer Regimes. Bioenergy Research 6, 883-895.

Kandel, T.P., Elsgaard, L., Lærke, P.E. 2017. Influence of harvest managements of festulolium and tall fescue on biomass nutrient concentrations and export from a nutrient-rich peatland. Ecological Engineering 109, 1-9.

Kandel, T.P., Karki, S., Elsgaard, L., Lærke, P.E. 2019. Fertilizer-induced fluxes dominate annual N2O emissions from a nitrogen-rich temperate fen rewetted for paludiculture. Nutrient Cycling in Agroecosystems 115, 57-67.

Karki, S., Kandel, T.P., Elsgaard, L., Labouriau, R., Laerke, 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.

Nielsen, A., Hald, A., Larsen, S., Lærke, P.E., Møller, H.B. 2013. Potassium as a means to increase production and NP-capture from permanent grassland on organic soil. The role of grasslands in a green future: threats and perspectives in less favoured areas. Proceedings of the 17th Symposium of the European Grassland Federation, Akureyri, Iceland, 23-26 June 2013. Agricultural University of Iceland, pp. 569-571.

Pijlman, J. et al. 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.

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., Murdiyarso, 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.

Fjernelse af biomasse i randzoner og engarealer

Carl Christian Hoffmann[1], Beate Strandberg[1] (natur og biodiversitet), Marianne Bruus[1] (natur og biodiversitet), Nicholas J. Hutchings[2] (klima)

Fagfællebedømmelse: Brian Kronvang[1], Jørgen E Olesen[2] (klima)

[1]Bioscience, AU
[2]Agroøkologi, AU

Funktion og anvendelse

I dyrkningsfrie randzoner, vandløbsnære arealer, overrislingsarealer og genetablerede vådområdetyper som enge og lavmoser udtaget af landbrugsproduktion ses ofte en høj vedvarende primærproduktion. Denne kan tilskrives arealernes høje indhold af næringsstoffer i rodzonen stammende fra den tidligere intensive udnyttelse som dyrkningsarealer, eller fordi arealerne stadig modtager næringsrigt drænvand eller næringsrigt overfladenært grundvand fra de omkringliggende marker. Fjernelse af den overjordiske biomasse ved afhøstning vil kunne reducere jordens næringsstofpulje og medvirke til at nedbringe udvaskningen af næringsstoffer og samtidig øge naturindholdet. Endelig vil den afhøstede biomasse kunne anvendes som foder eller i biogasanlæg.

Kvælstofeffekt

Høst af biomasse i engarealer, lavmoser, overrislede engarealer og randzoner, som har været i landbrugsmæssig drift, viser, at der i gennemsnit årligt kan fjernes 9,7 g N/m^2. Hvis man undlader de våde arealer rørskov og lavmose, kan der i gennemsnit fjernes 8,4 g N/m^2 (Tabel 1). Til sammenligning viser tal fra afhøstning af biomasse på naturarealer i Lille Vildmose, at der fra sådanne arealer kan fjernes 240 g tørstof/m^2, 3,1 g N/m^2 og 0,54 g P/m^2 (gennemsnit for fire områder på i alt 91,4 ha; Ole Hyttel, 2020). Resultaterne viser, at kvælstof- og fosforindholdet i afhøstet biomasse på naturarealer ligger noget lavere end for arealer, der har været påvirket af input af næringsstoffer. Ved afhøstning af biomasse på arealer, der har været i landbrugsmæssig drift, vil man kunne udpine jorden og fjerne kvælstof og fosfor, så eventuelt tab af næringsstoffer minimeres betydeligt.

Tabel 1. Oversigt over hvor meget tørstof og kvælstof der årligt kan fjernes ved afhøstning af biomasse i forskellige tørre og våde randzoner, enge og vådområder. Under arealtype angiver år antallet af år, som data stammer fra. Nederst er angivet et simpelt gennemsnit for, hvad der kan fjernes inkluderende alle typer (A) samt hvor meget der kan fjernes, hvis man undlader de mest våde typer rørskov og mose (B).

Arealtype	Tørstof (g/m^2)	Kvælstof ($g\ N/m^2$)	Bemærkning
Landsforsøgene 2009-12			
Slæt på engarealer domineret af lysesiv, 4 år	395	6,2	Ude af drift i en 5-årig periode, herefter målt i 2009-2012. Ugødet.
Slæt på engarealer domineret af mosebunke, 4 år	528	13,2	Ugødet. Tørstof målt i 2009-2012.
Slæt på engarealer domineret af alm. rapgræs og alm. kvik, 3 år	458	9,07	Ugødet. Tørstof målt i 2010-2012.
Stevns å, eng, 1 år	300 - 525	7,4 – 10,5	Ugødet – dog fosfor via grundvand og høj mineralisering af tørv.
Syv Bæk, eng, 1 år	427 - 538	10,4 – 12,5	Overrisling med drænvand.
Gjern Å:			
A, tør eng, 2 år	500 - 750	8-12	Input med grundvand.
B, lavmose, 3 år	1200 - 1400	13 - 26	Input med grundvand.
C, fugtig eng, 3 år	350 - 650	5-10	Input med grundvand.
D, våd eng, 3 år	300 - 450	5-7	Input med grundvand.
Glumsø, rørskov, 1 år	1260	17,5	Vedvarende overrisling med vandløbsvand.
Nørreåen ved Brønderslev, 2016, 106 ha [1)]	430	7,78	
Nørreåen ved Brønderslev, 2015, 106 ha [1)]	447	6,68	
Nørreåen ved Brønderslev, 2014, 103 ha [1)]	586	9,38	
Randzoner 1 x høst årlig [2)]	378 ± 170	5,1 ± 2,6	Med standardafvigelse.
Randzoner 2 x høst årlig [2)]	578 ± 285	8,1 ± 3,4	Med standardafvigelse.
Randzoner 4 x høst årlig [2)]	459 ± 276	8,6 ± 4,1	Med standardafvigelse.
Gennemsnit A	**576**	**9,73**	
Gennemsnit B	**475**	**8,39**	

1) Naturstyrelsens projekt 'Græs til Gas' (Ole Hyttel; Naturstyrelsen Himmerland).
2) Sandra Hille, upublicerede data

Timing

Fjernelse af biomasse er en langsigtet strategi, hvor man langsomt over flere år – i nogle tilfælde i op til mange år - udpiner jorden for næringsstoffer, hvorved man dels minimerer tabet af næringsstoffer og især fosfor til vandmiljøet, men hvor man samtidig giver plads til mere varieret lysåben vegetation pga. afhøstning og muligheden for mere varieret vegetationssammensætning.

Overlap i forhold til andre virkemidler.

Fjernelse af biomasse i dyrkningsfrie randzoner, vandløbsnære arealer, overrislingsarealer og genetablerede vådområdetyper som enge og lavmoser vil i mange tilfælde være et supplement til fjernelse af nitrat via denitrifikation og tilbageholdelse af fosfor via sedimentation.

Sikkerhed på data

De refererede undersøgelser dækker et bredt udsnit af biotoper i Danmark, og for hovedparten af undersøgelserne gælder, at de er flerårige. Hvor hurtigt afhøstning af biomasse virker på minimering af næringsstofpuljerne i rodzonen vides ikke.

Forudsætninger og potentiale

Det anses for givet, at fjernelse af biomasse har en betydning for minimering af tabet af næringsstoffer til vandmiljøet – især fosfor – ved genetablering af vådområder, men der mangler eksakt viden om omfanget.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Det skal kontrolleres, om afhøstning og fjernelse af biomasse pågår på de valgte arealer.

Sideeffekter

Skadegørere og pesticider

Fjernelse af vegetativ biomasse ville potentielt også kunne medføre fjernelse af pesticider, der er sorberet eller optaget i vegetationen. Information på området er yderst mangelfuld, men forventeligt kan der ved denne metode ikke fjernes mere end få procent af den samlede masse af pesticider, der er opmagasineret i jorden eller har været tilført området fra tilstødende dyrkede flader i vegetationens vækstperiode (Elsaesser et al., 2011).

Natur og biodiversitet

Vurderingen af virkemidlets effekt på natur og biodiversitet beror på en sammenligning med tilsvarende arealer (randzoner og enge) uden fjernelse af biomasse (Tabel 2). Virkemidlet forventes ikke at have nogen nævneværdig effekt på jordbundsfaunaen, idet jorden i begge situationer er uforstyrret og dækket med vegetation. Den største effekt af fjernelsen af biomasse fra engarealer og randzoner vil være den fysiske effekt, altså selve fjernelsen af biomasse, som skaber mere lysåbne levesteder (Ejrnæs et al., 2014; Schmidt & Gundersen, 2018), og dermed bedre forhold for plante- og dyrearter tilknyttet lysåben natur.

På tidligere landbrugsarealer og tilstødende arealer som f.eks. randzoner er jorden beriget med næringsstoffer. Effekten af fjernelse af biomasse på kvælstofniveauet i jorden vil være begrænset, idet slåning kun kan fjerne en kvælstofmængde, som er på niveau med den mængde, som tilføres via atmosfærisk deposition (Walker et al. 2004; Schmidt & Gundersen, 2018). Der eksisterer kun begrænset viden om, hvornår og hvor ofte der skal afhøstes for at optimere effekten på naturindholdet. Artsdiversiteten af i forvejen artsfattig urtedomineret vegetation kan dog forbedres ved 1-2 årlige slæt, men hvor vegetationen er domineret af græsser eller har en højere diversitet, sås ingen effekt på plantediversiteten (Hille et al., 2018b). Flere årlige slæt vil dog ofte kunne fjerne så meget kvælstof, at en mere artsrig flora på langt sigt vil kunne etablere sig (Walker et al., 2014)

Hvis virkemidlet etableres ved en eller flere årlige slåninger, vil gevinsterne for rådyr, en række fugle samt honningbier og vilde bier på kort sigt være størst ved slåning sidst i vækstsæsonen (Elmeros et al., 2014).

Ifølge Walker et al. (2004) og Schmidt & Gundersen (2018) kan de bedste resultater for artsdiversiteten under høj kvælstofbelastning forventes ved at kombinere græsning og mindre intensiv slåning eller fjernelse af træer og buske med mere intensive metoder som afbrænding, slåning og tørveskrælning på mindre områder. Effekten af virkemidlet vurderes positivt for især den overjordiske natur og biodiversitet. Effekten vil dog afhængige af tidspunkt og den metode, der anvendes til biomassefjernelsen. Desuden vil effekten afhænge af, om det behandlede areal fortsat modtager ekstra næringsstoffer f.eks. fra næringsrigt drænvand.

Tabel 2. Oversigt over forventede effekter af fjernelse af biomasse i randzoner og engarealer på forskellige grupper af organismer. Der er for hver parameter angivet en kvalitativ vurdering ud fra en skala mellem -3 (kraftig negativ effekt) og +3 (kraftig positiv effekt). Vurderingen i forhold til vilde bier forudsætter, at føderessourcen ikke anvendes til honningproduktion. Vurderingen er baseret på, at virkemidlet praktiseres over en længere årrække.

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier (føde og leve-steder)	Insekter og leddyr i øvrigt	Fugle	Pattedyr	Samlet vurde-ring
0	1	1	1	1	1	5

Fosfor

Fjernelse af biomasse vil i mange tilfælde kunne reducere udvaskningen af fosfor fra genetablerede vådområder og udlagte vandløbsnære randzoner (Hille et al., 2018). For randzonerne har det vist sig, at høst af biomasse modsvarer den tilførsel af fosfor til randzonen, der sker via erosion (Hille et al., 2018a). Grundet den tidligere arealanvendelse har disse arealtyper, både de tørre og de våde, ofte et forhøjet indhold af fosfor i de øverste jordlag. Det er især Fe:P forholdet, som er bestemmende for udvaskning af fosfor fra våde lavbundsjorde, da det ofte kan være lavt grundet den tidligere arealanvendelse. Retablering af disse arealer som vådområder kan derfor medføre en stor udvaskning af fosfor. Ved fjernelse af biomasse vil man på alle jordtyper nedsætte udvaskningsrisikoen, bl.a. fordi man derved hæver Fe:P forholdet. For retablerede vådområder vil fjernelse af biomasse i nogle tilfælde kunne reducere perioden med udvaskning af fosfor ganske betydeligt. Tabel 3 viser mængden af fosfor, der kan fjernes ved slæt på forskellige eng- og vådbundsarealer. Fra de mest tørre arealer kan der i gennemsnit årligt fjernes 12 kg P/ha og lidt mere, 13-14 kg P/ha, fra våde arealer. Afhøstning på våde arealer vil kræve brug af specielle maskiner og redskaber.

Tabel 3. Oversigt over hvor meget tørstof og fosfor der årligt kan fjernes ved afhøstning af biomasse i forskellige tørre og våde randzoner, enge og vådområder. Under arealtype angiver år antallet af år, som data stammer fra. Nederst er angivet et simpelt gennemsnit for hvad der kan fjernes inkluderende alle typer (A) samt hvor meget der kan fjernes hvis man undlader de mest våde typer rørskov og mose (B).

Arealtype	Tørstof (g/m^2)	Fosfor (g/m^2)	Bemærkning
Landsforsøgene 2009-12			De første 3 rækker nedenfor.
Slæt på engarealer domineret af lysesiv, 4 år	395	0,58	Ude af drift i en 5-årig periode, herefter målt i 2009-2012. Ugødet.
Slæt på engarealer domineret af mosebunke, 4 år	528	1,8	Ugødet. Tørstof målt i 2009-2012.
Slæt på engarealer domineret af alm. rapgræs og alm. kvik, 3 år	458	1,3	Ugødet. Tørstof målt i 2010-2012.
Stevns å, eng, 1 år	300 - 525	0,8 - 1,3	Ugødet – dog fosfor via grundvand og høj mineralisering af tørv.
Syv Bæk, eng, 1 år	427 - 538	-	Overrisling med drænvand.
Gjern Å:			
A, tør eng, 2 år	500 - 750	1,3 - 1,4	Input med grundvand.
B, lavmose, 3 år	1200 - 1400	2,4 - 2,9	Input med grundvand.
C, fugtig eng, 3 år	350 - 650	0,9 - 1,5	Input med grundvand.
D, våd eng, 3 år	300 - 450	0,9 - 1,2	Input med grundvand.
Glumsø, rørskov, 1 år	1260	1,8	Vedvarende overrisling med vandløbsvand.
Nørreåen ved Brønderslev, 2016, 106 ha [1)]	430	1,22	
Nørreåen ved Brønderslev, 2015, 106 ha [1)]	447	0,87	
Nørreåen ved Brønderslev, 2014, 103 ha [1)]	586	1,23	
Randzoner ved Spjald og Sillerup i alt 6 stk.		0,5-2,4 X=1,4	
Gennemsnit A	**576**	**1,35**	
Gennemsnit B	**475**	**1,19**	

1) Naturstyrelsens projekt 'Græs til Gas' (Ole Hyttel; Naturstyrelsen Himmerland).

Klima

Fjernelse af biomasse i randzoner og engarealer vil reducere lattergasemissionen fra planterester, men også kulstoflagring i jorden. Hvis biomassen udnyttes til f.eks. biogasproduktion, vil der være en reduktion i forbruget af fossil energi, men også en lidt højere lattergasemission fra de resterende marker, hvis den afgassede gylle erstatter handelsgødning. Samlet set er klimaeffekten skønnet til at være en reduktion i emission, så længe at biogasproduktionen regnes som en erstatning for fossilt energiforbrug, men dette er ikke kvantificeret.

Økonomi

Ikke vurderet.

Opsummering

Fjernelse af biomasse i randzoner og engarealer er et langsigtet virkemiddel, hvor man årligt kan fjerne ca. 8-10 g N/m^2. Der er begrænset viden om effekten i rodzonen, dvs. hvor lang tid det tager at formindske næringsstofpuljerne.

Effekt, sikkerhed og økonomi

Virkemiddel	Referencepraksis	Årlig kvælstoffeffekt	Timing	Overlap	Budgetøkonomiske omkostninger (kr./kg N)	Velfærdsøkonomiske omkostninger (kr./kg N)
Fjernelse af biomasse i randzoner og engarealer (***) [1]	Ingen fjernelse af biomasse i randzoner og engarealer	Ikke vurderet	Nej	Ja	Ikke vurderet	Ikke vurderet

[1] Estimaterne anses for rimeligt sikre og er baseret på et velafprøvet datagrundlag.

Sideeffekter

Virkemiddel	Skadegørere og pesticider [1]	Natur og biodiversitet [1]	Fosfor [1]	Klima [1]
Fjernelse af biomasse i randzoner og engarealer.	(+)	+	+	+

[1] '+': gunstig virkning; '-': ugunstig virkning; '0': neutral eller marginal afledt miljøeffekt.

Referencer

Andersen, V. 1989. Engarealer som kvælstoffilter, kvælstofoptag hos planter og denitrifikation. Hovedopgave i planternes ernæring. Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole.

Ejrnæs, R., Nygaard, B., Strandberg, M. 2014. Forbedring af naturtilstand og biodiversitet efter ophør af gødskning og sprøjtning af §3-arealer. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. 27. november 2014

Elmeros, M. Therkildsen, O.R. Strandberg, B. Kryger, P. 2014. Betydning af slåning af brakarealer for hhv. råvildt, harer, jordrugende fugle, bier og fødegrundlag for vilde dyr. Notat fra DCE.

Elsaesser, D., Blankenberg, A.B., Geist, A., Maehlum, T., Schulz, R. 2011. Assessing the influence of vegetation on reduction of pesticide concentration in experimental surface flow constructed wetlands: Application of the toxic units approach. Ecological Engineering 37(6):955-962 doi:10.1016/j.ecoleng.2011.02.003.

Hille, S., Graeber, D., Kronvang, B., Rubæk, G.H., Onnen, N., Molina-Navarro, E., Baattrup-Pedersen, A. Heckrath, G.J. and Stutter, M.I. 2018a. Management options to reduce phosphorus leaching from vegetated buffer strips. Journal of Environmental Quality 48, 322-329. Doi:10.2134/jeq2018.01.0042

Hille, S., Larsen, S.E., Rubæk, G.H., Kronvang, B., Baatrup-Pedersen, A. 2018b. Does Regular Harvesting Increase Plant Diversity in Buffer Strips Separating Agricultural Land and Surface Waters? Frontiers in Environmental Science. doi: 10.3389/fenvs.2018.00058.

Hoffmann, C.C., Dahl, M., Kamp-Nielsen, L., Stryhn, H. 1993. Vand- og stofbalance i en natureng. Miljøprojekt nr. 231, 150 pp, Miljøstyrelsen.

Hoffmann, C.C., Berg, P., Dahl, M., Larsen, S.E., Andersen, H.E. and Andersen, B. 2006. Groundwater flow and transport of nutrients through a riparian meadow - Field data and modelling. Journal of Hydrology, 331, 315-335.

Hoffmann, C.C. 1985. Fosfor og kvælstof dynamik under kontrollerede hydrauliske betingelser i en rørsump ved Glumsø sø. Specialerapport, Københavns Universitet, Ferskvandsbiologisk Laboratorium.

Hyttel, O. 2020. Personlig kommunikation. Data fra afhøstning af biomasse i Lille vildmose. Naturstyrelsen, Himmerland.

Larsen, S.U., Nielsen, L., Hald, A.B., Lærke, P.E. 2012. Græs på engarealer. Oversigt over Landsforsøgene 2012, Videnscentret for Landbrug

Lærke P.E., Hald A.B., Nielsen L. 2012. Næringstofbalans og miljö i enggræs: Försök med K-gödsling I: Evalueringsrapport marginale jorder och odlingssystem: BioM - Bæredygtig bioenergi. Ed. Lundegren J. s. 35-42.

Schmidt, I. K., Gundersen, P. 2018. Kvælstoffjernelse ved naturpleje: Vidensgrundlag og opfølgende forskning. Frederiksberg: Københavns Universitet. IGN Rapport.

Walker K.J., Stevens P.A., Stevens D.P., Mountford J.O., Manchester S.J., Pywell R.F. 2004. The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. Biological Conservation, 119, 1-18.

Dobbeltprofiler og mini-ådale

Carl Christian Hoffmann[1], Tenna Riis[2], Beate Strandberg[1] (natur og biodiversitet), Marianne Bruus[1] (natur og biodiversitet), Nicholas J. Hutchings[3] (klima)

Fagfællebedømmelse: Brian Kronvang[1], Jørgen E. Olesen[3] (klima)

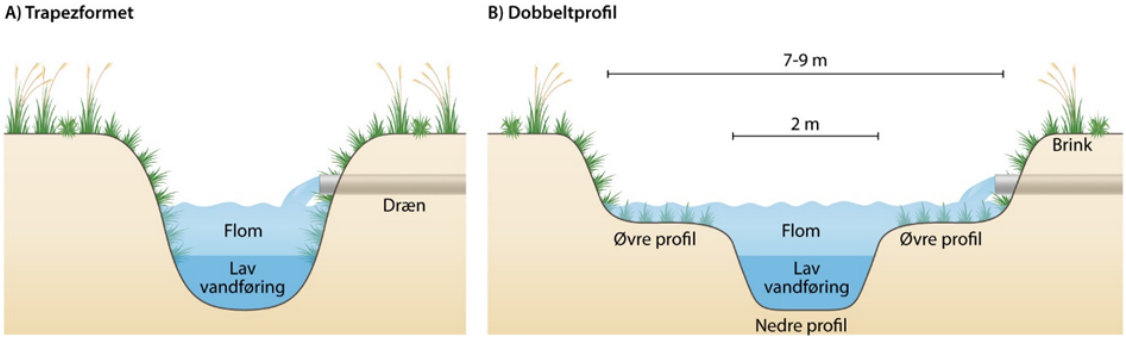
[1]Bioscience, AU
[2]Biologi, AU
[3]Agroøkologi, AU

Funktion og anvendelse

Dobbeltprofiler etableres som en to-trins grøft, som i udseende minder om en miniådal (Figur 1). Dobbeltprofilet kan etableres både langs drænede og udrænede områder (Christopher et al., 2017). Hvis de nærliggende marker er drænede, skal drænet ligge i den øverste brink, således at drænvandet ledes ud over den øverste brink/øvre profil. Dimensionering af to-trins grøften skal foretages efter de lokale hydrauliske forhold og ønsket om vandføringsevne i de to dele af dobbeltprofilet. Christopher et al. (2017) angiver bredden af profilet til 6 m ved en vandløbsbredde på 2 m og profilbredden til 8 m ved en vandløbsbredde på 4 m.

Mini-ådale kan anlægges i mindre, kanaliserede vandløb med dårlige fysiske forhold (Kristensen et al., 2014). Vandløbet genslynges men bevares i sit nuværende dybe leje, hvorved afvandingen fra de omkringliggende marker sikres. Selve mini-ådalen etableres ved at afgrave de eksisterende stejle vandløbsbrinker, så der dannes en flade, der minder om en naturlig lille ådal. På grund af udgifterne til gravearbejde vurderes virkemidlet kun at finde anvendelse i mindre vandløb. I de følgende afsnit refererer dobbeltprofil også til miniådal, idet de citerede forfattere bruger navnene dobbeltprofil og mini-ådal i flæng.

Hvis det antages, at etablering af dobbeltprofil foretages i små vandløb (mindre end 2 m brede), og at udformningen indebærer, at de eksisterende stejle vandløbsbrinker afgraves, vil der dannes nye nedre brinker, der minder om en "miniådal" (Figur 1). Vandløbet bevarer sit eksisterende leje i bunden af "ådalen". Vandstanden ved basisvandføring om sommeren skal helst være omkring overfladen i dobbeltprofilet. Hvis det antages, at drænrør fra de omkringliggende marker bliver afbrudt ved foden af den øverste brink, vil drænvandet løbe ud på overfladen af dobbeltprofilet, før det løber til det dybest liggende profil af vandløbet (Figur 1). Dobbeltprofiler bør dimensioneres således, at det tillader jævnlige og længerevarende oversvømmelser af det nyetablerede øverste profil, da det øger kvælstoffjernelsen via denitrifikation (Hanrahan et al., 2018).



Figur 1. Tværsnit af små vandløb med (A) trapezoid (dybt nedskåret), nedskåret vandløbsprofil, og med (B) dobbeltprofil med nedre brinker og øvre brinker. Bemærk at drænvandet løber ud over de nedre brinker før det når vandløbet. Figur modificeret fra Mahl et al. (2015).

Kvælstofeffekt

I de mest omfattende undersøgelser fra USA målte man vandkvaliteten på hhv. 6 og 4 vandløbsstrækninger, hvor der var anlagt vandløb med et dobbeltprofil (Mahl et al., 2015; Davis et al., 2015). Total antal målinger af vandkvaliteten varierede mellem 4 og 106 prøvetagninger, og indsamlingen af data strakte sig over 2-6 år. For hver vandløbsstrækning med dobbeltprofil blev der samtidigt målt vandkvalitet på en opstrøms kontrolstrækning, der ikke havde fået anlagt dobbeltprofil, men hvor der var et stejl trapezoid-formet vandløbsprofil. Næringsstofkoncentrationerne i de undersøgte vandløb varierede mellem strækningerne og over året, men er sammenlignelige med koncentrationer målt i danske vandløb med landbrugspåvirkning (Mahl et al., 2015; Davis et al., 2015, Thodsen et al., 2016).

Mahl et al. (2015) fandt ingen signifikant forskel i opløste uorganiske kvælstofkoncentrationer (NH_4^+ og NO_3^-) ved sammenligning mellem strækninger med og uden dobbeltprofil i seks undersøgte vandløb, mens der i den anden undersøgelse kun blev fundet NO_3^- reduktion i ét af de fire vandløb med dobbeltprofil (Davis et al., 2015). Andre studier har dog vist, at den samlede kvælstoffjernelse ved denitrifikation i vandløbsprofilet var højere i vandløb med dobbeltprofiler i forhold til vandløb med trapezoide profiler (Roley et al., 2012 a,b; Hanrahan et al., 2018). Dobbeltprofiler kan øge områdearealet, hvor der kan foregå denitrifikation i vandløbsprofilet og Roley et al. (2012 a,b) og Hanrahan et al. (2018) fandt, at denitrifikationsraterne var højere i områder, hvor drænvandet løber på den nederste brink i et dobbeltprofil end på tørre områder uden drænvand (Roley et al., 2012; Mahl et al., 2015; Hanrahan et al., 2018). Det tyder på, at hvis dobbeltprofiler bliver etableret til at overrisle drænvand i det øverste profil, kan denitrifikationsraten øges i forhold til strækninger med trapezoide profiler. Denitrifikationen kan også øges ved oversvømmelse af det øverste profil i perioder med store vandføringer, da det skaber gode forhold for denitrifikation, når profilet vådlægges og der bliver anoxisk forhold i sedimentet. Omfanget af NO_3^- fjernelse ved denitrifikation afhænger således meget af etableringer og dimensioneringen af dobbeltprofilet især ift. etablering af drænoverrisling af

det øvre profil, samt af hvor ofte og hvor længe vandløbet oversvømmer det øvre profil. Også vegetationens udvikling samt jordbundsforholdene spiller en rolle (Roley et al., 2012a,b). Det er dog vigtigt at understrege, at undersøgelsen af Roley et al. (2012a,b) viste, at den største procentvise NO3-fjernelse foregik ved de laveste afstrømninger og Mahl et al. (2015) beregnede, at den årlige kvælstoffjernelse var under 10 % af den årlige kvælstofeksport i vandløbet.

Samlet set viser undersøgelserne fra USA ikke entydig en positiv effekt af dobbeltprofiler på en reduktion af udledningen af næringsstoffer fra markfladen. Der blev kun målt en direkte effekt af dobbeltprofiler på vandets kvælstofkoncentrationer i ét ud af 10 vandløb. Der er dog målt en højere denitrifikationsrate i jord på den nederste brink i forhold til tør jord fra brinker i trapezoide vandløbsprofiler, men effekten var under 10 % kvælstoffjernelse i forhold til flux (Roley et al., 2012a). Der er således mange forhold, der spiller ind på effekten af dobbeltprofiler på reduktion af kvælstof- (og fosfor-) udledning til vandløb, og det er ikke muligt direkte at bruge de amerikanske undersøgelser i en dansk kontekst. Det skyldes især forskel i de hydrologiske forhold i de undersøgte amerikanske vandløb med etableret dobbeltprofil og i små danske vandløb. I de undersøgte vandløb i Mahl et al. (2015) var de høje vandføringshændelser omkring 30 gange basisvandføring, men det er meget sjældent forekommende i små danske vandløb.

Timing

Kvælstoffjernelsen vil ikke aktivt kunne times over året men vil udvise en naturlig årlig variation.

Overlap i forhold til andre virkemidler

Der vil være overlap til fladevirkemidler samt integrerede bufferzoner (IBZ), mættede randzoner, minivådområder, overrisling med drænvand samt vådområder.

