



VIRKEMIDLER TIL REDUKTION AF FOSFORBELASTNINGEN AF VANDMILJØET

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 379

2020



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

VIRKEMIDLER TIL REDUKTION AF FOSFORBELASTNINGEN AF VANDMILJØET

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 379

2020

Redaktører:

Hans Estrup Andersen¹

Gitte Holton Rubæk²

Berit Hasler⁴

Brian H. Jacobsen³

¹ Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

² Aarhus Universitet, Institut for Agroøkologi

⁴ Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab

³ Københavns Universitet, Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 379
Titel:	Virkemidler til reduktion af fosforbelastningen af vandmiljøet
Redaktører:	Hans Estrup Andersen ¹ , Gitte Holton Rubæk ² , Berit Hasler ³ og Brian H. Jacobsen ⁴
Forfattere:	Hans Estrup Andersen ¹ (redaktør), Gitte Holton Rubæk ² (redaktør), Berit Hasler ⁴ (redaktør) og Brian H. Jacobsen ³ (redaktør), Louise Martinsen ⁴ (økonomi), Goswin Heckrath ² , Preben Olsen ² , Lars Juhl Munkholm ² , Carl Christian Hoffmann ¹ , Dominik Zak ¹ , Brian Kronvang ¹ , Sofie G.W. van't Veen ¹ , Beate Strandberg ¹ (natur og biodiversitet), Marianne Bruus ¹ , (natur og biodiversitet), Poul Erik Lærke ² , Per Gundersen ⁶ , Per Kudsk ² (skadegørere og pesticider), Lise Nistrup Jørgensen ² (skadegørere og pesticider), Nicholas Hutchings ² (klima), Sara Egemose ⁵ , Kasper Reitzel ⁵ , Henning S. Jensen ⁵ , Martin Søndergaard ¹ , Michael Friis Pedersen ³ (økonomi)
Institutioner:	Aarhus Universitet, ¹ Institut for Bioscience, ² Institut for Agroøkologi, ⁴ Institut for Miljøvidenskab, Københavns Universitet, ³ Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi og ⁶ Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning & Syddansk Universitet, ⁵ Biologisk Institut
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	Juni 2020
Redaktion afsluttet:	Maj 2020
Faglig kommentering:	Syddansk Universitet: Frede Østergaard Andersen, Aarhus Universitet: Uffe Jørgensen, Elly Møller Hansen, Lars Juhl Munkholm, Gitte Blicher-Mathiesen, Hans Estrup Andersen, Gitte Holton Rubæk, Louise Martinsen, Berit Hasler, Brian Kronvang, Carl Christian Hoffmann, Joachim Audet, Torben Linding Lauridsen & Københavns Universitet: Brian H. Jacobsen, Michael Friis Pedersen
Kvalitetssikring, DCE:	Signe Jung-Madsen
Ekstern kommentering:	Miljø- og Fødevareministeriet. Kommentarerne findes her: http://dce2.au.dk/pub/komm/SR379_komm.pdf
Finansiell støtte:	Miljøstyrelsen
Bedes citeret:	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
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Rapporten er et katalog over virkemidler, som kan målrettes til de områder, hvor både risikoen for fosfortab er stor, og hvor vandmiljøet er fosforfølsomt. Virkemidlerne kan anvendes i en målrettet fosforindsats i de kommende vandområdeplaner 2021-2027. Kataloget indeholder samtidig forslag til afværgeforanstaltninger mod fosfortab i den nationale vådområdeindsats.
Emneord:	Fosfor, virkemidler, afværgeforanstaltninger, vandplaner
Layout:	Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside:	Gitte Holton Rubæk
ISBN:	978-87-7156- 494-5
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	284
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR379.pdf

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	7
1 Konceptet for virkemiddelkataloget	12
2 Anvendelse af fosforvirkemidler i kombination med kortlægningen af risikoområder for fosfortab	25
3 Virkemidler	28
Permanent plantedække på erosionstruede arealer og som barriere i landskabet	28
Negativ fosforbalance (målrettet undergødskning med fosfor)	38
Skovrejsning	45
Gips og strukturskalk	53
Kørespor på marker – tilgange til modvirkning af deres negative miljøkonsekvenser	60
Sedimentationsbassiner på marken som tiltag mod fosfortab ved erosion	70
Optimering af jordbearbejdning, fx pløjeretning, - tidspunkt og bearbejdningsintensitet, pløjefri dyrkning	75
Minivådområder med åben vandflade	88
Minivådområder med filtermatrice	104
Intelligente BufferZoner (IBZ)	118
Drænfiltersystem til hoveddræn	132
Mættede randzoner	140
Etablering af vådområde	146
Paludikultur	156
Fjernelse af biomasse i randzoner og engarealer	161
Dybdepløjning før etablering af sø/vådområde	169
Forbehandling af jordoverfladen før etablering af sø/vådområde/bufferzone	173
Fjernelse af topjord før etablering af vådområde	179
Målrettede, brede og tørre randzoner	185
Fosfor-vådområder (P-ådale)	198
Træer langs vandløb mod brinkerrosion	210
Okkerfældningsbassiner	220
Aluminium-behandling af søer	229
Iltning af søvand	237
Opfiskning af fredfisk	243
Phoslock-behandling af søer	249
Fjernelse af sediment fra søer	258
Forbud mod andefodring	262
Regulering af gæs og andre vandfugle	265

Bilag 1. Beregning af indkomstab ved arealvirkemidler – metodisk tilgang, justeringer og underliggende antagelser	268
Metodiske tilgange	268
Beregning af gennemsnitligt indkomstab	272
Sammenligning mellem opgørelsesmetoder	280

Forord

Det foreliggende katalog beskriver virkemidler, som kan målrettes til de områder, hvor både risikoen for fosfortab er stor, og hvor vandmiljøet er fosforfølsomt. Virkemidlerne kan anvendes i en målrettet fosforindsats i de kommende vandområdeplaner 2021-2027. Kataloget indeholder samtidig forslag til afværgeforanstaltninger mod fosfortab i den nationale vådområdeindsats. Der er altså tale om konkrete virkemidler med en kvantificerbar effekt på fosfortab til vandmiljøet og med en effekt inden for en kortere tidshorisont, dvs. inden for vandområdeplanernes virkeperiode. Der er hermed foretaget en afgrænsning mod de gældende fosforlofter i medfør af husdyrbrugsloven, som har et langt sigte mod at begrænse fosforakkumulering i jorden, men som ikke umiddelbart kan kvantificeres i en effekt på fosfortabet. Af samme grund er en række vigtige tiltag vedrørende husdyr og husdyrgødning, som også på langt sigt kan minimere fosforakkumuleringen i jorden, ikke medtaget. Det drejer sig om fytasetilsætning til foder, reduceret brug af foderfosfater, forbedret fodringseffektivitet og tiltag, der øger muligheden for bedre fordeling af husdyrgødningen. Disse tiltag er grundigt beskrevet i Poulsen et al. (2019). Komplekse dyrkningssystemer som *conservation agriculture* og økologisk jordbrug indgår ikke som selvstændige virkemidler i kataloget, idet disse systemer indeholder elementer, som både kan have en negativ og en positiv effekt på fosfortab. De falder dermed uden for konceptet for virkemiddelbeskrivelsen, hvor det er tilstræbt, at virkemidlerne er målrettede, så de så præcist som muligt reducerer en eller flere væsentlige risikofaktorer for fosfortabet. Nogle af de elementer, der typisk indgår i *conservation agriculture*, og som kan medvirke til at reducere fosfortabet, er derfor beskrevet i kataloget, f.eks. optimering af jordbearbejdning. Tilsvarende er visse elementer, der kan indgå i økologisk jordbrug, og som kan reducere potentialet for fosfortab, beskrevet i f.eks. undergødskning med fosfor, som er en situation, der etableres på økologiske bedrifter, der undlader eller begrænser import af organiske gødninger herunder konventionel husdyrgødning (Hermansen, 2015).

Den virkemiddeffekt, som beskrives i kataloget, er den umiddelbare effekt på tabet til overfladevand (vandløb, sø). Virkemiddeffekten vurderet ved havstokken kan være mindre på grund af fosfortilbageholdelse ved forskellige retentionsprocesser under transporten i overfladevandssystemerne.

Med hensyn til fosfortab til vand er fokus udelukkende på det diffuse tab af fosfor. Kataloget indeholder dermed ikke virkemidler mod fosfortab via spildevand eller andre punktkilder. Disse er beskrevet i et selvstændigt virkemiddelkatalog (COWI, 2019).

Marine virkemidler er også beskrevet i et selvstændigt katalog (Bruhn et al., 2020). I modsætning til virkemidlerne beskrevet i nærværende katalog forhindrer marine virkemidler ikke næringssalte i at komme ud i det marine miljø, men de kan medvirke til at forbedre miljøtilstanden i den marine recipient enten ved at næringsstoffer fjernes/bindes eller ved at påvirke de biologiske kvalitetselementer (f.eks. ved at skabe bedre vækstbetingelser for ålegræs). Marine virkemidler er placeret langt fra de primære kilder. Det bevirker, at næringsstofferne kan påvirke bl.a. grundvand, vandløb og søer, inden de fjernes/immobiliseres i den marine recipient. Marine virkemidler kan under visse omstændigheder være en forudsætning for opnåelse af god økologisk tilstand i det marine miljø, fordi de skader, som er sket på vandmiljøet, ikke

er reversible inden for tidsrammen af Vandrammedirektivet uden brug af marine virkemidler. De marine virkemidler omfatter opdræt af muslinger, dyrkning af makroalger, udplantning af ålegræs, sand capping og stenrev.

Der er en tæt kobling mellem virkemidlerne mod diffuse fosfortab og kortlægningen af risikoområder for fosfortab, da kortlægningen er en forudsætning for en målrettet brug af virkemidlerne. Risikokortlægningen beskriver samtidig det arealmæssige potentiale for en række af virkemidlerne. Kortlægningen af risikoområder foretages i projektet *Fosforkortlægning af dyrkningsjord og vandområder i Danmark* (afsluttet 2020).

Udvælgelsen af virkemidler, der er indeholdt i kataloget, er foretaget på baggrund af en bruttoliste over mulige virkemidler. Virkemidler, hvor effekten på fosfortab til vandmiljø kan kvantificeres, og hvor der derfor kan laves omkostningseffektivitetsberegninger, er prioriteret højest. Dernæst er der udvalgt virkemidler, hvor datagrundlaget for fastsættelsen af effekten på fosfortab til vandmiljø er spinkel og kun tillader angivelse af en omtrentlig størrelsesorden, og hvor omkostningseffektiviteten ikke kan opgøres. Endelig er medtaget enkelte virkemidler, som teoretisk set forventes at have effekt, men hvor der p.t. ikke findes et datagrundlag, der kan danne basis for en præcis beskrivelse og effektfastsættelse. Omkostningseffektiviteten for disse virkemidler kan naturligvis heller ikke opgøres.

Beskrivelsen af de enkelte virkemidler følger alle den samme skabelon:

- Funktion og anvendelse
- Effekt på fosfortab
- Forudsætninger og potentiale
- Udfordringer i forhold til kontrol og administration
- Sideeffekter
- Kvælstof
- Klima
- Natur og biodiversitet
- Skadegørere og pesticider
- Økonomi.

Virkemiddelkataloget er finansieret af Miljø- og Fødevareministeriet (MFVM). Selve arbejdet med kataloget er udført af medarbejdere fra Syddansk Universitet (SDU), Københavns Universitet (KU) og Aarhus Universitet (AU) med Aarhus Universitet som projektleder. Arbejdet har været fulgt af en styregruppe bestående af Harley Bundgaard (MFVM), Lidde Bagge Jensen (MFVM), Morten Ejrnæs (MFVM), Johnny Machon (MFVM), Susanne Hjuler (MFVM), Ivan Karottki (MFVM), Henriette Hossy (MFVM), Berit Hasler (AU), Brian H. Jacobsen (KU), Jørgen Eriksen (AU), Gitte Holton Rubæk (AU) og Hans Estrup Andersen (AU). Styregruppens opgave har været at sikre arbejdets fremdrift. Følgegruppe for arbejdet har været det nedsatte 'Partnerskab for vidensopbygning om virkemidler og arealregulering'. Dette partnerskab består af relevante forskningsorganisationer, myndigheder, interesseorganisationer, konsulentvirksomheder og landbrugserhvervet. Følgegruppens opgave har været at levere faglige indspil til arbejdet.

Udkast til kataloget har været i høring hos både MFVM og i følgegruppen. Høringskommentarer og håndtering af kommentarerne kan ses på http://dce2.au.dk/pub/komm/SR379_komm.pdf.

Sammenfatning

Denne rapport er et katalog over virkemidler til reduktion af diffuse fosfortab til vandmiljøet. Virkemidlerne er beskrevet med henblik på eventuel anvendelse ved en målrettet fosforindsats i forbindelse med de kommende vandområdeplaner for 2021-2027. Kataloget indeholder også forslag til afværgeforanstaltninger mod fosfortab i den nationale vådområdeindsats. De enkelte virkemidler er beskrevet grundigt i selvstændige afsnit af eksperter på området. Konceptet for, hvordan virkemidlerne kan implementeres i risikoområder for fosfortab, og for hvordan sideeffekter og omkostninger er vurderet, er beskrevet i det indledende kapitel.

I Tabel S1 er samlet en oversigt i meget kort form om de enkelte virkemidler. Det er nødvendigt at læse den fulde beskrivelse af virkemidlerne for at få et samlet billede af virkning, potentiale, forbehold osv.

Tabel S2 giver et samlet overblik over sideeffekterne med hensyn til kvælstof, klima, natur og biodiversitet samt skadegørere og pesticider. Effekterne er kvalitativt angivet med plus, minus og nul, som angiver henholdsvis gunstig, ugunstig og neutral virkning med hensyn til den miljømæssige sideeffekt. Der kan 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 af sideeffekterne.