Sikkerhed på data

Der findes ingen undersøgelser fra danske vandløb, der viser, om næringsstoffers afstrømning fra mark til vandløb og i selve vandløbet reduceres ved anlæg af dobbeltprofil. I Sverige og Finland benyttes dobbeltprofiler som virkemiddel til kvælstof- og fosforreduktion i vandløb, men dokumentation for effekten findes ikke. I USA er der flere videnskabelige undersøgelser af effekten af dobbeltprofiler og miniådale i små vandløb (Roley et al., 2012a,b; Davis et al., 2015; Mahl et al., 2015).

Forudsætning og potentiale

Virkemidlet er ikke undersøgt under danske forhold, og en implementering vurderes først at være realistisk efter kontrolleret afprøvning under danske forhold. Det vurderes endvidere, at nogle af udfordringerne ved virkemidlet er, at det vil kræve et stort anlægsarbejde, og at det samtidig vil medføre en ressourcekrævende vedligeholdelse (Wiborg et al., 2014).

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Ikke vurderet.

Sideeffekter

Skadegørere og pesticider

Ingen effekter.

Natur og biodiversitet

Der er mulighed for, at naturindholdet i vandløbssystemet kan stige ved anlæggelse af dobbeltprofiler, men dette afhænger af udgangspunktet (Tabel 1). For det første vil dobbeltprofiler i små vandløb (mindre end 1,5 m bredde) kunne betyde, at lystilgængeligheden stiger i vandløbet. Skygning fra høje brinker og brinkvegetation betyder sædvanligvis lysbegrænsning for plantevækst i mange små vandløb. Ved etablering af dobbeltprofiler bliver de nederste brinker lavere end tidligere, og en forholdsvis hyppig oversvømmelse af de lave brinker kan være med til at begrænse vegetationshøjden. Hermed trænger mere lys ned til vandløbet, hvilket kan betyde etablering af undervandsvegetation i vandløbet. For det andet vil det, hvis dobbeltprofiler etableres med en god hydrologisk forbindelse mellem vandløb og brink (i.e. lav brinkhældning), give plads til etablering af flere amfibiske plantearter i kantzonen (Pedersen et al., 2006). Amfibiske plantearter, hvoraf vi har omkring 75 danske arter, er tilpasset til livet i overgangszonen, idet de både tåler at stå neddykket og over vand (Sand-Jensen, 2006-13). Eventuel etablering af pil og/eller el på de øvre brinker vil dog over tid kunne begrænse effekten på urter og undervandsvegetation.

Samlet betyder det, at etablering af undervandsvegetation i små vandløb, der ikke tidligere havde undervandsvegetation, samt etablering af flere amfibiske plantearter i kantzonen sandsynligvis vil betyde en stigning i den lokale og eventuel også i den regionale plantediversitet. En stigning i plantediversitet kan eventuel også betyde en stigning i smådyrsdiversiteten, idet mange smådyr er knyttet til undervandsplanter (Bell et al., 2008).

Tabel 1. Forventede effekter af virkemidlet dobbeltprofil på natur og miljø. Der er for hver parameter angivet en kvalitativ vurdering ud fra en skala mellem -3 (kraftig negativ effekt) og +3 (kraftig positiv effekt). Vurderingen i forhold til vilde bier forudsætter, at føderessourcen ikke anvendes til honningproduktion.

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier	Øvrige insekter og leddyr	Fugle	Pattedyr	Samlet vurdering
0	1-2	0-1	1-2	1	0	3-6

Fosfor

Undersøgelser af fosfatkoncentration i vandløb med og uden dobbeltprofil (Mahl et al., 2015, Davis et al., 2015) har vist, at der var et signifikant fald i fosfatkoncentrationen (PO_4^{3-}) i vandet i fire af de ti undersøgte vandløb på strækningerne med dobbelt-profil i forhold til kontrolstrækninger uden dobbeltprofil. Mekanismerne bag retention af opløst PO_4^{3-} i dobbeltprofiler kan omfatte abiotisk sorption til fine partikler og assimilering i planter under vækst. Herudover vil der kunne ske deponering af partikelbåren fosfor. Dobbeltprofiler vil også øge depositionen af sediment transporteret som suspenderet stof i vandfasen eller med bundtransporten i vandløbet, på samme måde som sediment trans-

porteret med drænrør til dobbeltprofilet. I dobbeltprofiler er strømhastigheden under høje vandføringer reduceret pga. et større profilareal, som vandet kan løbe i sammenlignet med trapezoide profiler (Figur 1). Desuden er der vegetation på det nederste plateau, hvilket yderligere nedsætter strømhastigheden. Det betyder, at sediment i vand, der oversvømmer den nederste brink, lettere deponeres på det nederste plateau. Samtidigt betyder den reducerede strømhastighed ved høje vandføringer og den reducerede højde af brinker, at brinkerosionen reduceres. I undersøgelserne af Mahl et al. (2015) og Davis et al. (2015) var turbiditeten (indikator for suspenderet sediment) lavere på vandløbsstrækningerne med dobbeltprofil i perioder med oversvømmelse sammenlignet med strækninger med trapezoid profil. Men der var ikke korrelation mellem turbiditet og koncentration af suspenderet stof. Derimod var koncentrationen af suspenderet stof positivt korreleret med koncentrationen af total fosfor. Endelig var koncentrationen af total fosfor kun signifikant lavere for ét ud fire vandløbsstrækninger med dobbeltprofil sammenlignet med trapezoid profil (Mahl et al., 2015; Davis et al., 2015).

Dobbeltprofilers påvirkning på vandløbets sedimentforhold kan også have betydning for reduktion af udledningen af næringsstoffer fra markfladen. Når drænvand siver ud over det øvre profil, vil en del af de fine partikler sandsynligvis sedimentere på brinken. Denne sedimentpulje vil evt. senere dog delvist blive mobiliseret under høje vandføringer og oversvømmelser af det øvre profil, hvilket vil betyde, at der kun er tale om en midlertidig tilbageholdelse. Dette forudsætter dog, at de højeste vandføringer er så kraftige, at ophobet sediment remobiliseres og transporteres nedstrøms. Hvis det ikke er tilfældet, vil især det grove sediment ophobes over tid i det øvre profil.

Klima

Virkemidlet kan afhjælpe oversvømmelsesrisiko og utilstrækkelige afvandingsforhold på de tilstødende arealer, og det vil evt. kunne virke som et mindre reservoir, der kan give en kortvarig forsinkelse under kraftige regnhændelser. Samtidig opretholdes en god fysisk kvalitet i vandløbet (Wiborg et al., 2014).

Da der ikke er nogen sikker kvælstofeffekt (se ovenfor), er der hellere ikke en klimaeffekt af virkemidlet, med mindre at selve implementeringen er anledning til, at landbrugsjord tages ude af produktion. Hvis det antages, at jord i omdrift udtages, forventes en effekt på 1,6 tons CO_2-ækv./ha (Bilag 3).

Økonomi

Ikke vurderet.

Opsummering

Der er ikke umiddelbart nogen entydig positiv kvælstofeffekt ved implementering af dobbeltprofiler. Det samme gælder for fosfor. Det er også vurderet, at anlægsarbejde og vedligehold under danske forhold vil være ressourcekrævende, så anvendelse af dette virkemiddel ligger ikke lige for.

Effekt, sikkerhed og økonomi

Virkemiddel	Referencepraksis	Årlig kvælstofeffekt	Timing	Overlap	Budgetøkonomiske omkostninger (kr./kg N)	Velfærdsøkonomiske omkostninger (kr./kg N)
Dobbeltprofiler og mini-ådale (*) [1]	Ingen dobbeltprofiler og mini-ådale	Ikke vurderet	Nej	Ja	Ikke vurderet	Ikke vurderet

[1] Estimaterne anses for usikre og er baseret på ekspertskøn uden væsentligt datagrundlag.

Sideeffekter

Virkemiddel	Skadegørere og pesticider [1]	Natur og biodiversitet [1]	Fosfor [1]	Klima [1]
Dobbeltprofiler og mini-ådale	0	+	0/+	0/+

[1] '+': gunstig virkning; '-': ugunstig virkning; '0': neutral eller marginal afledt miljøeffekt.

Referencer

Bell, N., Riis, T., Suren, A.M., Baattrup-Pedersen, A. 2013. Distribution of invertebrates within beds of two morphological contrasting stream macrophyte species. Fundamental and Applied Limnology, 183, 309-321

Christopher, S.F., Tank, J.L., Mahl, U.H., Yen, H., Arnold, J.G., Trentman, M.T., Sowa, S.P., Herbert, M.E., Ross, J.A., White, M.J., Royer, T.V. 2017. Modeling nutrient removal using watershed-scale implementation of the two-stage ditch. Ecological Engineering 108, 358-369.

Davis, R.T., Tank, J.L., Mahl, U.H., Winikoff, S.G., Roley, S.S. 2015. The influence of two-stage ditches with constructed floodplains on water column nutrients and sediments in agricultural streams. Journal of the American Resources Association, Vol 51(4), 941-955.

Hanrahan, B.R., Tank, J.L., Dee, M.M., Trentman, M.T., Berg, E.M., McMillan, S.K. 2018. Restored floodplains enhance denitrification compared to naturalized floodplains in agricultural streams. Biogeochemistry 141, 419-437.

Kristensen, E.A., Nordemann J.P., Baattrup-Pedersen, A., Friberg, N. 2011. Vurdering af alternative virkemidler til ændret vandløbsvedligeholdelse med henblik på forbedring af de fysiske forhold: beskrivelse og prissætning. Fagligt notat fra Danmarks Miljøundersøgelser, AU.

Kristensen, E.A., Jepsen, N., Nielsen, J., Koed, A. 2014. Virkemidler til forbedring af de fysiske forhold i vandløb. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 86

Mahl, U.H., Tank, J.L., Roley, S.S., Davis, R.T. 2015. Two-stage ditch floodplains enhance N-removal capacity and reduce turbidity and dissolved P in agricultural streams. Journal of the American Resources Association, Vol 51(4), 923-940

Pedersen, T.C.M., Baattrup-Pedersen, A., Madsen, T.V. 2006. Effects of stream restoration and management on plant communities in lowland streams. Freshwater Biology 51, 161-179.

Roley, S.S., Tank, J.L., Stephen, M.L., Johnson, L.T., Beaulieu, J.J., Witter, J.D. 2012a. Floodplain restoration enhances denitrification and reach-scale nitrogen removal in an agricultural stream. Ecological Applications 22(1), 281-297.

Roley, S.S., Tank, J.L., Williams, M.A. 2012b. Hydrologic connectivity increases denitrification in the hyporheic zone and restored floodplains of an agricultural stream. Journal of Geophysical Research, Vol 117, G00N04, 1-16

Sand Jensen, K. 2006-2013. Vandplanter i *Naturen i Danmark*, Fenchel, Larsen, Vestergaard, Friis Møller og Sand-Jensen (redaktører) 2006-2013. Gyldendal. Hentet 1. december 2019 fra http://denstoredanske.dk/index.php?sideId=498216

Thodsen, H., Windolf, J., Rasmussen, J., Bøgestrand, J., Larsen, S.E., Tornbjerg, H., Ovesen, N.B., Kjeldgaard, A., Wiberg-Larsen, P. 2016. Vandløb 2015. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 68 s. – Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 206. http://dce2.au.dk/pub/SR206.pdf

Wiborg, I., Kronvang, B., Poulsen, J.B., Børgesen, C.D., Henriksen, H.J., Sonnenborg, T., Refsgaard, J.C., Sørensen, H.V., Jensen, K.M., Jacobsen, T.V. 2014. Landmanden som vandforvalter. Løsningsmodeller for klimatilpasning – kommunale inspirationsværktøjer og nyt forretningsområde for landbruget. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 80 s. - Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 42. http://dce2.au.dk/pub/TR42.pdf

Målrettede, brede og tørre randzoner

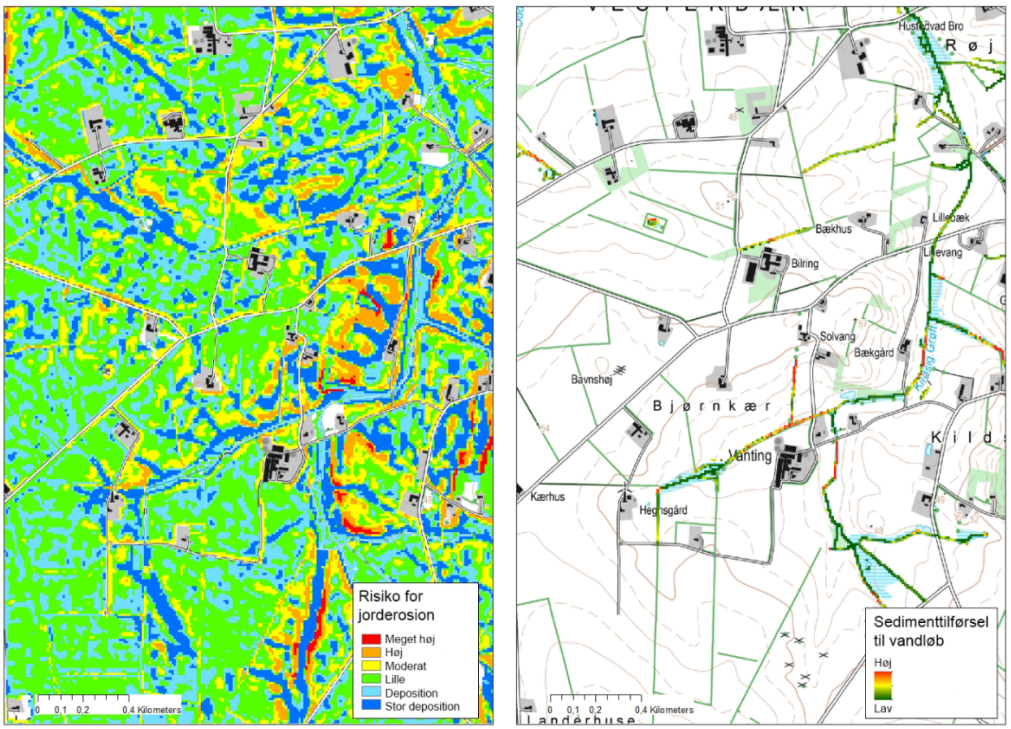
Brian Kronvang[1], Gitte Blicher-Mathiesen[1], Beate Strandberg[1] (natur og biodiversitet), Marianne Bruus[1] (natur og biodiversitet), Nicholas J. Hutchings[2] (klima)

Fagfællebedømmelse: Carl Christian Hoffmann[1], Jørgen E. Olesen[2] (klima)

[1]Bioscience, AU
[2]Agroøkologi, AU

Funktion og anvendelse

Randzoner designes i bredden set i forhold til de(n) mark(er), som forventes at levere overfladisk afstrømning fra ned mod vandløb eller sø. Der er således tale om at udlægge randzonen permanent med en given bredde defineret i forhold til risikoen for, at der med overfladisk afstrømning tilføres jord, fosfor, kvælstof, pesticider og tungmetaller mod vandløb og sø. Det betyder, at randzonens bredde fra kronekanten af vandløbet kan varieres fra de pligtige to meter bræmmer til en bredde bestemt bl.a. af de lokale topografiske og jordbundsmæssige forhold (Figur 1). Desuden kan fjernelse af næringsstoffer fra randzonen ved at høste biomassen implementeres, og træer kan plantes og/eller naturligt fremvokse i randzonen langs vandløb for at beskytte brinkerne mod erosion. En typisk randzone udlagt målrettet i landskabet, hvor der er risiko for overfladisk afstrømning, er vist i Figur 1.



Figur 1. Koncept for etablering af brede randzoner der skal etableres, hvor der er risiko for jorderosion og overfladisk afstrømning i landskabet (Kronvang et al., 2020).

Kvælstofeffekt

Der findes i dag ikke et datagrundlag til at bestemme den konkrete kvælstofudvaskning i randzonerne og hvor meget af udvaskningen, der når frem til vandløb. En del af randzonen vil ligge nær brinken, som på grund af oprensning af vandløbet og oversvømmelse traditionelt har en lidt højere kote end den jord, der ligger længere væk fra vandløbet. De brede randzoner vil desuden blive delvist placeret på lavbundsjord, hvor høj grundvandsstand og humusholdig jord vil påvirke størrelsen af kvælstofudvaskningen. Meget vandlidende jorde vil dog forventeligt allerede være uden for omdrift og bevokset med græs. Disse afgrøder har gennemsnitlig en lav kvælstofudvaskning svarende til den udvaskning, der opgøres for vedvarende græs og ekstensiv anvendt græs for hele landet. Der er så få målinger af kvælstofudvaskning for arealer i omdrift på lavbund (Blicher-Mathiesen, 2012), at det ikke kan anvendes til at opskalere til større arealer.

Jensen et al. (2014) foretog en opgørelse af rodzoneeffekten ved udtagning af omdriftsarealer, differentieret på 23 hovedvandoplande, beregnet med NLES4 samt brug af registerdata fra 2011. En opdateret gennemsnitlig udvaskningsberegning for landbrugsarealet gennemført med NLES4 viser, at den udgjorde ca. 61 kg N/ha (*Koncept for anvendelse og effektfastsættelse af kvælstofvirkemidler*, denne rapport), hvilket er i samme størrelsesorden som i Grøn Vækst rapporten for perioden 2007-2011 (Børgesen et al., 2013). Der er pt. ikke gennemført tilsvarende udvasknings beregninger med den nye NLES5 model for hele landet.

I de tidligere NLES4 beregninger i de 23 hovedvandoplande blev der taget hensyn til forskelle i jordtyper, nedbør m.m. mellem landsdelene. Jensen et al. (2014) antog, at kvælstofudvaskningen for afgrødegrupper i randzonen svarer til den gennemsnitlige kvælstofudvaskning for de samme afgrødegrupper i hver af de 23 hovedvandoplande. Herved tages der højde for, at der i randzonerne er relativt mere miljøgræs og græs i/uden for omdrift end for landbrugsarealet i oplandene. Effekten blev beregnet som udvaskning fra omdriftsarealer minus 12 kg N/ha, som blev antaget at være udvaskningen fra et braklagt areal (se *Permanent udtagning og kortvarig brak i omdrift*, denne rapport).

Ved anvendelse af de opdaterede udvaskningstal (gns. 61 kg N/ha) og en udvaskning fra brak på 12 kg N/ha, vil udvaskningseffekten i rodzonen af at udtage en hektar omdriftsareal svare til ca. 49 kg N/ha. Dette er omtrent det samme som anvendt i Jensen et al. (2014). Hvis der sammenlignes med de tidligere beregninger for de 23 hovedvandoplande, varierede disse mellem 37 og 74 kg N/ha (Jensen et al., 2014). Effekten af at ophøre med gødskning af varige græsarealer varierede mellem 3 og 11 kg N/ha blandt de 23 hovedvandoplande (Jensen et al., 2014).

Der findes så vidt vides kun et målrettet dansk studie af nitratfjernelsen i braklagte og ugødede randzoner langs vandløb og søer, hvor der ikke er foretaget en ændring i afvandingstilstanden (tørre randzoner). De fleste studier er således foretaget af engarealer og randzoner, hvor der i forbindelse med en restaurering af vandløbet genskabes naturlig hydrologi, dvs. dræning med drænrør og grøfter gennem randzonen ophører. I et enkelt studie fra en østdansk lokalitet ved et lille vandløb ved Anbæk, finder Hoffmann et al. (2006), at der sker en fjernelse af nitrat-kvælstof ved grundvandets

gennemstrømning af en ca. 20 m udyrket og ugødet randzone, der på årsbasis udgør 119-340 kg N/ha eller 59-68 % af det nitrat-N, som strømmer til randzonen.

Der findes en omfattende udenlandsk litteratur med målinger af kvælstoffjernelse i udlagte randzoner. Der er dog i de fleste tilfælde tale om studier, hvor hydrologien i randzonen ændres ved at stoppe afvandingen gennem randzonen. I de tilfælde sker der oftest en fjernelse af noget af det nitrat-N, der transporteres gennem randzonen i det øvre grundvand (70 %) og overfladisk afstrømning (33 %), men med en rimelig stor variation (Valkama et al., 2019). Valkema et al. (2019) fandt i deres metaanalyse af 46 internationale studier, at total kvælstof i overfladisk afstrømning blev reduceret med i gennemsnit 57 %. Resultater af deres metaanalyse viste også, at der ikke kunne etableres en sammenhæng mellem randzonens bredde og vegetationsforhold og reduktionen i kvælstoftransporten gennem randzonen. Endelig var der en negativ effekt af randzonens alder ift. dens funktion til at tilbageholde kvælstof fra overfladisk afstrømning (Valkama et al., 2019).

I et enkelt studie i Holland af etablering af 'tørre' randzoner blev der i fire af de etablerede landskaber ikke påvist nogen signifikant reduktion af kvælstof af de etablerede 5 m randzoner etableret med græs (Noij et al., 2012). Dog blev der i et tørveområde konstateret en 10 % reduktion af nitrat-N af 5 m randzonen (Noij et al., 2012). Der blev set en udvaskningseffekt ved overgang fra omdriftsareal til braklagt areal uden gødning (Noij et al., 2012). Tilsvarende resultater er blevet påvist i undersøgelser fra det nordlige Tyskland, hvor kvælstof hovedsageligt blev transporteret under randzonen med dræn og i mindre omfang gennem randzonen med grundvand (Janssen et al., 2003; Kahle et al., 2013). I begge studier er der en lille reducerende kvælstofeffekt for grundvandstransporten af nitrat-N. Forskerne kunne ikke fra deres forsøg med forskellige bredder af randzone (1 m, 3 m og 7 m) påvise en effekt af bredden. De tyske forsøg konkluderer, at drænede randzoner har en meget lille effekt for kvælstoffjernelse ved denitrifikation.

Timing

En forventet effekt af brede randzoner for kvælstof vil i hovedsagen ske i efterårs- og vinterperioden, hvor udvaskningen af nitrat er størst, og hvor de fleste hændelser med overfladisk afstrømning på marken finder sted. Derfor forventes der en meget ringe effekt af brede randzoner i sommerperioden.

Overlap

De bredere randzoner vil overlappe både med de Intelligente BufferZoner (IBZ anlæg) og de mættede randzoner, da begge skal etableres på de samme arealer langs med vandløb og søer.

Sikkerhed på data

Der er anvendt modelberegninger af udvaskningseffekten ved braklægning af arealer med efterfølgende forbud mod gødning. Kvælstofeffekten af de brede randzoner på drænede omdriftsarealer er sammenlignelig med en braklægningseffekt med reduktion af udvaskningen af nitrat-kvælstof. Der er dog en usikkerhed for især de udrænede arealer, da en del af den udvaskede mængde af nitrat i forvejen kan antages at blive omsat i lavbundsjorden, inden det når frem til overfladevand. Hvis arealerne er drænet og i omdrift, kan der forventes en større sandsynlighed for, at der via en

udvaskningsreduktion vil være en effekt for nitrat-N set i forhold til overfladevand. Etablering af brede randzoner på både drænede og udrænede arealer må forventes at kunne reducere især organisk kvælstof leveret med overfladisk afstrømning.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Der er ikke pt. planer om at foranstalte undersøgelser til at afdække effekter af de bredere randzoner for kvælstof.

Forudsætninger og potentiale

Den bredere og målrettede randzone forventes især at blive etableret i forbindelse med etablering af fosforvirkemidler. I de tilfælde vil etableringen kun ske for foden af skrånende marker, hvor der er en stor risiko for overfladisk afstrømning. En sådan risikoanalyse og udpegning er fortaget i de seneste år og metoden publiceret i Onnen et al. (2019).

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Der skal foretages en særskilt vurdering/estimering af behov for randzonens bredde i forhold til risikoen for forekomst af overfladisk afstrømning i de(n) tilstødende mark(er). De brede randzoner forventes nemlig etableret med det formål at tilbageholde jord og fosfor fra overfladisk afstrømning. Når randzonen er udlagt, anses virkemidlet for at være nemt at kontrollere ud fra luft- og satellitfoto.

Sideeffekter

Skadegørere og pesticider

Der er ingen effekter på skadegørere, men virkemidlet vil kunne mindske overfladeafstrømningen af pesticider til vandløb.

Natur

Det forudsættes, at randzonen etableres ved en permanent udtagning af arealet. Etableres brede randzoner på vedvarende græs, vurderes effekten på natur og biodiversitet at være ubetydelig på såvel kort som længere sigt, idet ophør med gødskning kun på meget langt sigt kan føre til en flora domineret af mindre gødningstolerante plantearter, hvis jorden forud har været gødsket (Walker et al., 2004, Schmidt & Gundersen, 2018). Etableres brede, ugødede randzoner på en mark i omdrift, vil ophør af dyrkning føre til etablering af en flerårig flora, formentlig domineret af græsser og næringskrævende stauder, idet jorden vil være næringsrig i mange år efter ophør af gødskning (Walker et al., 2004; Ejrnæs & Nygaard, 2011). Dette vil dog i de fleste tilfælde være et fremskridt i forhold til mark i omdrift i lighed med effekten af braklægning (Fredshavn & Strandberg, 2013). Fraværet af jordbearbejdning og etablering af et permanent plantedække vil gavne jordfaunaen og skabe nye levesteder for overfladeaktive insekter og leddyr (Holland & Reynolds, 2003; Thorbek & Bilde, 2004). Fremvæksten af vilde planter vil give lidt mere føde til de bestøvende insekter samt føde og levesteder til agerlandets fugle og pattedyr. Tilsvarende vil produktionen af frø gavne frøspisende insekter, fugle og pattedyr (Ejrnæs et al., 2014). Virkemidlet vil ved placeringen langs vandløb være en buffer over for de miljømæssige påvirkninger af vandløbet fra såvel pesticider som næringsstoffer anvendt

på nabomarken. Da effektvurderingen (Tabel 1) udelukkende er en vurdering af effekten på selve anlægsarealet sammenholdt med referencetilstand indgår afledte effekter af virkemidlet ikke i vurderingen.

Tabel 1. Vurdering af effekten af virkemidlet brede og lokalt designede randzoner på natur og biodiversitet ved etablering på mark i omdrift under forudsætning af, at der er tale om en permanent udtagning af arealet. Etableres virkemidlet i stedet på eksisterende græsland, forventes effekten at være ubetydelig. Der er for hver parameter angivet en kvalitativ vurdering ud fra en skala mellem -3 (kraftig negativ effekt) og +3 (kraftig positiv effekt). Vurderingen i forhold til vilde bier forudsætter, at føderessourcen ikke anvendes til honningproduktion.

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier (føde og leve-steder)	Insekter og leddyr i øvrigt	Fugle	Pattedyr	Samlet vurde-ring
2-3	1-2	1	1-2	1-2	1-2	7-11

Fosfor

Virkemidlet har en god effekt for fosfortilbageholdelse, da især partikelbundet fosfor fra overfladisk afstrømning på den tilstødende mark vil tilbageholdes i den brede randzone.

Under normale forhold vil en randzone, hvis bredde er tilpasset risikoen for overfladisk afstrømning, kunne tilbageholde 60-80 % af det fosfor, som tilføres randzonen med overfladisk afstrømning fra marken.

Desuden vil træer i randzonen langs vandløb på længere sigt kunne reducere brinkerosion og dermed fosfortabet fra denne fosforkilde. Endelig vil afhøstning af randzonens vegetation en gang årligt kunne fjerne en del af jordpuljen af fosfor i randzonen (5-24 kg P/ha) (Hille et al., 2019).

Klima

Etablering af brede randzoner vil normalt ske ved en omlægning af landbrugsjorden hvilket vil medføre en reduktion i drivhusgasemissioner på 1,6 tons/ha (Bilag 3). Afhængig af arealanvendelsen, kan de brede randzoner betragtes som *Permanent udtagning og kortvarig brak i omdrift* (denne rapport) eller *Skovrejsning* (denne rapport) med tilsvarende reduktioner i drivhusgasemissioner.

Økonomi

Ikke vurderet.

Opsummering

Kvælstofeffekten af at etablere brede randzoner kommer ved en omlægning af arealet til permanent brak. Der vil her ske en reduktion i udvaskning af nitrat fra rodzonen fra den hidtidige udvaskning, som afhænger af dyrkningsstatus, jordtype og klima til en udvaskning på 12 kg N/ha. Der er ikke viden som gør det muligt at beregne den endelige effekt i vandmiljøet, da der mangler viden om den lokale omsætning/retention af nitrat i de åncere og oftest tørre arealer, hvor de brede randzoner vil blive etableret.

Effekt, sikkerhed og økonomi

Virkemiddel	Referencepraksis	Årlig kvælstofeffekt	Timing	Overlap	Budgetøkonomiske omkostninger (kr./kg N)	Velfærdsøkonomiske omkostninger (kr./kg N)
Målrettede, brede og tørre randzoner (*) [1)]	Dyrket jord	Ikke vurderet	Nej	Ja	Ikke vurderet	Ikke vurderet

[1)] Estimaterne anses for usikre og er baseret på ekspertskøn uden væsentligt datagrundlag.

Sideeffekter

Virkemiddel	Skadegørere og pesticider [1)]	Natur og biodiversitet [1)]	Fosfor [1)]	Klima [1)]
Målrettede, brede og tørre randzoner	+	+	+	+

[1)] '+': gunstig virkning; '-': ugunstig virkning; '0': neutral eller marginal afledt miljøeffekt.

Referencer

Briones, M.J.I., Schmidt, O. 2017. Conventional tillage decreases the abundance and biomass of earthworms and alters their community structure in a global meta-analysis. Glob Change Biol 1-24. DOI: 10.1111/gcb.13744

Børgesen, C.D., Jensen, P.N., Blicher-Mathiesen, G. og Schelde, K. (redaktører) 2013. Udviklingen i kvælstofudvaskning og næringsstofoverskud fra dansk landbrug for perioden 2007-2011. DCA rapport nr. 031, Aarhus Universitet, 153 s.

Ejrnæs, R., Nygaard, B. 2011. Kapitel 4: Græsland og hede. I: Ejrnæs, R., Wiberg-Larsen, P., Holm, T.E., Josefson, A., Strandberg, B., Nygaard, B., Andersen, L.W., Winding, A., Termansen, M., Hansen, M.D.D., Søndergaard, M., Hansen, A.S., Lundsteen, S., Baattrup-Pedersen, A., Kristensen, E., Krogh, P.H., Simonsen, V., Hasler, B., Levin, G. 2011. Danmarks biodiversitet 2010 – status, udvikling og trusler. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 152 sider – Faglig rapport fra DMU nr. 815.

Ejrnæs, R., Nygaard, B., Strandberg, M. 2014. Forbedring af naturtilstand og biodiversitet efter ophør af gødskning og sprøjtning af §3-arealer. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. 27. november 2014

Fredshavn, J.R., Strandberg, M. 2013. Kvalitativ vurdering af EFA-arealers effekt på biodiversiteten. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. 11. september 2013

Hille, S., Graeber, D., Kronvang, B., Rubæk, G.R., Onnen, N., Molina-Navarro, E., Battrup-Pedersen, A., Heckrath, G.J., Stutter, I. 2019. Management options to reduce phosphorus leaching from vegetated buffer strips. JEQ 48, 322-329.

Hoffmann, C.C., Berg, P., Dahl, M., Larsen, S.E., Andersen, H.E., Andersen, B. 2006. Groundwater flow and transport of nutrients through a riparian meadow – Field data and modelling. Journal of Hydrology 331, 315-335.

Holland, J.M., Reynolds, C.R. 2003. The impact of soil cultivation on arthropod (Coleoptera and Araneae) emergence on arable land. Pedobiologia 47, 181-191.

Jensen, P. N. et al. 2014. Fastsættelse af baseline 2021. Rapport fra DCE nr. 43.

Janssen, M., Frings, J., Lennartz, B. 2013. Do vegetated buffer strips at a drained arable site influence nitrate concentrations in the groundwater? A field scale process study in the Mecklenburg-Western Pommerania. Fachartikel DOI: 105675/HYWA_2013_2_1

Kahla, P., Schönemann, S. Lennnartz, B. 2013. Effect of vegetated buffer strips on nitrate inputs into surface waters in drained lowland catchments. Fachartikel DOI: 105675/HYWA_2013_2_2.

Krogh, P.H., Simonsen, V., Hasler, B., Levin, G. 2011. Danmarks biodiversitet 2010 – status, udvikling og trusler. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 152 sider – Faglig rapport fra DMU nr. 815.

Kronvang, B., Ovesen, N.B., Zak, D., Heckrath, G. 2020. Overfladisk afstrømning fra marker. Vand og Jord 27, 32-36.

Noij, I.G.A.M., Heinen, M., Heesmans, H.I.M., Thissen, J.T.N.M., Groenendijk, P. 2012. Effectiveness of Unfertilized Buff er Strips for Reducing Nitrogen Loads from Agricultural Lowland to Surface Waters. JEQ 41, 322-341.

Onnen, N., Heckrath, G., Stevens, A., Olsen, P., Greve, M.B., Pullensa, J.W.M., Kronvang, B., Van Oos, K. 2019. Distributed water erosion modelling at fine spatial resolution across Denmark. Geomorphology 342, 150-162.

Schmidt, I. K., Gundersen, P. 2018. Kvælstoffjernelse ved naturpleje: Vidensgrundlag og opfølgende forskning. Frederiksberg: Københavns Universitet. IGN Rapport.

Thorbek, P., Bilde, T. 2004. Reduced numbers of generalist arthropod predators after crop management. Journal of Applied Ecology 41, 526-538.

Valkama, E., Usva, K., Saarinen, M., Uusi-Kämppä, J. 2019. A meta-analysis on nitrogen retention by buffer zones. JEQ 48, 270-279.

Walker K.J., Stevens P.A., Stevens D.P., Mountford J.O., Manchester S.J., Pywell R.F. 2004. The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. Biological Conservation, 119, 1-18.

Intelligente BufferZoner (IBZ)

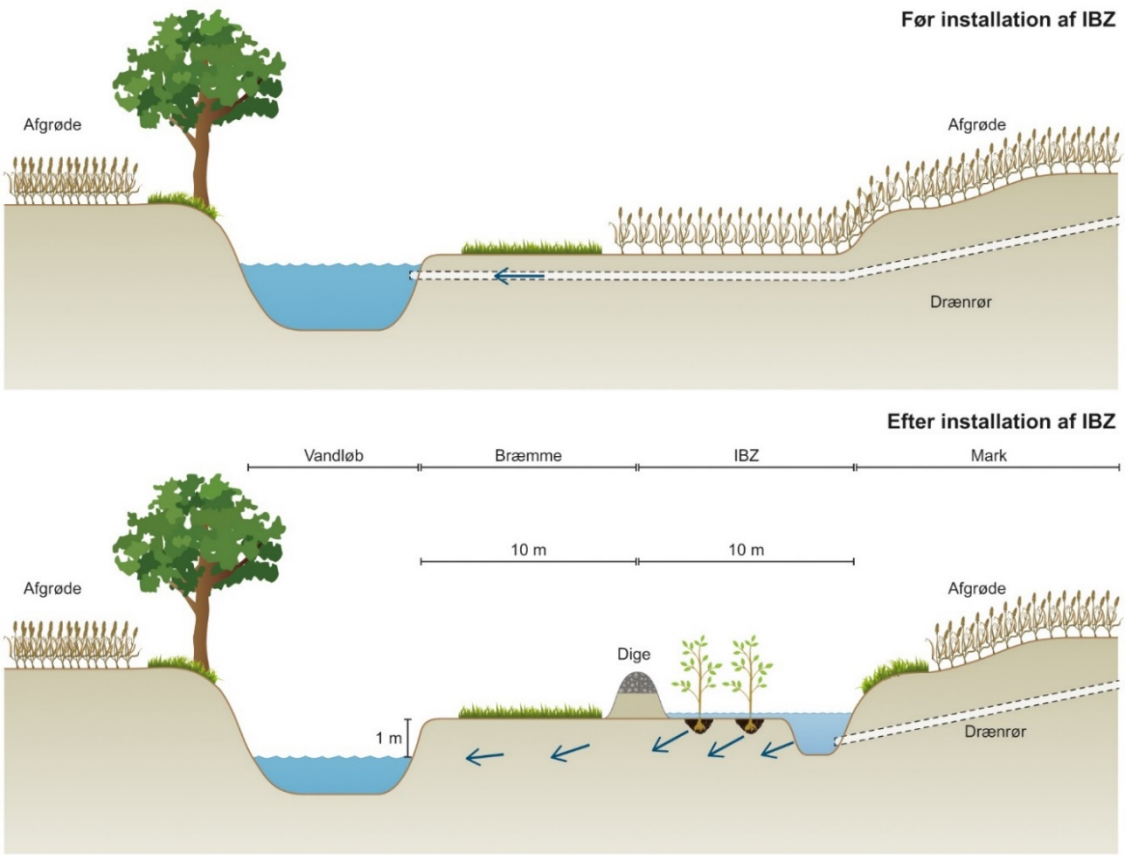
Brian Kronvang[1], Sofie G.M. van't Veen[1], Dominik Zak[1], Beate Strandberg[1] (natur og biodiversitet), Marianne Bruus[1] (natur og biodiversitet), Nicholas J. Hutchings[2] (klima)

Fagfællebedømmelse: Carl Christian Hoffmann[1], Jørgen E. Olesen[2] (klima)

[1]Bioscience, AU
[2]Agroøkologi, AU

Funktion og anvendelse

Inteligente BufferZoner (IBZs) er et drænvirkemiddel, som anvendes i randzonen langs med grøfter og vandløb samt rundt om søer til afskæring af drænvand fra skrånende marker, der ellers ville være strømmet direkte ud i overfladevand med drænvandets indhold af næringsstoffer. Den intelligente bufferzone virker ved, at drænvandet skal passere gennem IBZ'en, hvorved drænvandets opholdstid forlænges og nitrat kan omsættes ved denitrifikation eller blive optaget i planter og træer i IBZ anlægget. En del af drænvandet vil ved gennemstrømningen af IBZ'en også infiltrere gennem en anlagt infiltrationszone i IBZ anlægget, hvorved jorden vandmættes og der kan forekomme denitrikation. Som det ses i Figur 1, skal en IBZ anlægges i en afstand på minimum 10 m til grøfter, vandløb og søer. Herved sikres det også, at der bagved IBZ anlægget er en infiltrationszone, hvis vand fra anlægget strømmer ud bagved, hvor det kan overrisle randzonen. Inden IBZ'en anlægges, skal der gennemføres en feltkontrol af de lokale dræningsforhold, hældningsforhold samt sikres, at drænvandet har en vis minimumskoncentration af nitrat. Et IBZ anlæg kan typisk etableres til at afskære flere smådræn eller et større drænsystem men samles oftest til anlæg, der behandler drænvand fra op til 25 ha drænopland.



Figur 1. Konceptet bag installation af en Intelligent BufferZone (IBZ) i randzonen langs i dette tilfælde et vandløb (fra van't Veen et al., 2019).

Der skal sikres, at der gennemsnitligt er en faldhøjde på en meter fra vandspejlet i IBZ anlæg til vandstanden i vandløbet. Dette krav sikres ved i udpegningen af potentielle placeringer af IBZ'er langs vandløb at sætte krav til en minimum terrænhældning fra mark til vandløb. Anlæggelse af diget forventes ikke i en overskuelig fremtid at påvirke vandløbets muligheder for frit at mæandrere i det vandløbsnære areal, da IBZ anlægget kun etableres i områder med smalle vandløbsnære arealer pga. hældningskravet.

I IBZ'en sker der for det første en omsætning og tilbageholdelse (retention) af sediment og næringsstoffer i selve den vanddækkede del, hvilket i det følgende vil blive kaldt det åbne bassin. For det andet foregår der en omsætning af nitrat-N ved gennemsivning af vand fra IBZ'en gennem jordmatricen i anlægget gennem randzonen bagved IBZ'en til vandløbet, hvilket i det følgende kaldes infiltrationszonen (Kronvang et al., 2018).

Kvælstofeffekt

Den Intelligente BufferZone (IBZ) er et drænvirkemiddel, men der kan dog også forventes en kvælstofudvaskningseffekt fra det areal, som inddrages til et IBZ anlæg. Der vil være tale om to udvaskningseffekter. Dels en effekt hvor udvaskningen af nitrat-N ophører for arealet, hvor den 10 m brede

IBZ, anlægges, dels en reduktion i udvaskning af nitrat-N for den 10 m brede zone bag ved IBZ-anlægget, hvor anvendelse af arealet ændres. Udvaskningseffekten vil afhænge af arealets anvendelse i før-situationen.

Hovedeffekten af en IBZ sker ved, at drænsystemet afskæres ved at drænvandet ledes ind i IBZ-anlægget gennem et eller flere drænrør. I IBZ anlægget vil der ved drænvandets forlængede opholdstid i den åbne del af anlægget ske en reduktion af nitrat-N ved denitrifikation til hovedsageligt frit kvælstof (eventuelt med dannelse af mindre mængder lattergas). Desuden vil der ske en infiltration af dele af drænvandet inde i anlæggets infiltrationszone, hvorfra vandet som mættet strømning løber gennem randzonen bagved IBZ'en ned mod vandløbet. Ved denne infiltration kan nitrat-N også blive reduceret ved denitrifikation til frit kvælstof. I IBZ anlægget kan der desuden ske et optag af uorganiske kvælstofforbindelser i planterne og træerne i anlægget samt ske en sedimentation af partikulært organisk kvælstof i selve anlægget.

Kvælstofeffekten i IBZ anlæggene er blevet målt i danske forsøg i fire anlæg, hvoraf to var eksperimentelle anlæg med to forsøgsanlæg og to var etablerede fuldskalaanlæg (Kronvang et al., 2017; Zak et al., 2018; Van't Veen et al., 2019). Desuden er der gennemført et review af IBZ anlæg i tre lande (Sverige, Skotland og Danmark) i forhold til deres økosystem tjenesteydelser (Zak et al., 2019). Målingerne af IBZ'ernes effekt er gennemført i et år i de to fuldskalaanlæg samt i henholdsvis et og to år i de eksperimentelle anlæg, heraf i det ene anlæg ved Fillerup efter 1. år og 4. års levetid af anlægget.

Målingerne af kvælstofeffekten (effektiviteten) i de etablerede danske IBZ anlæg viser, at der er meget stor variation i total N effekten fra år til år. Det er specielt den hydrauliske opholdstid for drænvandet i IBZ anlæggets åbne del, som har betydning for anlæggets kvælstofeffekt i det enkelte år. Derimod er den målte årlige omsætningsrate af kvælstof (g N/m^2 anlæg) rimelig konstant i det ene anlæg, hvor der er udført målinger i to forskellige år af anlæggets levetid.

Den årlige kvælstofeffekt målt som effektivitet (procent fjernet kvælstof af det som drænet fører ind i anlægget) er tidligere anslået til minimum 20 % på baggrund af målingerne i et år i de to eksperimentelle anlæg (Kronvang et al., 2018). De nyeste målinger i de to fuldskalaanlæg, som er dimensioneret ud fra de forudsætninger, der blev fundet i de eksperimentelle anlæg efter en ændring i udløbet fra IBZ'en, har vist en højere effektivitet (Tabel 1). Det forudsættes således nu, at den årlige minimums kvælstofeffekt af en IBZ, der er rigtigt placeret og konstrueret vil være på minimum 20-40 %.

Tabel 1. Oversigt over danske resultater med anlæggelse af Intelligente BufferZoner (IBZ'er).

IBZ anlæg	Måleperiode	Total kvælstofretention (g N/m^2/måned)	Total kvælstoffeffektivitet (%)	Hydraulisk opholdstid (dage)
Fillerup IBZ1, eksperimentelt anlæg	Juli 15-juni 16	9,0	20	3,8
Fillerup IBZ2, eksperimentelt anlæg	Juli 15-juni 16	19,6	33	4,5
Fillerup IBZ1, eksperimentelt anlæg	Juli 17-juni 18	8,8	32	1,7
Fillerup IBZ2, eksperimentelt anlæg	Juli 17-juni 18	18,9	62	3,3
Sillerup, fuldskalaanlæg	Okt. 17-sep. 18	18,5	53	4,5
Lillerup, fuldskalaanlæg	Jan. 18-jan. 19	8,2	55	9,2
Spjald IBZ1, eksperimentelt anlæg	Sep. 15-jun. 16	8,0	17	6,9
Spjald IBZ2, eksperimentelt anlæg	Sep. 15-jun. 16	7,4	16	6,4

Der findes endnu ingen udenlandske resultater med målinger af massebalancer for vand- og næringsstoffer gennem et helt år. I et IBZ anlæg i Skotland har de dog målt på kvælstofkoncentrationen i drænvand og i grøftvandet i fire forskellige anlagte åbne bassiner. Her blev der konstateret meget stor forskel mellem målingerne af nitratkoncentrationen i dræn og IBZ bassinerne gennem hele året (Zak et al., 2019). Effekten for kvælstof kan dog ikke opgøres pga. manglende målinger af vandstrømningen.

Der er i efteråret 2018 opstartet et nyt IBZ demonstrationsanlæg i Slesvig-Holsten, Tyskland i nærheden af Kiel, hvor der måles på vand- og næringsstofbalancer.

Timing

Målingerne af kvælstofeffekten i de etablerede danske IBZ anlæg viser, at der er meget stor variation i effekten gennem året. Det er opholdstiden og delvist temperaturen, som betyder noget for kvælstofeffekten i vådområdedelen af IBZ anlægget. Derimod viser de eksisterende målinger, at kvælstofeffekten henover året er rimelig konstant i infiltrationsdelen af IBZ anlægget. Derfor er kvælstoffeffekt målt som effektivitet (omsætning i procent af indkommet mængde kvælstof) i IBZ anlæggets vådområdedel typisk størst i sommerhalvåret (50-80 %) og mindst i vinterhalvåret (10-20 %). I infiltrationsdelen af IBZ'en er kvælstofeffekten direkte proportional med infiltrationsraten i anlægget, og kvælstofeffekten varierer derfor mindre gennem året.

Overlap i forhold til andre virkemidler

IBZ anlæg kan antages at være et alternativ til mini-vådområder, da de typisk kan etableres på mindre drænsystemer (mindre end 25 ha), hvor minivådområder ikke anlægges. Der skal være en rimelig stor terrænhældning på marken (over 4°) i den nedre del mod vandløb og sø. Der er en konkurrence med efterafgrøder, da IBZ anlæggets effekt forventes at falde, hvis den drænede mark, hvorfra kvælstof modtages, også har et efterafgrødekrav. I forhold til et andet kendt virkemidler, som f.eks. randzoner, er der ingen konkurrence i forhold til kvælstof, da de tørre randzoner ikke har en

yderligere kvælstofeffekt ud over den rene udvaskningsreduktions effekt ved braklægningen af det dyrkede areal i randzonen.

Sikkerhed på data

De foreliggende forsøg med anlæggelse af IBZ'er dækker over i alt fire forskellige anlæg, hvoraf de to dog er replikater på samme lokalitet. I de fleste tilfælde er der også kun gennemført målinger af kvælstofeffekten igennem et år. Da der er en rimelig stor variation i de opgjorte årlige kvælstofeffekter, må der stadigvæk siges at være en vis usikkerhed på det angivne estimat af en minimumseffekt. Derfor vil flere målinger i flere anlæg kunne medvirke til at få et mere sikkert estimat af kvælstofeffekten især under forskellige klimaforhold, jordbundsforhold og i forhold til anlæggets levealder.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Det forudsættes, at der skal gennemføres en overvågning af effekten af de første fuldskalaanlæg som etableres for at få mere sikker viden om effekten under forskellige især klimatiske forhold.

Forudsætninger og potentiale

En intelligent bufferzone anvendes forventeligt bedst til mindre drænoplande og ved foden af skrånende marker - gerne hvor flere mindre dræn kan kobles til et anlæg. Desuden skal det sikres, at nitratkoncentrationen i drænvandet som minimum er på 5 mg N/l i afstrømningssæsonen. Der skal formentlig ske en oprensning af anlægget for akkumuleret sediment. Det forventes dog, at der i langt de fleste tilfælde vil gå mange år, før dette er nødvendigt, og oprensningen kan alene bestå af en opgravning af bunden, og materialet kan tilbageføres til marken som jordforbedringsmateriale og gødning (fosfor). Det kan måske blive nødvendigt med en hyppigere opgravning ud for indløbsrøret af aflejret sand, hvis tilløbsdræn(et) har en stor sandtransport. Hvis det ikke sker, vil sandaflejringerne i anlægget kunne stuve vandet bagud i drænet. Det opgravede sand kan enten tilbageføres til marken eller lægges på bagdiget mod det tilstødende vandløb eller sø. Der vil med tiden kunne høstes næringsstoffer ved skovning af de plantede træer i IBZ'en.

Der er igangsat en kortlægning af, hvor IBZ'er potentielt kan anlægges i Danmark til rensning af drænvand.

Der mangler viden om IBZ'ernes funktion i forhold til f.eks. lattergasemission, biologisk optag af næringsstoffer, betydning for tilbageholdelse af jord og fosfor fra overfladisk afstrømning, betydning for pesticidtilbageholdelse og nedbrydning, samt betydning for biodiversitet.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Efter etablering af IBZ'en skal den synes i forhold til, om den følger de anviste retningslinjer herunder specielt at afløbsforholdene er som beskrevet. Desuden skal der stikprøvevis kontrolleres, om anlægget er i funktion, dvs. at vandstanden i IBZ'en følger anvisningerne. Der kan kun i korte perioder være tilladelse til, at landmanden eventuelt tømmer anlægget for vedligeholdelse og i forbindelse med markarbejdet. Derfor skal afløbsforhold kunne udsættes for en stikprøvekontrol evt. også via anvendelse af luftfoto og satellitdata.

Sideeffekter

Skadegørere og pesticider

Der er ingen effekter på skadegørere, men tilførslen af pesticider til vandløb via dræn og overfladeafstrømning vil mindskes.

Natur og biodiversitet

Forventning er, at der med virkemidlet kan opnås biodiversitetsmæssige fordele (Tabel 2), idet det tilfører yderligere heterogenitet til den ripariske zone, der i forvejen er kendt for at være artsrig (f.eks. Hille et al., 2018; 2019; Zak et al., 2019). Dog forventes effekten på plantediversiteten at være begrænset pga. gennemstrømningen af det næringsrige vand (Hille et al., 2018), men da bufferzonen erstatter mark i omdrift, vil ophør af dyrkning føre til en flerårig flora, formentlig domineret af græsser og næringskrævende stauder, idet jorden vil være næringsrig i mange år efter ophør af dyrkning (Walker et al., 2004; Ejrnæs & Nygaard, 2011; Fredshavn & Strandberg, 2013). Fraværet af jordbearbejdning og etablering af et permanent plantedække vil gavne jordfaunaen og skabe nye levesteder for overfladeaktive insekter og leddyr (Briones & Schmidt, 2017; Holland & Reynolds, 2003; Thorbek & Bilde, 2004). Diversitet og abundans af fugle, padder og insekter forventes imidlertid at stige, og især padder vil nyde godt af den vanddækkede del af anlægget, som vil være fri for fisk (Hartel et al., 2007). Den varierede vegetation med flerårige arter inkl. træer vil generelt give flere levesteder for insekter, fugle og pattedyr. Afhængig af hvilke(n) træart(er) bufferzonen beplantes med, kan der være positive effekter for især insektlivet. Pil vil f.eks. kunne give pollen og nektar til bestøvende insekter i det tidlige forår, hvor der generelt mangler føde i landbrugslandskabet.

Tabel 2. Forventede effekter af IBZ på natur og biodiversitet. Der er for hver parameter angivet en kvalitativ vurdering ud fra en skala mellem -3 (kraftig negativ effekt) og +3 (kraftig positiv effekt). Vurderingen i forhold til vilde bier forudsætter, at føderessourcen ikke anvendes til honningproduktion.

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier	Øvrige insekter og leddyr	Fugle	Pattedyr	Samlet vurdering
2-3	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2	7-13

Fosfor

IBZ anlæg har i de fleste tilfælde en god effekt for fosfortilbageholdelse, da især partikelbundet fosfor fra drænvand og overfladisk afstrømning på den tilstødende mark vil tilbageholdes i anlæggets vådområdedel. Der er dog i to tilfælde konstateret en nettofrigivelse af fosfor fra infiltrationszonen af IBZ anlægget til overfladevand. Tilbageholdelsen af fosfor skyldes hovedsageligt sedimentationen af partikelbundet fosfor fra drænvandet i anlægget. I sommerperioden er der dog også et stort optag af fosfor i plantebiomassen i anlægget, som dog kan frigives igen ved henfaldet i vinterperioden.

Under normale forhold vil et IBZ anlæg årligt kunne tilbageholde 30-70 % af det total fosfor, som tilføres anlægget via drænvand. Tilbageholdelsesraten lå i de fem anlæg på 0,09-0,55 g P/m^2/år. Dog er der i det ene af de nye fuldskalaanlæg i et år med meget lille især partikelbundet fosfortilførsel fra dræn målt en nettofrigivelse fra anlægget på 0,03 g P/m^2/år. I langt de fleste IBZ anlæg og

år er der derfor forventeligt tale om, at anlæggene tilbageholder fosfor. Hertil kommer, at IBZ anlæg vil opfange den jord, som føres med overfladisk materiale fra de tilstødende marker. Dette vil være et meget lokalt og i tid varierende mængde. I et anlæg ved Spjald er det målt, hvor meget fosfor der strømmer fra den tilstødende mark til IBZ'en, og der var her tale om en relativ stort fosfortab (1,39 kg P/ha) (Zak et al., 2019). Forventeligt vil det meste af dette blive tilbageholdt i et IBZ anlæg sammen med jordmaterialet.

Klima

Hvis IBZ anlæg er tomme for vand om sommeren pga. manglende drænafstrømning, hvilket ofte er tilfældet, vil vandmagasinet i en IBZ kunne virke som et forsinkelsesbassin i forbindelse med skybrud i oplandet. Der sker også et optag af kulstof i træerne som plantes i anlægget. Derimod kan være en negativ effekt af anlægget i form af udledning af lattergas og metan.

I princippet kan IBZ anlæg være kilde til lattergas- og metanemission, men da der ikke findes empiriske data, antages disse emissioner at være er begrænsede. I tilfælde hvor det bliver nødvendigt at opgrave aflejret sediment, vil der være et tilhørende fossilt energiforbrug. I tilfældet af at etablering af IBZ anlæg sker helt eller delvist på landbrugsjord, vil der være en reduktion i drivhusgasemissioner på 1,6 tons CO_2-ækv./ha (Bilag 3).

Økonomi

Ikke vurderet.

Opsummering

IBZ anlæg estimeres til årligt at kunne fjerne 20-40 % af det kvælstof, som strømmer til anlægget med drænvandet. Der er overlap til anvendelse af efterafgrøder på den drænede mark i forhold til mængden af kvælstof (kg N) som fjernes i anlægget. IBZ anlægget fjerner kvælstof i perioden med tilstrømning af drænvand. Der er stadigvæk en begrænset viden om IBZ anlæg, da kun to fuldskalaanlæg er anlagt og undersøgt med målinger i et år. Der kan derfor ikke angives et sikkert estimat for kvælstoffjernelsen i kg N/ha, hvorfor der ikke er lavet økonomiske beregninger for virkemidlet.

Der mangler viden om eventuel effekt af IBZ-anlæg mht. pesticider tilbageholdelse og omsætning. Der forventes generelt en positiv natureffekt og en positiv fosforeffekt. I forhold til klima er der en vis effekt ift. kulstofbinding i træerne der plantes i anlægget, mens effekter på udledning af drivhusgasser ikke er kendt.

Effekt, sikkerhed og økonomi

Virkemiddel	Referencepraksis	Årlig kvælstofeffekt (%)	Timing	Overlap	Budgetøkonomiske omkostninger (kr./kg N)	Velfærdsøkonomiske omkostninger (kr./kg N)
Intelligente BufferZoner (IBZ) (**) [1)]	Drænet mark i omdrift uden IBZ'ere	20-40	Nej	Ja	Ikke vurderet	Ikke vurderet

[1)] Estimaterne anses for noget usikre og er baseret på ekspertskøn med et foreløbigt datagrundlag.

Sideeffekter

Virkemiddel	Skadegørere og pesticider [1)]	Natur og biodiversitet [1)]	Fosfor [1)]	Klima [1)]
Intelligente BufferZoner (IBZ)	0/+	+	+	0

[1)] '+': gunstig virkning; '-': ugunstig virkning; '0': neutral eller marginal afledt miljøeffekt.

Referencer

Briones, M.J.I., Schmidt, O. 2017. Conventional tillage decreases the abundance and biomass of earthworms and alters their community structure in a global meta-analysis. Glob Change Biol 1-24. DOI: 10.1111/gcb.13744

Ejrnæs, R., Nygaard, B. 2011. Kapitel 4: Græsland og hede. I: Ejrnæs, R., Wiberg-Larsen, P., Holm, T.E., Josefson, A., Strandberg, B., Nygaard, B., Andersen, L.W., Winding, A., Termansen, M., Hansen, M.D.D., Søndergaard, M., Hansen, A.S., Lundsteen, S., Baattrup-Pedersen, A., Kristensen, E., Krogh, P.H., Simonsen, V., Hasler, B. & Levin, G. 2011: Danmarks biodiversitet 2010 – status, udvikling og trusler. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 152 sider – Faglig rapport fra DMU nr. 815.

Fredshavn, J.R., Strandberg, M. 2013. Kvalitativ vurdering af EFA-arealers effekt på biodiversiteten. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. 11. september 2013.