Tabel S1. Årlige fosforeffekter i form af estimeret, reduceret fosfortab, sikkerhed i forhold til estimeret fosforeffekt, samt budget- og velfærdsøkonomiske omkostninger for hvert virkemiddel. IV angiver, at værdien ikke er vurderet. Sikkerheden på P-effekt-estimerne er vurderet på følgende måde:

*** Estimerne anses for rimeligt sikre og er baseret på et velafprøvet datagrundlag.

** Estimerne anses for noget usikre og er baseret på ekspertskøn med et foreløbigt datagrundlag.

* Estimerne anses for usikre og er baseret på ekspertskøn uden væsentligt datagrundlag.

	Virkemiddel	Reference-praksis	Årlig P-effekt	Sikkerhed ift. P-effekt	Budget-økonomisk omkostning kr./ kg P	Velfærds-økonomisk omkostning kr./ kg P
1	Permanent plante-dække på erosionstruede arealer og som barriere i landskabet	Mark i omdrift, uden andre virkemidler mod erosion	1,6-2 kg P/ha på særligt udvalgte områder med høj erosionsrisiko (områder med stor hældning og temporære vandveje i marken)	***	908 – 1.136	1.163 – 1.455
2	Negativ fosforbalance (målrettet undergødskning med fosfor)	Gødsning med P til balance	0,1/0,44 kg P/ha for områder med høj erosionsrisiko (undergødskning med 10/20 kg P/ha i 10/20 år). 0,05/0,22 kg P/ha på arealer med høj risiko for dræntab via makroporer (undergødskning med 10/20 kg P/ha i 10/20 år).	**	500/227 1.000/455	640/291 1.280/582
3	Skovrejsning	Mark i omdrift	2 kg P/ha på arealer med høj erosionsrisiko; 0,25-0,5 kg P/ha på arealer med høj risiko for tab via makroporer til dræn	***1 **2	1.495/578 Lerjord/sandjord ved høj erosionsrisiko 7.475/2.890 lerjord/sandjord ved høj risiko for tab via makroporer	1.914/740 Lerjord/sandjord ved høj erosionsrisiko 9.570/3.700 lerjord/sandjord ved høj risiko for tab via makroporer
4	Gips og strukturkalk	Mark i omdrift, ingen P virkemidler implementeret	IV	**	IV	IV
5	Kørespør på marker – tilgange til modvirkning af deres negative miljøkonsekvenser	Mark i omdrift, ingen tiltag mod erosion	IV	**	IV	IV
6	Sedimentationsbassiner på marken som erosionstiltag mod fosfortab ved erosion	Mark i omdrift, Ingen tiltag mod fosfortab via erosion	IV	**	IV	IV

7	Optimering af jordbearbejdning, fx pløjeretning, - tidspunkt og bearbejdningsintensitet, pløjefri dyrkning	Mark i omdrift med traditionel jordbearbejdning	0-1,5 kg P/ha ved reduceret jordbearbejdning på områder med erosion 0-1,8 kg P/ha ved direkte såning på områder med erosion	**	- 967 ved reduceret jordbearbejdning, -1.233 ved direkte såning	- 1.240 ved reduceret jordbearbejdning, -1.578 ved direkte såning
8	Minivådområder med åben vandflade ³	Ingen tiltag mod tab via dræn, jord i omdrift	Matrixudvaskning: 0,03 – 0,325 kg P/ha Makroporetab: 0,025 – 0,65 kg P/ha	***	1.550 – 52.948 775 – 52.948	1.985 – 67.774 992 – 67.774
9	Minivådområder med filtermatrice ³	Ingen tiltag mod tab via dræn, jord i omdrift	Matrixudvaskning: 0,01 – 0,1 kg P/ha Makroporetab: 0,01 – 0,2 kg P/ha	**	8.744-152.975 4.372-152.975	11.192-195.808 5.596-195.808
10	Intelligente bufferzoner (IBZ) ³	Ingen tiltag mod tab via dræn, jord i omdrift	Erosion: 0,1 – 2 kg P/ha Matrixudvaskning: 0,03 – 0,35 kg P/ha Makroporetab: 0,03 – 0,7 kg P/ha	**	397 – 12.633 2.268 – 42.109 1.134 – 42.109	508 – 16.170 2.903 – 53.899 1.451 – 53.899
11	Drænfilter	Ingen tiltag mod tab via dræn, jord i omdrift	IV	*	IV	IV
12	Mættet randzone	Ingen tiltag mod tab via dræn, jord i omdrift	IV	*	IV	IV
13	Etablering af vådområde	Jord i landbrugsmæssig drift	Overrisling med drænvand: - 0,05 kg P/ha Overrisling med drænvand og oversvømmelse af vandløbsvand: 4,35 kg P/ha Genetablerede søer: 2,33 kg P/ha	**	- 1.234 2.304	- 1.580 2.950
14	Paludikultur	Traditionel landbrugsdrift på drænet tørvejord	IV	*	IV	IV
15	Fjernelse af biomasse i randzoner og engarealer	Ingen biomasse-høst i randzone og engareal	IV	*	IV	IV
16	Dybdepløjning før etablering af sø/vådområde	Ingen dybdepløjning før etablering	IV	*	IV	IV
17	Forbehandling af jordoverfladen før etablering af sø/vådområde/bufferzone	Ingen forbehandling før etablering	IV	*	IV	IV
18	Fjernelse af topjord før etablering af vådområde	Ingen fjernelse af topjord før etablering	IV	**	IV	IV

19	Målrettede, brede og tørre randzoner	Mark i omdrift	0,45 eller 0,93 kg P/100 m randzone (bredde 10 m, tilførsel 1,5 kg P, hhv. med og uden eksisterende 2 m dyrkningsfri bræmme). 0,65 eller 1,13 kg P/100 m randzone (bredde 20 m, tilførsel 1,5 kg P, hhv. med og uden eksisterende 2 m dyrkningsfri bræmme)	***	606 / 367 952 / 606	776 / 469 1218 / 776
20	Fosforvådområder (P-ådale)	Ingen oversvømmelser	150 – 1.800 kg/km vandløb	***	118 - 580	151 - 743
21	Træer langs vandløb mod brinkerosion	Lav bevoksning langs vandløb	3,2 – 7,6 kg P/km vandløb	**	100 - 910	128 – 1.164
22	Okkerfældningsbassiner	Ingen okkerfældning	140 kg P/ha anlæg	***	868	1.111
23	Aluminium-behandling af søer	Ingen behandling	57,5 kg P/ha behandlet søareal	**	557 – 1.454	713 – 1.861
24	Iltning af søvand	Ingen iltning	IV	*	IV	IV
25	Opfiskning af fredfisk	Ingen opfiskning	0.7 – 1.4 kg P/ha	**	1.958 – 21.369	2.506– 27.353
26	Phoslock-behandling af søer	Ingen behandling	57,5 kg P/ha behandlet søareal	**	1.467 – 2.261	1.878 – 2.894
27	Fjernelse af sediment	Ingen fjernelse	IV	*	IV	IV
28	Forbud mod andefodring	Intet forbud	IV	*	IV	IV
29	Regulering af gæs og andre vandfugle	Ingen regulering	IV	*	IV	IV

¹ For erosionstab

² For tab via makroporer til dræn

³ Effekten er beregnet pr. ha oplandsareal.

Tabel S2. Sideeffekter vedrørende kvælstof, klima, natur og biodiversitet samt skadegørere og pesticider for hvert virkemiddel. Gunstig virkning (virkemidlet medfører en reduktion af den afledte miljøeffekt) er markeret med '+'; ugunstig virkning (den afledte miljøeffekt øges) er markeret med '-'; og neutral eller marginal virkning er angivet med '0'. IV angiver, at værdien ikke er vurderet.

	Virkemiddel	Kvælstof	Klima	Natur og biodiversitet	Skadegørere og pesticider
1	Permanent plantedække på erosionstruede arealer og som barriere i landskabet	(+)	0	+	+
2	Negativ fosforbalance (målrettet undergødskning med fosfor)	0	0	0	0
3	Skovrejsning	+	+	+	+
4	Gips og strukturkalk	+	0	0	+
5	Kørespor på marker – tilgange til modvirkning af deres negative miljø-konsekvenser	+	0	0	+
6	Sedimentationsbassiner på marken som erosionstiltag mod fosfortab ved erosion	0	0	+	+
7	Optimering af jordbearbejdning, fx pløjeretning, - tidspunkt og bearbejdningsintensitet, pløjefri dyrkning	0	+	+	-
8	Minivådområder med åben vandflade	+	(+)	+	+
9	Minivådområder med filtermatrice	+	(-)	0	IV
10	Intelligente bufferzoner (IBZ)	+	0	+	+
11	Drænfilter	0	0	0	+
12	Mættet randzone	+	+	+	0
13	Etablering af vådområde	+	+	+	(+)
14	Paludikultur	+	+	+	+
15	Fjernelse af biomasse i randzoner og engarealer	+	+	+	(+)
16	Dybdepløjning før etablering af sø/vådområde	(+)	0	0	0
17	Forbehandling af jordoverfladen før etablering af sø/vådområde/bufferzone	0	IV	+	IV
18	Fjernelse af topjord før etablering af vådområde	+	+	+	+
19	Målrettede, brede og tørre randzoner	+	+	+	+
20	Fosforvådområder (P-ådale)	+	IV	+	+
21	Træer langs vandløb mod brinkerrosion	+	0	+	0
22	Okkerfældningsbassiner	0	+	+	IV
23	Aluminium-behandling af søer	+	+	+	0
24	Iltning af søvand	+	+	+	0
25	Opfiskning af fredfisk	+	+	+	0
26	Phoslock-behandling af søer	+	+	+	0
27	Fjernelse af sediment	0	+	+	0
28	Forbud mod andefodring	+	+	+	0
29	Regulering af gæs og andre vandfugle	+	+	+	0

1 Konceptet for virkemiddelkataloget

Hans Estrup Andersen¹, Gitte Holton Rubæk², Beate Strandberg¹(natur og biodiversitet), Marianne Bruus¹ (natur og biodiversitet), Nicholas Hutchings² (klima), Louise Martinsen⁴ (økonomi), Berit Hasler⁴ (økonomi), Brian H. Jacobsen³(økonomi) og Michael Friis Pedersen³ (økonomi)

Fagfællebedømmelse: Gitte Blicher-Mathiesen¹

¹ Bioscience, AU

² Agroøkologi, AU

³ Fødevarer- og Ressourceøkonomi, KU

⁴ Miljøvidenskab, AU

Introduktion: Fosfors vej fra mark til hav

Dansk landbrugsjord er gennem tiderne tilført fosfor i overskud. Dette fosfor er altovervejende akkumuleret i landbrugsjorden og udgør i dag den væsentligste kilde til fosfortab fra landbruget. Det tab af fosfor, der sker fra dyrkningslaget i dag, styres derfor i langt højere grad af dyrkningshistorien end af det nyligt tilførte gødningsfosfor (Andersen et al., 2016, Poulsen et al., 2019, Poulsen og Rubæk, 2005).

Fosfor kan tabes fra landbrugsarealet via erosion og overfladisk afstrømning af vand fra markerne til vandløbssystemet. Det kan også tabes med vand, der strømmer af underjordisk. Tabene via underjordisk afstrømning kan inddeles i to forskellige typer: (i) makroporetransport: hurtigt afstrømmende vand, der i forbindelse med kraftige afstrømningshændelser løber i jordens makroporer ned til et dræn og herfra videre til vandløbssystemet, (ii) matrixudvaskning: langsommere, jævn afstrømning i jordens mindre porer, der giver gode betingelser for binding af fosfor til jordens bestanddele, men også for frigivelse af bundet fosfor, hvis betingelserne herfor er tilstede (van der Salm et al., 2011).

Fosforbidraget fra det åbne land i Danmark er i størrelsesordenen 0,4 kg P / ha (Poulsen & Rubæk, 2005). Åbent land-bidraget omfatter både dyrkningsrelaterede tab og det tab, som sker ved erosion af vandløbsbrinkerne samt bidrag af naturligt forekommende fosfor i grundvand. Bidraget fra brinkerne er tidligere estimeret til at udgøre omkring halvdelen af bidraget fra det åbne land (Poulsen & Rubæk, 2005). Det betyder, at tabet fra det egentlige dyrkede areal er i en størrelsesorden, der rent agronomisk er uden betydning for landmandens mulighed for at dyrke jorden. I 2017 blev dyrkningsjorden gennemsnitligt tilført 27,7 kg P / ha overvejende med handels- og husdyrgødning, mens der blev høstet 21,3 kg P / ha (Blicher-Mathiesen et al., 2019). Gennemsnitligt findes der en pulje på 4,6 t P / ha i jorden inden for rodzonen på det dyrkede areal (Poulsen & Rubæk, 2005).

Det er vigtigt at bemærke, at de talstørrelser, der er nævnt ovenfor, er gennemsnitsbetragtninger, som dækker over en meget stor stedlig variation. Der vil findes ganske mange arealer, der kun bidrager ubetydeligt til det samlede fosfortab, og derfor også særlige arealer, der giver et væsentligt større bidrag. De sidstnævnte arealer kan betragtes som områder med stor risiko for fosfortab (risikoområder). Hvis disse arealer og tabsvejene herfra kan identificeres i landskabet, kan indsatsen mod tab af fosfor til vandmiljøet rettes mod netop

disse arealer med de relevante virkemidler, hvorved der kan opnås langt bedre effekt og omkostningseffektivitet (Andersen & Kronvang, 2006). Virkemidlerne mod diffuse fosfortab i dette katalog er derfor tiltænkt at skulle anvendes på risikoområder for fosfortab. Virkemidlerne beskrives således, at det fremgår hvilken eller hvilke tabsveje, de virker mod, så der kan vælges et virkemiddel, der virker mod netop den tabsvej, som anses for dominerende i et givent risikoområde.

I dyrkede såvel som i naturlige økosystemer findes fosfor som fosfat. Fosfat-ionen er meget reaktionsvillig og binder sig gerne til jordens faste bestanddele og findes derfor kun i meget beskedent omfang som opløst fosfat i jordvæsken. Herved adskiller næringsstoffet fosfor sig væsentligt fra kvælstof, hvor nitrat-ionen er letopløselig og primært vil være at finde i jordvæsken. En anden væsentlig forskel mellem fosfor og kvælstofkredsløbene i økosystemer er, at fosforkredsløbet ikke omfatter udvekslinger af gasser med atmosfæren.