Hartel, T., Szilárd, N., Cogalniceanu, D. et al. 2007. The effect of fish and aquatic habitat complexity on amphibians. Hydrobiologia 583, 173-182.

Hille, S., Andersen, D.K., Kronvang, B., Baatrup-Pedersen, A. 2018. Structural and functional characteristics of buffer strip vegetation in an agricultural landscape: High potential for nutrient removal but low potential for plant biodiversity. Science of the Total Environment 628-629, 805-814.

Hille, S., Graeber, D., Kronvang, B., et al. 2019. Management options to reduce phosphorus leaching from vegetated buffer strips. Journal of Environmental Quality 48(2), 322-329.

Holland, J.M., Reynolds, C.R. 2003. The impact of soil cultivation on arthropod (Coleoptera and Araneae) emergence on arable land. Pedobiologia 47, 181-191.

Kronvang, B., Zak, D., van't veen, S. 2018. Udkast til manual om etablering af Intelligente Bufferzoner, Bioscience, Aarhus Universitet, juni 2018. Afleveret til Miljø- og Fødevareministeriet.

Thorbek, P, Bilde, T. 2004. Reduced numbers of generalist arthropod predators after crop management. Journal of Applied Ecology 41, 526-538.

van't Veen, S., Zak, D., Ovesen, N.B., Kronvang, B. 2019. Intelligente Bufferzoner. Notat fra DCE, Aarhus Universitet, 35 sider.

Walker K.J., Stevens P.A., Stevens D.P., Mountford J.O., Manchester S.J., Pywell R.F. 2004. The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. Biological Conservation 119, 1-18.

Zak, D., Kronvang, B., Carstensen, M.V., Hoffmann, C.C., Kjeldgaard, A., Larsen, S.E., Audet, J., Egemose, S., Jorgensen, C.A., Feuerbach, P., Gertz, F., Jensen, H.S. 2018. Nitrogen and phosphorus removal from agricultural runoff in integrated buffer zones. Environmental Science and Technology, 52, 6508–6517.

Zak, D., Stutter, M., Jensen, H.S., Egemose, S., Carstensen, M.V., Strand, J., Feuerbach, F., Hoffmann, C.C., Christen, B., Hille, S., Knudsen, M., Kronvang, B. 2019. The multi-functionality of integrated buffer zones in Europe. Journal of Environmental Quality 2019 48, 362-375. doi:10.2134/jeq2018.05.0216.

Mættede randzoner

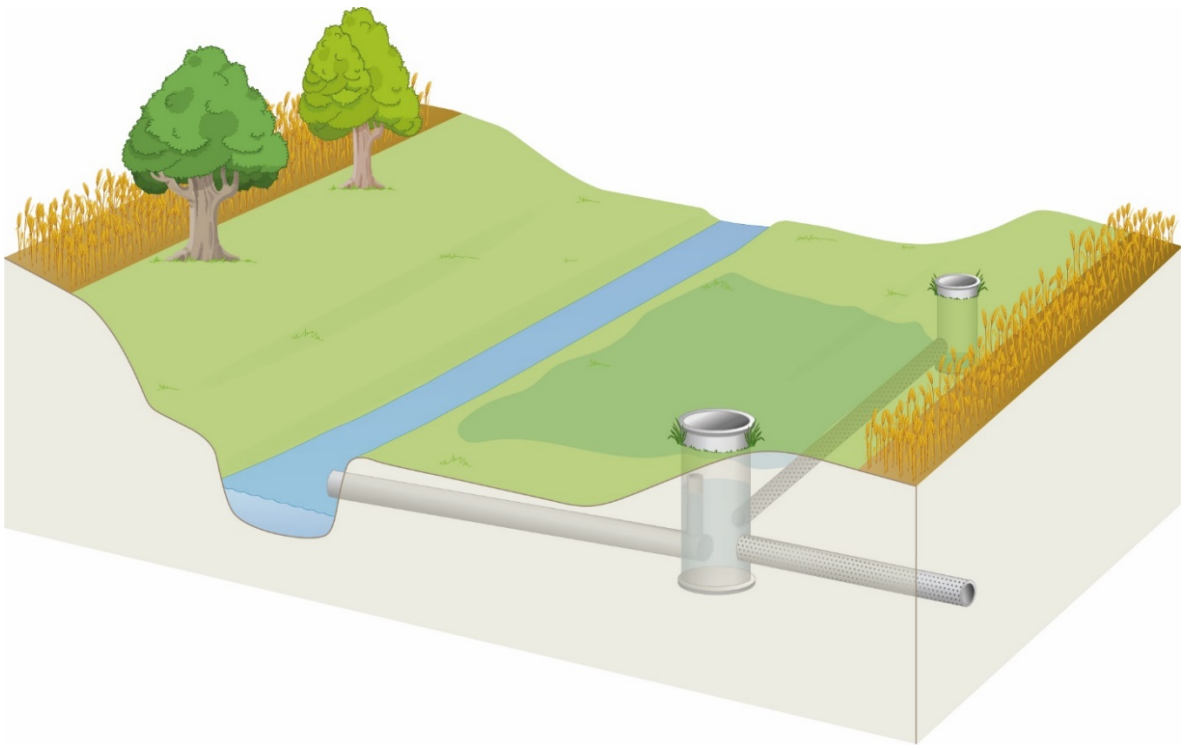
Brian Kronvang[1], Dominik Zak[1], Beate Strandberg[1] (natur og biodiversitet), Marianne Bruus[1] (natur og biodiversitet), Nicholas J. Hutchings[2] (klima)

Fagfællebedømmelse: Carl Christian Hoffmann[1], Jørgen E. Olesen[2] (klima)

[1]Bioscience, AU
[2]Agroøkologi, AU

Funktion og anvendelse

Mættede randzoner er et drænvirkemiddel, som anvendes i randzonen langs med grøfter og vandløb, samt rundt om søer til afskæring af drænvand fra marker, hvor vandet ellers ville være strømmet direkte ud i overfladevand med drænvandets indhold af næringsstoffer (Figur 1). Den mættede randzone virker ved, at drænvandet afskæres i en kontrolbrønd, og der etableres et sidedræn, der nedlægges i en passende dybde langs med vandløbets længdeforløb og i starten af randzonen. Der skal være en hældning i terræn gennem randzonen på 2-8 % alt afhængig af den mættede hydrauliske ledningsevne i jorden i randzonen, for at sikre at vandet kan strømme fra sidedrænet gennem randzonen til vandløbet. Desuden skal randzonen have en grundvandsstand før etablering af den mættede randzone, der er over 1 m dybde, og jorden i randzonen skal desuden indeholde organisk kulstof for at optimere forholdene for denitrifikation. Opholdstiden for drænvandet ved passage af jorden skal medvirke til at sikre, at der opstår iltfrie forhold i de jordlag, som drænvandet strømmer gennem ved dets passage af randzonen. Ud over denitrifikation af nitrat vil der ske et optag af kvælstof i vegetationen, som vokser i den mættede randzone. Randzonen kan afgræsses, eller biomassen kan høstes og fjernes. Endelig vil der i de fleste tilfælde ske en reduktion i udvaskningen af nitrat fra den mættede randzone på grund af stop for gødskning af randzonen. Inden der anlægges en mættet randzone, skal der gennemføres en feltkontrol af de lokale dræningsforhold, hældningsforhold og jordbundsforhold, samt sikres at drænvandet har en vis minimumskoncentration af nitrat. En mættet randzone kan typisk etableres til at afskære er lille til mellemstort drænsystem med forventeligt mindre end 20-30 ha drænopland.



Figur 1. Konceptet bag installation af en mættet randzone langs i dette tilfælde et vandløb.

Kvælstoffekt

Den mættede randzone er et drænvirkemiddel, men har også effekt for nitrat i rodzonen ved, at arealet, som anvendes til etablering af den mættede randzone, overgår fra at være i omdrift, til at overgå til græsningseng, høslæt eller blot braklagt areal. Da den mættede randzone anlægges i en vis afstand til f.eks. et vandløb, må der oftest påregnes en udvaskningsreduktion fra dette areal. Kvælstofudvaskningseffekten afhænger både af jordtype og klimaet de steder, hvor den mættede randzone etableres.

I stedet for at drænvandet fra marken løber direkte til vandløbet, ledes drænvandet nu gennem den anlagte mættede randzone, ved at der er etableret parallelt løbende dræn ud i randzonen, hvorfra vandet siver gennem jorden og ud til vandløbet. Ved store drænafstrømninger kan en del af drænvandet bypasses via en særlig indretning i fordelerbrønden, når randzonens hydrauliske kapacitet overskrides. Under drænvandets passage af den mættede randzone vil der ske en reduktion af nitrat-N ved denitrifikation til hovedsageligt frit kvælstof (eventuelt med dannelse af mindre mængder lattergas). I den mættede randzone vil der desuden ske et optag af uorganiske kvælstofforbindelser i planterne, der gror i randzonen, samt forventeligt ske en sedimentation og frafiltrering af partikelbundet organisk kvælstof i drænsystem og i jorden.

Kvælstofeffekten i mættede randzoner er endnu ikke blevet målt under danske forhold. Dog er der i 2018 og 2019 af SEGES etableret to nye forsøgsområder med en mættet randzone, hvor målinger

af anlæggenes effekt starter medio 2019. Desuden blev der i 2016 af SEGES etableret det første anlæg med mættet randzone i Danmark, dog uden at der er gennemført effektmålinger.

I udlandet kendes der anlæg med mættede randzoner ('Saturated Buffers') fra Iowa, USA. Der er i den internationale litteratur fundet effektmålinger fra seks forskellige mættede randzoner (Jaynes & Isenhart, 2019). De seks anlæg har en mættet randzonebredde på 4-24 m og modtager drænvand fra et opland på 4,7-40,5 ha. Den mættede randzones længde langs vandløb varierer mellem 115-335 m (Jaynes & Isenhart, 2019). De seks mættede randzoner behandlede i forsøgsperioden, som varierede mellem 2 og 7 år, 21-100 % af drænvandet fra marken. Kvælstofeffekten i de seks mættede randzoner lå på 35-99 % af nitratbelastningen til den mættede randzone. Den mindste effekt sås i de mættede randzoner, som behandlede den mindste del af drænafstrømningen (Jaynes & Isenhart, 2019). Effekten målt som fjernelse i forhold til den samlede nitratbelastning med drænene var på mellem 8-84 % (Jaynes & Isenhart, 2019). Anlægget, der har eksisteret i flest år i Iowa (2011-2017), har en variation i effekt på 91-100 %. Jaynes & Isenhart (2019) konkluderer, at det er vigtigt, at randzonen har en etableret vegetation af høje stauder før etableringen af den mættede randzone. Groh et al. (2019) målte in situ denitrifikationen i to af de seks mættede randzoner omtalt i Jaynes & Isenhart (2019). De fandt, at en stor del af de to mættede randzoners nitratfjernelseseffekt kunne forklares ved denitrifikation (27-96 %) over de fem måleår, der blev dækket i studiet. Groh et al. (2019) finder også, at hvis overjordens potentielle dentrifikation inddrages, kan hele den målte nitratomsætning forklare ved denitrifikation. Dog har forfatterne i studiet ikke konstateret vandmætning af overjorden i forsøgsperioden.

Timing

Målingerne af kvælstofeffekten i udenlandske anlæg med mættede randzoner er kun dokumenteret for hele år. Den største effekt af mættede randzoner i reduktion af belastningen af kvælstof til overfladevand fra drænvand er dog klart i vinterperioden, hvor drænafstrømningen er størst, da effektiviteten må forventes at være høj gennem hele året, da den foregår i jorden. Dog kan effektiviteten måske blive reduceret i meget kolde vintre, hvor jorden fryser til.

Overlap i forhold til andre virkemidler

De mættede randzoner overlapper med mini-vådområder, matrice-vådområder og med de Intelligente Bufferzoner (IBZ), da alle virkemidler anlægges i drænsystemer.

Sikkerhed på data

Da der ikke foreligger danske målinger af virkning og effekter af anlæggelse af mættede randzoner, kan der ikke angives en effekt under dansk forhold. Effekten af fjernelse af nitrat er dog rimeligt godt dokumenteret fra anlæg i Iowa, USA. Om disse effekter kan overføres til danske jordbunds- og klimaforhold skal dog studeres nærmere, og der skal opnås erfaringer med etablerede anlæg i Danmark – herunder de to nye demonstrationsanlæg som er igangsat af SEGES i 2019.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Virkemidlet skal dokumenteres under danske forhold så en egentlig implementering ligger nok 2-4 år frem i tid.

Forudsætninger og potentiale

En mættet randzone anvendes forventeligt bedst til mindre drænoplande og ved foden af skrånende overgange mellem mark og randzone (2-8 %), hvor randzonen forudgående er tør med en grundvandsdybde over 1 m med et vist indhold af organisk kulstof (over 3 % i den første meter) (Hoffmann et al., 2000) og med teksturforhold som sikrer, at jorden i randzonen kan lede vandet. Det vil være en god ide at sikre en afhøstning/græsning af den mættede randzone for at bortfjerne næringsstoffer fra anlægget.

Der mangler viden om den mættede randzone under danske forhold både i forhold til kvælstofeffekter over året, mulighed for gennemstrømning af vand i jorden i randzonen og betydning for fosfor, lattergas emission m.v.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Før etablering af en mættet randzone skal jorden i randzonen undersøges for dens grundvandsstand, hydrauliske ledningsevne, indholdet af bicarbonat-dithionit (BD) ekstraherbart jern og fosfor, volumenvægt og organisk kulstofindhold (Hoffmann et al., 2018). Indholdet af nitrat i drænvandet bør ligeledes screenes inden anlæggelse, så det sikres, at koncentrationen er over et niveau, som der anvendes ved mini-vådområderne (over 4 mg N/l). Når den mættede randzone er anlagt, skal der ske en syning af anlægget herunder specielt sikre en kontrol af, at den mættede randzone kan modtage og lede den største del af vandet fra drænet, som ledes til den mættede randzone. Dette kan sikres ved en kontrol af bypass-flowet i en periode efter anlæggelse.

Sideeffekter

Skadegørere og pesticider

Ingen effekter på skadegørere, men der kan forventes en tilbageholdelse af pesticider i dræn.

Natur og biodiversitet

De potentielle effekter virkemidlet på natur og biodiversitet (Tabel 1) vil i vid udstrækning ligne effekterne af virkemidlet *Målrettede brede randzoner* (denne rapport), dog forventes at jordbunden vil være mere fugtig. Virkemidlet vurderes således at kunne føre til etablering af en flerårig flora, der selv om den i en lang årrække vil være domineret af kvælstofelskende arter som kraftige græsser og høje stauder, sammenlignet med en mark i omdrift, vil give en mere varieret flora (Walker et al., 2004; Ejrnæs & Nygaard, 2011; Fredshavn & Strandberg, 2013). Fraværet af jordbearbejdning og etablering af et permanent plantedække vil gavne jordfaunaen og skabe nye levesteder for overfladeaktive insekter og leddyr (Briones & Schmidt, 2017; Holland & Reynolds, 2003; Thorbek & Bilde, 2004). Den varierede vegetation med flerårige arter vil generelt give flere levesteder for insekter, fugle og pattedyr.

Tabel 1. Forventede effekter af mættede randzoner på natur og biodiversitet vurderet i forhold til mark i omdrift. Der er for hver parameter angivet en kvalitativ vurdering ud fra en skala mellem -3 (kraftig negativ effekt) og +3 (kraftig positiv effekt). Vurderingen i forhold til vilde bier forudsætter, at føderessourcen ikke anvendes til honningproduktion.

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier	Øvrige insekter og leddyr	Fugle	Pattedyr	Samlet vurdering
2-3	1-2	0-1	1-2	1-2	1-2	6-12

Fosfor

Effekten over for fosfortilbageholdelse er ikke kendt for en mættet randzone, hverken når det drejer sig om partikelbundet eller opløste fosforformer. Dog må der forventes en effekt for tilbageholdelse og filtrering af partikelbundet fosfor i dræn og den mættede randzone. Derimod kan der være risiko for en nettofrigivelse af opløst uorganisk fosfor fra den mættede randzone alt afhængig af jordens jern-fosfor status, jordens volumenvægt og indhold af organisk kulstof.

Klima

Davis et al. (2019) har målt på emission af lattergas fra to mættede randzoner og sammenlignet denne med emissionen fra nærved liggende tørre randzoner og fra marker med afgrøder, som støder op til den mættede randzone. De fandt, at den totale lattergasemission fra den mættede randzone var af samme størrelse som fra de tørre randzoner og mindre end fra marken med majs og soyabønner.

Etablering af brede randzoner vil normalt ske ved omlægning af landbrugsjord, hvilket reducerer drivhusgasemissionen på 1,6 tons CO_2-ækv./ha (Bilag 3). Der vil sandsynligvis være en yderligere reduktion i nitratkoncentrationen i drænvandet fra de omkringliggende marker, men der er ikke et grundlag for en kvantificering. Afhængig af landskabsplejen kan en mættet randzone betragtes som permanent brak eller skovrejsning med tilsvarende reduktioner i drivhusgasemissioner.

Økonomi

Ikke vurderet.

Opsummering

Virkemidlet er endnu ikke testet under danske forhold (forsøg er dog igangsat i 2019), og der foreligger kun få tests i den internationale litteratur. Sideeffekterne for virkemidlet er ikke undersøgt under danske forhold og er også kun belyst i meget få forsøg med mættede randzoner internationalt.

Effekt, sikkerhed og økonomi

Virkemiddel	Referencepraksis	Årlig kvælstofeffekt	Timing	Overlap	Budgetøkonomiske omkostninger (kr./kg N)	Velfærdsøkonomiske omkostninger (kr./kg N)
Mættede randzoner (*) [1]	Drænet mark i omdrift uden mættet randzone	Ikke vurderet	Nej	Ja	Ikke vurderet	Ikke vurderet

[1] Estimaterne anses for usikre og er baseret på ekspertskøn uden væsentligt datagrundlag.

Sideeffekter

Virkemiddel	Skadegørere og pesticider [1]	Natur og biodiversitet [1]	Fosfor [1]	Klima [1]
Mættede randzoner	0/+	+	-/0/+	+

[1] '+': gunstig virkning; '-': ugunstig virkning; '0': neutral eller marginal afledt miljøeffekt.

Referencer

Briones, M.J.I., Schmidt, O. 2017. Conventional tillage decreases the abundance and biomass of earthworms and alters their community structure in a global meta-analysis. Glob Change Biol 1-24. DOI: 10.1111/gcb.13744

Davis, P.M., Groh, T.A., Jaynes, D.B., Parkin, T.B., Isenhart, T.M. 2019. Nitrous Oxide emissions from saturated buffers: are we trading a water quality problem for an air quality problem? JEQ 48, 261-269.

Ejrnæs, R., Nygaard, B. 2011. Kapitel 4: Græsland og hede. I: Ejrnæs, R., Wiberg-Larsen, P., Holm, T.E., Josefson, A., Strandberg, B., Nygaard, B., Andersen, L.W., Winding, A., Termansen, M., Hansen, M.D.D., Søndergaard, M., Hansen, A.S., Lundsteen, S., Baattrup-Pedersen, A., Kristensen, E., Krogh, P.H., Simonsen, V., Hasler, B. & Levin, G. 2011: Danmarks biodiversitet 2010 – status, udvikling og trusler. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 152 sider – Faglig rapport fra DMU nr. 815.

Fredshavn, J.R., Strandberg, M. 2013. Kvalitativ vurdering af EFA-arealers effekt på biodiversiteten. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. 11. september 2013.

Groh, T.A., Davis, M.P., Isenhart, T.M., Jaynes, D.B., Parkin, T.B. 2019. In situ denitrification in saturated riparian buffers. JEQ 48, 376-384.

Hoffmann, C.C., Kronvang, B., Andersen, H.E., Kjeldgaard, A., Kjærgaard, C. 2018. Notat fra DCE, Aarhus Universitet, 15. oktober 2018, 48 s.

Hoffmann, C.C., Rysgaard, S., Berg, P. 2000. Denitrification rates predicted by Nitrogen-15 labeled nitrate microcosm studies, In situ measurements, and modeling. JEQ 29(6), 2020-2028.

Holland, J.M., Reynolds, C.R. 2003. The impact of soil cultivation on arthropod (Coleoptera and Araneae) emergence on arable land. Pedobiologia 47, 181-191.

Jaynes, D.B., Isenhart, T.M. 2019. Performance of saturated buffers in Iowa, USA. JEQ 48:289-296.

Thorbek, P., Bilde, T. 2004. Reduced numbers of generalist arthropod predators after crop management. Journal of Applied Ecology 41, 526-538.

Walker, K.J., Stevens, P.A., Stevens, D.P., Mountford, J.O., Manchester, S.J., Pywell R.F. 2004. The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. Biological Conservation 119, 1-18.

Bilag 1. Beregning af indkomsttab ved arealvirkemidler – metodisk tilgang, justeringer og underliggende antagelser

Louise Martinsen[1], Michael Fris Pedersen[2], Brian H. Jacobsen[2] og Berit Hasler[1]

[1] Miljøvidenskab, AU

[2] Fødevare- og Ressourceøkonomi, KU

Metodiske tilgange

Indkomsttabet ved udtagning af jord, som indgår som en omkostning for mange virkemidler, kan beregnes med forskellige tilgange og metoder. I Eriksen et al. (2014) blev der anvendt tabt dækningsbidrag som mål for indkomsttabet, og budgetkalkuler fra SEGES blev anvendt som udgangspunkt for beregningen af dette indkomsttab ved udtagning af landbrugsarealer i omdrift. Dette afsnit har til formål at give et overblik over forskellige mulige opgørelsesprincipper, herunder belyse fordele og ulemper ved de forskellige metodiske tilgange. Der gives en mere detaljeret gennemgang af det opgjorte indkomsttab, der er anvendt for en række virkemidler i nærværende virkemiddelkatalog, og endelig sammenlignes indkomsttab opgjort efter forskellige principper.

Dækningsbidrag I (DBI) omfatter indtægterne fra produktionen fratrukket de variable omkostninger, mens dækningsbidrag II (DBII) er DBI fratrukket kapacitetsomkostningerne, herunder maskinomkostninger, da det antages, at disse omkostninger vil spares[4]. Afskrivninger til bygninger m.v. fratrækkes ikke, da disse antages ikke at blive berørt af arealvirkemidlerne[5].

Sandsynligt indkomsttab - Budgetkalkuler

I situationer, hvor det ikke er muligt at opgøre det faktiske indkomsttab, er en mulighed at beregne det sandsynlige indkomsttab. Denne tilgang er anvendt i tidligere beregninger (Eriksen et al., 2014; Hasler et al., 2015). Dette kan gøres med udgangspunkt i de Budgetkalkuler, som SEGES opstiller for en lang række salgs- og foderafgrøder. For mange afgrøder eksisterer der særskilte kalkuler for dyrkning på hhv. lerjord, sandjord og sandjord med vanding, ligesom der skelnes mellem dyrkning hhv. med og uden tildeling af husdyrgødning.

Budgetkalkulerne afspejler den indtjening, som driftsledere opnår ved en given afgrøde under almindelige driftsforhold, hvor der opnås det forventede udbytte og pris. Kalkulerne er fremadrettede,

[4] Maskinomkostningerne er beregnet ud fra generelle antagelser om nyanskaffelsespris, levetid og udnyttelsesgrader for de enkelte landbrugsmaskiner, og afspejler ikke nødvendigvis de reelle sparede omkostninger for den enkelte landmand. Størrelsen af de sparede omkostninger afhænger således af den enkelte landmands situation, herunder af maskinparkens anskaffelsespris, alder og beskaffenhed, samt mulighederne for alternativ anvendelse af maskinkapacitet. For landmænd, der anvender maskinstationer, vil der reelt være tale om sparede omkostninger, og det samme vil være tilfældet, hvis der kan findes alternativ anvendelse for maskinerne. I tilfælde hvor der ikke kan findes alternativ anvendelse af maskinerne, vil besparelsen være mindre. Det centrale er dog, at maskinomkostningerne, som den enkelte landmand skal afholde, bortfalder eller reduceres, som følge af ophøret med driften af arealerne.

[5] Hvis disse udgifter blev trukket fra, ville det beregnede økonomiske tab blive mindre.

og de siger derfor noget om det forventede indkomsttab, som ikke nødvendigvis er sammenfaldende med det realiserede indkomsttab, som angives i regnskaberne. Budgetkalkulerne justeres til en vis grad i løbet af året, hvis eksempelvis priserne falder/stiger, men der er typisk ikke fuld tilpasning til det faktiske resultat i hverken opad eller nedadgående retning, da de faktiske udbytter heller ikke indgår. Det er hensigten, at det anvendte udbytteniveau skal være på niveau med de faktiske udbytter opgjort af f.eks. Danmarks Statistik (DST). Det tab, der kan beregnes baseret på budgetkalkulerne, afspejler det forventede direkte tab, og det omfatter således ikke potentielt afledte omkostninger som følge af udtagning (eksempelvis længere transport af husdyrgødning).

Faktisk indtjening - Regnskaber

Det er også muligt at tage udgangspunkt i den faktiske indtjening for udvalgte afgrøder og produktionsgrene (Danmarks Statistik). Med udgangspunkt i udvalgte driftsregnskaber opgør Danmarks Statistik en lang række poster på afgrøde- og driftsgrensniveau (REGNPRO1). F.eks. opgør Danmarks Statistik (2019) "Jordomkostning" der er "beregnet som en alternativ indtjeningsmulighed (offeromkostning) ud fra hvad én hektar jord af bedriftens gennemsnitlige jordtype kan indbringe i forpagtningsindtægt. Jordomkostningen er opgjort ekskl. ejendomsskat og grundbetaling. Opgørelse af indkomsttab på baggrund af jordomkostningen med REGNPRO1 opgør kun produktet af mængde og pris, og REGNPRO1 er baseret på den faktiske gennemsnitlige årlige indtjening (DBII) som opgjort af Danmarks Statistik, hvilket udgør en væsentlig fordel. En væsentlig ulempe er imidlertid, at der er en tidsforsinkelse, således at resultater for 2017 først publiceres i 2019. Et andet problem er, at detaljeringsgraden er relativ lav, idet resultaterne opgøres som gennemsnit på tværs af hovedgrupper af afgrøder (f.eks. korn) og jordtyper. Der skelnes heller ikke mellem dyrkning hhv. med og uden tildeling af husdyrgødning. Husdyrintensiteten er dog indirekte inddraget på kommunalt niveau, sådan at værdien af husdyrgødning indgår i gødningsomkostningen med en pris på nul i husdyrintensive kommuner og højere priser i kommuner, der ikke er husdyrintensive.

Opgørelser af DBII på basis af regnskaber giver en gennemsnitsbetragtning i to dimensioner, dels er det en gennemsnitlig betragtning på tværs af bedrifter dels er det en gennemsnitsbetragtning inden for den enkelte bedrift.

Faktisk indkomsttab

En anden tilgang er at fokusere på det faktiske indkomsttab, den pågældende landmand oplever ved udtagning af jord. Denne tilgang vil være koblet til den nuværende indtjening (f.eks. fra regnskab) og de aftaler (f.eks. forpagtningsaftaler), der er indgået. Med denne tilgang vil indkomsttabet kunne opgøres som enten det direkte tab i indkomst, eller som den omkostning, der er ved at skulle købe anden jord (evt. ved jordfordeling) eller ved at etablere en ny forpagtningsaftale, der kan erstatte den jord, som nu ikke længere kan dyrkes. Ulempen ved denne tilgang er, at der sjældent er kendskab til det faktiske indkomsttab eller det lokale niveau for forpagtningsafgifter. Tilgangen har mange fordele, men stiller store krav til detaljeringsgraden af data, og den er derfor svær at anvende

til en generel opgørelse af omkostninger forbundet med udtagning af landbrugsjord fra omdrift. De enkelte metoder til at opgøre faktisk indkomsttab diskuteres i de følgende afsnit.

Forpagtningsafgift

Forpagtningsafgifter udtrykker, hvad landmænd konkret vil betale for at leje en hektar landbrugsjord. Ser man på niveauet for forpagtningspriser minus grundbetaling, beskriver DBII den marginale indtjening på tværs af størrelsesgrupper. Niveauet vil ofte være højere end den gennemsnitlige indtjening. Det vurderes, at de landmænd, der har den højeste indtjening, vil give den højeste forpagtningsafgift. Som det fremgår af Tabel 1, er der ikke så stor en variation over årene, da forpagtningsaftaler typisk indgås for en årrække. Den gennemsnitlige niveau er omkring 2.368 kr./ha for 2013-2018.

Tabel 1. Forpagtningsværdier landbrug (heltid) 2013-2018.