Fosfor, der tilføres landbrugsjorden, kan tilbageholdes mange steder på dets vej til havet. For fosfor er denne tilbageholdelse (retention) typisk meget betydelig og langvarig. Tilbageholdelsen sker først og fremmest i de øverste lag af den jord, som gødningsfosforet tilføres, men det fosfor, som tabes fra dyrkningslaget, kan også tilbageholdes mange andre steder på dets vej til havet, for eksempel i underjorden, randzoner, brinker, vådområder, vandløb og søer.

I alle miljøer kan tilbageholdt fosfor (bundet til jordpartikler eller optaget i biomassen) også frigives igen f.eks. ved mineralisering af fosfor bundet i organisk materiale eller ved kemisk frigørelse af fosfor bundet til jernforbindelser, når der opstår reducerende forhold f.eks. ved permanent vandmætning af jord (Forsmann & Kjærgaard, 2014).

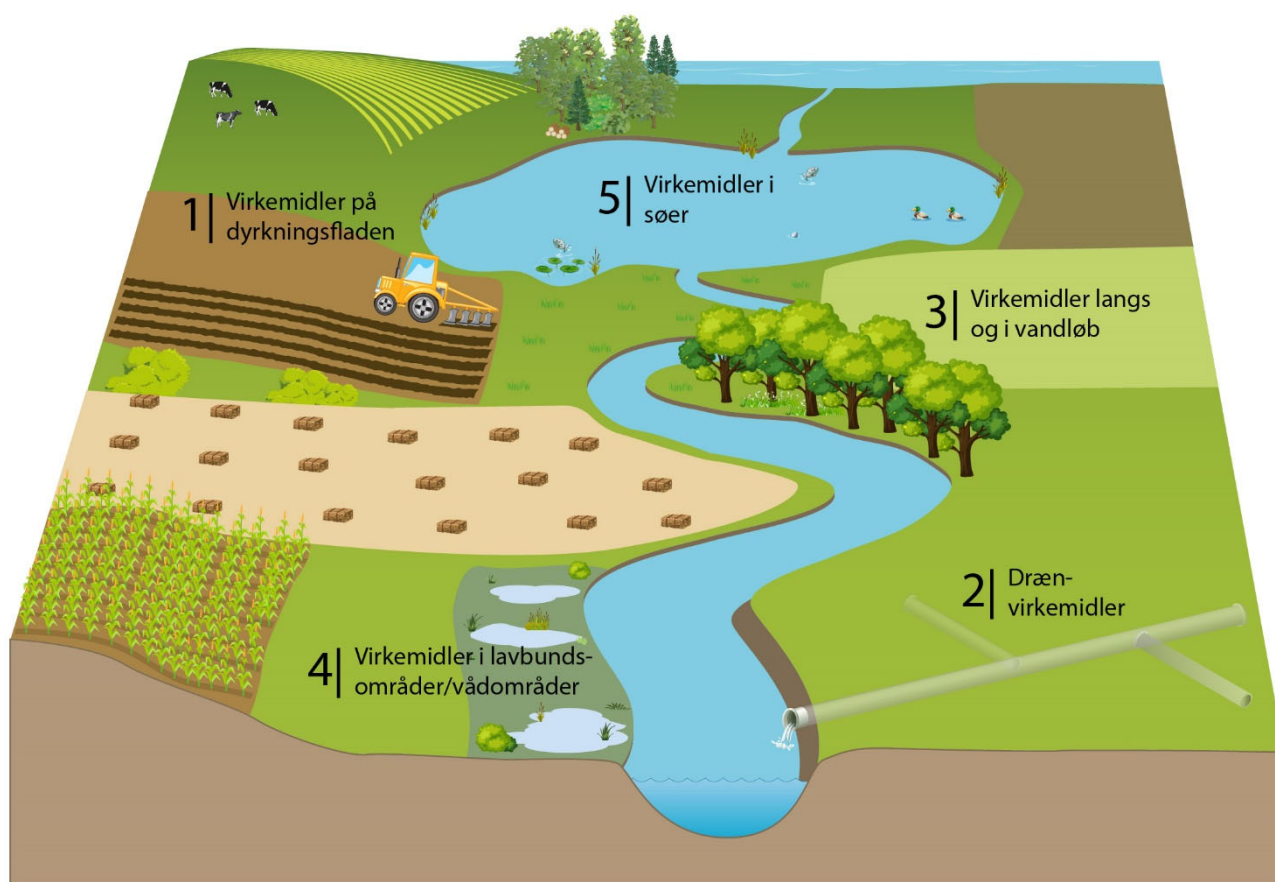
Gruppering af virkemidler

Virkemidler mod fosfortab kan iværksættes forskellige steder på vejen fra det øverste dyrkningslag af landbrugsjorden til det marine miljø (Figur 1). I denne rapport er virkemidlerne grupperet efter, hvor de sættes ind: 1. virkemidler på dyrkningsfladen (højbund), 2. drænvirkemidler, 3. virkemidler i lavbundsområder/vådområder, 4. virkemidler i/langs vandløb og 5. virkemidler i søer. I de efterfølgende afsnit beskrives kort funktion og samspil mellem virkemidlerne inden for hver af disse grupper, hvorefter samspil mellem grupperne af virkemidler berøres.

Virkemidler på dyrkningsfladen

Denne gruppe omfatter syv virkemidler, som kan sættes ind på dyrkningsfladen. Mange af disse retter sig alene mod fosfortab via erosion (permanent plantedække på erosionstruede arealer, undlade sprøjtespor eller bearbejde disse, sedimentationsbassiner på marker med erosion), mens andre også har effekt i større eller mindre omfang på tab via udvaskning (negativ P-balance, skovrejsning, gips og strukturkalkning, optimering af jordbearbejdning). Det er i sagens natur altafgørende for at opnå effekt, at virkemidlerne sættes ind på arealer, der har risiko for tab via den eller de tabsveje, som de er rettet imod. I denne gruppe af virkemidler vil nogle virkemidler ikke kunne kombineres med andre (skovrejsning). Derimod kan negativ P balance kombineres med de øvrige virkemidler i gruppen, men effekten vil ikke nødvendigvis være fuldtud additiv. Skovrejsning som virkemiddel adskiller sig fra de øvrige i denne gruppe ved at implementering af virkemidlet vil bevirke, at jor-

den ikke længere vil indgå som dyrkningsareal. Virkemidler på dyrkningsfladen vil typisk blive implementeret på hele marken med undtagelse af virkemidlet sedimentationsbassiner på marker med erosion og permanent plantedække på erosionstruede arealer, som kun vil lægge beslag på en mindre del af marken. Effekten af de enkelte virkemidler i denne gruppe er skønnet som en procentvis reduktion af fosfortabet fra det risikoområde, virkemidlet er rettet imod. I det nedenstående afsnit *Kvantificering af virkemidlers effekt på fosfortab* redegøres for, hvordan man ved at kombinere virkemiddel med risikoområde kan få et kvantitativt estimat (kg P/ha) på virkemidlets effekt på fosfortab. Effekten af virkemidlerne i gruppen vil være umiddelbar med undtagelse af virkemidlerne negativ P-balance og skovrejsning. Fuld effekt af skovrejsning opnås efter ca. 20 år, mens effekten af negativ P-balance stiger med antallet af år, virkemidlet praktiseres.



Figur 1. Placering af virkemidler i landskabet.

Drænvirkemidler

Drænvirkemidler omfatter fem virkemidler: åbne mini-vådområder, lukkede matrice-mini-vådområder, intelligente bufferzoner, drænfiltersystemer og mættede randzoner. Drænvirkemidlerne opfanger og behandler drænvand før den videre transport mod recipienten. Effekten på fosfortab sker dels ved sedimentation af partikulært bundet fosfor (åbne mini-vådområder, intelligente randzoner), dels ved optag af opløst uorganisk fosfor i og efterfølgende høst af plantebiomasse (åbne mini-vådområder, intelligente randzoner) samt ved sorption af opløst uorganisk fosfor til frie bindingsflader i anlæggets sediment (åbne og lukkede mini-vådområder, intelligente randzoner) eller filtermatrice (drænfiltersystemer). Virkemidlerne kan placeres i randzoner langs vandløb (intelligente randzoner, mættede randzoner) eller både i randzoner samt på et passende sted i drænsystemet. Størst effekt af virkemidlerne fås ved at målrette

dem mod dræn med høj fosfortransport. Virkemidlerne kan substituere hinanden, dog vil intelligente randzoner også kunne supplere mini-vådområder, da intelligente randzoner typisk etableres på mindre drænsystemer (<25 ha) med relativt stor terrænhældning (>4°) i den nedre del på marken mod vandløb og sø. Effekten af de enkelte virkemidler i denne gruppe er skønnet som en procentvis reduktion af fosfortabet fra det risikoområde, virkemidlet er rettet imod. I det nedenstående afsnit Kvantificering af virkemidlers effekt på fosfortab redegøres for, hvordan man ved at kombinere virkemiddel med risikoområde kan få et kvantitativt estimat (kg P/ha) på virkemidlets effekt på fosfortab. Effekten af virkemidlerne i gruppen vil være umiddelbar.

Virkemidler i lavbundsområder/vådområder og afværgeforanstaltninger

Det grundlæggende virkemiddel er etablering af vådområde. De øvrige virkemidler i gruppen kan betragtes som afværgeforanstaltninger, der kan iværksættes forud for etablering af vådområdet med henblik på at mindske den initiale fosforudledning fra dette (fjernelse af biomasse før etablering af vådområde, dybdepløjning før etablering af vådområde, tilsætning af P-sorbenter før etablering af vådområde, fjernelse af topjord før etablering af vådområde). Virkemidlet paludikultur, hvor der høstes plantemateriale i et vådområde og derved fjernes næringsstoffer, er en ekstra foranstaltning, der kan iværksættes i etablerede vådområder ”i drift”. Teoretisk set vil flere af disse afværgeforanstaltninger kunne kombineres. Effekten på fosfortabet af at etablere et vådområde er opgjort kvantitativt per arealenhed og relativt som en procentuel fjernelse af fosfortransporten ind i vådområdet. Tidshorisonten, for hvornår et etableret vådområde tilbageholder fosfor, afhænger af tidligere dyrkningshistorik, fordelingen mellem jordens forskellige fosforfraktioner, iltforhold mm. og er derfor svær præcist at forudsige. Det forventes, at alle retablerede vådområder på sigt vil tilbageholde fosfor.

Virkemidler i/langs vandløb

Denne virkemiddelgruppe omfatter virkemidlerne fosfor-vådområder (eller P-ådale), målrettet tør randzone, træer langs vandløb mod brinkerrosion, og fosfortilbageholdelse i okkerfældningsbassiner. Fosfor-vådområder og okkerfældningsbassiner retter sig mod at opfange fosfor, som allerede er tabt til vandmiljøet, og befinder sig i transport i et vandløb. Disse to virkemidler kan principielt substituere hinanden i det omfang de fysiske forhold, der er nødvendige for etablering af hvert af virkemidlerne er til stede. Randzoner er målrettet mod risikoområder for jorderosion på dyrkningsfladen, mens træer langs vandløb er rettet mod erosion af selve vandløbsbrinken. Effekten på fosfortab af fosfor-vådområder er opgjort kvantitativt per arealenhed (kg P/ha). For okkerfældningsbassiner er effekten opgjort som en procentuel reduktion af indløbskoncentrationen, dvs. koncentrationen i vandløbsvandet. Effekten af randzoner og træer langs vandløb er opgjort som en procentuel reduktion af hhv. fosfortabet fra et erosionsrisikoområde på dyrkningsfladen og fosfortabet ved brinkerrosion. For disse to virkemidler er der i det nedenstående afsnit *Kvantificering af virkemidlers effekt på fosfortab* redegjort for, hvordan man ved at kombinere virkemiddel med risikoområde kan få et kvantitativt estimat udtrykt som kg P/ha på virkemidlets effekt på fosfortab. Effekten af virkemidlerne er umiddelbar med undtagelse af træer langs vandløb, hvor effekten først kan forventes efter 10 – 20 år.

Virkemidler i søer

Søvirkemidler omfatter fosforfældning med aluminium, iltning af søvand, opfiskning af skidtfisk, Phoslock-behandling af søer, fjernelse af sediment, forbud mod andefodring samt regulering af vandfugle. Søvirkemidler er placeret i søen og sigter mod at bedre den økologiske tilstand i søen, men vil også reducere den nedstrøms transport af fosfor. Fosforfældning med aluminium eller Phoslock samt iltning er tekniske indgreb, der binder fosfor. Fjernelse af næringsrigt sediment har til hensigt at reducere den interne fosforbelastning. Opfiskning af skidtfisk er biomanipulation, dvs. et indgreb i den økologiske struktur. Både forbud mod andefodring og regulering af vandfugle har til formål at reducere den eksterne tilførsel af fosfor til søen. Virkemidlerne kan substituere hinanden, men en additiv effekt kan opnås ved at kombinere virkemidler, f.eks. opfiskning af skidtfisk i forbindelse med enten iltning eller fosforfældning med aluminium eller Phoslock. En reduktion af den eksterne tilførsel af fosfor er ofte en forudsætning for et godt og blivende resultat af søvirkemidlerne. Virkemidlerne har alle en umiddelbar effekt på fosforindholdet i søen og dermed på den nedstrøms transport af fosfor.

Samspil mellem grupperne af virkemidler

For alle virkemidler gælder, at der kan kombineres mellem grupperne. Specielt for søvirkemidlerne gælder, at et blivende resultat ofte forudsætter en reduktion af den eksterne tilførsel. Derfor vil en opstrøms anvendelse af et eller flere af de øvrige virkemidler virke synergetisk. For de øvrige virkemidler gælder, at en kombination af virkemidler mellem grupperne indenfor et opland øger den samlede kvantitative effekt. Dog vil virkemidler anvendt på dyrkningsfladen reducere den absolutte effekt af drænvirkemidler anvendt på det samme areal. Virkemidler anvendt opstrøms vil 'skygge' for virkemidlerne fosfor-vådområder og okkerfældningsbassiner, hvorved effektiviteten af sidstnævnte reduceres.