År	**2013**	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**Gns.**
Forpagtning, primo (jordbrugsareal) (ha)	53	55	56	64	69	73	62
Forpagtningsafgift (finansieringsomkostninger) (1000 kr.)	230	236	235	271	289	310	262
Forpagtningsafgift (kr./ha)	4.377	4.264	4.181	4.213	4.211	4.251	4.250
Grundbetaling (kr./ha)	2.016	1.977	1.938	1900	1.862	1.825	1.882
Forpagtningsafgift ekskl. enkeltbetaling (kr./ha)	2.346	2.361	2.248	2.165	2.196	2.195	2.368

Kilde: FORPAGTNINGSVÆRDIER (JORD2 i Statistikbanken)

Note: Grundbetaling er beregnet ud fra meddelelse fra Patriotisk selskab

https://patriotisk.dk/saadan-bliver-fremtidens-eu-stoette/

I Tabel 2 er forpagtningsværdien for forskellige dele af landet angivet. Det vurderes, at der vil være en kobling mellem jordprisen i et område og den betalte forpagtningsafgift. Opgørelsen viser, at forpagtnigsafgiften er højest på Fyn, mens jordprisen er højest på Lolland-Falster (se Tabel 3 og andre analyser af jordprisen). Det vurderes generelt, at de højeste forpagtningsafgifter betales af større husdyrbedrifter, mens planteavlsbedrifter betaler mindst (se også Olsen & Elleby, 2017).

Tabel 2. Forpagtningsværdier (kr./ha) for alle landbrug 2013-2018 fordelt på regioner og landsdele (grundbetaling er angivet som ovenfor).

År	**2013**	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**Gns.**
Sjælland (region)	2.616	2.633	2.292	2.659	2.531	2.806	2.589
Syddanmark (region)	2.386	2.419	2.107	2.531	2.548	2.660	2.442
Fyn (landsdel)	3.568	3.464	3.358	3.361	3.334	3.349	3.406
Sønderjylland (landsdel)	1.873	1.908	1.640	2.158	2.220	2.347	2.024
Midtjylland (region)	2.393	1.873	1.910	2.130	2.220	2.209	2.122
Østjylland (landsdel)	2.948	1.965	1.834	2.243	2.303	2.434	2.288
Vestjylland (landsdel)	1.901	1.796	1.963	2.054	2.165	2.062	1.990
Nordjylland (region)	2.072	2.141	2.394	1.892	2.077	2.133	2.118
Gns.	2.186	2.090	1.978	2.142	2.182	2.312	2.149

Kilde: FORPAGTNINGSVÆRDIER (JORD1 i Statistikbanken)

Faktisk værditab - Jordprisen

Endelig vil det også være muligt at tage udgangspunkt i det faktiske værditab som udtagning af jorden repræsenterer. Dette tab vil tage udgangspunkt i den jordpris, der gælder for et givet område, og det er derfor ikke koblet direkte til det faktiske indkomsttab eller de afgrøder, der dyrkes på en given ejendom. Jordprisen opgøres for udvalgte egne og kunne tage udgangspunkt i salgspriser (Danmarks Statistik) eller angivelser af den værdi, som jord typisk vil have som et aktiv opgjort af Finanstilsynet til brug for værdisættelse specielt i områder med få handler. Ulempen ved opgørelsen i Danmarks Statistik er, at aktivernes værdi ikke nødvendigvis er opdelt korrekt på jord- og bygningsværdi.

Tabel 3. Finanstilsynets priser på landbrugsjord uden bygninger (kr./ha).

	Pris i 2019 (kr./ha)
Vendsyssel	145.000
Thy/Mors/Salling	155.000
Midtjylland	140.000
Østjylland	160.000
Vestjylland	125.000
Nordvestjylland	135.000
Sønderjylland	140.000
Fyn	140.000
Midt- og Vestsjælland	140.000
Sydsjælland	150.000
Lolland / Falster	225.000
Bornholm	150.000

Note: ha-priser på landbrugsjord uden bygninger maj 2019 (til brug for nedskrivnings- og solvensformål)
Kilde: Finanstilsynet (2019).

Jordprisen indgår som en del af den vurderede værdi af aktiverne i regnskaberne, men da landbrugsejendommene ikke handles regelmæssigt, er markedsværdivurdering vanskelig. Hertil kommer, at det er svært at isolere den faktiske jordværdi, fordi der typisk indgår bygninger i ejendomshandler.

Sammenligning af metodiske tilgange

Tabel 4 opsummerer kort de relative fordele og ulemper ved de forskellige metodiske tilgange til beregning af indkomsttab ved udtagning af landbrugsjord. Som det fremgår af Tabel 4, er det Budgetkalkulerne, der muliggør den største detaljeringsgrad, ligesom det er dem, der tilbyder de mest aktuelle værdier. På den baggrund er det i nærværende sammenhæng valgt at anvende budgetkalkulerne som udgangspunkt for opgørelse af indkomsttabet forbundet med implementering af arealvirkemidler til reduktion af næringsstofudledningen til vandmiljøet.

I forlængelse heraf bør det dog bemærkes, at den her anvendte beregningstilgang, hvor der på baggrund budgetkalkulerne beregnes et gennemsnitligt indkomsttab på tværs af sædskifter, jordtyper og år, indebærer, at detaljeringsgraden bliver lav, og at aktualiteten af indkomsttabet reduceres.

Det betyder, at de fordele, der ligger til grund for valget af budgetkalkulerne frem for andre datakilder, umiddelbart reduceres. Dette kan umiddelbart virke inkonsistent, men med udgangspunkt i Tabel 10 – Tabel 12, hvor DBII for de forskellige afgrøder, sædskifter, jordtyper og år er listet, er det muligt i konkrete situationer at beregne mere lokalitetsspecifikke indkomsttab, og dette vurderes at være en væsentlig fordel ved den valgte tilgang.

Valget af at beregne indkomsttab som et gennemsnit over en årrække, her perioden 2013-2018, begrundes med ønsket om at gøre estimatet så repræsentativt som muligt. Der er stor variation i DBII for sædskifter såvel som enkeltafgrøder over år, og valg af et vilkårligt år vil derfor næppe være retvisende. Aktualiteten af dækningsbidragene er således ikke den eneste betydende parameter for valg af datakilde; samtidig vurderes det dog væsentligt, at opgørelsen inkluderer så aktuelle opgørelser som muligt.

I forhold til valget af at aggregere over jordtyper og sædskifter, vurderes denne tilgang at være den mest overskuelige tilgang, idet antallet af estimater til at beregne reduktionsomkostningerne for kvælstof og fosfor derved kan holdes på et minimum. Samtidig vurderes det dog væsentligt, at tilgangen på enkelt vis muliggør beregning af lokalitetsspecifikke reduktionsomkostninger, eksempelvis i en situation hvor man ved, at et virkemiddel skal implementeres i et område med sandjord og dominans af kvægsædskifter.

Tabel 4. Detaljeringsgrad omkring indkomsttab ved anvendelse af forskellige opgørelsesmetoder.

Metode	Mange afgrøder	Husdyr/jord	Realiserede værdier	Aktuelle værdier
Budgetkalkuler	Ja	Ja	Nej	Ja
Regnskaber	Ja	(Nej)	Ja	Nej
Forpagtningsafgift	Nej*	(Nej)	Ja	(Nej)
Markedsværdi af jord	Nej	(Ja)	Ja	(Ja)

Note: Ændringer i forpagtningsafgifter og jordpriser i et område vil ofte tage noget tid.
Parentes indikere at der er en vis usikkerhed om vurderingen.
*Note: Forpagtningsafgift fordeles på arealer og det er således muligt indirekte at opgøre det i forhold til afgrøder.

Beregning af gennemsnitligt indkomsttab

Forskellige omkostningstyper

Overordnet set vil indkomsttab og ekstra omkostninger ved at indgå aftaler om udtagning bestå af eventuelle tab som følge af ændringer i landbrugsdriften, eventuelle tab som følge af ændringer i støttemuligheder og eventuelle ekstra administrative omkostninger vedrørende ansøgning og lignende. I nærværende sammenhæng fokuseres der udelukkende på tab direkte relateret til ændringer i landbrugsdriften; indkomstændringer foranlediget af ændrede støttemuligheder og ændrede administrative omkostninger inkluderes ikke i beregningen.

Omkostningstilpasning

Indkomsttab fra driften kan variere over tid. Indkomsttab er typisk baseret på forskellen mellem DBII på arealet før og efter udtagning. På kort sigt vil landmænd dog sjældent kunne tilpasse alle deres omkostninger. Man kan derfor argumentere for, at landmænd lige efter ændringen vil miste forskellen i Dækningsbidrag I (DBI) for på sigt – efter omkostningstilpasningen – kun at miste forskellen på DBII.

Eksempler på omkostninger, der ikke nødvendigvis kan tilpasses på kort sigt, er dele af maskinomkostningerne. Driftsophør kan således medføre dårligere kapacitetsudnyttelse af eksisterende maskiner. Da forrentningen og afskrivningerne på eksisterende maskiner i nogle tilfælde er uafhængige af, hvor meget disse bliver brugt, kan man derfor som landmand på kort sigt opleve, at man må fordele de samme omkostninger på et mindre areal, hvis man udtager dele af sit areal af driften. Maskininvesteringernes reversibilitet vil her være afgørende. I andre tilfælde vil der potentielt kunne findes alternativ anvendelse af maskinerne (jordleje), og her vil omkostningstilpasningen kunne ske hurtigt. Endelig er der de tilfælde, hvor der anvendes maskinstationer eller lignende; her vil omkostningstilpasningen også kunne ske hurtigt.

Tilpasningsomkostningerne vil typisk være begrænsede, hvis det er muligt at lave en jordfordeling, hvor den nye erstatningsjord svarer til den jord, der opgives. Imidlertid vil det ofte ikke være muligt, hvorfor der vil være tilpasningsomkostninger eller -indtægter i forbindelse med salg og køb af jord og eventuelt afledte omkostninger koblet til maskinparken med mere.

På lidt længere sigt kan landmanden enten tilpasse sin maskinpark til den ændrede størrelse eller tilpasse størrelsen til sin maskinpark for eksempel gennem forpagtninger. Disse tilpasninger er generelt ikke omkostningsfrie og kan ikke nødvendigvis gennemføres hurtigt. Jo større bedriften er i forvejen, jo hurtigere vil den dog formentligt kunne tilpasse sine omkostninger.

Et andet eksempel på indkomsttab relateret til kapacitetsomkostninger er aflønningen af arbejdsindsatsen. Dansk landbrug er i dag kendetegnet ved en stor andel af aktive landmænd med en høj alder. For disse landmænd kan den indkomst, de mister i form af en lavere arbejdsindsats, ikke nødvendigvis erstattes af alternativ indtjening. Deres indkomsttab er derfor på kort sigt et sted mellem forskellen på DBI før og efter tiltaget og forskellen på DBII før og efter tiltaget.

På langt sigt er forskellen mellem DBII før og efter tiltaget en god indikation af indkomsttabet, men i en kortere årrække efter tiltaget vil tabet i de fleste tilfælde være højere som følge af omkostninger til tilpasning. Det indikerer, at de her estimerede indkomsttab underestimerer de reelle tab – i hvert fald på kort sigt. Konteksten taget i betragtning vurderes det dog mest relevant at anlægge et langsigtet perspektiv, idet målet med indsatserne er varige forbedringer i vandmiljøet, ikke blot midlertidige ændringer, og dette underbygger rimeligheden af at anvende DBII som udtryk for det relevante indkomsttab. Derudover bemærkes det, at det grundet betydelig variation på tværs af de enkelte

landmænds situation, er så godt som umuligt at beregne et retvisende gennemsnitligt udtryk for tilpasningsomkostningerne.

Sædskifter

Den del af indkomsttabet, der vedrører den primære landbrugsdrift, afhænger af den fremtidige anvendelse af arealerne, der tager udgangspunkt i den hidtidige arealanvendelse. På omdriftsarealer, der er anvendt til sædskifter, hvor der indgår højværdiafgrøder som frøgræs, kartofler og andre grøntsager[6], kan der være et højere indkomsttab ved ophør af produktionen end på arealer, der primært anvendes til korn, raps og grovfoder. Indkomsttab for bedrifter/arealer, hvor højværdiafgrøder indgår i sædskiftet, vil derfor naturligt ligge højere end indkomsttabet for bedrifter/arealer uden højværdiafgrøder.

I det gennemsnitlige indkomsttab beregnet i nærværende sammenhæng inkluderes der ikke højværdiafgrøder, og det kan være med til at underestimere det gennemsnitlige dækningsbidragstab på nationalt niveau. I forhold til nærværende analyse vurderes det dog mest retvisende at set bort fra højværdiafgrøder, idet tiltagene typisk ikke forventes at berøre arealer, hvor der dyrkes højværdiafgrøder.

I praksis vil det dog være muligt, og relativt nemt, at inddrage højværdiafgrøder i de tilfælde, hvor det vurderes relevant. Relevansen kunne evt. afgøres med udgangspunkt i den hidtidige arealanvendelse således at eksempelvis arealer, hvor der inden for en given periode (for eksempel 6 år) har været mindst et år med en højværdiafgrøde. For omdriftsarealer uden højværdiafgrøder kunne det gennemsnitlige indkomsttab (uden højværdiafgrøder) anvendes, mens der for arealer med højværdiafgrøder kunne anvendes det samme gennemsnit plus et tillæg, der afspejler den gennemsnitlige indkomstforskel mellem sædskifter hhv. med og uden højværdiafgrøder (eventuelt også differentieret ud fra andre kriterier). I forhold til størrelsen af tillægget, så vurderes det i at arealer, der anvendes til sædskifter med højværdiafgrøder, i gennemsnit over en årrække vil få et ekstra indkomsttab på cirka 600 kr./ha mere end tilsvarende arealer, der ikke anvendes til højværdiafgrøder (Pedersen & Jacobsen, 2019). Estimatet er baseret på dækningsbidrag fra Danmarks Statistik (2019) for perioden 2008-2017, og DBII for omdriftsarealer uden højværdiafgrøder i sædskiftet er beregnet til 900 kr./ha, mens DBII er beregnet til 1.500 kr./ha for arealer med højværdiafgrøder i sædskiftet.

Tab af harmoniareal

Ud over tabet, der er direkte knyttet til markdriften, kan arealer, der udtages også medføre indkomsttab som følge af tabt harmoniareal. Vurdering af dette tab fremgår af Tabel 5. Som følge af Fødevare- og Landbrugspakken fra 2015 er kravene til harmoniarealer for slagtesvin lempet fra 1,4 til 1,7

[6] Tidligere ville afgrødekode 160, sukkerroer, være anset for en højværdiafgrøde. Fra 2017 er EU's markedsordning for sukker blevet liberaliseret, og produktionen er derfor nu baseret på verdensmarkedspriser (Pedersen & Jacobsen, 2019).

dyreenheder (DE) pr. ha, hvilket vurderes at have taget presset af noget af konkurrencen om harmoniarealer; dog kan fosforlofter være blevet en problemstilling i visse områder (Jacobsen, 2017b).

Pedersen & Jacobsen (2019) vurderer, at indkomsttab knyttet til tab af harmoniareal udgør ca. 200 kr./ha for omdriftsarealer (i form af øgede transportomkostninger og indkomsttab knyttet til gylleaftaler), men 0 kr. for permanente græsarealer og naturarealer (idet det vurderes, at disse arealer ikke har fået tilført husdyrgødning fra lager i væsentligt omfang). Som angivet kan omkostningerne i nogle tilfælde godt være højere. Man kan formentlig ikke udelukke, at man ville kunne differentiere indkomsttabet yderligere på baggrund af lokal husdyrtæthed, men dette virker ikke som den mest oplagte løsning og forfølges derfor ikke yderligere.

Værdien af tabt harmoniareal er ikke inkluderet i det indkomsttab, der danner udgangspunkt for beregningen af reduktionsomkostningerne, men i tilfælde hvor det vurderes relevant, kan beregningen eventuelt justeres ved tillæg af indkomsttabet for tab af harmoniareal på 200 kr./ha.

Tabel 5. Indkomsttab som følge af tab af harmoniareal (kr./ha).

	Jacobsen (2015)	**Ørum et al. (2017)**	**Jacobsen (2017)**	**Aktuelt skøn**
Omdriftsarealer	100	330 (ved 1,7 DE/ha)	200 - 725	200 (0 - 725)
Permanente græsarealer	0	330 (ved 1,7 DE/ha)	200 - 725	0 (0 - 725)
Natur	0	330 (ved 1,7 DE/ha)	0 - 100	0 (0 - 100)

Kilde: Pedersen & Jacobsen (2019)

Fordelingsmæssige antagelser – sædskifter, jordtyper og anvendelse af husdyrgødning

Som nævnt er der i lighed med tidligere beregninger (Eriksen et al., 2014) anvendt DBII som mål for den tabte produktion. Beregningerne af DBII er baseret på budgetkalkuler fra SEGES (www.farmtalonline.dk). Der er beregnet et gennemsnitligt tab af dækningsbidrag for perioden 2013-18 (6 år) for at tage højde for udsving i udbytter og input priser mellem årene. Herved reduceres betydningen af år til år variation i udbytte og inputpriser. Hvor der sker sammenligning med regnskaber, er der brugt fem år, da der ikke foreligger regnskabstal for 2018.

Reduktionsomkostningerne for de virkemidler, hvor arealerne udtages af omdriften, vil være afhængig af de forhold, virkemidlet skønnes at virke under, samt hvilken afgrøde der erstattes. Der er derfor beregnet omkostninger for to type-sædskifter, der afspejler afgrødesammensætningen på henholdsvis en svine-/plantebedrift og en kvægbedrift, og for to forskellige jordtyper; sand og ler. For sandjorde skelnes der yderligere mellem sandjorde med vanding[7] (JB1-4) og to kategorier af sandjorde uden vanding (JB1+3 og JB2+4). Generelt betyder vanding et øget udbytte og et højere forbrug af bl.a. gødning. De to

[7] I beregningen af dækningsbidraget for sædskifter på sandjorde med vanding fraregnes faste vandingsomkostninger, idet disse omkostninger ikke formodes at bortfalde som følge af driftsophør på arealerne.

type sædskifter anvendt i beregningerne fremgår af Tabel 7; sædskifterne er de samme uafhængigt af jordtype, og hvorvidt der anvendes husdyrgødning eller ej.

DBII for sædskifter på lerjord er beregnet med udgangspunkt i dækningsbidragene opgjort for JB5-6 i Farmtal Online, som antages at være repræsentative for lerjord. Som nævnt opereres der i nærværende analyse med 3 forskellige sandjords kategorier; JB1+3, JB2+4 og JB1-4 med vanding. For to af disse, JB1+3 og JB1-4 med vanding, eksisterer det kalkuler i Farmtal Online, som direkte kan anvendes i analysen. For JB2+4 forventes DBII at være højere end på jorde i JB1+3 kategorien, og idet de tilsammen udgør godt 30 % af det dyrkede areal, vurderes det nødvendigt at opgøre DBII særskilt for denne jordtypekategori. Der er imidlertid ikke udarbejdet en kalkule for JB2+4 i Farmtal Online, og for denne kategori er det derfor nødvendigt at estimere DBII. DBII for JB2+4 sandjorde estimeres med udgangspunkt i DBII for sandjorde (JB1+3) og lerjorde (JB5-6), samt de jordtype specifikke normudbytter[8] for de enkelte afgrøder i de to type sædskifter. Med reference til normudbytterne er der for hver enkelt afgrøde udledt et sæt vægte, der angiver forholdet mellem DBII for hhv. sandjorde JB1+3 og sandjorde JB2+4, og lerjorde JB5-6 og sandjorde JB2+4. De beregnede vægte fremgår af Tabel 6.

Tabel 6. Vægte brugt i estimering af DBII for sandjorde JB2+4.

Afgrøde	**Vægt - JB1+3**	**Vægt - JB5+6**
Vårbyg	0,63	0,37
Vårbyg med udlæg	0,63	0,37
Vinterbyg	0,83	0,17
Vinterhvede, 1. års	0,56	0,44
Vinterhvede, 2. års	0,56	0,44
Vinterraps	0,38	0,62
Majs til helsæd	1	0
Sædskiftegræs	0,6	0,4

I lyset af højere krav om flere målrettede efterafgrøder kan DBII for det valgte sædskifte for plante- og svinebedrifter være overvurderet, idet der er begrænsede muligheder for efterafgrøder i dette sædskifte. Implementeringen af de målrettede efterafgrøder vil ændre afgrødesammensætningen hen mod flere vårafgrøder. Det beregnede DBII tab fra disse arealer vil være mindre end fra vinterafgrøder. Men da det ikke kan regnes med udtagning eller andre virkemidler på de arealer, hvor der allerede er implementeret målrettede efterafgrøder, er efterafgrøder ikke med i disse beregninger.

[8] Normudbytterne fremgår af "Vejledning om gødsknings- og harmoniregler", der udgives årligt. Beregningerne i nærværende analyse omfatter norudbytter opgjort for 6 planperioder (2013/14 til 2018/19).

Tabel 7. Typesædskifter.

Afgrøder **- Sædskifte på plante- og svinebedrifter**	**Afgrøder** **- Sædskifte på kvægbedrifter**
Vårbyg	Vårbyg med udlæg
Vinterbyg	Sædskiftegræs
Vinterraps	Sædskiftegræs
Vinterhvede (1. års)	Vårbyg
Vinterhvede, 2. års	Majs til helsæd

I beregningen af det gennemsnitlige dækningsbidragstab er der endvidere taget højde for andelen af landbrugsarealer, der dyrkes hhv. med og uden husdyrgødning. For kvægsædskifter antages, at der altid anvendes husdyrgødning, hvorimod det kun er på en mindre del af arealerne tilhørende plante- og svinebedrifter, at der anvendes husdyrgødning. I budgetkalkulerne opgøres separate dækningsbidrag for dyrkning med og uden tildeling af husdyrgødning. I kalkulerne med husdyrgødning indregnes der ikke en direkte værdi af husdyrgødningen, idet det antages, at gødningen leveres gratis fra husdyrproduktionen til planteproduktionen. På den måde reducerer det indtjeningen i husdyrproduktionen, og den anvendte husdyrgødning fremstår som værende gratis, hvilket giver anledning til lavere gødningsomkostninger for bedrifter, der anvender husdyrgødning, sammenlignet med bedrifter, der udelukkende anvender kunstgødning.

Omkostningerne ved at jorden ikke længere kan anvendes som harmoniareal er ikke medregnet, da det er antaget, at der findes harmoniareal, hvor husdyrgødningen kan spredes. Beregningerne er således baseret på en underliggende antagelse om, at ændringerne ikke fører til reduktioner i husdyrproduktionen på nationalt niveau. Denne antagelse vil ikke nødvendigvis holde set fra et regionalt perspektiv, idet der er grænser for, hvor lange afstande det set fra et økonomisk perspektiv kan betale sig at transportere husdyrgødning over. For detaljerede beregninger af målrettet implementering af virkemidlerne inden for vandolande og deloplande bør der tages udgangspunkt i opgørelser af tilgængeligt harmoniareal/friharmoniareal.

Det gennemsnitlige DBII, og dermed indkomsttab på tværs af sædskifter, jordtyper og anvendelse af husdyrgødning beregnes til 1.883 kr./ha. I Tabel 8 gives en oversigt over de gennemsnitlige jordtypespecifikke dækningsbidrag for de forskellige sædskifter, som indgår i beregningen af det gennemsnitlige dækningsbidrag. Det fremgår af tabellen, at det gennemsnitlige dækningsbidragstab, som anvendes i virkemiddelberegningerne, dækker over betydelig variation, og det reelle tab i en given situation vil afhænge af de lokalitetsspecifikke forhold. De bedrifts- og jordtypespecifikke dækningsbidrag, som ligger til grund for beregningen af det gennemsnitlige dækningsbidrag, fremgår af Tabel 10, Tabel 11 og Tabel 12, og disse kan anvendes i mere detaljererede beregninger på oplandsniveau, hvor man har data om afgrødefordeling og husdyrproduktion.

Tabel 8. Gennemsnitlig DBII (kr./ha) i perioden 2013-2018).

	Sandjord JB1+3	**Sandjord JB2+4**	**Sandjord JB1-4 med vanding**	**Lerjord**	**Gennemsnitlig DBII, vægtet (kr./ha)**
Plante/svin - uden husdyrgødning	44	1.158	691	2.846	1.605
Plante/svin - med husdyrgødning	806	2.091	1.756	3.882	2.480
Kvæg - med husdyrgødning	1.748	2.144	2.284	2.994	2.213
Gennemsnit DBII, vægtet (kr./ha)	576	1.573	1.206	3.027	1.883
Gns. DBII alle sand/Lerjorde	1.193			3.027	

Note: De beregnede gennemsnit for både jord- og bedriftstyper er vægtede med udgangspunkt i arealvægtene i Tabel 9.

Gennemsnitsdækningsbidraget er ikke beregnet som et simpelt gennemsnit over jordtyper og sædskifter, men som et vægtet gennemsnit, hvor hver jordtype/sædskiftekombination indgår med en relativ vægt beregnet med udgangspunkt i: 1) tal fra Danmarks Statistik (Tabel: JORD1 og AFG5), og 2) tal vedrørende udbredelsen af vanding på forskellige jordtyper udarbejdet af Jens Erik Ørum (2020) på baggrund af markdata fra 2017 (LBST, 2017). De beregnede vægte, som er anvendt i beregningen af gennemsnittet i Tabel 8, fremgår at Tabel 9. Der er i beregningerne af arealvægte taget udgangspunkt JB1-9, og JB11 indgår således ikke i vægtning, ligesom den heller ikke er inkluderet i beregningen af DBII i Tabel 7. Der er taget udgangspunkt i et samlet areal, der kan vandes, på ca. 300.000 ha (Danmarks Statistik 2020 (AFG5 for 2016-2018), og med reference til Jens Erik Ørum (2020) antages, at ca. ¾ af det vandede areal findes på JB1+3 og ca. ¼ er JB2+4. Det faktiske areal, der fremadrettet kan vandes, kan være højere, og er for f.eks. 2019 opgjort til ca. 350.000 ha af Danmarks Statistik (2020, AFG5 for 2019). Ligeledes eksisterer der andre opgørelser, der indikerer at størrelsen på arealet, der kan vandes er over 400.000 ha. Her er det dog valgt at tage udgangspunkt i opgørelsen fra Danmarks Statistik, for år der er inkluderet i opgørelsen af DB. Omvendt kan det areal, der reelt vandes i et givent år godt være under 300.000 ha, idet der godt kan være arealer, hvor vanding er mulig, men hvor det afhænger af afgrøde og vejr i det enkelte år, om der rent faktisk vandes.

Af Tabel 10-12 fremgår DBII for de enkelte afgrøder for de fire jordtyper over de seks år (2013-2018). I nogle tilfælde indgår de samme afgrøder flere gange, hvilket skyldes, at de indgår i to år i det opstillede sædskifte.

Tabel 9. Estimerede relative arealvægte for DBII vurderinger i Tabel 8 for bedriftstyper og JB1-9.

	Sandjord JB1+3	**Sandjord JB2+4**	**Sandjord JB1-4 med vanding**	**Lerjord**
Plante / svin uden husdyrgødning	0,57	0,57	0,64	0,74
Plante / svin med husdyrgødning	0,16	0,16	0,11	0,16
Kvæg	0,27	0,27	0,25	0,10
Sum	1,00	1,00	1,00	1,00
Jordtype - andel af landbrugsjord i JB1-9	0,20	0,32	0,12	0,37

Tabel 10. DBII (kr./ha) for typesædskifte for plante- og svinebedrifter, med tildeling af husdyrgødning.

Sandjord (JB1+3)							
	2013	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**Gns. 2013-18**
Vårbyg	1.176	272	553	-194	136	1.368	552
Vinterbyg	1.946	359	1.116	-11	242	1.733	898
Vinterraps	2.060	-547	56	610	1.323	490	665
Vinterhvede, 1. års	2.887	847	1.016	100	1.033	1.855	1.290
Vinterhvede, 2. års	2.429	207	391	-451	190	996	627
Gns. sædskifte	2.100	228	626	11	585	1.288	806
Sandjord (JB2+4)							
	2013	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**Gns. 2013-18**
Vårbyg	2.124	949	1.272	436	873	2.314	1.328
Vinterbyg	2.469	775	1.542	333	645	2.258	1.337
Vinterraps	4.222	928	1.605	2.252	3.213	2.266	2.414
Vinterhvede, 1. års	4.985	2.607	2.703	1.675	2.706	3.842	3.087
Vinterhvede, 2. års	4.414	1.829	1.943	1.088	1.680	2.770	2.287
Gns. sædskifte	3.643	1.418	1.813	1.157	1.824	2.690	2.091
Sandjord med vanding (JB1-4)							
	2013	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**Gns. 2013-18**
Vårbyg	2.291	864	1.216	237	719	2.323	1.275
Vinterbyg	2.236	267	1.076	-18	177	1.901	940
Vinterraps	3.560	257	953	1.656	2.587	1.630	1.774
Vinterhvede, 1. års	4.911	2.268	2.394	1.492	2.387	3.622	2.846
Vinterhvede, 2. års	4.367	1.409	1.553	744	1.221	2.387	1.947
Gns. sædskifte	3.473	1.013	1.438	822	1.418	2.373	1.756
Lerjord (JB5-6)							
	2013	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**Gns. 2013-18**
Vårbyg	3.749	2.109	2.504	1.517	2.136	3.936	2.659
Vinterbyg	4.956	2.753	3.563	1.968	2.559	4.749	3.425
Vinterraps	5.574	1.850	2.573	3.278	4.395	3.376	3.508
Vinterhvede, 1. års	7.683	4.870	4.873	3.701	4.858	6.396	5.397
Vinterhvede, 2. års	6.965	3.914	3.938	3.066	3.596	5.051	4.422
Gns. sædskifte	5.785	3.099	3.490	2.706	3.509	4.702	3.882

Tabel 11. DBII (kr./ha) for typesædskifte for plante- og svinebedrifter, uden tildeling af husdyrgødning.