Kvantificering af virkemidlers effekt på fosfortab

Som det fremgår af afsnittet *Gruppering af virkemidler* er effekten på fosfortab bestemt og angivet på forskellig vis. For en række virkemidler rettet mod risikoområder på det dyrkede areal samt mod brinkerrosion er effekten angivet som en procentvis reduktion af fosfortabet. Dette skyldes ønsket om at kunne generalisere virkemiddeffekten ud over de lokale betingelser, hvorunder effekterne er målt. Det har den konsekvens i brugen af virkemidlerne, at man for et givet område må kende fosfortabet for at kunne beregne den kvantitative effekt af et virkemiddel (kg fosfor) og for at kunne beregne omkostningseffektiviteten (kr. pr kg fosfor). I denne rapport anvender vi i lighed med Andersen et al. (2009) nedenstående matrice over estimerede fosfortab ad enkelte transportveje opdelt på risikoklasser, tabel 1.1, som et nødvendigt udgangspunkt for de økonomiske beregninger. Disse tabsniveauer er baseret på (de få) danske målinger og suppleret af ekspertskøn byggende på den udenlandske litteratur. Desuden er tabsniveauerne kalibreret mod betydningen af de enkelte tabsveje på landsniveau anslået af Poulsen og Rubæk (2005). I projektet 'Fosforkortlægning af dyrkningsjord og vandområder i Danmark' (Andersen & Heckrath, 2020) kortlægges fosfortab ad de enkelte transportveje på en kontinuert skala og er altså ikke i modsætning til tabel 1.2 begrænset til at udtrykke tab ved f.eks. erosion som 0, 0,1 eller 2 kg P/ha/år.

Tabel 1.2 opsummerer den procentvise reduktion af det estimerede tab for de virkemidler, hvor effektfastsættelsen beror på den ovenfor skitserede tilgang

til at estimere tab. Ved at kombinere oplysningerne i tabel 1.1 og tabel 1.2 kan effekten af virkemidlerne kvantificeres. Det arealmæssige potentiale for de enkelte virkemidler vil kunne bestemmes via kortlægningen af risikoområder for fosfortab (Andersen et al., under udarbejdelse).

Tabel 1.1. Estimerede fosfortab ad enkelt-transportveje opdelt på risikoklasser (efter Andersen et al., 2009). Estimerer for tab ved brinkerrosion fra Kronvang (denne publikation).

Risikoklasse	Jord-erosion	Matrix-udvaskning	Makropore-transport	Brinkerrosion
		kg P/ha/år		
Høj	2	0.5	1	0.23 - 0.34 ¹⁾
Mellemhøj	0.1	0.1	0.1	
Lav	0	0	0	0

¹⁾ Tabet er angivet pr. ha opland. Der er i gennemsnit 65.4 ha oplandsareal pr. km vandløb. Brinkerrosion skal beregnes for begge sider af vandløbet.

Tabel 1.2. Virkemidler rettet mod risikoområder på det dyrkede areal og virkemiddeleffekter. Virkemiddeleffekten er udtrykt som en procentvis reduktion af fosfortabet ad en given transportvej.

Nr.	Virkemiddel	Erosion	Matrix-udvaskning	Makropore-transport	Brinkerrosion
		Virkemiddeleffekt (%)			
1	Permanent plantedække som barriere i landskabet	80 – 100			
2	Negativ P-balance ¹⁾	5 - 20	5 - 20	5 - 20	
3	Skovrejsning ¹⁾	100		25 - 50	
6	Sedimentationsbassiner	50 - 75			
7	Optimering af jordarbejde ¹⁾	> 50 (pløjefri m. planterester) 60 – 100 (direkte såning)			
8	Mini-vådområder, åbne ²⁾		25 - 65	25 – 65	
9	Mini-vådområder, matrice ³⁾		10 - 20	10 - 20	
10	Intelligente bufferzoner ⁴⁾	100	30 - 70	30 - 70	
11	Drænfiltersystem		40	40	
19	Randzone, tør	30 – 80 (afh. af randzonens bredden)			
21	Træer langs vandløb				25 - 40

¹⁾ For disse virkemidler vil virkemidlet typisk omfatte en hel mark.

²⁾ Areal-mæssigt forhold mellem risikoområde og virkemiddel: størrelsen af anlægget er 1 – 1.5 % af dræno-plandet.

³⁾ Areal-mæssigt forhold mellem risikoområde og virkemiddel: størrelsen af anlægget er 0.2 – 0.25 % af dræno-plandet.

⁴⁾ Areal-mæssigt forhold mellem risikoområde og virkemiddel: 7.5 m IBZ per ha dræno-pland.

Vurdering af kvælstofeffekten

En eventuel effekt af virkemidlet på kvælstofudvaskningen er baseret på de vurderinger, der er foretaget i det nyeste kvælstofvirkemiddelkatalog (Eriksen et al., 2020), hvor dette er muligt. For øvrige virkemidler er der foretaget grove kvalitative skøn, hvor det er relevant og muligt.

Vurdering af virkemidlernes klimaeffekt

Fosforvirkemidler vil kunne påvirke klimagas-emissioner på forskellige måder:

- Direkte ændringer i metanemission
- Direkte ændringer i lattergasemission
- Indirekte ændringer i lattergasemission (ammoniakemission og nitratudvaskning)

- Ændringer i jordens kulstofbalance
- Fossilt energiforbrug.

Visse virkemidler (f.eks. skovrejsning og etablering af vådområde) vil betyde, at markdriften på et areal skal ændres, eller at hele området skal omlægges til et andet formål. I veldrænet landbrugsjord er metanemission ret begrænset, og lattergasemission vil være den dominerende drivhusgaskilde. Hvis et fosforvirkemiddel betyder, at jorden bliver mere vandmættet, er der en risiko for at både lattergas- og metanemission stiger. På den anden side, hvis området er recipient for nitrat fra den omkringliggende landbrugsjord, kan en større denitrifikationskapacitet reducere nitratinput til overfladvand, hvilket bevirker en lavere lattergasemission.

I visse tilfælde vil implementering af virkemidler betyde, at handels- og husdyrgødningstilførsel ophører i et større eller mindre område. I nogle tilfælde vil der ikke have været tilført handels- eller husdyrgødning på grund af dårlige adgangs- eller dræningsforhold, men da området bliver medregnet i landmandens gødningsregnskab, vil en omlægning betyde en reduktion i kvælstoftilførsel et andet sted på bedriften. Handels- og husdyrgødningstilførsel medfører lattergas- og ammoniakemission og nitratudvaskning. Lattergas er betragtet som en direkte drivhusgas, mens ammoniakemission og nitratudvaskning er betragtet som indirekte drivhusgaskilder, da de er anledning til lattergasemission i andre områder. De fraværende landbrugsemissioner kan reducere drivhusgasemissionen i størrelsesorden 1 til 3 t CO₂-ækv ha⁻¹ år⁻¹ for det omlagte område (uden at indregne evt. kulstoflagring). Hvis anden kvælstof- eller fosforregulering bevirker, at en landmand reducerer dyreholdet, kan reduktionen være højere; 4 til 10 t CO₂-ækv ha⁻¹ år⁻¹, afhængigt af bedriftstypen.

Kulstofmængden i jorden er afhængig af balancen mellem kulstofinputtet i planterester og husdyrgødning og kulstofnedbrydning i jorden. Kulstofinputtet er afhængigt af typen af plantedække og drift (især høstpraksis), samt mængden af tilførte husdyrgødning. Kulstofnedbrydning er afhængig af typen af planterester og husdyrgødning og jordens temperatur, pH, og fugtighed. Under konstante forhold forventer man at input- og nedbrydningsprocesser er i balance (det vil sige ingen netto-kulstoflagring eller -nedbrydning). En ændring i netto-kulstoflagring eller -nedbrydning sker, når der er en ændring i enten kulstofinputtet eller nedbrydningshastigheden. På sigt vil der opstå en ny balance mellem kulstofinput og kulstofnedbrydning, hvorfor kulstoflagring i jorden er at betragte som en midlertidig proces. Midlertidig er dog et relativt begreb, da det kan vare flere årtier inden den nye balance er opnået, afhængigt af hvor store ændringerne i kulstofinputtet eller /og kulstofnedbrydning er.

En omlægning fra landbrug til andet formål vil betyde, at det fossile energiforbrug, som er tilknyttet landbrugsproduktionen, vil ophøre men i mange tilfælde være erstattet af andre energikrævende operationer.

Jordtab via vanderosion vil medføre et tilsvarende tab af organisk stof fra marken. Hvorvidt det organiske stof senere tabes til atmosfæren som kuldioxid eller metan afhænger af, hvor det aflejres i det akvatiske økosystem.

I mange tilfælde er der kun få eller ingen empiriske data vedrørende fosforvirkemidlernes klimaeffekt. Vurderingen er i disse tilfælde baseret på logik og skøn.

Vurdering af virkemidlernes effekt på natur og biodiversitet

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. Dette betyder, at vurderingen 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.

	Jordbunds- fauna	Vilde planter	Vilde bier (føde og levesteder)	Insekter og led- dyr i øvrigt	Fugle	Pattedyr	Samlet vurdering
Virkemiddel	-3 til +3	-3 til +3	-3 til +3	-3 til +3	-3 til +3	-3 til +3	Σ-+

For hvert virkemiddel vurderes biodiversitetseffekten på hhv. jordbundsdyr, vilde planter, vilde bier (både mht. føde og levesteder), insekter og andre lededyr (fx edderkopper, biller], fugle og pattedyr. Der gives en kvalitativ vurdering, som vil ligge mellem -3 (kraftig negativ effekt) og +3 (kraftig positiv effekt). Gennemgangen af hvert virkemiddel afsluttes med en samlet vurdering, som summerer effekterne på de enkelte grupper.

Vurdering af virkemidlernes effekter i forhold til skadegørere og pesticider

For de virkemidler, hvor det var relevant, er foretaget en kvalitativ vurdering af virkemidlets effekt på skadegørere og pesticider.

Bemærkninger vedrørende de økonomiske beregninger

Virkemiddelspecifikke beskrivelser af forudsætninger, forbehold, begrænsninger m.m. er beskrevet i de konkrete virkemiddelafsnit. I dette afsnit redegøres der for de generelle forudsætninger, der er anvendt i omkostningsberegningerne og beregningerne af omkostningseffektivitet, som vi i det følgende betegner ”reduktionsomkostninger for P effekter”¹. Beregningsgrundlaget, og de valg, der ligger bag valget af beregningstilgang, er beskrevet mere detaljeret i Bilag 1.

Omkostningerne for hvert af virkemidlerne opgøres i budget- og velfærdsøkonomiske priser. De omkostninger, der indgår i en budgetøkonomisk opgørelse, er opgjort i faktorpriser, som er de priser, virksomhederne faktisk skal betale. I den velfærdsøkonomiske opgørelse omregnes faktorpriserne (priser uden moms og punktafgifter mv.) til markedspriser med anvendelse

¹ Reduktionsomkostningerne udtrykkes i kroner per kg P. Reduktionsomkostningerne kaldes ofte ”omkostningseffektivitet”, men dette er en noget misvisende anvendelse af begrebet omkostningseffektivitet. Omkostningseffektivitet bør altid måles ift. opfyldelsen af en konkret reduktionsmålsætning, og det er ikke tilfældet i virkemiddelkatalogerne, hvor det er de gennemsnitlige reduktionsomkostninger, som beregnes.

af en nettoafgiftsfaktor (NAF)² for at udtrykke omkostningerne i velfærdsøkonomiske priser. Den anvendte nettoafgiftsfaktor er 1,28. Det er disse priser der anvendes i forbindelse med samfundsøkonomiske konsekvensvurderinger (Finansministeriet, 2019), og for sammenligning af omkostninger og effekter mellem virkemidler er det korrekte sammenligningsgrundlag den velfærdsøkonomiske opgørelse.

P reduktionsomkostninger

Med udgangspunkt i de beregnede budget og velfærdsøkonomiske omkostninger beregnes reduktionsomkostningerne pr. kg P for de enkelte virkemidler. Tilskud og skatteforvridningstab er holdt ude af omkostningsberegningerne, og de fordelingsmæssige aspekter af virkemidlerne belyses ikke i analyserne. Tilskuddene indgår ikke i beregningerne af reduktionsomkostningerne, fordi de udelukkende repræsenterer en omfordeling af midler mellem stat og landbrug, og derfor ikke afspejler de reelle omkostninger eller indtægter. Indregning af tilskuddene vil skævvride de beregnede reduktionsomkostninger af virkemidler, så virkemidler med tilskud vil fremtræde mere favorabelt end virkemidler uden tilskud.

For de fleste virkemidler er der præsenteret et interval for reduktionsomkostningerne. Intervallerne illustrerer den forventede variation i reduktionsomkostningerne på grund af forskelle i effekt (jordtype, N / P reduktionseffekt) og omkostninger (jordtype, investeringsbehov, lokalitet, m.m.). For nogle af virkemidlerne er omkostningerne opgjort både i forhold til erosion og i forhold til udvaskning via makroporer, da det vurderes, at det er nødvendigt at opgøre begge, da der er tale om separate tabsveje. I nogle analyser indgår kun højrisikoarealer i de økonomiske beregninger, mens der i andre indgår både mellem- og højrisiko ligesom andre aspekter er inddraget i opdelingen.

Variationen kan også afspejle usikkerheder forbundet med opgørelse af effekt såvel som omkostninger for de enkelte virkemidler. Variationen er forklaret for hvert virkemiddel.

Beregningsforudsætninger for omkostningerne

For virkemidler, der indebærer at landbrugsarealer tages ud af omdrift (udtagning, randzoner, vådområder, braklægning mv.), udgør den tabte landbrugsproduktion på arealerne en omkostning. Der kan derudover i nogle tilfælde være projektomkostninger, eller omkostninger koblet til den fremtidige drift af arealet eller anlæg.

Omkostningen forbundet med tab af landbrugsproduktion er primært bestemt af de afgrøder, der dyrkes på arealerne, samt om der opstår problemer med at finde et areal, hvor husdyrgødningen kan spredes (harmoniareal).

Det er i lighed med tidligere beregninger (Eriksen et al., 2014) anvendt Dækningsbidrag II (DBII) som mål for den tabte produktion. Dækningsbidragsberegningerne er baseret på budgetkalkuler fra SEGES (www.farmtalonline.dk).

² 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

Der er en nærmere diskussion af forskellige tilgange til omkostningsberegninger i bilag 1. DBII omfatter indtægterne fra produktionen fratrukket de variable omkostninger og kapacitetsomkostningerne, herunder maskinomkostninger, da det antages, at disse omkostninger vil spares³. Afskrivninger til bygninger m.v. fratrækkes ikke, da disse antages ikke at blive berørt af arealvirkemidlerne.

Der er beregnet et gennemsnitligt dækningsbidragstab for perioden 2013-18 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.

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 vanding⁴ (JB 1-4) og to typer sandjorde uden vanding (JB 1+3 og JB 2+4).

I beregningen af det gennemsnitlige dækningsbidragstab er der endvidere taget højde for andelen af landbrugsarealer, der dyrkes hhv. med og uden husdyrgødning. Dette er gjort, fordi der 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. Konsekvensen er, at 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. Alt andet lige har husdyrgødede afgrøder derfor et højere dækningsbidrag end afgrøder, der ikke tilføres husdyrgødning.

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 vandoplande og deloplande bør der tages udgangspunkt i opgørelser af tilgængeligt harmoniareal/friharmoniareal. Herved vil man kunne medregne de ekstra omkostninger ved reduktioner i husdyrholdet, hvis husdyrgødningen ikke kan spredes.

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 typespecifikke dækningsbidrag, som ligger til grund for beregningen af det gennem-

³ Maskinomkostningerne er beregnet ud fra generelle antagelser om nyanskaffelsespris, levetid og udnyttelsesgrader for de enkelte landbrugsmaskiner.

⁴ I beregningen af dækningsbidraget for sædskifter på sandjorde med vanding fraregnes faste vandingomkostninger, idet disse omkostninger ikke formodes at bortfalde for den resterende bedrift som følge af driftsophør på nogle af bedriftens arealer.

snitlige dækningsbidrag, fremgår af Bilag 1, og disse kan anvendes i mere detaljerede beregninger på oplandsniveau, hvor man har data om jordtype, afgrødefordeling og husdyrproduktion.

I beregningerne for en række virkemidler, der ikke omfatter udtagning, udgøres omkostningerne af de omkostninger, der er knyttet til investeringer i og anvendelse af anlæg, arbejdstidsforbrug, driftsmæssige tiltag i form af ændret gødningstildeling, sædskifte m.v.

Prisforudsætninger

Anlægs- og andre engangsomkostninger er så vidt muligt annuieret med specifikke tidshorisonter for virkemidlerne. Der er anvendt en diskonteringsrate på 4 % ved annuiseringen. Det bemærkes at den anvendte diskonteringsrate er høj sammenlignet med det aktuelle renteniveau, men idet Finansministeriet anbefaler anvendelse af rente på 4% i samfundsøkonomiske analyser, er det af konsistenshensyn valgt at anvende 4%. Dette sikrer også sammenlignelighed mellem nærværende beregninger og beregningerne i det tidligere kvælstofvirkemiddelkatalog (Eriksen et al., 2014), som også var baseret på en rente på 4%.

I beregningerne af omkostninger er der anvendt data fra en bred vifte af kilder fra forskellige år. I de tilfælde, hvor data er flere år gamle, er der foretaget prisjustering med anvendelse af nettoprisindeks for at justere for prisudviklingen i perioden. I de tilfælde, hvor tallene kun er et år eller to gamle, er der ikke foretaget prisjustering, idet justering vil have lille betydning, særligt mange af omkostningsestimaternes generelle usikkerhed taget i betragtning. Det bemærkes desuden, at det i mange af de anvendte kilder ikke er specificeret, hvilket år se opgjorte priser referer til; her er det antaget, at priserne referer til publikationsåret.

For en række virkemidler har der ikke været tilstrækkelige data til at der er gennemført en økonomisk analyse af virkemidlerne. Der er endvidere meget forskelligt datagrundlag for de forskellige virkemidler, og selv om der er tilstræbt konsistens i opgørelsen af omkostningerne på tværs af virkemidler, fx i forhold til hvilke omkostningsposter der er inkluderet, så har det vist sig umuligt at opnå konsistens pga. begrænsninger i tilgængeligheden af relevant data. For nogle virkemidler, fx vådområder og minivådområder, er der inkluderet udgifter til forundersøgelser, konsulentbistand, arkæologiske undersøgelser samt godkendelser, som alle repræsenterer poster, der kan være krav om, hvis der skal opnås tilskud til implementering. Det er imidlertid ikke alle virkemidler, hvor alle disse poster vurderes at være relevante, og det er derudover en mindre andel af virkemidlerne, hvor der findes data vedrørende den forventede størrelse af disse forskellige poster. Derfor har det ikke været muligt at inkludere posterne i alle beregninger. Dette skaber selvsagt en vis grad af inkonsistens på tværs af virkemidlerne, og dette bør man holde sig for øje ved sammenligning af reduktionsomkostninger på tværs af virkemidler. Det er specificeret klart for hvert enkelt virkemiddel, hvilke omkostningsposter, der indgår i omkostningsopgørelsen, og hvor det skønnes relevant, og hvor datagrundlaget tillader det, er det specificeret, hvilken betydning det har for resultaterne, hvis nogle omkostningsposter udelades; for minivådområder undersøges det eksempelvis, hvilken effekt det har, hvis udgifter til arkæologiske undersøgelser, myndighedstilladelser og konsulentbistand udelades. Disse poster repræsenterer poster, som ikke eksplicit er inkluderet for andre virkemidler.

Afslutningsvist bemærkes det, at 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. Hvis tallene tænkes anvendt i konkrete situationer anbefales det derfor, at de så vidt muligt justeres til at afspejle de lokalitetsspecifikke forhold.

Referencer

Andersen, H.E. & Heckrath, G. (red.) 2020. Fosforkortlægning af dyrkningsjord og vandområder i Danmark. Rådgivningsrapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi (under forberedelse).

Andersen, H.E. & Kronvang, B. 2006. Modifying and evaluating a P index for Denmark. *Water, Air, and Soil Pollution*, 174: 341-353.

Andersen, H.E., Baattrup-Pedersen, A., Blicher-Mathiesen, G., Christensen, J.P., Heckrath, G., Nordemann Jensen, P. (red.), Vinther, F.P., Rolighed, J., Rubæk, G. & Søndergaard, M. 2016. Redegørelse for udvikling i landbrugets fosforforbrug, tab og påvirkning af Vandmiljøet. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 86 s. - Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 77 <http://dce2.au.dk/pub/TR77.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>.

Bruhn A, Flindt MR, Hasler B, Krause-Jensen D, Larsen MM, Maar M, Petersen JK og Timmermann K. 2020. Marine virkemidler – beskrivelse af virkemidlernes effekter og status for vidensgrundlag. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 122. - Videnskabelig rapport nr. 368. <http://dce2.au.dk/pub/SR368.pdf>.

[COWI. 2019. Virkemidler overfor punktkilder. Rapport for Miljøstyrelsen. https://mst.dk/media/181851/virkemidler-over-for-punktkilder.pdf](https://mst.dk/media/181851/virkemidler-over-for-punktkilder.pdf).

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.

Eriksen, J., Thomsen, IK., Hoffmann, C., Hasler, B. og Jacobsen BH. (red.) 2020. Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. DCA rapport (under udarbejdelse)

[Finansministeriet 2019: Dokumentationsnotat om opgørelse af nettoafgiftsfaktoren. Notat 26. april 2019](#)

[Finansministeriet 2017: Vejledning i samfundsøkonomiske konsekvensvurderinger. August 2017.](#)

Forsmann, D.M. and Kjærgaard, C. 2014. Phosphorus release from anaerobic peat soils during convective discharge - Effect of soil Fe:P molar ratio and preferential flow. *Geoderma*, 223-225, 21-32.

Hermansen, J.E., 2015. Kapitel 4, Miljø. I: Jespersen, LM (red.). Økologiens bidrag til samfundsgoder. Vidsensyntese 2015, Internationalt center for forskning i økologisk jordbrug og fødevarer systemer (ICROFS), Tjele. Side 107-168.5t

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.

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, 86 s. - Videnskabelig rapport nr. 325. <https://dce2.au.dk/pub/SR325.pdf>

Poulsen HD. & Rubæk GH. (red.) 2005. Fosfor i dansk landbrug. DJF rapport Husdyrbrug nr. 68. Aarhus Universitet, Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet. 211 p.

van der Salm, C., R. Dupas, R. Grant, G. Heckrath, B. V Lversen, B. Kronvang, C. Levi, G. Rubæk, and O.F. Schoumans. 2011. Predicting phosphorus losses with the PLEASE model on a local scale in Denmark and the Netherlands. *J. Environ. Qual.* 40(5): 1617–1626.

2 Anvendelse af fosforvirkemidler i kombination med kortlægningen af risikoområder for fosfortab

Hans Estrup Andersen

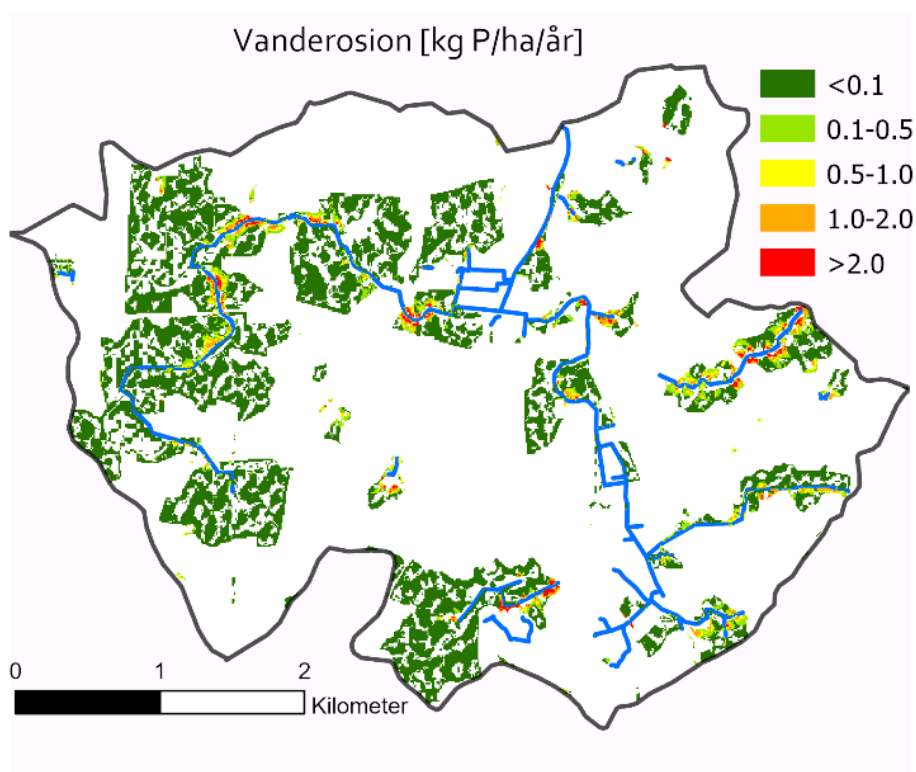
Fagfællebedømmelse: Gitte Blicher-Mathiesen

Bioscience, AU

For at opnå en omkostningseffektiv anvendelse af fosforvirkemidlerne bør de rettes mod de områder i landskabet, hvor de største fosfortab forekommer. Disse risikoområder for fosfortab er kortlagt landsdækkende på markniveau eller endnu finere skala (Andersen & Heckrath, 2020). Med det formål at illustrere anvendelse af virkemidlerne beskrevet i nærværende katalog i samspil med kortlægningen af risikoarealer er der nedenfor vist en række korte eksempler.

Figur 2.1 viser kortlagte risikoarealer for **fosfortab ved erosion** inden for et opland. I virkemiddelkatalogets kapitel 1, tabel 1.2 findes en oversigt over hvilke virkemidler, der har en effekt over for hvilken type af risikoområde. Det fremgår for eksempel heraf, at en randzone udlagt langs vandløbet neden for områder, hvor der forekommer erosion, kan reducere fosfortab til vandløbet ved erosion med 30 – 80% afhængigt af randzonens bredde.

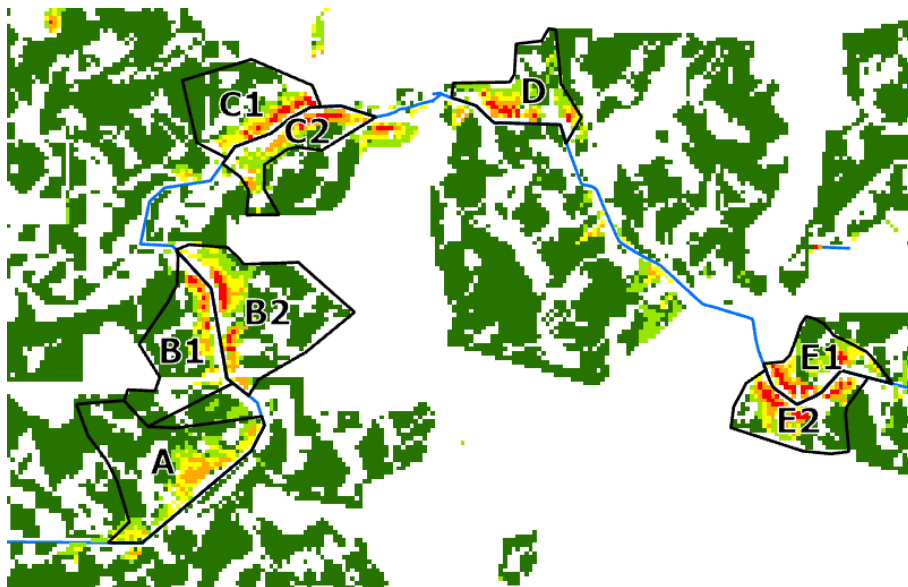
Figur 2.1. Risikoarealer for fosfortab ved erosion kortlagt på 10 x 10 m skala.