Sandjord (JB1+3)							
	2013	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**Gns. 2013-18**
Vårbyg	77	-511	-191	-654	-693	754	-203
Vinterbyg	1.026	-495	283	-652	-539	1.032	109
Vinterraps	1.035	-1.546	-826	-26	303	-416	-246
Vinterhvede, 1. års	1.743	-67	114	-470	155	936	402
Vinterhvede, 2. års	877	-646	-451	-965	-634	132	-281
Gns. Sædskifte	952	-653	-214	-553	-282	488	-44
Sandjord (JB2+4)							
	2013	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**Gns. 2013-18**
Vårbyg	1.002	164	529	-29	81	1.680	571
Vinterbyg	1.540	-93	694	-297	-149	1.543	540
Vinterraps	3.111	-132	661	1.522	2.138	1.306	1.434
Vinterhvede, 1. års	3.754	1.468	1.552	887	1.739	2.831	2.038
Vinterhvede, 2. års	2.725	764	865	284	779	1.827	1.207
Gns. sædskifte	2.426	434	860	473	917	1.837	1.158
Sandjord med vanding (JB1-4)							
	2013	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**Gns. 2013-18**
Vårbyg	916	-86	314	-366	9	1.580	395
Vinterbyg	1.213	-671	167	-836	-679	1.122	53
Vinterraps	2.354	-892	-79	756	1.428	582	692
Vinterhvede, 1. års	3.510	929	1.056	417	1.327	2.515	1.626
Vinterhvede, 2. års	2.404	142	287	-265	225	1.346	690
Gns. sædskifte	2.079	-116	349	-59	462	1.429	691
Lerjord (JB5-6)							
	2013	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**Gns. 2013-18**
Vårbyg	2.587	1.320	1.764	1.043	1.408	3.268	1.898
Vinterbyg	3.983	1.818	2.649	1.389	1.702	3.972	2.586
Vinterraps	4.409	751	1.591	2.490	3.285	2.382	2.485
Vinterhvede, 1. års	6.339	3.442	3.401	2.631	3.775	5.268	4.143
Vinterhvede, 2. års	5.102	2.576	2.556	1.889	2.595	4.006	3.121
Gns. sædskifte	4.484	1.981	2.392	1.888	2.553	3.779	2.846

Tabel 12. DBII (kr./ha) for typesædskifte for kvægbedrifter, med tildeling af husdyrgødning.

Sandjord (JB1+3)							
	2013	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**Gns. 2013-18**
Vårbyg med udlæg	1.246	356	632	-142	365	1.607	677
Sædskiftegræs	4.474	134	287	901	4.165	4.886	2.475
Sædskiftegræs	4.474	134	287	901	4.165	4.886	2.475
Vårbyg	1.176	272	553	-194	136	1.368	552
Majs til helsæd	2.584	2.581	2.383	2.910	2.296	2.620	2.562
Gns. sædskifte	2.791	695	828	875	2.225	3.073	1.748
Sandjord (JB2+4)							
	2013	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**Gns. 2013-18**
Vårbyg med udlæg	2.194	1.033	1.351	477	1.091	2.542	1.448
Sædskiftegræs	4.917	201	392	942	4.470	5.217	2.690
Sædskiftegræs	4.917	201	392	942	4.470	5.217	2.690
Vårbyg	2.124	949	1.272	436	873	2.314	1.328
Majs til helsæd	2.584	2.581	2.383	2.910	2.296	2.620	2.562
Gns. sædskifte	3.347	993	1.158	1.142	2.640	3.582	2.144
Sandjord med vanding (JB1-4)							
	2013	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**Gns. 2013-18**
Vårbyg med udlæg	2.386	973	1.321	314	973	2.587	1.426
Sædskiftegræs	4.896	-83	262	909	5.074	5.977	2.839
Sædskiftegræs	4.896	-83	262	909	5.074	5.977	2.839
Vårbyg	2.291	864	1.216	237	719	2.323	1.275
Majs til helsæd	4.111	2.876	2.638	3.211	2.597	2.820	3.042
Gns. sædskifte	3.716	909	1.140	1.116	2.887	3.937	2.284
Lerjord (JB5-6)							
	2013	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**Gns. 2013-18**
Vårbyg med udlæg	3.819	2.193	2.583	1.539	2.335	4.145	2.769
Sædskiftegræs	5.581	302	549	1.004	4.928	5.713	3.013
Sædskiftegræs	5.581	302	549	1.004	4.928	5.713	3.013
Vårbyg	3.749	2.109	2.504	1.517	2.136	3.936	2.659
Majs til helsæd	4.661	3.301	3.067	3.677	3.076	3.317	3.517
Gns. sædskifte	4.678	1.641	1.850	1.748	3.481	4.565	2.994

Sammenligning mellem opgørelsesmetoder

Som det fremgik af gennemgangen af de forskellige mulige metodiske tilgange til opgørelse af indkomsttab, findes der ikke en ideel metode; hver af metoder er således forbundet med forskellige fordele og ulemper. Set i det lys, vurderes det relevant at sammenholde indkomsttabet beregnet på baggrund af budgetkalkuler med indkomsttabet beregnet med udgangspunkt i de andre metodiske tilgange.

For at belyse forskellen mellem at opgøre indkomsttab med udgangspunkt i hhv. budgetkalkulerne og regnskabsstatistikken fra Danmarks Statistik, er de gennemsnitlige DBII for de to type sædskifter opgjort på baggrund af data fra Danmarks Statistik som vist i Tabel 13 (plante- og svinesædskifte) og Tabel 14 (kvægsædskifte). Jf. det lave detaljeringsniveau i DST data sammenlignet med budgetkalkulerne er det ikke muligt at skelne mellem jordtyper, og anvendelse af husdyrgødning. Ligeledes bemærkes, at perioden er lidt anderledes, idet der på opgørelsestidspunktet ikke var data tilgængelig for 2018.

Der er således på plantebedrifter opnået et dækningsbidrag II på 838 kr./ha hvilket er lavere end de 1.605-2.480 kr./ha der fremgår af Tabel 8. For kvæg ligger de 75 kr./ha i Tabel 14 også under de 2.213 kr./ha, der fremgår af Tabel 8.

Tabel 13. DBII (kr./ha) for sædskifte på plantebedrift baseret på DST data (REGNPRO1).

Afgrøde	2013	2014	2015	2016	2017	Gns. 2013-17
Vårbyg	725	755	735	-837	-26	270
Vinterbyg	226	697	249	-1.268	-310	-81
Raps	1.635	1.077	1.649	-1.550	1.765	915
Hvede	2.314	2.000	1.740	-44	1.703	1.543
Hvede	2.314	2.000	1.740	-44	1.703	1.543
Gns. sædskifte	1.443	1.306	1.223	-749	967	838

Tabel 14. DBII (kr./ha) for sædskifte på kvægbedrift baseret på DST data (REGNPRO1).

Afgrøde	2013	2014	2015	2016	2017	Gns. 2013-17
Vårbyg	725	755	735	-837	-26	270
Græs i omdrift (grovfoder)	-2.630	-47	-1.145	254	1.519	-410
Græs i omdrift (grovfoder)	-2.630	-47	-1.145	254	1.519	-410
Vårbyg	725	755	735	-837	-26	270
Majs (grovfoder)	1.246	179	-407	1.561	687	653
Gns. sædskifte	-513	319	-245	79	735	75

Med udgangspunkt i arealfordelingen i Tabel 9, kan det beregnes, at ca. 20 % af landbrugsarealet hører til kvægbedrifter, hvorimod de resterende hører til plante- og svinebedrifter. Ved anvendelse af denne fordeling kan det gennemsnitlige dækningsbidrag baseret på regnskabsdata beregnes til

ca. 685 kr./ha på tværs af sædskifter, hvilket er betydeligt lavere end gennemsnits dækningsbidraget beregnet med udgangspunkt i budgetkalkulerne. Forskellen er omtrent 900 kr./ha.

En væsentlig forklaring på denne forskel er formentlig, at Budgetkalkulerne antager relativt optimale betingelser og evt. større skala, hvorimod DST data omfatter både godt og dårligt drevne landbrug, samt landbrug, hvor de ydre rammer (f.eks. jordtype og bedriftsstørrelse) er både gode og dårlige. Dertil kommer, at år med tørke, megen nedbør m.m. påvirker resultaterne, mens det i budgetkalkulerne antages, at der ikke er negative vejrpåvirkninger. Endelig kan kapacitetsomkostningerne / maskinomkostningerne i praksis være større end de omkostninger, der indgår som maskin- og arbejdsomkostninger i budgetkalkulerne.

Det højere niveau for DBII i Budgetkalkuler kontra REGNPRO1 (DST) kan evt. tolkes som et udtryk for en marginal kontra en gennemsnits betragtning. Hvilke tal, der er mest retvisende og relevante i nærværende kontekst, er svært at sige; væsentligt er det dog at have in mente, at der tilsyneladende er en niveauforskel i resultaterne afhængigt af, hvilke data der anvendes, og at det derfor ikke giver mening at anvende tal fra begge kilder i samme analyse.

En potentiel væsentlig parameter, som ikke kan belyses ved brug af budgetkalkulerne, er betydningen af skala, dvs. bedriftsstørrelse, i forhold til størrelsen af det forventelige indkomst tab. Dette kan imidlertid belyses med udgangspunkt i regnskabsstatistikken, hvor DBII for korn (som en samlet afgrødekategori) opgøres særskilt for forskellige bedriftsstørrelseskategorier. Som det fremgår af Tabel 15, er der betydelig variation i dækningsbidragene afhængigt af størrelsen af det samlede dyrkede areal. Forskellen i DBII for korn mellem de største og mindste bedrifter er på 3-6.000 kr./ha i perioden 2013-17, og forskellen mellem de største bedrifter og gennemsnittet for alle bedrifter er på 700-1.100 kr./ha.

Tabel 15. Dækningsbidrag for korn for forskellige bedriftsstørrelseskategorier (kr./ha; DST REGNPRO1, fraregnet miljøtilskud).

	2013	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**
Korn i alt	1.230	1.311	961	-556	668
Korn i alt, 0-20 hektar	-3.846	-668	-2.931	-3.147	-3.982
Korn i alt, 20-50 hektar	-605	-316	-1.891	-2.798	-1.838
Korn i alt, 50-100 hektar	258	441	348	-1.598	-447
Korn i alt, 100-250 hektar	1.409	1.257	1.076	-502	895
Korn i alt, +250 hektar	2.405	2.327	1.936	149	1.358
Diff (+250 ha-i alt)	1.175	1.016	975	705	690
Diff (250+ ha - 0-20 ha)	6.251	2.995	4.867	3.296	5.340

Sammenligning med forpagtningsafgifter og jordpriser

Endelig kan det beregnede indkomsttab sammenlignes med niveauet for forpagtningsafgifter, da dette repræsenterer en god indikation for, hvad man skal betale for at drive mere jord i et område. Det vurderes, at den tabte indkomst opgjort med udgangspunkt i budgetkalkuler ikke bør være markant højere end en alternativ forpagtningspris i området. Landmænd vil i nogle tilfælde vurdere, at deres nuværende maskinkapacitet kan dække nye arealer, hvorfor den forventede merindtjening vil ligge nærmere dækningsbidrag 1 (hvor maskinomkostninger ikke indgår). Det højere niveau for indtjening vil i nogle tilfælde kunne presse forpagtningspriserne op.

Med hensyn til jordpriser vurderes det ligeledes, at den tabte indkomst ikke bør være markant højere end forrentningen af den lokale jordpris med tillæg af ejendomsskatten. Det kan her være svært at fastsætte dels den rente, der skal anvendes, og den tilgang der anvendes af landmænd ved jordkøb. Forventninger til fremtidige priser samt værdien alternative anvendelsesmuligheder (evt. landbrug i kombination med jagt) sammenholdt med en relativ lav rente vil give baggrund for, at der i nogle tilfælde betales en høj jordpris.

Sammenligning med tal fra tidligere virkemiddelkatalog

Afslutningsvist vurderes det relevant at sammenligne det gennemsnitlige dækningsbidrag anvendt i nærværende analyse med det gennemsnitlige dækningsbidrag anvendt i 2014 virkemiddelkataloget (Eriksen et al., 2014). Det gennemsnitlige dækningsbidrag i 2014 kataloget var 3.448 kr./ha, hvilket er betydeligt højere end de 1.883 kr./ha, som anvendes her. Der er flere årsager til denne forskel; en af disse er at gennemsnittene er beregnet med udgangspunkt i forskellige år, og der er således kun overlap for 2013, som indgår i begge estimater. Med reference til Tabel 10, 11 og 12 ses, at dækningsbidragene i årene 2014-2017 generelt har ligget under niveauet i 2013, hvilket bidrager til at forklare forskellen. Samtidig ses det dog, at dækningsbidragene i 2018 ligger højere end 2014-2017 og på niveau med dem fra 2013. Det kan bemærkes, at det i 2016-2018 har været muligt at tilføre mere kvælstof efter at de underoptimale normer er ophævet. Effekten af dette er ikke tydelig, da dette endnu ikke slog fuldt igennem i 2016-2017. Det skyldes også, at der i disse år har været klimatiske udsving, som påvirker indtjeningen. Dette vil også gælde for 2018, der var påvirket af tørke.

Derudover er der en forskel ift. hvilke jordtyper, der indgår; i 2014 kataloget blev der skelnet mellem sand- og lerjord, hvorimod sandjord med vanding nu også er inkluderet samtidig med, at sandjordskategorien uden vanding er splittet op i to kategorier. Isoleret set ville det dog forventes, at denne ændring ville lede til højere dækningsbidrag, idet dyrkning på sandjord med vanding (når faste omkostninger til vanding opfattes som "sunk-cost" og derfor ikke indgår) alt andet lige er mere rentabelt end dyrkning på sandjord uden vanding. Ligeledes er dækningsbidraget for dyrkning på JB2+4 højere end dækningsbidraget for JB1+3.

Der er også lavet mindre justeringer i typesædskiftet for kvægbedrifter; mere specifikt er efterafgrøde efter helsæd fjernet for kvægsædskiftet på lerjord, og derudover er afgrøden "Byghelsæd" udskiftet med "Majs til helsæd".

En anden forskel relateret til typesædskiftet for kvægbedrifter er, at der i det tidligere katalog var inkluderet to versioner af dette sædskifte; én med husdyrgødning, og én uden husdyrgødning. I de nye beregninger antages, at alle arealer på kvægbedrifter tildeles husdyrgødning. Dette er med til at hæve dækningsbidraget i den nye analyse.

Salgspriserne er også en central forskel, idet kornprisen i perioden 2013-18 som gennemsnit var 20 % lavere end kornprisen i perioden 2011-2013 (gennemsnit for vårbyg og hvede). Prisniveauet er opgjort for alle måneder i perioderne, og kornprisen for den første periode er omkring 150 kr./hkg, mens kornprisen i anden periode var 121 kr./hkg (DST, 2020; LPRIS10).

Endelig er der den væsentlige forskel, at gennemsnittet i det tidligere katalog blev beregnet som et simpelt gennemsnit på tværs af sædskifte, jordtyper og med/uden husdyrgødning. I de nye beregninger anvendes en mere detaljeret tilgang, hvor der beregnes et vægtet gennemsnit, baseret på den estimerede relative arealfordeling af forskellige sædskifte- og jordtypekombinationer, og som det fremgår af Tabel 9, afviger denne betydeligt fra den lige fordeling, der lå til grund for de tidligere beregninger.

Referencer

Eriksen, J., P.N. Jensen, P.N. og B.H. Jacobsen (ed.) 2014. Virkemidler til realisering af 2. generations vandplaner og målrettet arealregulering. DCA rapport nr. 052. December 2014.

Finanstilsynet 2019. Justeringer af priser på landbrugsjord. https://www.finanstilsynet.dk/nyheder-og-presse/sektornyt/2019/landbrugsjord_060519

Hasler, B., Hansen, L.B., Andersen, H.E., Konrad, M. 2015, Modellering af omkostningseffektive reduktioner af kvælstoftilførslerne til Limfjorden: Dokumentation af model og resultater. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy.

Olsen, J. V., Elleby, C. 2017. Forpagtningspriser og ændrede økonomiske vilkår, 22 s., IFRO Udredning, Nr. 2017/06. https://curis.ku.dk/ws/files/174937617/IFRO_Udredning_2017_06.pdf

Pedersen, M. F., Jacobsen, B. H. 2019. Indkomsttab og ekstra omkostninger til kompensation for vådområder og udtagning af lavbundsarealer, 34 s., IFRO Udredning, Nr. 2019/15

Bilag 2. Langtidseffekter af kvælstofvirkemidler (10-års perspektiv)

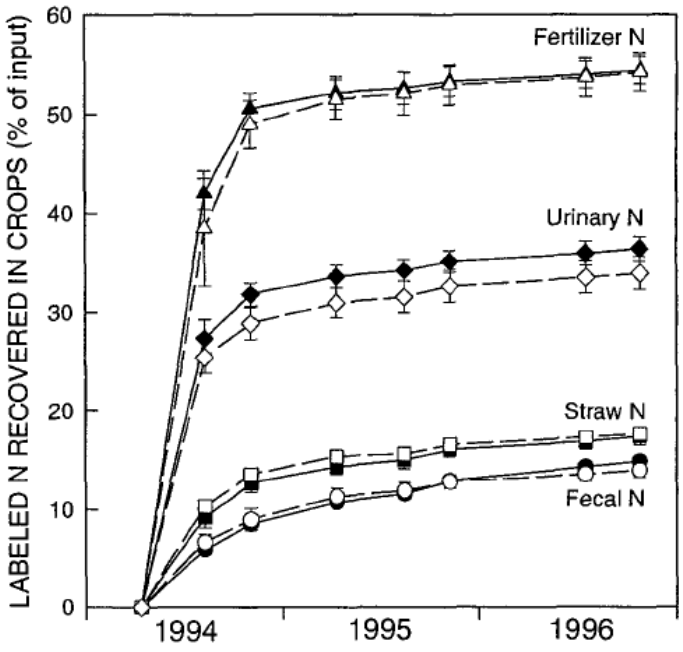
Peter Sørensen[1], Bent T. Christensen[1]

Fagfællebedømmelse: Jørgen Eriksen[1]

[1]Agroøkologi, AU

Omsætning af organisk stof i jorden er en proces, der tager tid. Organisk bundet kvælstof, der tilføres jorden, f.eks. med husdyrgødning, frigives derfor over en længere årrække. Det har naturligvis betydning for hvornår, der kan ske nitratudvaskning fra den tilførte organiske gødning.

En række virkemidler har betydning for input af organisk stof til jorden og dermed ændringer i puljen af organisk bundet kvælstof i jorden. Det gælder bl.a. dyrkning af græs, efterafgrøder og energiafgrøder, samt ændringer i tilførsel af både handelsgødning og organisk gødning. Tidshorisonten for effekten heraf varierer med kvaliteten af det organiske stof der indgår, og dermed hvor hurtigt mineraliseringen foregår. Efter det første år er gået, kan frigivelsen af resterende organisk N i jorden dog forventes at være relativ uafhængig af typen af tilført N (Figur 1).



Figur 1. Kumulativ genfindelse af mærket kvælstof i tre års afgrøder (vårbyg - rajgræs) efter tilførsel af enten ^{15}N-mærket mineralsk gødning, fæces, urin og halm i en fast husdyrgødning til den første vårbyg afgrøde. Målt på JB4 og JB7 jord (Jensen et al., 1999).

Kulstof og organisk bundet kvælstof fra husdyrgødning og planterester, der stabiliseres i jorden, bidrager til jordens samlede pulje af organisk stof, der er vigtig for at opretholde en frugtbar jord med gode dyrkningsegenskaber. Det må forventes, at en frugtbar jord bidrager til dybere rodvækst, der også kan bidrage til en reduktion af kvælstofudvaskningen, men denne effekt er det ikke muligt at kvantificere. Omvendt så bidrager en øget pulje af organisk bundet N i jorden og øget mineralisering også til en øget risiko for nitratudvaskning på længere sigt. Denne redegørelse bygger videre på et tidligere notat fra AU til Landbrugsstyrelsen (Sørensen et al., 2019).

Udvaskning af det mineraliserede kvælstof

Ved beregning af udvaskning fra mineraliseret kvælstof er der tidligere anvendt en relativ udvaskningsfaktor i forhold til udvaskningen fra kvælstof i handelsgødning tilført om foråret. Udvaskningen fra tilført handelsgødning, der også benævnes marginaludvaskningen, kan estimeres med med NLES5-modellen (Børgesen et al., 2019), og NLES5-modellen indregner effekten af gødning i de følgende 3 år. Sørensen & Børgesen (2015) antog, at udvaskningen fra mineraliseret kvælstof er dobbelt så høj (svarende til en faktor 2) i forhold til mineralsk kvælstof tilført om foråret, idet frigivelsen af det organisk bundne kvælstof også sker i perioder uden afgrøder på marken. Udvaskningsfaktoren på 2 blev bl.a. baseret på udvaskningsforsøg med ^{15}N-mærket organisk gødning, samt på tidligere simuleringer med FASSET-modellen (Petersen et al., 2006). Sørensen & Børgesen (2015) anførte dog også, at der er betydelig usikkerhed på denne faktor. For at kvalificere udvaskningsfaktoren er der i det følgende lavet en genberegning af udvaskningsfaktoren baseret på andre ekspertskøn for forventet kvælstofudvaskning i forskellige afgrødetyper. Udvaskningsfaktoren er beregnet for kvælstof, der frigives i forårs- og sommer perioden samt i efterårs- og vinter perioden (Tabel 1). Ud fra den aktuelle fordeling mellem afgrødetyper er der beregnet en gennemsnitlig udvaskning fra mineraliseret kvælstof, og denne kan relateres til den gennemsnitlige marginaludvaskning fra mineralsk kvælstof baseret på NLES5-modellen (17 %). Ved denne beregning findes et forhold på 1,9 mellem udvaskning fra mineraliseret kvælstof og udvaskning fra tilført mineralsk kvælstof (Tabel 1). Når usikkerheden ved denne beregning tages i betragtning, giver det ikke anledning til at ændre på den hidtil anvendte faktor på 2. Det betyder, at der kan antages en gennemsnitlig udvaskning fra mineraliseret N på 1/3 (33 %).

Tabel 1. Ekspertskøn for gennemsnitlig udvaskningsfaktor for kvælstof frigivet i perioden marts-juli og perioden august-februar ved forskellig type efterårsbevoksning. Den gennemsnitlige udvaskning er vægtet i forhold til fordelingen af afgrødetyper i dansk landbrug i 2016, og det er antaget, at 50 % af mineraliseringen sker i perioden marts-juli (Blicher-Mathisen et al., 2020).

Afgrødetype om efteråret	Areal (%)	Udvaskningsfaktor for mineraliseret N (%)		Vægtning	
		Mar-Jul	Aug-Feb	Mar-Jul	Aug-Feb
Bar jord/spildkorn	23,1	20	60	4,6	13,8
Efterafgrøder	15,4	20	40	3,1	6,2
Græs	24,3	20	30	4,9	7,3
Vinterraps	6,6	20	30	1,3	2,0
Vintersæd	30,6	20	50	6.1	15,3
Vægtet udvaskning				20	45
Andel mineralisering (%)				50	50
Vægtet udvaskning fra mineraliseret N (%)					32
Udvaskning mineralsk N tilført forår (NLES5) (% af tilført N)					17
Ratio: Udvaskning fra mineraliseret N/udvaskning fra mineralsk N forår					1,9

Udvaskningsfaktoren for mineraliseret N vil være meget afhængig af efterårsbevoksningen, og kan dermed også ændre sig i fremtiden.

Eftervirkning af handelsgødning

I Tabel 2 er vist et simpelt regnskab for, hvad der gennemsnitligt sker med kvælstofbalancen, når der tilføres ekstra kvælstof til kornafgrøder. De fleste af disse tal er taget fra Petersen & Djurhuus (2004).

Marginaloptagelsen i afgrøden er i god overensstemmelse med et nyere studie af De Notaris et al. (2018), der i det første år efter tilførslen af mineralsk kvælstof fandt en marginaloptagelse i kerne på 46 % i vårbyg og 64 % i vinterhvede under optimale forhold. Tilsvarende fandtes en marginaloptagelse i halm på 15 % i vårbyg og 12 % i vinterhvede. Marginaloptagelsen var stort set uafhængig af tilført mængde, selv ved tilførsel over økonomisk optimum (f.eks. de Notaris et al., 2018b). Denitrifikationen er meget varierende med jordtypen og påvirkes af nedbøren. Under forhold med høj denitrifikation i vinterhalvåret må forventes tilsvarende lavere nitratudvaskning. Efter tilførsel af ^{15}N-mærket mineralsk gødning har man 3 år efter tilførslen genfundet 20-25 % af det mærkede kvælstof i jorden (Kjellerup & Kofoed, 1983; Sørensen, 2004). I det første efterår efter tilførsel af gødning til vårbyg genfindes omkring 30 % af det mærkede kvælstof i jorden (Sørensen & Thomsen, 2005). Efter tilførsel af mærket kvælstof til vinterhvede genfindes omkring 17 % af det tilførte kvælstof i jord og planterester (Sørensen & Thomsen, 2005) svarende til 10-12 % efter tre år. Det stemmer godt overens med en større engelsk undersøgelse, hvor der gennemsnitligt genfandtes 17 % af det tilførte kvælstof i jorden i første år umiddelbart efter høst af vinterhvede (Macdonald et al., 1989). Dette rest-kvælstof stammer fra rødder og rodexudater samt overjordiske planterester, og en meget lille del findes som mineralsk kvælstof i jorden efter høst af afgrøden (Macdonald et al., 1989). I det følgende beskrives frigivelses-

forløb fra dette rest-kvælstof i jorden. Variationen i den samlede kvælstofbalance er lavere end antydet i Tabel 2, idet lav optagelse af kvælstof i afgrøden typisk vil være kombineret med høj udvaskning eller høj denitrifikation, og høj optagelse i afgrøden vil være kombineret med lave tab. Så den samlede balance vil være tæt på 100 %.

Tabel 2. Gennemsnitlige ændringer i kvælstofbalancen tre år efter tilførsel af ekstra kvælstof i mineralsk gødning til vårkorn og vinterkorn ved tilførselsniveau på 50-100 % af norm (Børgesen et al., 2019).

Kvælstofkomponent	Vårsæd (% af N input)	Vintersæd (% af N input)
Kvælstof i kerne	30-50	45-65
Kvælstof i halm	15	12-15
Udvaskning (1-3 years)	5-25	5-25
Denitrifikation	5	5
Ammoniaktab	2	2
Rest kvælstof i jord efter tre år	20-25	10-12
Total balance	77-122	79-121

I Tabel 3 er sammenstillet data fra en række forsøg, hvor der er anvendt ^{15}N-mærket handelsgødning til korn og enkelte andre afgrøder i første år. Genfindelsen af mærket kvælstof i de følgende afgrøder er beregnet relativt i forhold til mængden af mærket rest-kvælstof, der kunne måles i jorden efter høst af afgrøden i første år. På basis heraf estimeres, hvor meget af det resterende kvælstof der blev frigivet i de følgende år. De mest omfattende målinger er rapporteret af Hart et al. (1993) og udført på tre lokaliteter i England ved forskellige niveauer af kvælstof tilført på hver lokalitet. Selvom undersøgelserne er lavet i forskellige afgrøder, på forskellige jordtyper og klima, er der god overensstemmelse mellem de danske og de engelske målinger i de første to eftervirkningsår (Tabel 3). De engelske målinger beskrevet af Hart et al. (1993) er som nævnt de mest omfattende, idet de inkluderer de første fem år, hvoraf de første tre år er på niveau med de danske målinger. Den gennemsnitlige optagelse i år 2 og 3 efter tilførslen er i gennemsnit af alle målinger lidt lavere end fundet i Hart et al. (1993), men mange af de engelske forsøg er lavet på jorde med højere lerindhold end der er i danske jorde og optagelsen af residual kvælstof falder generelt med jordens lerindhold (Macdonald et al., 2002). Derfor har vi valgt at bruge målingerne fra Hart et al. (1993) til beregning af gennemsnitlig eftervirkning af handelsgødning i det følgende.