I figur 2.2 er fremhævet en række delstrækninger på den vestlige vandløbsgren, hvor der ifølge kortlægningen tilføres en del fosfor med erosion. Et eksempel på en målrettet anvendelse af virkemidler vil være at udlægge brede randzoner langs disse delstrækninger. Arealerne af områderne A – E, der bidrager med erosion til vandløbet, er fundet ved at indtegne oplande til delstrækningerne på

grundlag af højdekurver (højdekurver er ikke vist her). Fosfortabet fra hvert område beregnes ved at summere over bidragene fra de enkelte 10 x 10 m celler indenfor området. Den nødvendige længde af den brede randzone kan direkte aflæses i kortet som længden af delstrækningerne. I område A og D kræves der kun randzone på den ene side af vandløbet, mens der i område B, C og E er behov for en randzone på begge sider af vandløbet. Ved hjælp af datasættet, der følger med erosionskortlægningen, kan det samlede tab af fosfor til vandløbet fra områderne A – E opgøres til i alt 10,7 kg P / år, og den samlede længde randzone kan opmåles til 2.950 m. Af virkemiddelkatalogets beskrivelse af 'Målrettede, brede og tørre randzoner' fremgår det, at en randzone med en bredde på 20 m kan reducere fosfortabet med 75%. Resultatet af at anlægge randzoner langs de fem delstrækninger er altså en reduktion i fosfortilførsel til vandløbet på 8,1 kg P / år. Det samlede randzoneareal udgør 5,9 ha.

Figur 2.2. Udvalgte delstrækninger langs vandløbet, hvor en målrettet indsats mod fosfortab ved erosion kan foretages. Oplande til delstrækningerne er markeret A - E.

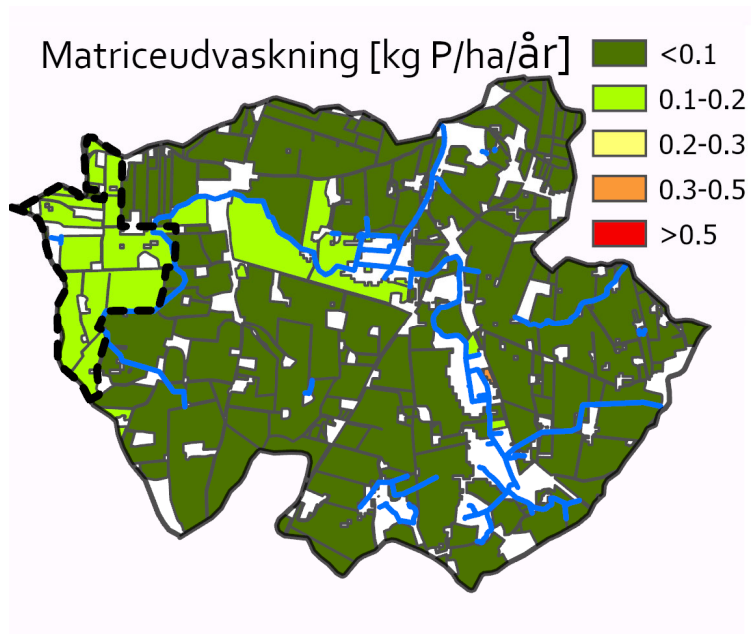


Figur 2.3 viser kortlægningen af **matriceudvaskning** af fosfor på markniveau. Det fremgår, at der i den vestligste del af oplandet findes en gruppe marker med en lidt forhøjet fosforudvaskning. Markerne er per definition dræned, idet udvaskning kun er beregnet for dræned marker. I eksemplet her antages det, at der er planlagt etablering af et minivådområde med åben vandflade (med det primære formål at fjerne kvælstof). Via datamaterialet bag kortlægningen kan det samlede areal af markerne markeret i figur 2.3 opgøres til 115 ha og det samlede fosfortab ved udvaskning til 13,5 kg P / år. Af katalogets beskrivelse af virkemidlet 'Minivådområder med åben vandflade' fremgår det, at effekten af virkemidlet er en reduktion af den tilførte fosfor på 45%. Det fremgår desuden af virkemiddelbeskrivelsen, at størrelsen af minivådområdet skal være 1% af drænoplandet, dvs. i dette tilfælde ca. 1,2 ha. Resultatet af at anlægge et minivådområde med åben vandflade bliver altså (udover kvælstofreduktionen) en årlig fosforreduktion på 6,1 kg P. Bemærk, at det anlagte minivådområde ikke har nogen effekt på fosfortabet ved erosion fra området.

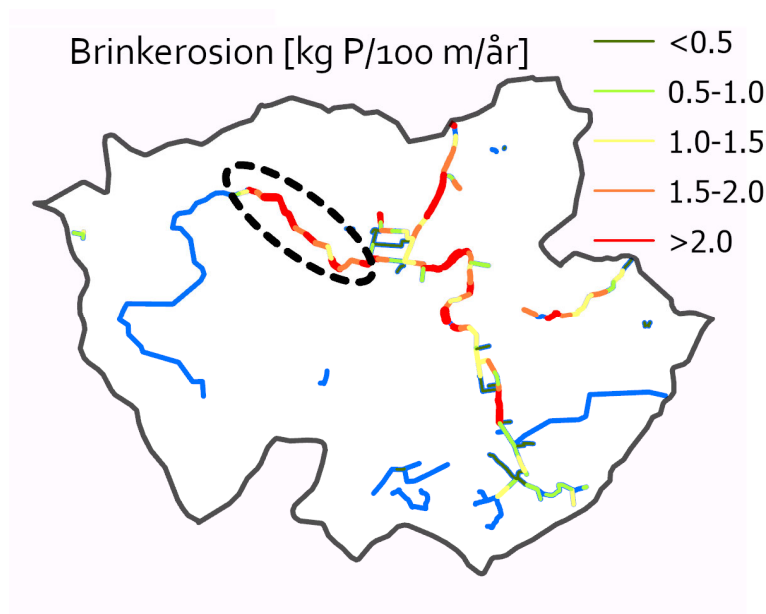
Det sidste eksempel omhandler fosfortab ved **brinkerosion**. Figur 2.4 viser brinkerosion kortlagt for 100 m vandløbsstrækninger. I virkemiddelkatalogets kapitel 1, tabel 1.2 ses det, at det foreløbig eneste virkemiddel mod brinkerosion, der er omfattet af kataloget, er plantning af træer langs vandløbet, og at dette virkemiddel har en effekt på 25 – 40%. I figur 2.4 er udpeget en vandløbsstrækning, hvis længde på kortet kan aflæses til ca. 1.700 m. Det antages i det følgende, at man har valgt at reducere brinkerosion på denne strækning

ved at plante træer i en 2 m randzone langs vandløbet på begge sider. Af materialet bag kortlægningen kan det opgøres, at det samlede fosfortab ved brinkerosion på denne strækning i alt udgør 34,6 kg P/år. Resultatet af etablering af virkemidlet er en reduktion i fosfortab på 8,7 – 13,8 kg P/år.

Figur 2.3. Fosfortab ved matriceudvaskning kortlagt på markniveau.



Figur 2.4. Fosfortab ved brinkerosion kortlagt på 100 m vandløbsstrækninger.



Oplandet afvander til en sø længere nedstrøms. Med de viste indsatser vil der være en samlet reduktion i fosfortilførsel til søen på hhv. 8,1 kg P/år ved erosion, 6,1 kg P/år ved matriceudvaskning og 8,7 - 13,8 kg P/år ved brinkerosion, i alt 22,9 – 28,0 kg P/år.

Referencer

Andersen, H.E. & Heckrath, G. (red.) 2020. Fosforkortlægning af dyrkningsjord og vandområder i Danmark. Rådgivningsrapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi (under forberedelse).

3 Virkemidler

Permanent plantedække på erosionstruede arealer og som barriere i landskabet

Goswin Heckrath¹, Preben Olsen¹, Beate Strandberg² (natur og biodiversitet), Marianne Bruus² (natur og biodiversitet), Nicholas Hutchings¹ (klima), Brian H. Jacobsen³ (økonomi)

Fagfællebedømmelse: Hans Estrup Andersen², Gitte Holton Rubæk¹, Louise Martinsen⁴ (økonomi) og Berit Hasler⁴ (økonomi)

¹ Agroøkologi AU

² Bioscience, AU

³ Fødevare- og Ressourceøkonomi, KU

⁴ Miljøvidenskab, AU

Funktion og anvendelse

Etablering af striber med permanent græs og urteagtig vegetation på dyrkede marker kan reducere tab af jord og fosfor med overfladisk afstrømmende vand. Udformning og indplacering af disse arealer skal tilpasses de lokale topografiske forhold og den naturgivne erosionsrisiko.

Der kan skelnes mellem tre typer af permanent plantedække, hvoraf alene den første type er udbredt i Danmark: 1. "Randzoner", der afgrænser den dyrkede jord fra vandområder, disse er behandlet som et selvstændigt virkemiddel i dette katalog ("Målrettede, brede og tørre randzoner"). 2. Kontursåede, vegetationsstriber, her kaldet "bufferstriber" etableres på stejle skrænter for at opbryde dyrkningsfladen i flere sektioner og 3. "Græsbevoksede vandveje", som etableres i lavbundede dale, dvs. på områder i landskabet, hvor der forekommer koncentreret overfladeafstrømning. Sidstnævnte er i USA kendte som *grassed waterways* (Atkins og Coyle, 1977).

Vanderosion på dyrkede marker kan under danske forhold medføre betydeligt tab af næringsstofrig jord til vandmiljøet (Veihe et al., 2003; Onnen et al., 2019). Omfanget af erosion varierer stærkt, afhængigt af et komplekst samspil mellem topografiske, klimatiske, jordtypebestemte og dyrkningsrelaterede faktorer (Renard et al., 1997). Topografien er den naturgivne faktor, der overordnet kontrollerer de rumlige mønstre for vandafstrømningen i landskabet. På stejle skrænter er erosionsrisikoen ofte høj. Desuden er mange danske landskaber småbakkede og bølgende med lokalt tragtagtig landskabsform, der samler afstrømningen fra større områder og koncentrerer den på et lille areal, hvor erosionskraften derfor øges betydeligt (Onnen et al., 2019). Her kan der opstå kløfterosion med stort jordtab til følge især på de mere eroderbare siltede og finsandede jordtyper (Poesen et al., 2003). Både på de meget stejle arealer og i lavtliggende arealer, der samler afstrømningen, kan etablering af et permanent plantedække mindske den overordnede erosionsrisiko ved at bryde afstrømningsmønstre, bremse afstrømningshastigheden, fremme infiltration, stabilisere jorden og fremme jordaflejring (Morgan, 2005).

Bufferstriber af urteagtig vegetation

Græsstriber udsås parallelt med konturerne og opdeler afgrøden på en skråning i segmenter. Striberne er særligt velegnede på lange skråninger eller hvor skrænten er meget stejl. På sidstnævnte områder vil maskinkørsel også være vanskelig. Disse bufferstriber vil med deres tætte bevoksning bremse det afstrømmende vand og derved reducere den kinetiske energi af afstrømningen og fremme vandinfiltration i jorden (Barling og Moore, 1994; Roberts et al., 2012). På lange, skrånende arealer vil striberne afbryde vandstrømningen fra højereliggende arealer og vil derfor mindske afstrømningens transportkapacitet for eroderet jord for hele skråningen (Van Oost et al., 2000).

Græsbevoksede vandveje

Vandveje med urteagtig vegetation kan etableres, hvor afstrømmende vand fra dyrket jord vil koncentreres og få tilstrækkelig energi til at udgrave kløfter, hvori eroderet jord kan flyttes hen over markgrænsen (Atkins og Coyle, 1977). Det sker typisk i lokale sænkninger i terrænet, tørre dalbunde og slugter på store arealer med lange skråninger. Figur 3.1 illustrerer, hvordan overfladisk afstrømmende vand på en vinterhvedemark er blevet koncentreret og har eroderet sig ned i den lave del af marken. Virkemåden af en bevokset vandvej på dette område ligner de kontursåede bufferstriber (Norris, 1993). Permanent plantedække vil bremse det afstrømmende vand, og vandet vil infiltrere bedre i jorden (Briggs et al., 1999). Selvom vandets hastighed på en græsbevokset vandvej i nogle situationer kan være stor, bliver erosionen mindre eller undgået, fordi græssets rødder stabiliser og fastholder jorden og græsblade, nedbøjet af strømmende vand, beskytter vandvejens bund (Fiener og Auerswald, 2006). Ved etablering af græsbevoksede vandveje kan det nogle gange være hensigtsmæssigt at foretage fysiske tilpasninger i topografien, så man sikrer, at vandet kommer til at strømme over mest muligt af den bevoksede vandvejs bredde. I bedste fald vil et areal med bevokset vandvej efter etablering gå fra at være et område med høj erosion til at være et område med jordaflejring. Således forventes det, at effekten for samme arealstørrelse bevokset vandvej vil være større end for kontursåede bufferstriber (Fiener og Auerswald, 2003). Det er vigtigt, at den bevoksede vandvej dimensioneres til at kunne håndtere den mængde vand, der må forventes at tilstrømme fra de omliggende marker.

Effekten af kontursåede bufferstriber og bevoksede vandveje på vanderosion er ikke undersøgt i Danmark. Ifølge den internationale litteratur kan bufferstriber generelt have en god effekt på begrænsning af erosion og overfladeafstrømning (Vought et al., 1995; Lowrance et al., 2002). Imidlertid er effekten i høj grad afhængig af placeringen og udformningen af bufferstriber. Således kan effekten af virkemidlet udgøre mellem 10 og 100 % reduktion på erosion og overfladeafstrømning (Dorioz et al., 2006). USDA-NRCS (2019) oplister en række planlægningskriterier ifm. etableringen af effektive bufferstriber i forskellige landskabspositioner.

Fiener og Auerswald (2006) fandt at græsbevoksede vandveje i sommerhalvåret kunne mindske afstrømningsmængderne med ca. 30 % og afstrømningstopkene med op til 40 %. Virkningen på afstrømningsmængderne var under ugunstige vinterforhold mindre end 5 % og ca. 15 % ved meget store afstrømningshændelser. Fiener og Auerswald (2006) konkluderede, at græsbevoksede vandveje især egnede sig, der hvor sommerafstrømning var det store problem. I figur 1 ses et landskab, hvor en græsbevokset vandvej ville have været en god ide for at beskytte området mod kløfterosion. Ved hjælp af ero-

sionsmodellering (Onnen et al., 2019) vil der kunne gennemføres scenarioanalyser, der understøtter effektiv vurderingen og udpegnings af potentielle arealer til bufferstriber eller bevoksede vandveje.

I såvel bufferstriber som bevoksede vandveje er det afgørende, at afstrømningen sker diffust over det bevoksede areal, da begge ellers er i risiko for gennembrud, fordi erosionskraften lokalt bliver for stor. Både bufferstriber og bevoksede vandveje kræver løbende tilsyn, hvis funktionerne skal forblive intakte. Vedligeholdelsen omfatter især en årlig afpudsning af bevoksning eller høslæt for at undgå etablering af træer. Hvis vegetationsdækket er skadet af f.eks. erosion eller dyr, skal den genetableres.

Figur 3.1. Vinterhvedemark med erosionskløft på dalbunden, hvor overfladeafstrømning koncentrerer.



Effekt på fosfortab

Striber i landskabet med permanent bevoksning virker bedst over for fosfor bundet til grovere jordpartikler og -aggregater, der aflejres, når vandhastigheden reduceres (Dillaha et al., 1989). Desuden vil et tæt vegetationsdække have en filtereffekt på små aggregater. Derimod er sedimentation af lerpartikler begrænset. Da fosfor binder kraftigt til lerpartikler, er tilbageholdelseffekten noget mindre, hvis der transporteres en betydelig del dispergeret ler. Fosfor opløst i vand kan infiltrere i bufferstriberne eller på vandvejene, hvorefter det kan bindes til jord herunder til tidligere afsatte jordpartikler. Grundlæggende er mekanismerne af fosfortilbageholdelse i bufferstriber og randzoner de samme. Bufferstriberne vil typisk ligge på stejle arealer, hvorved effekter knyttet til en opbremsning af afstrømningshastigheden vil være mindre udpræget.

Såvel internationale (Doriot et al., 2006; Sheppard et al., 2006) som danske studier (Kronvang et al., 2005) har vist, at bufferstriber kan reducere transporten af partikulært fosfor med 50 – 97 %. For opløste fosforformer er retentionsraten oftest mellem 20 og 30 % (Vought et al., 1995; Doriot et al., 2006). Variationen er dog betydelig fra - 83% til + 95%. En negativ værdi betyder, at vandet

beriges med fosfor på sin vej gennem bufferen (Dillaha et al., 1989). Det er vist, at bufferstriber kan fjerne 40 til 100 % af det tilstrømmende sediment, medens fjernelsen af vand varierede fra 3 % til næsten 100 % (Doriot et al., 2006). Mange af de undersøgte bufferstriber har været anlagt på forholdsvist fladt terræn, hvilket alt andet lige øger effektiviteten.

Effekten af græsbevoksede vandveje på tab af fosfor er dels indirekte, dels direkte. Vandvejens primære mål er at transportere store vandmængder uden at det eroderer og dermed løsriver jord og fosfor. Vandet, der strømmer til vandvejen fra omliggende marker, vil have et indhold af sediment, partikulært fosfor og opløst fosfor. Fiener og Auerswald (2006) har vist, at vandvejen kan reducere afstrømningen betragteligt. En del af reduktionen kan tilskrives infiltration af vand og dermed også af opløst fosfor. Fosfor aflejret eller ned-sivet i bufferriben eller på vandvejen kan optages af vegetationen, når denne vokser. Ved løbende at fjerne biomasse, f.eks. ved høslæt, kan man modvirke, at der frigives fosfor fra biomassen, når den nedbrydes, hvilket især kan være kritisk efter vegetationen har været frosset (Bechmann et al., 2005; Kelly et al., 2007; Roberts et al., 2012). Udfrysning af fosfor vurderes dog at være af mindre betydning under danske forhold.

En effektvurdering af bufferstriber og bevoksede vandveje for konkrete arealer bør inddrage en erosionsmodellering, der kan bidrage til en estimering af, hvor meget fosfortransporten vil kunne nedbringes.

Effekt i tid og rum

Etablering af bevoksning i bufferstriber og på vandvejene kan foretages relativt hurtigt og med tiden vil en bedre jordstruktur og forøget makroporøsitet forbedre infiltrationskapaciteten og dermed øge mulighederne for nedsivning af opløst fosfor og afsætning af fosforholdigt materiale (Dosskey et al., 2007). Derfor vil nyetablerede bufferstriber være mindre effektive end ældre (Fiener & Auerswald, 2006). Etableringen af bevoksede vandveje kan være besværlig, hvis området ofte udsættes for høj afstrømning. Grundlæggende vil afstrømningsmængderne afhænge af såvel klimatiske som af afgrøde- og dyrkningsmæssige forhold på de marker, hvorfra vand strømmer til vandvejen. Da vi i Danmark er uden erfaring med metoden, kan det blive nødvendigt med tiden at tilpasse og justere udformningen af vandvejene til danske forhold. Kraftige erosionshændelser er typisk kortvarige og forekommer med års mellemrum. Derfor vil den tidlige effektivitet af virkemidlet være svingende.

Overlap i forhold til andre virkemidler

Randzoner langs vandområder er en form for bufferstriber med lignende virkemåde. Agronomiske virkemidler som optimering af jordbearbejdning på erosionsarealer og jordløsning i sprøjtespor kan kombineres med etablering af bufferstriber og bevoksede vandveje, hvor den naturgivne erosionsrisiko vurderes som værende særligt høj. I landskaber med vedvarende risiko for kløfteerosion kan bevoksede vandveje og sedimentationsdamme kombineres.

Sikkerhed på data

Effekten af bufferstriber og bevoksede vandveje på fosfortransporten i landskabet er kun belyst ifm. case-studier og slet ikke i Danmark. Et større antal internationale erosionsundersøgelser og erosionsmodelleringer tyder på en potentielt god virkemiddeleffekt, som dog er meget afhængig af den lokale implementering. Den nuværende erosionsrisikokortlægning for Danmark kan understøtte udpegning af relevante arealer, men tillader kun overordnede skøn af effektfastsættelsen.

Kort afstand i tid mellem afstrømningshændelser giver risiko for, at sedimenteret materiale bortroderes fra bufferen ved successive afstrømningshændelser, fordi der ikke er tid til, at planterødder kan gennemvokse afsat materiale. Den kvantitative betydning af dette aspekt er dårligt belyst.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Gennemførelse af et relevant monitoringsprogram vil tage mere end fem år og bør omfatte 5-10 oplande. Til gengæld kan en udvidet erosionsmodellering til estimering af fosforerosion gennemføres inden for et halvt år, såfremt data over den rumlige variation af markernes fosforindhold står til rådighed.

Forudsætninger og potentiale

Virkemidlet retter sig mod marker med høj erosionsrisiko, koncentreret afstrømning og kløfterosion. Ved udlægningen af bufferstriber bør deres udformning modsvare terrænets form og være bredere, hvor terrænet tilsiger stor tilstrømning med høj energi. Ved pløjning af naboarealerne, skal det sikres, at der ikke skabes uhensigtsmæssige afstrømningsveje. I planlægningen af virkemidlet skal der tages højde for områdernes hydrologiske opland og hvor store vandmængder, der forventes at afstrømme på længere sigt. Etableringen af effektive bufferstriber til at bryde overfladeafstrømningen kan betyde en praktisk udfordring under danske forhold, hvor mange marker i kuperede landskaber er forholdsvis små.

Vedligeholdelse skal indtænkes, når virkemidlet tages i anvendelse. Muldvarpe og andre gravende dyr kan med deres aktivitet lave gange, der leder vand direkte igennem bufferen. En løbende afsætning af sediment i bufferstriben eller på vandvejen kan over tid ændre vandstrømningen i en uhensigtsmæssig retning. Græs i filterstriber og vandveje kan ødelægges af frost og blive en kilde til fosfor.

På nuværende tidspunkt er der ikke lavet en analyse over, hvor stort et areal virkemidlet med fordel vil kunne anvendes på. Der er dog gjort et indledende groft skøn på grundlag af erosionsrisikokortlægningen (Onnen et al., 2019) over, hvor bufferstriber eller bevoksede vandveje vil kunne etableres. Under antagelse af at bufferstriber oprettes på dyrkningsjord, hvor der er sammenfald mellem høj erosionsrisiko ($>7.5 \text{ t ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$) og terrænhældning over 10 grader, kan der udpeges i alt ca. 5.500 ha. Samlet set estimeres der på disse arealer et jordtab på 90.000 ton. På nuværende tidspunkt kan det ikke siges, hvor stor en del af dette materiale, der tilføres vandområderne. Ligeledes indeholder denne udpegning arealer, der i praksis vil være for små til etablering af bufferstriber. Det anslås, at de enkelte bufferstriber vil dække et areal i størrelsesorden 0,1 – 0,2 hektar.

Ligesom med sedimentationsdamme kan etableringen af bevoksede vandveje overvejes, hvor der er risiko for kløfteerosion og for at store mængder sediment transporteres hen over markgræsen. Erosionsmodelleringen indikerer, at der kan være op til 3.000 steder på dyrket areal, hvor der tabes mere end 1 ton jord år^{-1} over markgræsen (Se endvidere under virkemidlet "Sedimentationsbassiner på marken som tiltag mod fosfortab ved erosion"). Det understreges, at modellen estimerer hvor meget jord, der flyttes over en markgrænse, og at det kun er en del af det transporterede fosfor, der ender i vandmiljøet. Hvor stor en andel, der ender i vandmiljøet, kan vi ikke estimere med det nuværende datagrundlag.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Det skal afklares, hvad etablering af bufferstriber og vandveje med permanent bevoksning betyder for administration og udbetaling af landbrugsstøtteordninger.

Arealer omlagt til permanente bufferstriber og bevoksede vandveje kan kontrolleres via flyfotos og satellitbilleder.

Sideeffekter

Kvælstof

Virkemiddelarealerne vil ikke blive gødsket. Vand indeholdende kvælstof, primært nitrat, kan infiltrere i bufferriben, ligesom organisk kvælstof bundet til partikler kan sedimentere i bufferstriberne eller på vandvejene. Fjernelse af kvælstof kan ske gennem optagelse i planter eller via denitrifikation, alt afhængig af de i bufferne rådende forhold. I betragtning af det begrænsede areal, som virkemidlet vil etableres på, vurderes effekten som lav.

Klima

Der forventes ingen nævneværdige klimaeffekter.

Natur og biodiversitet

Bufferstriber og græsbevoksede vandveje kan fungere som spredningskorridor, fødekilde og refugium for større og mindre dyr.

Ophør af dyrkning fører til 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). Effekten vil svare til omlægning af mark i omdrift til braklægning (Fredshavn & Strandberg 2013). Fraværet af jordbearbejdning og etablering af et permanent plantetække vil gavne jordfaunaen og skabe nye levesteder for overfladeaktive insekter og leddyr samt pattedyr og fugle (Holland & Reynolds 2003, Thorbek & Bilde 2004). Fremvæksten af vilde planter vil give lidt mere føde til de bestøvende insekter samt give føde og levesteder til agerlandets fugle og pattedyr. Tilsvarende vil produktionen af frø gavne frøspisende insekter, fugle og pattedyr (Ejrnæs et al. 2014).

Plejen (slåning) af bufferstriber og græsbevoksede vandveje bør foretages sidst i vækstsæsonen af hensyn til rugende fugle og andre dyreunger (Elmeros et al 2014).

Tabel 3.1. Vurdering af effekten af virkemidlet "Permanent plantetække på erosionstruede arealer og som barriere i landskabet" på natur og biodiversitet under forudsætning af, at der er tale om en permanent udtagning af arealet. Vurderingen af effekten af virkemidlet i forhold til blomstersøgende insekter dvs. vilde bier, svirreflugter, sommerfugle m.fl. forudsætter at føderessourcen ikke er anvendes til honningproduktion.

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier (føde og levesteder)	Insekter og leddyr i øvrigt	Fugle	Pattedyr	Samlet vurdering
2-3	1-2	1	1-2	1-2	1-2	7-11

Skadegørere og pesticider

Bufferstriber og bevoksede vandveje forventes at kunne reducere tabet af andre stoffer med lignende tabsveje som fosfor eksempelvis pesticider, hormoner eller veterinære medikamenter.

Økonomi

Der er som angivet flere muligheder for permanent plantedække, men fokus her er på etablering af striber med permanent græs, da etablering af randzoner er et andet virkemiddel, og der ikke er nok data til generelt at beskrive græsbevoksede vandveje. Vegetationsstriber eller bufferstriber kan være kontursåede græsstriber, som sås på en skråning for at tilbageholde og reducere erosionen. Bufferstriber i marken kan besværliggøre markarbejdet, hvis den almindelige dyrkningsretning i marken er op og ned ad skråningerne. Der vil derfor typisk være højere maskinomkostninger forbundet ved etablering af bufferstriber, men som det fremgår af Pedersen og Thorsted (2014), er der mange muligheder, hvorfor omkostningerne vil variere meget.

Det vurderes her, at de bræmmer der etableres typisk er på 10 * 100 meter, og de dyrkes med permanent græs. Arealerne har, som angivet ovenfor, en risiko for høj erosion, da der er en hældning på over 10 grader. Arealet udgør som anført ovenfor ca. 5.500 ha. En analyse af jordtyper viser, at 64% er JB1-4 (sand) og resten (34%) er lerjord (JB5-11). De meste dominerende jordtyper er JB4 og JB6. Den mængde jord, der eroderes pr. ha, er størst for JB2. Ved en hældning over 20 grader vil arealet typisk være svært at dyrke med kornafgrøder.