Tabel 3. Andel af mærket residual kvælstof genfundet i overjordisk plantemateriale i efterfølgende afgrøder efter tilførsel af ^{15}N-mærket mineralsk gødning i første år. Gødning er tilført som lige dele mærket ammonium-N og nitrat-N, hvor andet ikke er anført. I de engelske forsøg er residual kvælstof i jord målt efter første høst af afgrøde i år 1. I øvrige undersøgelser er residual kvælstof målt i jord efter høst i 2. eller 3. år, og på basis af fjernet og udvasket kvælstof er mængden af residual kvælstof beregnet ved starten af hver vækstsæson. Danske målinger er markeret med fed skrift.

Forsøg med angivet afgrødefølge, jordtype og årstal for tilførsel samt reference	År 1	År 2	År 3	År 4	År 5
	Rest N i jord (% af input) [1)]	Fundet i høstet afgrøde, (% af residual N i jord efter år 1)			
Vinterhvede hvert år, England, 3 steder, 1980-84 (Hart et al., 1993)	17	6,6	3,5	2,2	2,2
Vinterhvede-vårbyg-vinterbyg, silty clay loam, England, 1987+88 (Macdonald et al., 1997; Macdonald et al., 2002)	22	7,5	2,9		
Vinterhvede-vårbyg-vinterbyg, chalky loam, England, 1987+88 (Macdonald et al., 1997; Macdonald et al., 2002)	30	3,4	1,6		
Vinterhvede-vårbyg-vinterbyg, sandy loam, England, 1987+88 (Macdonald et al., 1997; Macdonald et al., 2002)	28	5,9	2,5		
Vinterhvede **DK JB4**, 2002 (Sørensen & Thomsen, 2005)	**17**				
Vårbyg-vårbyg-vårraps, **DK JB7**, 1974 (Kjellerup & Kofoed, 1983)	**28**	**6,5**	**2,6**		
Vårbyg-rajgræs-rajgræs **DK JB4**, 1994 (Jensen et al., 1999)	**42**	**5,5**	**2,5**		
Vårbyg-rajgræs-rajgræs **DK JB7**, 1994 (Jensen et al., 1999)	**42**	**7,8**	**2,7**		
Vårbyg med efterafgrøde hvert år **DK JB4**, 1996. Mærket ammoniumsulfat tilført 1. år (Sørensen, 2004)	**29**	**6,5**	**4,0**		
Vårbyg m. efterafgrøde-vårbyg **DK JB4**, 2001 (Sørensen & Thomsen, 2005)	**30**	**5,7**			
Vårbyg-vårbyg, England, 1986, 141 kg N/ha PK (Glendining et al., 2001)	32	9,0	3,0		
Vårbyg-vårbyg, England, 1986, 141 kg N/ha FYM (Glendining et al., 2001)	33	8,3	3,5		
Vårbyg-vårbyg, England, 1987, 139 kg N/ha PK (Glendining et al., 2001)	31	4,3	3,2		
Vårbyg-vårbyg, England, 1987, 139 kg N/ha FYM (Glendining et al., 2001)	32	5,9	2,1		
Vinterraps-vårbyg-vinterbyg, silt clay loam, England, 1987-88 (Macdonald et al., 1997; Macdonald et al., 2002)	35	7,1	3,0		
Vinterraps-vårbyg-vinterbyg, chalky loam, England, 1987-88 (Macdonald et al., 1997; Macdonald et al., 2002)	32	4,4	1,6		
Vinterraps-vårbyg-vinterbyg, sandy loam, England, 1987-88 (Macdonald et al., 1997; Macdonald et al., 2002)	34	5,6	2,1		
Kartofler–vårbyg-vinterbyg, England, silty clay loam, 1987-88 (Macdonald et al., 1997; Macdonald et al., 2002)	36	9,6	2,9		
Kartofler–vårbyg-vinterbyg, England, sandy loam, 1987-88 (Macdonald et al., 1997; Macdonald et al., 2002)	24	4,9	1,6		
Sukkerroe-vårbyg-vinterbyg, England, sandy loam, 1987-88 (Macdonald et al., 1997; Macdonald et al., 2002)	53	5,9	2,7		
Gns. alle med vinterhvede i år 1	23	5,9	2,6	2,2	2,2
Gns. alle undtagen sukkerroe	30	6,4	2,7	2,2	2,2

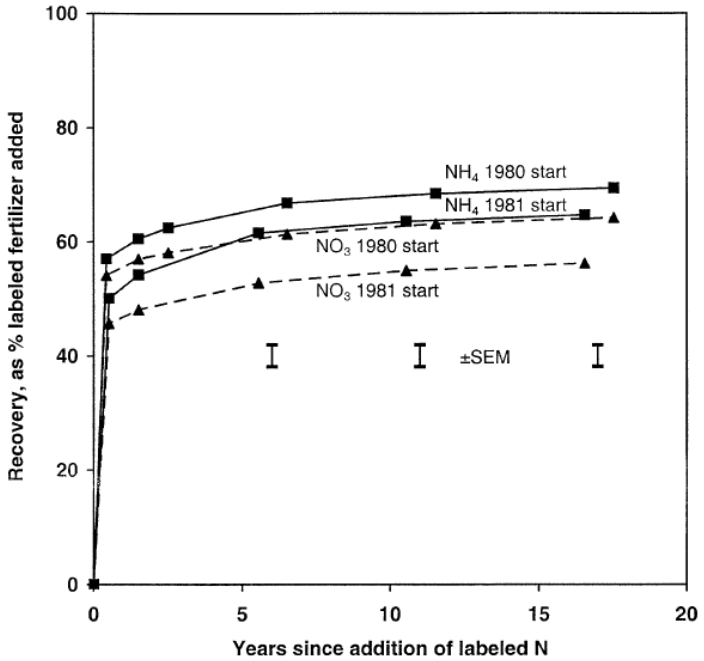
[1)] Residual N i jord efter høst af første afgrøde.

Ud af mængden af mærket kvælstof, der var efterladt i jorden efter første vinterhvede afgrøde (gennemsnitligt 17 % af tilført), fandt Hart et al. (1993), at 55 % var i jorden efter fem år, og 29 % var forsvundet efter fem år ud over de 16 %, der var genfundet i høstede afgrøder år 2-5. Det forsvundne kvælstof må formodes tabt primært ved udvaskning og denitrifikation. Det betyder således, at ca.

1/3 (16 %/45 %) af det frigivne kvælstof fandtes i den høstede afgrøde. Dette er målt i et system med vinterhvede, men det antages at gælde generelt i det følgende. Frigivelsen af rest kvælstof har reelt været lidt højere end de 45 %, idet en mindre del af det frigivne kvælstof efter planteoptagelse efterlades i planterester i jorden (recirkuleres).

Det skal bemærkes, at de ovennævnte målinger alle er baseret på den mærkede pulje af kvælstof. Isotopombytninger kan gøre, at frigivelse og udnyttelse af mærket kvælstof ikke fuldstændig kan sidestilles med nettofrigivelsen af kvælstof. En række undersøgelser tyder dog på, at denne "fejl" som regel er relativ lille (f.eks. Sørensen & Thomsen, 2005), og det vurderes, at "fejlen" er ubetydelig i forhold til øvrige usikkerhedsfaktorer. Effekten af isotopombytning kan forventes relativ konstant fra år til år. Da det er ganske små effekter, der kan måles i det enkelte eftervirkningsår, kan effekterne kun detekteres ved brug af isotopmærkning af det tilførte kvælstof.

Baseret på ovenstående kan det antages, at den årlige mineralisering af residual kvælstof er ca. tre gange så høj som mængden af residual kvælstof, der genfindes i en kornafgrøde. Med denne antagelse er den årlige mineralisering af residual kvælstof beregnet efter tilførsel af gødning til vårsæd (Tabel 4) og vintersæd (Tabel 5). Den gennemsnitlige udvaskning er endvidere beregnet under antagelse af, at 1/3 (ca. 33 %) af det mineraliserede kvælstof udvaskes (se herover). Efter det femte år er det antaget, at mineraliseringshastigheden af residual kvælstof fortsat falder til ca. 1,5 % årligt efter ti år. Frigivelsen i år 5-10 er baseret på skøn med et forløb, der ligner det, der er fundet i langvarige engelske forsøg i græs (Figur 2). Det ville være ønskeligt med langsigtede danske målinger, men de forefindes så vidt vides ikke.



Figur 2. Kumulativ genfindelse af mærket kvælstof i høstet permanent græsafgrøde målt over 16-17 år efter én tilførsel af ^{15}N-mærket mineralsk gødning i første år (Jenkinson et al., 2004).

Tabel 4. Beregning af eftervirkning af mineralsk kvælstof tilført til vårkorn baseret på målt genfindelse af ^{15}N-mærket gødning i de efterfølgende fire afgrøder (fra Hart et al., 1993), samt skønnet frigivelse i år 5-10 efter tilførsel. Det antages, at den årlige mineralisering af residual kvælstof er tre gange så høj som genfindelsen i afgrøden.

År efter tilførsel	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Residual kvælstof fundet i afgrøde (%)		6,6	3,5	2,2	2,2	1	0,5	0,5	0,5	0,5
Mineralisering af residual kvælstof (%)		19,8	10,5	6,6	6,6	3	1,5	1,5	1,5	1,5
Residual kvælstof (% af N input)	30 [2)]	24,1	20,9	18,9	17,0	16,1	15,6	15,2	14,7	14,3
Kumuleret mineralisering af residual kvælstof (% af N input)		5,9	9,1	11,1	13,1	14,0	14,4	14,9	15,3	15,8
Kumuleret udvaskning (% af N input) [1)]		2,0	3,0	3,7	4,3	4,6	4,8	4,9	5,1	5,2

1) Det er antaget, at 1/3 af det mineraliserede kvælstof gennemsnitligt udvaskes.
2) Residual kvælstof er gennemsnitlig genfindelse af tilført kvælstof i jord efter høst af første afgrøde.

Den beregnede udvaskning på 2 % af input i andet år (Tabel 4) stemmer rimeligt godt overens med, at Thomsen et al. (1997) målte udvaskning fra mærket handelsgødning på 1-2 % på lerjord og grovsandet jord ved dyrkning af vårbyg efter vårbyg uden efterafgrøde. I nye forsøg uden isotopmærkning er fundet en ekstra udvaskning på ca. 4 % i andet år med vårbyg uden efterafgrøde efter vårbyg i første år (upublicerede data).

Tabel 5. Beregning af eftervirkning af mineralsk kvælstof tilført til vinterkorn baseret på målt genfindelse af ^{15}N-mærket gødning i de efterfølgende fire afgrøder (fra Hart et al., 1993), samt skønnet frigivelse af residual kvælstof i år 5-10 efter tilførsel. Det antages, at den årlige mineralisering af residual kvælstof er tre gange så høj som genfindelsen i afgrøden.

År efter tilførsel	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Residual N fundet i afgrøde (%)		6,6	3,5	2,2	2,2	1	0,5	0,5	0,5	0,5
Mineralisering af residual N (%)		19,8	10,5	6,6	6,6	3	1,5	1,5	1,5	1,5
Residual kvælstof (% af N input)	17	13,6	11,8	10,7	9,6	9,1	8,8	8,6	8,3	8,1
Kumuleret mineralisering af residual N (% af N input)		3,4	5,2	6,3	7,4	7,9	8,2	8,4	8,7	8,9
Kumuleret udvaskning (% af N input)		1,1	1,7	2,1	2,5	2,6	2,7	2,8	2,9	3,0

Udvaskningsmodellen NLES5 tager højde for de første tre års virkning af tilført kvælstof og beregner som gennemsnit en marginaludvaskning på 17 % (Børgesen et al., 2019). Ifølge beregning i Tabel 4 og 5 skal der ved beregning af en gennemsnitlig tiårig effekt tillægges en marginaludvaskning på 2,2 %-point i vårsæd og 1,3 % point i vintersæd, eller gennemsnitligt ca. 2 %-point.

I England er der også lavet målinger på residual kvælstof i jord efter gødskning af vinterraps og kartofler, og disse målinger adskilte sig ikke klart fra målinger efter korn (Tabel 3). Eftervirkningen af gødning tilført til græs har heller ikke adskilt sig klart fra forsøg med korn (Jenkinson et al., 2004).

Eftervirkning af husdyrgødning

Sørensen et al. (2017) har udviklet en simpel empirisk baseret model, der beskriver nettomineraliseringen fra organisk bundet kvælstof i svine- og kvæggylle i de første år efter tilførslen (Tabel 6).

Tabel 6. Akkumuleret netto-mineralisering af organisk bundet kvælstof i svine- og kvæggylle i de første fem år efter tilførslen ifølge model beskrevet af Sørensen et al. (2017) samt forventet mineralisering efter ti år.

År	1	2	3	4	5	10
Mineralisering af organisk kvælstof i kvæggylle (% af tilført organisk N)	17	34	42	47	51	56
Mineralisering af organisk kvælstof i svinegylle (% af tilført organisk N)	26	53	63	68	72	75

Efter de første fem år er mineraliseringen langsom og på niveau med øvrigt organisk bundet kvælstof i jorden. I Tabel 2 er antaget en årlig mineraliseringsrate fra det resterende kvælstof i jorden på 2 % pr. år i år fem til ti. Det betyder, at der efter ti år samlet er frigivet ca. 56 % fra kvæggylle og ca. 75 % fra svinegylle. Ved samme anvendelse af principper for udvaskning fra mineraliseret kvælstof, vil der være en ekstra udvaskning fra input af organisk kvælstof i år 4-10 efter tilførsel på ca. 5 %-point ((56-42)*0,33) fra kvæggylle og 4 %-point ((75-63)*0,33) fra svinegylle. Derudover forventes et bidrag fra mineralsk kvælstof i husdyrgødningen svarende til effekten af kvælstof i handelsgødning.

Eftervirkning af efterafgrøder og andre typer afgrøder

Efterafgrøder og andre typer afgrøder efterlader varierende mængder organisk bundet kvælstof i jorden, der kan bidrage til kvælstofudvaskning på længere sigt. Tidsprofilen herfor vil være afhængig af planteresternes mineraliseringsforløb. Mineraliseringen i første år er relateret til C/N-forholdet i afgrøden (f.eks. Thomsen, 2016; Vogeler et al., 2019) og kan variere betydeligt fra under 20 % til ca. 60 %. Efter det første års omsætning kan det antages, at frigivelsen fra det resterende kvælstof foregår med omtrent samme hastighed fra alle afgrødetyper (Christensen, 2004). Derfor kan man efter første års omsætning med god tilnærmelse bruge det samme tidsforløb for kvælstoffrigivelse som anvendt ovenfor for kvælstof efterladt efter korn.

I det følgende er beregnet to eksempler på mineraliserings- og udvaskningsforløb efter samme antagelser som i Tabel 4 og 5. Dels er beregnet for en afgrøde med et lavt C/N-forhold og en første års frigivelse på 50 %, som kan forventes i en efterafgrøde af olieræddike eller en fikserende efterafgrøde (Tabel 7). Dels er er beregnet for en afgrøde med mineralisering på 25 % i første år, som kan forventes fra en afgrøde eller efterafgrøde af rajgræs eller korn.

Tabel 7. Beregning af eftervirkning af kvælstof opsamlet i efterafgrøde/afgrøde med lavt C/N-forhold og nettomineralisering på 50 % i første år efter nedpløjning (f.eks. olierædike). Beregning baseret på samme princip som i Tabel 4 ud fra målt genfindelse af mærket residual kvælstof fra kornafgrøde (fra Hart et al. 1993), samt skønnet frigivelse i år 6-10 efter tilførsel. Det antages, at den årlige mineralisering af residual kvælstof er tre gange så høj som genfindelsen i afgrøden.

År efter tilførsel	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Residual kvælstof fundet i afgrøde (%)		6,6	3,5	2,2	2,2	1	0,5	0,5	0,5	0,5
Mineralisering af residual kvælstof (%)		19,8	10,5	6,6	6,6	3	1,5	1,5	1,5	1,5
Residual kvælstof (% af N input)	50	40,1	34,9	31,6	28,3	26,8	26,0	25,3	24,5	23,8
Kumuleret mineralisering af residual kvælstof (% af N input)		9,9	15,2	18,5	21,8	23,3	24,0	24,8	25,5	26,3
Kumuleret udvaskning (% af N input)		3,3	5,0	6,1	7,2	7,7	8,0	8,2	8,5	8,7

Tabel 8. Beregning af eftervirkning af kvælstof opsamlet i efterafgrøde/afgrøde med højt C/N-forhold og nettomineralisering på 25 % i første år efter nedpløjning (f.eks. rajgræs). Beregning baseret på samme princip som i Tabel 4 ud fra målt genfindelse af mærket residual kvælstof fra kornafgrøde (fra Hart et al. 1993) samt skønnet frigivelse i år 6-10 efter tilførsel. Det antages, at den årlige mineralisering af residual kvælstof er tre gange så høj som genfindelsen i afgrøden.

År efter tilførsel	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Residual kvælstof fundet i afgrøde (%)		6,6	3,5	2,2	2,2	1	0,5	0,5	0,5	0,5
Mineralisering af residual kvælstof (%)		19,8	10,5	6,6	6,6	3	1,5	1,5	1,5	1,5
Residual kvælstof (% af N input)	75	60,2	52,3	47,3	42,4	40,1	39,0	37,9	36,8	35,6
Kumuleret mineralisering af residual kvælstof (% af N input)		14,9	22,7	27,7	32,6	34,9	36,0	37,1	38,3	39,4
Kumuleret udvaskning (% af N input)		4,9	7,6	9,2	10,9	11,6	12,0	12,4	12,7	13,1

Det fremgår af Tabel 7 og 8, at det beregnes, at ca. 9 % af det opsamlede kvælstof i en efterafgrøde med lavt C/N-forhold vil blive udvasket i år 2-10 efter nedpløjning og ca. 13 % fra efterafgrøde med højt C/N-forhold. Derudover vil der være en udvaskning i 1. år efter nedpløjning. Denne effekt af efterafgrøder i 1. år er inkluderet i NLES5-modellen, men NLES5-modellen tager ikke hensyn til forskellig kvalitet af efterafgrøder. Udvaskningen af mineraliseret kvælstof i første år forventes højere end fra mineralsk kvælstof tilført forår (17 %) og lavere end af mineraliseret kvælstof fra jord (33 %), idet mineraliseringsraten fra nyligt indarbejdet plantemateriale fra en efterafgrøde forventes højest i starten, hvor den efterfølgende afgrøde kan udnytte det frigivne kvælstof. Dette er der ikke taget højde for i bergningerne vist i Tabel 7 og 8.

Alle ovennævnte analyser er lavet under gennemsnitlige danske klima- og jord forhold. I områder med lerjord og lav nedbør forventes marginaludvaskningen et være ca. 2/3 af gennemsnit, mens det i områder med høj nedbør forventes ca. 1/3 højere marginaludvaskning end gennemsnit (Kristensen et al., 2008). På den enkelte mark har efterårsbevoksningen ligeledes stor betydning for udvaskningsfaktoren jf. Tabel 1.

Referencer

Børgesen C.D., Sørensen, P., Blicher-Mathiesen, G., Kristensen, K.M., 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. DCA rapport nr 163, Aarhus Universitet.

Blicher-Mathiesen, G., Olesen, J.E., Jung-Madsen, S. 2020. Opdatering af Baseline 2021. Teknisk rapport fra DCE nr 162, Aarhus Universitet.

Christensen, B.T. 2004. Tightening the Nitrogen Cycle. In Managing Soil Quality: Challenges in Modern Agriculture. (Eds. P. Schjønning, S. Elmholt, B.T. Christensen). CAB International. 47-67.

De Notaris, C., Sørensen, P., Moller, H. B., Wahid, R., Eriksen, J. 2018. Nitrogen fertilizer replacement value of digestates from three green manures. Nutrient Cycling in Agroecosystems 112, 355-368.

Glendining, M.J., Poulton, P.R., Powlson, D.S., Macdonald, A.J., Jenkinson, D.S. 2001. Availability of the residual nitrogen from a single application of N-15-labelled fertilizer to subsequent crops in a long-term continuous barley experiment. Plant and Soil 233, 231-239.

Hart, P.B.S., Powlson, D.S., Poulton, P.R., Johnston, A.E., Jenkinson, D.S. 1993. The availability of the nitrogen in the crop residues of winter-wheat to subsequent crops. Journal of Agricultural Science 121, 355-362.

Jensen, B., Sørensen, P., Thomsen, I., Jensen, E., Christensen, B. 1999. Availability of nitrogen in N-15-labeled ruminant manure components to successively grown crops. Soil Science Society of America Journal 63, 416-423.

Kjellerup, V., Kofoed. A.D. 1983. Kvælstofgødskningens indflydelse på udvaskning af plantenærings-stoffer fra jorden. Lysimeterforsøg med anvendelse af 15N. Tidsskrift for Planteavl 87, 1-22.

Kristensen, K., Waagepetersen, J., Børgesen, C.D., Vinther, F.P., Grant, R., Blicher-Mathiesen, G. 2008. Reestimation and further development in the N-LES – NLES3 to NLES4. DJF Plant Science no 139. 1-25.

Macdonald, A.J., Poulton, P.R., Powlson, D.S., Jenkinson, D.S. 1997. Effects of season, soil type and cropping on recoveries, residues and losses of N-15-labelled fertilizer applied to arable crops in spring. Journal of Agricultural Science 129, 125-154.

Macdonald, A.J., Poulton, P.R., Stockdale, E.A., Powlson, D.S., Jenkinson, D.S. 2002. The fate of residual N-15-labelled fertilizer in arable soils: its availability to subsequent crops and retention in soil. Plant and Soil 246, 123-137.

Macdonald, A.J., Powlson, D.S., Poulton, P.R. Jenkinson, D.S. 1989. Unused Fertilizer Nitrogen in Arable Soils - Its Contribution to Nitrate Leaching. Journal of the Science of Food and Agriculture 46, 407-419.

Petersen, J., Petersen, B.M., Blicher-Mathiesen, G., Ernstsen, V., Waagepetersen, J. 2006. Beregning af nitratudvaskning. Forslag til metode, der sikrer ensartethed i sagsbehandlingen i forbindelse med fremtidig miljøgodkendelse af husdyrudvidelser. Danmarks JordbrugsForskning. Rapport. Markbrug 124, 1-147.

Sørensen, P. 2004. Immobilisation, remineralisation and residual effects in subsequent crops of dairy cattle slurry nitrogen compared to mineral fertiliser nitrogen. Plant and Soil 267, 285-296.

Sørensen P., Børgesen, C.D. 2015. Kvælstofudvaskning og gødningsvirkning ved anvendelse af afgasset biomasse. DCA Rapport nr 65.

Sørensen P., Christensen, B.T., Børgesen, C.D. 2019. Langtidseffekter på nitratudvaskning af mineralsk kvælstof i tilført gødning (10-års perspektiv). DCA notat til landbrugsstyrelsen. 2. december 2019. 9 s.

Sørensen, P., Thomsen, I.K. 2005. Separation of pig slurry and plant utilization and loss of nitrogen-15-labeled slurry nitrogen. Soil Science Society of America Journal 69, 1644-1651.

Sørensen, P., Thomsen, I.K., Schroder, J.J. 2017. Empirical model for mineralisation of manure nitrogen in soil. Soil Research 55, 500-505.

Thomsen, I.K., Kjellerup, V., Jensen, B. 1997. Crop uptake and leaching of N-15 applied in ruminant slurry with selectively labelled faeces and urine fractions. Plant and Soil 197, 233-239.

Bilag 3. Klimagasser

Nicholas J. Hutchings[1]

Fagfællebedømmelse: Jørgen E. Olesen[1]

[1]*Agroøkologi, AU*

Indledning

Formålet her er at beregne sideeffekten af et kvælstofvirkemiddel på udledninger af klimagasser, herunder kulstoflagring i jord. Nogle arealbaserede kvælstofvirkemidler er også egentlige klima- eller fosforvirkemidler, men implementeringskriterierne kan være forskellige, da et areal som betragtes som et højrisikoområde med hensyn til nitratudvaskning ikke nødvendigvis er et højrisikoområde med hensyn til fosfor. Tilsvarende vil udtagning af jord kunne tages af forskellige primære hensyn til enten kvælstof eller klima.

Vurderingerne af klimasideeffekterne af kvælstofvirkemidler deles i to grupper, afhængig af om implementering betyder eller ikke betyder en ændring i arealanvendelsen og dermed i effekter på jordens kulstofpulje. Virkemidler, som implementeres uden en ændring i arealanvendelsen, kan også deles i to; enkle, tekniske tiltage, som typisk implementeres i en enkelt afgrøde og mere komplekse tiltag, som implementeres i dyrkningssystemer. Estimering klimasideeffekterne af den sidste type virkemidler kræver detaljerede beregninger, og for disse virkemidler henvises her til tidligere beregninger.

Følgende elementer indgår i beregninger af drivhusgasemissioner tilknyttet kvælstofvirkemidler:

- Den direkte lattergasemission, herunder emissionen fra handels- og husdyrgødning tilført arealet, planterester og nettomineralisering af organisk stof i jorden.
- Den indirekte lattergasemission fra ammoniakemission og nitratudvaskning.
- CO_2-emission fra kalk og urea tilført markerne.
- Ændring i netto kulstoflagring i jorden eller biomasse (herunder skov).
- Fossil energi brugt til markoperationer og tørring af afgrøder.

Det antages, at virkemidlerne ikke påvirker antal husdyr eller husdyrproduktionens sammensætning, hvorfor der heller ikke effekter på emissioner fra husdyr eller husdyrgødningshåndtering. Den udbragte mængde husdyrgødning antages derfor at være uændret. Det betyder, at hvis et virkemiddel reducerer kvælstotilførslen, sker reduktionen alene i handelsgødning.

Sideeffekten af en kvælstofvirkemiddel på klimagasser er afhængig af udgangspunktet (dvs. den nuværende arealanvendelse og driftsledelse) og fremtidens arealanvendelse og driftsledelse. I tilfælde af at en virkemiddel medfører ændret arealanvendelse, er det nødvendigt at beregne klima-

gasemissioner for både den nuværende og fremtidige arealanvendelse. Her skelnes generelt mellem to nuværende arealanvendelser: 1) en gennemsnitlig dyrkningspraksis og 2) korndyrkning. 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.

For ændring i lattergasemission fra nitratudvaskning, kan inputdata hentes fra andre sektioner i det pågældende kapitel. For andre tabsposter er det nødvendigt at benytte estimater eller antagelse fra andre datakilder.

Standardværdier

Kvælstofrelaterede emissioner

Følgende standardværdier er anvendt:

Fra IPPC (2006):

GWP N_2O = 298 kg CO_2-ækv./kg N_2O

Konvertering N_2O-N til N_2O = 44/(2×14) = 1,571

Emissionsfaktorer:

- N_2O fra udbragt gødning: 0,01 kg N_2O-N/kg N
- N_2O fra planterester: 0,01 kg N_2O-N/kg N
- Indirekte N_2O atmosfærisk deposition = 0,01 kg N_2O-N/kg N

Emissionsfaktorer fra DCE (Mette Hjorth Mikkelsen, pers. komm.):

- Indirekte N_2O fra nitrat-udvaskning[9] = 0,0046 kg N_2O-N/kg N
- NH_3-fordampning (handelsgødning) = 0,02 kg NH_3-N/kg N
- NH_3-fordampning (husdyrgødning) = 0,091 kg NH_3-N/kg N
- NH_3-fordampning (blandet handels- og husdyrgødning) = 0,046 kg NH_3-N/kg N

Dyrket areal i Danmark = 2.602.000 ha (Blicher-Mathiesen et al., 2020).

[9] Der har tidligere været brugt en lavere værdi for virkemidler, som reducerede nitrat udledt i drænvandet (f.eks. vådområder). Det vurderes nu, at der generelt er ringe reduktion af det nitrat, der strømmer fra rodzonen til dræenene, således at reduktionen på landsplan af nitrat fra transporten rodzonen frem til vandløbene primært foregår i grundvandet. Dette indebærer, at der vil skulle benyttes stort set samme værdi for emissionsfaktor for alle virkemidler, og her er derfor anvendt den generelle værdi for indirekte lattergasemissioner fra udvaskning af nitrat fra rodzonen.

Nogle virkemidler kan forventes at påvirke udbyttet og dermed ifølge IPCC (2006) også kvælstofinput i planterester. I nogle tilfælde har det ikke været muligt at kvantificere effekten på tørstofudbyttet. Til at estimere kvælstofinputtet i planterester i disse tilfælde, er det antaget, at der er en direkte relation med kvælstofnormen for den relevante afgrøde eller sædskifte. På baggrund af Danmarks afrapportering af kvælstofinput i planterester og i handels- og husdyrgødning under UNFCCC (DCE 2020), er andelen antaget til at være 0,21. Dette er en simplificeret metode, som i princippet kun gælder for et landsgennemsnit, og der er derfor betydelig usikkerhed knyttet til disse estimater.

Kulstoflagring, kalk og urea

I nogle tilfælde vil et virkemiddel påvirke kulstoflagringen i jorden, fordi der vil være en ændring i kulstofinputtet enten i planterester eller i husdyrgødning. Over tid vil jordens kulstofpuljer tilpasse sig ændringer i kulstofinputtet, og et virkemiddels effekt på kulstoflagring vil dermed aftage med tiden. I den danske afrapportering under UNFCCC, er tidsrammen for ændringer ca. 20 år. For de fleste virkemidler har det ikke været muligt her at lave en selvstændig modellering af effekten, og den angivne effekt er derfor baseret på tidligere undersøgelser, som er i overensstemmelse med effekter på ca. 20 år basis. Hvis ikke der findes sådanne undersøgelser, og effekterne i øvrigt antages at være beskedne, er effekt på kulstoflagring sat til nul.

Emissioner af CO_2 fra tilførsel af kalk og ureabaserede handelsgødninger er i gennemsnit 94 kg CO_2 ækv/ha/år og er beregnet som de afrapporterede 244 kt CO_2-emission på landsplan (DCE, 2020), fordelt over det samlede dyrkningsareal. Da ingen virkemidler inkluderer øget forsuring af gylle, er det her antaget, at der ikke er ændring i emissioner, når et virkemiddel ikke udtager landbrugsjord, samt at der er ingen eller meget mindre emission fra jorden, som er udtaget. Det antages ligeledes, at der ikke vil være væsentlige ændringer i anvendelsen af ureabaserede gødninger eller i kalkanvendelse som følge af forsuring forårsaget af ændret gødningsanvendelse.

Forbrug af fossil energi

Tabel 1 viser estimater for fossilt energiforbrug i forbindelsen med korn, græs og roeproduktion med de konverteringsfaktorer, der er angivet i Tabel 2.

Tabel 1. Forbrug af fossil energi i forbindelsen markoperationer, vanding og tørring til produktion af korn, græs og roer (Mogensen et al., 2018).

		Byg	Hvede	Kløvergræs	Græs	Roer	Sukkerroer
El, vanding	kWh/ha	34	47	161	161	64	60
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 2. Konverteringsfaktorer (fra Mogensen et al., 2018).

		kg CO_2-ækv./enhed
Diesel	liter	2,82
El	kWh	0,56

På baggrund af Tabel 1 og 2 estimeres forbruget af fossil energi for korn, græs og roer til henholdsvis 361, 358 og 291 CO_2-ækv./ha/år, med et gennemsnit på 340 CO_2-ækv/ha/år. Det bemærkes, at disse tal er betydeligt lavere end det 1.100 kg CO_2/ha/år antaget af Eriksen et al. (2014).

Standard værdier for emissioner af klimagasser

Gennemsnitlig dyrkningspraksis

Beregninger for en gennemsnitlig landbrugsjord er baseret på Danmarks afrapportering under UNFCCC (DCE 2020):

- Eksterne kvælstofinput til markerne er for handelsgødning 86 kg/ha/år, for udbragte husdyrgødning og andre organiske produkter 87 kg N/ha/år og udskillelsen under afgræsning 8 kg/ha/år. Sammenlagt kvælstofinput er 181 kg N/ha/år.
- Det gennemsnitlige kvælstofinput i planterester er beregnet til 39 kg N/ha/år.
- Gennemsnitlig ammoniakemission er 16 kg N/ha/år
- Gennemsnitlig nitratudvaskning er 61 kg N/ha/år

Tabel 3. Drivhusgasemissioner fra en gennemsnitlig dyrkningspraksis i Danmark.

		kg N/ha/år	kg N_2O-N emission/ha/år	kg CO_2-ækv./ha/år
Kvælstofinput		181		
Direkte N_2O emission	Gødning		1,81	848
	Planterester	39	0,39	182
Indirekte N_2O	Ammoniak	10	0,10	49
	Udvaskning	61	0.28	131
Fossil energi				340
Kalk m.m.				94
Kulstoflagring				0
			Sum	1644

Korndyrkning

Kvælstofvirkemidler vil sandsynligvis ikke blive implementeret jævnt over alle sædskifter, da kvælstofudvaskningen fra græsrige sædskifter normalt er lavere end fra kornsædskifter (Olesen et al., 2016). Det er dermed mere relevante for nogle kvælstofvirkemidler at beregne klimasideeffekter ved at sammenligne med et kornsædskifte. På baggrund af Olesen et al. (2016) er vinterhvededyrkning antaget her at være repræsentativ for korndyrkning (Tabel 4).

Tabel 4. Drivhusgasemissioner fra korndyrkning.

		kg N/ha/år	kg N_2O-N emission/ha/år	kg CO_2 ækv/ha/år
N input		200 [1)]		
Direkte N_2O emission	Gødning		2,00	937
	Planterester	43	0,43	201
Indirekte N_2O emission	Ammoniak	12	0,12	54
	Udvaskning	64 [2)]	0.29	138
Fossil energi				361
Kalk m.m.				94
Kulstoflagring				0
			Sum	1784

1) Landbrugsstyrelsen (2019)
2) Olesen et al. (2016)

Sammenhæng til den nationale emissionsopgørelse

Det er ved fastlæggelse af klimaeffekter af de enkelte virkemidler tilstræbt, at disse vil blive afspejlet på samme vis som i den nationale emissionsopgørelse (Nielsen et al., 2019). Den nationale afrapportering benytter dog simplere og mere aggregerede data til emissionsopgørelser, og forskelle vil derfor kunne optræde, hvis data for aktiviteter (f.eks. ændringer i arealanvendelse, gødningsforbrug, kvælstofudvaskning eller ammoniakfordampning) ikke afspejler sig i de nationale data. Der er benyttet de samme emissionsfaktorer og GWP som aktuelt anvendes i de nationale opgørelser, men disse kan også ændres fremadrettet. I den nationale opgørelse af ændringer i kulstoflagring benyttes også aggregerede data for arealanvendelse, afgrødeudbytter og bortførsel af afgrøderester. Det er i denne rapport tilstræbt, at effekter af virkemidler er i overensstemmelse med disse nationalt beregnede effekter, men beregningsmetoder og datagrundlag er forskellige. Enkelte af virkemidlerne indgår ikke for nuværende i de nationale opgørelser, og der er i denne rapport anført, hvad disse effekter estimeres at være. Der kan være behov for yderligere dokumentation for at inkludere klimaeffekterne af disse virkemidler i den nationale klimaopgørelse. Dette omfatter bl.a. effekter af biochar, nitrifikationshæmmere, minivådområder, styret dræning, afbrydning af dræn, paludikultur og tiltag vedrørende randzoner.

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

DCE 2020. Afrapportering under UNFCCC. https://unfccc.int/process-and-meetings/transparency-and-reporting/reporting-and-review-under-the-convention/greenhouse-gas-inventories-annex-i-parties/national-inventory-submissions-2020.

Eriksen, J., Jensen, P.N., Jacobsen, B.H. (red.) 2014. Bilag 2. Tabeller til beregning af klimaeffekter i Virkemidler til realisering af 2. Generations vandplaner og målrettet arealregulering. DCA rapport nr. 052.

Landbrugsstyrelsen. 2019. Vejledning om gødsknings- og harmoniregler. Planperioden 1. august 2019 til 31. juli 2020.

Mogensen, L., Knudsen, M.T., Dorca-Preda, T., Nielsen, N.I., Kristensen, I.S., Kristensen, T. 2018. Bæredygtighedsparametre for konventionelle fodermidler til kvæg - metode og tabelværdier. DCA rapport nr. 116. Aarhus Universitet.

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.

Olesen, J.E., Jørgensen, U., Hermansen, J.E., Petersen, S.O., Søegaard, K., Eriksen, J., Schjønning, P., Greve, M.H., Greve, M.B., Thomsen, I.K., Børgesen, C.D., Vinther, F.P. 2016. Græsdyrknings klima- og miljøeffekter. DCA Notat.

Bilag 4. Kombineret effekt af dræn- og fladevirkemidler - en generel ligning til beregning af effekten af kombinerede kvælstofvirkemidler

Jens Erik Ørum[1]

Fagfællebedømmelse: Carl Christian Hoffmann[2]

[1]*Fødevare- og Ressourceøkonomi, KU*
[2]*Bioscience, AU*

Til brug, ikke mindst for miljøøkonomiske analyser, beskriver nærværende bilag en ligning til beregning af den samlede effekt af flade- og drænvirkemidlerne anvendt såvel enkeltvist som i kombination.

En, generel ligning til beregning af udledning fra rodzone til åkant og kyst

På trods af en stor geologisk og hydrologisk bestemt forskel i kvælstofretentionen på tværs af landet og på tværs af selv de mindste marker og ID15-oplande, kan den samlede kvælstofretention og udledningen til kysten, meget forenklet, bestemmes med en og samme, generelle ligning (Ligning 1), som introduceres og specificeres nedenfor.

Udvaskningen fra rodzonen og effekten af fladevirkemidlerne (N_{LES}) kan beregnes med f.eks. NLES5 modellen (Børgesen et al. 2019), mens effekten af drænvirkemidlerne og den endelige kvælstofudledning til kysten N_{KYST} kan beregnes med Ligning 1, hvor også grundvandsretentionen R_{GRV}, overfladevandsretentionen R_{OVF} og drænfraktionen DF indgår:

$$1)\quad N_{KYST} = N_{LES}\ (1 - E_{VÅD})\ [DF(1 - E_{MINI}) + (1 - DF)(1 - R_{GRV})]\ (1 - R_{OVF})$$

Udvaskning fra rodzonen N_{LES} er en funktion af plantedække, jordbearbejdning, kvælstoftilførsel og afstrømning. Udvaskningen kan reduceres ved brug af såkaldte fladevirkemidler som f.eks. reduceret kvælstoftildeling og efterafgrøder, der begge indgår i NLES5 beregningen af udvaskningen.

Kvælstofretentionen kan forøges med brug af drænvirkemidler som f.eks. minivådområder med effekten E_{MINI} eller ved reetablering af vådområder med effekten $E_{VÅD}$. Halvdelen af det kvælstof, der udvaskes fra rodzonen på lerjord, ledes som hovedregel direkte til åkanten via dræn, mens det øvrige kvælstof stor set bortreduceres. Drænvirkemidlerne sikrer, at også det kvælstof, der ellers via dræn ville transporteres direkte til å og kyst udsættes for en retention i et minivådområde og/eller et vådområde. Drænfraktionen (DF) udtrykker således den andel af afstrømningen i et drænopland, der foregår via dræn.

Beregning af den samlede retention fra rodzone til kyst kræver adgang til mindst fem kortlag. Det gælder kortlag med grundvands- og overfladevandsretention, kortlag med drænoplande og kortlag med oplande til minivådområder og vådområder. Hvor de første tre kortlag må antages at være rimeligt stabile over tid, må kortlagene med oplande til minivådområder og vådområder løbende opdateres i takt med, at placeringen af disse virkemidler vurderes og aktiveres. Ligning 1-3 forudsætter adgang til en detaljeret grundvandsretention (gerne på drænoplandsniveau), der udtrykker retentionen for den afstrømning, der ikke afledes via dræn, men via grundvandet. Til sidst i bilaget argumenteres der for, at den nuværende kortlægning af grundvandsretentionen, som den kommer til udtryk i retentionskortet, derfor ikke er tilstrækkelig detaljeret til at understøtte en beregning af hverken virkemidlernes enkeltvise og kombinerede effekter eller en målrettet regulering.

Retention fra rodzone til åkant

Da drænvirkemidlerne alene påvirker retentionen fra rodzonen til vandløbskanten (åkanten), er det valgt i de efterfølgende beregninger og eksempler at fokusere på effekten af kombinerede flade- og drænvirkemidler opgjort ved vandløbskanten (åkanten) og den dermed afledte, samlede retention fra rodzone til åkant.

Den samlede retention fra rodzone til åkant ($R_{RZÅ}$) inkluderer således grundvandsretention og drænfraktion samt effekt af eventuelle minivådområder og vådområder (Ligning 2):

2) $R_{RZÅ} = 1 - \ (1 - E_{VÅD})\ [DF(1 - E_{MINI}) + (1 - DF)(1 - R_{GRV})]$

Når også den resterende retention fra åkant til kyst, der udgøres af overfladevandsretentionen (R_{OVF}) inddrages, kan den samlede udledning til kysten herefter sammendrages til (Ligning 3):

3) $N_{KYST} = (1 - R_{RZÅ})\ (1 - R_{OVF})\ N_{LES}$

Retention fra rodzone til åkant er ikke kun et relevant begreb, når der skal beregnes kombinerede effekter af flade- og drænvirkemidler, men kan også være et nyttigt redskab til forståelsen af, at værdien af fladevirkemidler ikke er en nagelfast, absolut størrelse, men - også før der overhovedet tænkes på drænvirkemidler - kan variere på tværs af landet og inden for ét og samme ID15. Der er således store, systematiske variationer i retentionen fra rodzone til åkant. Den væsentligste del af variationen skyldes, at der for sandjord er en stor variation i grundvandsretention på f.eks. 20-80 %; men ingen drænfraktion, mens der for lerjorden er en mere ensartet, høj grundvandsretention på f.eks. 80-99 %, men til gengæld en betydelig drænfraktion, der normalt sættes til 50 %. Bemærk, at retentioner og effekter, der jo af natur er relative, ubenævnte størrelse, i nærværende bilag er udtrykt i %'er

Eksempler på anvendelse af den generelle ligning

I Tabel 1 gives der eksempler på, hvorledes effekterne af virkemidlerne enkeltvist og i kombination manifesterer sig med brug af Ligning 2 med antagelse af forskellige, hyppigt forekommende, men ikke fuldt dækkende, eksempelvise forudsætninger. Kombinationen af både minivådområder og vådområder samt effekterne af dræning og anvendelsen af minivådområder på sandjord, der kan forekomme, er således udeladt i eksemplerne, men kan beregnes med Ligning 2.

I eksemplerne i Tabel 1 er grundvandsretentionen sat til 20, 40, 60 og 80 % for sandjord og 80, 90, 95 og 99 % for lerjord. Som eksempler på fladevirkemidler er benyttet efterafgrøder, hvor effekten, jf. *Efterafgrøder* (denne rapport), afhænger af jordtype og husdyrintensitet. Desuden er benyttet en normreduktion på 20 kg kvælstof pr. ha, der ved en eksempelvis marginaludvaskning på 20 % har en effekt på 4 kg N/ha i rodzonen. Der er antaget en udvaskning fra rodzonen på 80 kg N/ha fra både lerjord og sandjord. Drænfraktionen (DF) er, baseret på Børgesen og Kjærgaard (2015), sat til 50 % på lerjord og 0 % på sandjord. Minivådområder på sandjord forudsætter, at sandjorden er dræ-net, hvilket ikke er tilfældet i de viste eksempler. Derfor er de viste kombinationer med minivåder på sandjord uden effekt og blanke/tomme i Tabel 1.

Tabel 1. Eksempler på effektberegning for flade- og drænvirkemidler opgjort ved åkant for hhv. sandjord og lerjord med brug af Ligning 2.

	------ Sandjord -------				------ Lerjord ----			
Basisudvaskning (kg N pr. ha)	80	80	80	80	80	80	80	80
Fladevirkemidler	--- Effekt i rodzone (kg N pr. ha) ---							
Ingen fladevirke.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Normred. 20 kg N pr. ha	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0
Eft.afg. < 0,8 DE/ha	32,0	32,0	32,0	32,0	12,0	12,0	12,0	12,0
Eft. Afg. > 0,8 DE/ha	45,0	45,0	45,0	45,0	24,0	24,0	24,0	24,0
UDEN DRÆNVIRKEMIDLER								
Grundvandsrention	20%	40%	60%	80%	80%	90%	95%	99%
Drænfraktion	0%	0%	0%	0%	50%	50%	50%	50%
Retention fra rodzone til åkant	20%	40%	60%	80%	40%	45%	48%	50%
	--- Udledning opgjort ved åkant (kg N pr. ha) ---							
Ingen fladevirke.	64,0	48,0	32,0	16,0	48,0	44,0	42,0	40,4
Normred. 20 kg N pr. ha	60,8	45,6	30,4	15,2	45,6	41,8	39,9	38,4
Eft.afg. < 0,8 DE/ha	38,4	28,8	19,2	9,6	40,8	37,4	35,7	34,3
Eft. Afg. > 0,8 DE/ha	28,0	21,0	14,0	7,0	33,6	30,8	29,4	28,3
Uden drænvirkemiddel	--- Effekt af fladevirk. (kg N pr. ha) ---							
Ingen fladevirke.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Normred. 20 kg N pr. ha	3,2	2,4	1,6	0,8	2,4	2,2	2,1	2,0
Eft.afg. < 0,8 DE/ha	25,6	19,2	12,8	6,4	7,2	6,6	6,3	6,1
Eft. Afg. > 0,8 DE/ha	36,0	27,0	18,0	9,0	14,4	13,2	12,6	12,1
MED MINIVÅDOMRÅDE								
Effekt af minivådområde					25%	25%	25%	25%
Retention fra rodzone til åkant					53%	58%	60%	62%
	--- Udledning opgjort ved åkant (kg N pr. ha) ---							
Ingen fladevirke.					38,0	34,0	32,0	30,4
Normred. 20 kg N pr. ha					36,1	32,3	30,4	28,9
Eft.afg. < 0,8 DE/ha					32,3	28,9	27,2	25,8
Eft. Afg. > 0,8 DE/ha					26,6	23,8	22,4	21,3
	--- Kombineret effekt af virkemidler (kg N pr. ha) ---							
Ingen fladevirke.					10,0	10,0	10,0	10,0
Normred. 20 kg N pr. ha					11,9	11,7	11,6	11,5
Eft.afg. < 0,8 DE/ha					15,7	15,1	14,8	14,6
Eft. Afg. > 0,8 DE/ha					21,4	20,2	19,6	19,1
	--- Heraf fladevirkemiddel (kg N pr. ha) ---							
Normred. 20 kg N pr. ha					1,9	1,7	1,6	1,5
Eft.afg. < 0,8 DE/ha					5,7	5,1	4,8	4,6
Eft. Afg. > 0,8 DE/ha					11,4	10,2	9,6	9,1
MED VÅDOMRÅDE								
Effekt af vådområde	50%	50%	50%	50%	50%	50%	50%	50%
Retention fra rodzone til åkant	60%	70%	80%	90%	70%	73%	74%	75%
	--- Udledning opgjort ved åkant (kg N pr. ha) ---							
Ingen fladevirke.	32,0	24,0	16,0	8,0	24,0	22,0	21,0	20,2
Normred. 20 kg N pr. ha	30,4	22,8	15,2	7,6	22,8	20,9	20,0	19,2
Eft.afg. < 0,8 DE/ha	19,2	14,4	9,6	4,8	20,4	18,7	17,9	17,2
Eft. Afg. > 0,8 DE/ha	14,0	10,5	7,0	3,5	16,8	15,4	14,7	14,1
	--- Kombineret effekt af virkemidler (kg N pr. ha) ---							
Ingen fladevirke.	32,0	24,0	16,0	8,0	24,0	22,0	21,0	20,2
Normred. 20 kg N pr. ha	33,6	25,2	16,8	8,4	25,2	23,1	22,1	21,2
Eft.afg. < 0,8 DE/ha	44,8	33,6	22,4	11,2	27,6	25,3	24,2	23,2
Eft. Afg. > 0,8 DE/ha	50,0	37,5	25,0	12,5	31,2	28,6	27,3	26,3
	--- Heraf fladevirkemiddel (kg N pr. ha) ---							
Normred. 20 kg N pr. ha	1,6	1,2	0,8	0,4	1,2	1,1	1,1	1,0
Eft.afg. < 0,8 DE/ha	12,8	9,6	6,4	3,2	3,6	3,3	3,2	3,0
Eft. Afg. > 0,8 DE/ha	18,0	13,5	9,0	4,5	7,2	6,6	6,3	6,1

I Tabel 1 er udledning og effekt af virkemidlerne er opgjort i tre trin: Uden drænvirkemidler (boks 2), Med minivådområde (boks 3) og Med vådområde (boks 4). For hvert trin er der beregnet en retention fra rodzone til åkant med Ligning 2 samt beregnet udledning og effekt for hhv. ingen fladevirkemidler og effekt mv. for hver de tre fladevirkemidler. Jordtype, grundvandsretention og drænfraktion samt virkemidlernes effekt i rodzonen, der er fælles for de tre trin, fremgår af tabellens øverste, første boks. Drænvirkemidlernes relative effekt er angivet øverst i boks 3 og 4.

Uden drænvirkemidler, anden boks, er der beregnet en retention fra rodzone til åkant på 20-80 % for sandjord og 40-50 % for lerjord. Det er denne retention, der i kombination med virkemidlernes effekt i rodzonen, angivet i toppen af Tabel 1, der giver de i tabellen viste effekter. Det fremgår, at kombinationen af ingen flade- og drænvirkemidler naturligvis ikke har nogen effekt. Effekten af de tre fladevirkemidler afhænger derimod i høj grad af jordtype og især for sandjorden af grundvandsretention. Normreduktionen med en effekt på 4 kg N/ha i rodzonen reduceres således til en effekt på mellem 0,8 to 3,2 kg N/ha for sandjord og fra 2,0 til 2,4 kg N/ha for lerjord.

Med minivådområde, tredje boks, der som nævnt kun har effekt på drænede arealer, er der ingen effekt på sandjorden. For lerjorden er der beregnet en effekt på udledningen på 11,5 to 11,9 kg N/ha for normreduktion i kombination med minivådområde. Sidst i boksen er det beregnet, hvor meget fladevirkemidlerne bidrager til den kombinerede effekt. Her fremgår det, at effekten af f.eks. normreduktionen, der har en effekt på 4 kg N/ha i rodzonen, reduceres til en effekt på 1,5 til 1,9 kg N/ha opgjort ved åkanten, når den kombineres med et minivådområde. Det er reduktion på ca. 0,5 kg N/ha i forhold til normreduktionens effekt uden drænvirkemiddel. I eksemplet reducerer minivådområdet effekten af fladevirkemidlerne med 25 til 30 %.

Med vådområde, fjerde boks, er der beregnet en kombineret effekt med f.eks. normreduktionen på 8,4 til 33,6 kg N/ha for sandjord og 21,2 til 25,2 kg N/ ha for lerjord. I forhold til effekten beregnet uden vådområde reducerer vådområderne effekten af fladevirkemidlerne med 50 %.

Det skal indskærpes, at tabellen ikke er tænkt som et opslagsværk, men en hjælp til at forstå arbejdsgangen i en beregning af virkemidlernes effekt opgjort ved åkanten og i sidste ende ved kysten. Eksemplerne er rimeligt bredt dækkende når det gælder grundvandsretention og effekten af fladevirkemidlerne. Den grundlæggende udvaskning fra rodzonen, der i eksemplet er 80 kg N/ha er derimod ikke repræsentativ, men netop bare et eksempel.

Behov for kortlægning af en differentieret grundvandsretention

Det nuværende retentionskort (Højberg et al., 2015), hvor Danmark er opdelt i ca. 3.000 enheder a 1.500 ha, afspejler en forenklet forståelse af de geografiske og hydrologiske forhold. En forståelse, der ikke giver mulighed for, at forskellige områder i ét og samme ID15-opland kan have forskellig grundvandsretention samt områder med og uden dræning. Fra et fagligt forsigtighedshensyn, kan

det være nødvendigt/bekvemt at antage, at der kun er én, gennemsnitlig grundvandsretention pr. ID15. Når det med de seneste potentialekort (Kjærgaard et al., 2017 og Børgesen et al., 2019) manifesteres, at minivådområder, ikke mindst på bagrund af meget håndgribelige forskelle i teksturen, kan være relevante i dele af et ID15-opland, er det dog umuligt samtidigt at fastholde ideen om kun én grundvandsretention pr. ID15.

I et nyt retentionskort vil der, jf. Højberg (2019), være fokus på at inddrage flere målinger og bedre placering af bl.a. redoxzonen, men der opnås ikke i de første faser af opdateringen en øget differentiering af kortet. Der er således en tid fremover et udækket behov for et retentionskort, der kan understøtte en målrettet, omkostningseffektiv anvendelse af flade- og drænvirkemidler på ID15-niveau og derunder. Et retentionskort med grundvandsretentioner for udledning, der ikke foregår via dræn, gældende f.eks. for hver enkelt af potentialekortets (op til) otte klasser pr. ID15-opland står derfor højt på den miljøøkonomiske ønskeliste.

Referencer

Børgesen, C.D., Kjærgaard, C. 2016. Udarbejdelse af minivådområdeeffekt (kg N pr. ha minivådområde) på ID15-oplandsniveau for potentielt egnede arealer. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, 19. maj 2016. http://pure.au.dk/portal/files/116512758/Besvarelse_Miniv_domr_deeffekt_kg_N_pr._ha_miniv_domr_de_002_.pdf

Børgesen, C.D., Iversen, B.V., Bach, E.O., Greve, M. 2019. Opdatering af potentialekort for mini-vådområder med nyt ådalstema. Institut for Agroøkologi, AU. https://pure.au.dk/ws/files/177399088/Opdatering_af_potentialekort_Juli_2019_ver_2.pdf

Højberg, A.L., Windolf, J., Børgesen, C.D., Troldborg, L., Tornbjerg, H., Blicher-Mathiesen, G., Kronvang, B., Thodsen, H., Ernstsen, V. 2015. National kvælstofmodel - Oplandsmodel til belastning og virkemidler. GEUS, revideret udgave september 2015. https://www.geus.dk/media/13243/national-kvaelstofmodel-oplandsmodel-til-belastning-og-virkemidler-sep2015.pdf

Højberg, A. 2019. Opdatering af nationale – Kvælstofretentionskort. Oplæg om opdatering af retentionskort. Præsenteret for MST november 2019. https://mst.dk/media/185896/anker-l-hoejberg-oplaeg-om-opdatering-af-retentionskort.pdf

Kjærgaard, C., Bach, E.O., Greve, M., Iversen, B.V., Børgesen, C.D. 2017. Kortlægning af potentielle områder til etablering af konstruerede minivådområder. DCA- Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, 15 s, 19. Maj, 2017.

Om DCA
DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug er den faglige indgang til jordbrugs- og fødevareforskningen ved Aarhus Universitet.

Centret omfatter institutter og forskningsmiljøer, der har aktiviteter på jordbrugs- og fødevareområdet. Det er primært Institut for Agroøkologi, Institut for Husdyrvidenskab, Institut for Fødevarer, Center for Kvantitativ Genetik og Genomforskning samt dele af Institut for Ingeniørvidenskab.

Aktiviteterne i DCA understøttes af en centerenhed, der varetager og koordinerer opgaver omkring myndighedsbetjening, erhvervs- og sektorsamarbejde, internationalt samarbejde og kommunikation.

Forskningsresultater fra DCA
Resultater fra forskningen publiceres i internationale, videnskabelige tidsskrifter. Publikationerne kan findes via universitets publikationsdatabase (pure.au.dk).

DCA rapporter
DCAs rapportserie formidler hovedsageligt myndighedsrådgivning fra DCA til Miljø- og Fødevareministeriet. Der kan også udgives rapporter, som formidler viden fra forskningsaktiviteter. Rapporterne kan frit hentes på centrets hjemmeside: dca.au.dk.

Nyhedsbreve
DCA udsender et nyhedsbrev, der løbende orienterer om jordbrugs- og fødevareforskningen og herunder om nye forskningsresultater, rådgivning, uddannelse, arrangementer og andre aktiviteter. Det er gratis at tilmelde sig nyhedsbrevet, og det kan ske på dca.au.dk.

RESUME

På bestilling af Miljø- og Fødevareministeriet er der udarbejdet et nyt katalog over virkemidler, der kan reducere kvælstofbelastningen af vandmiljøet. Det ny virkemiddelkatalog, som erstatter kataloget fra 2014, indeholder beskrivelse af i alt 32 virkemidler på henholdsvis dyrkningsfladen og i forbindelse med dræn, lavbund eller i randzonen langs vandløb. Ud over kvælstofeffekten er der redegjort for effekter af virkemidlerne i forhold til fosfor, klima, natur og biodiversitet, skadegørere og pesticider samt budget- og velfærdsøkonomiske omkostninger. Kataloget er lavet i et samarbejde mellem fem institutter på Aarhus Universitet (Agroøkologi, Bioscience, Miljøvidenskab, Ingeniørvidenskab og Biologi) og to institutter på Københavns Universitet (Fødevare- og Ressourceøkonomi samt Geovidenskab og Naturforvaltning).