De arealer, der udtages, vil typisk være mindre arealer (måske 0,1 ha), men hvor det er større arealer og på tværs af kørselsretningen, kan det have betydning for maskineffektiviteten, hvis marker skal opdeles. Omvendt er det ofte svært foretage en god jordbearbejdning på de stejleste arealer, og udbyttet vil typisk vil være lavere end gennemsnittet på disse arealer.

Fordi der udvælges de arealer, der har de højeste fosfortab, så anslås det, at tabet er ca. 2 kg P pr. ha. Samlet tab er således ca. 11 tons fosfor. Effekten af virkemidlet er anslået til 80 – 100 %.

Udtagning betyder et tab af dækningsbidrag på 3.027 kr. pr. ha på lerjord og 1.193 kr. pr. ha på sandjord (se bilag 1). Den årlige omkostning ved udtagning af 5.500 ha fordelt som angivet ovenfor udgør således 10,0 mio. kr. svarende til 1.817 kr. pr. ha (vægtning 64/34 sand / ler som angivet ovenfor).

Dette svarer til 908 kr. pr. kg fosfor i den budgetmæssige opgørelse. I den velfærdsøkonomiske opgørelse udgør omkostningerne 2.325 kr. pr. ha eller 1.163 kr. pr. kg fosfor.

En anden mulighed er udtagning af arealer i fordybninger eller dale, hvor vand samler sig, inden det strømmer hen over markgrænsen, uden der dog er tale om lavbundsarealer. Disse områder er kendetegnet ved høj risiko for kløfteerosion og omfatter som tidligere angivet ca. 3.000 steder. Det vurderes, at et typisk område, der udtages, udgør 0,1 – 0,2 ha pr. lokalitet eller ca. 300-600 ha på landsplan. I henhold til den overordnede vurdering af tabspotentialet for fosfor ved erosion opgøres effekten til 1,6 - 2 kg P pr. ha. Fordelingen på jordtype er skønnet at være som ovenfor med 64% på sandjord.

Omkostningen ved udtagningen udgør også her 1.817 kr. pr. ha. Samlet er omkostningen 0,5 – 1,1 mio. kr. Effekten er anslået til ca. 0,6 – 1,2 tons fosfor årligt. På den baggrund kan omkostningen også her opgøres til 908 kr. pr. kg fosfor i den budgetmæssige opgørelse eller 1.163 kr. pr. kg i den velfærds-mæssig opgørelse.

Tabel 3.2. Omfang, omkostninger og omkostningseffektivitet af plantedække i forhold til fosfor.

Virkemiddel	Areal (ha)	Effekt (kg P/ha)	Omkostning (kr. pr. ha)	Kr. pr. kg P (budget)	Kr. pr. kg P (velfærd)
Erosionstruede arealer	5.500	1,6 - 2	1.817	908 – 1136	1.163 - 1455
Bevoksede vandveje	300-600	1,6 - 2	1.817	908 - 1136	1.163 - 1455

Referencer

Atkins, D.M., og J.J. Coyle. 1977. Grass waterways in soil conservation. USDA Leaflet 477. U.S. Gov. Print. Office, Washington, DC.

Barling, R.D., Moore, I.D. 1994. Role of buffer strips in management of waterway pollution: A review. Environ. Management 18, 543-558.

Bauer, F., Dyson, J., Henaff, G. L., Laabs, V., Lembrich, D., Mezeray, J. M., Real, B. og Roettele, M. (2014) Anbefalinger til minimering af pesticidtab fra marker som følge af overfladeafstrømning og erosion. En rapport udarbejdet i TOPPS projektet <http://www.topps-life.org/>

Bechmann, M.E., Kleinman, P.J.A., Sharpley, 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.

Briggs, J.A., Whitwell T., Riley, M.B. 1999. Remediation of herbicides in runoff water from container plant nurseries utilizing grassed waterways. Weed Technol. 12, 157–164.

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

Dillaha, T.A., Reneau, R.B., Mostaghimi, S., Lee, D. 1989: Vegetative Filter Strips for Agricultural Nonpoint Source Pollution-Control. – Transactions of the Asae 32, 513-519.

Dorioz, J.M., Wang, D., Poulenard, J., Trevisan, D. 2006: The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics – A critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France. Agriculture Ecosystems & Environment 117, 4-21.

Dosskey, M.G., Hoagland, K.D., Brandle, J.R. 2007: Change in filter strip performance over ten years. Journal of Soil & Water Conservation 62, 21-32.

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.

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., Bettina Nygaard, Morten Strandberg. 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.
- Fiener, P., Auerswald, K. 2003. Effectiveness of grassed waterways in reducing runoff and sediment delivery from agricultural watersheds. *J. Environ. Qual.* 32, 927–936.
- Fiener, P., Auerswald, K. 2006. Influence of scale and land use pattern on the efficacy of grassed waterways to control runoff. – *Ecological Engineering* 27, 208-218.
- Fredshavn; Jesper R. og Morten Strandberg. 2013. Kvalitativ vurdering af EFA-arealers effekt på biodiversiteten. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. 11. september 2013
- Holland, JM, Reynolds, CR. 2003. The impact of soil cultivation on arthropod (Coleoptera and Araneae) emergence on arable land. *Pedobiologia* 47, 181–191.
- Kelly, J.M., Kovar, J.L., Sokolowsky, R., Moorman, T.B. 2007. Phosphorus uptake during four years by different vegetative cover types in a riparian buffer. *Nutr Cycl Agroecosyst* 78, 239–251.
- Kronvang, B., Laubel, A., Larsen, S.E., Andersen, H.E., Djurhuus, J. 2005: Buffer zones as a sink for sediment and phosphorus between the field and stream: Danish field experiences. – *Water Science & Technology* 51, 55-62.
- Lowrance, R., Dabney, S., Schultz, R. 2002. Improving water and soil quality with conservation buffers. *Journal of Soil and Water Conservation* 57, 36-43.
- Morgan, R.P.C. 2005. Soil erosion and conservation. Third edition. Blackwell Publishing, UK.
- Norris, V. 1993. The use of buffer zones to protect water quality: A review. *Water Res. Management* 7, 257-272.
- Onnen, N., Heckrath, G., Stevens, A., Olsen, P., Greve, M.B., Pullens, J.W.M., Kronvang, B., Van Oost, K., 2019. Distributed water erosion modelling at fine spatial resolution across Denmark. *Geomorphology* 342, 150–162.
- Pedersen, P.H. og Thorsted, M.D. (2014). Bevar mulden og en god plantebestand ved at undgå overfladeafstrømning. *Plantenyt* 1152. SEGES.
- Poesen, J., Nachtergaele, J., Verstraeten, G., Valentin, C., 2003. Gully erosion and environmental change: importance and research needs. *CATENA* 50, 91–133.
- Renard, K.G., Foster, G.R., Weesies, G.A., McCool, D.K., Yoder, D.C., 1997. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). United States Department of Agriculture Washington, DC.
- Roberts, W.M., Stutter, M.I., Haygarth, P.M. 2012. Phosphorus retention and remobilization in vegetated buffer strips: a review. *J. Environ. Qual.* 41, 389–399.

Sheppard, S.C., Sheppard, M.I., Long, J., Sanipelli, B., Tait, J. 2006: Runoff phosphorus retention in vegetated field margins on flat landscapes. – Canadian Journal of Soil Science 86, 871-884.

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

USDA-NRCS, 2019. United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. Conservation Practices.

https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detailfull/national/technical/cp/ncps/?cid=nrcs143_026849 last visited 21st January 2020.

Van Oost, K., Govers, G., Desmet, P., 2000. Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage. Landsc. Ecol. 15, 577–589.

Veihe, A., Hasholt, B., Schiøtz, I.G., 2003. Soil erosion in Denmark: processes and politics. Environmental Science and Policy 6, 37-50.

Vought, L.B.M., Pinay, G., Fuglsang, A., Ruffinoni, C. 1995. Structure and function of buffer strips from a water quality perspective in agricultural landscapes. Landscape and Urban Planning 31, 323-331.

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.

Negativ fosforbalance (målrettet undergødskning med fosfor)

Gitte Holton Rubæk¹, Goswin Heckrath¹, Hans Estrup Andersen², Beate Strandberg² (natur og biodiversitet), Marianne Bruus² (natur og biodiversitet), Nicholas Hutchings¹ (klima) og Brian H. Jacobsen³ (økonomi)

Fagfællebedømmelse: Lars Juhl Munkholm¹, Berit Hasler⁴ (økonomi) og Louise Martinsen⁴ (økonomi)

¹ Agroøkologi AU

² Bioscience, AU

³ Fødevare- og Ressourceøkonomi, KU

⁴ Miljøvidenskab, AU

Funktion og anvendelse

Virkemidlet reducerer mængden af fosfor i dyrkningslaget. Dette sker ved, at man over en årrække gødske med mindre fosfor, end afgrøderne bortfører. Virkemidlet kan sættes ind med forskellig styrke. Størst når gødskning med fosfor helt udelades samtidig med, at der dyrkes en afgrøde, der bortfører meget fosfor. Målrettet undergødskning påvirker kilden til fosfortab fra landbrugsjord, men ikke den måde fosfor tabes på. Virkemidlet egner sig derfor til stort set alle områder med risiko for fosfortab, men effekten varierer efter hvilken transportproces, der er aktiv for risikoområdet.

Virkemidlet, som det er formuleret her, er rettet mod minerogene højbunds-jorde, hvor det har effekt på arealer med risiko for fosfortab via erosion og overfladeafstrømning og arealer med risiko for tab via makroporer og dræn. Disse arealer vil, qua måden risikoområderne udpeges på, typisk have forholdsvis høje fosfortal. Virkemidlet kan teoretisk også have effekt på matrixudvaskning til dræn, men denne effekt er ikke medtaget, fordi matrixudvaskning (tabel 1 i det indledende kapitel) vil være bestemt af jordens mætningsgrad i drændybden, og tidshorisonten for at ændre denne vil være meget lang. Virkemidlet vil ikke have målbar effekt på fosfortabet til vandmiljøet, hvis det sættes ind i områder uden risiko for fosfortab.

For lavbunds-jorde er effekten af nedbringelse af jorden fosforpulje via høst af biomasse beskrevet i virkemidlerne Paludikultur og Fjernelse af biomasse i randzoner og engarealer (denne rapport).

Den reduktion i jordens fosforindhold, som kan opnås i en enkelt vækstsæson er ret beskeden (typisk i en størrelsesordenen på 10-30 kg P / ha årligt), når den ses i forhold til at pløjelaget gennemsnitligt indeholder 1840 kg P / ha (Rubæk et al., 2013). Derfor skal virkemidlet sættes ind over en længere årrække, før der kan opnås reduktion i fosfortabet, der har reel betydning for vandmiljøet (Withers et al., 2019). Det er vanskeligt at kvantificere effekten af virkemidlet generelt og præcist, da datagrundlaget herfor er spinkelt og ikke repræsentativt for den betydelige variation, der findes mellem jordtyper i forskellige egne af landet. At der vil være en effekt betragtes til gengæld som værende sikkert, da jordpuljen under danske forhold anses for at udgøre den vigtigste kilde til fosfortabet fra dyrket jord (Heckrath et al. 2009). Virkemidlet vil typisk have størst effekt, hvis det sættes ind på jorde med høj fosformætningsgrad (Kleinman, 2017, Fisher et al., 2017), for danske jorde vil dette ty-

pisk være jorde, der også har høje fosfortal (Andersen et al., 2016). Da virkemidlet adresserer størrelsen af selve kilden til fosfortabet fra landbrugsjord, er det væsentligt især for den langsigtede indsats mod fosfortab fra landbrugsjord (Withers et al., 2019).

Effekt på fosfortab

Arealer med risiko for erosion og overfladeafstrømning

Virkemidlet har effekt på disse arealer, fordi fosforindholdet i overjorden spiller en afgørende rolle for hvor meget både opløst og partikulært fosfor, der kan tabes via erosion og overfladeafstrømning. Når arealet tilføres mindre fosfor, end der fjernes med afgrøderne, vil fosforindholdet i rodzonen og dermed også fosformætningsgraden reduceres.

Arealer med risiko for tab via makroporer og dræn

Som for arealer med risiko for erosion, så spiller overjordens indhold af fosfor en afgørende rolle for hvor meget fosfor, opløst såvel som partikelbundet, der kan tabes via makroporer og dræn. Jo mindre fosforindholdet i jorden er, jo mindre kan der tabes.

På begge typer af risikoområder kan virkemidlet sættes ind samtidig med de andre virkemidler på dyrkningsfladen, som virker ved at reducere mobiliseringen af jord og jordbundet fosfor i dyrkningslaget: Gips/strukturkalk, Optimering af jordbearbejdning, Permanent plantedække på erosionstruede arealer, Undlade sprøjtespor (denne rapport), men effekten af de kombinerede virkemidler er ikke nødvendigvis additiv.

Effekten af dette virkemiddel opgjort som reduktion af jordens fosforindhold kan gøres med rimelig sikkerhed. Derimod er det langt vanskeligere at opgøre effekten som en reduktion i fosfortabet til vandmiljøet, da der ikke findes et fyldestgørende datagrundlag, hverken til at fastsætte størrelsen af tabet før virkemidlet sættes ind eller til at fastsætte effekten af virkemidlet, som samtidig tager korrekt hensyn til forskelle i jordtype m.m. For denne rapport har vi derfor valgt at tage udgangspunkt i de skøn over fosfortab i områder med risiko for erosion og områder med risiko for tab via udvaskning og makroporer til dræn, som er angivet i tabel 2,3 i det indledende kapitel. Her til kommer, at vi har vurderet effekten af negativ fosforbalance ud fra hvor meget fosfor en dansk landbrugsjord gennemsnitligt indeholdt i 1997/98 ifølge Rubæk et al. (2013) og en forsimplet antagelse om, at den relative reduktion i pløjelagets indhold af totalfosfor modsvares af en tilsvarende relativ reduktion i fosfortabet, som det er angivet i tabel 3.3. Følgende overvejelser ligger til grund:

Dansk landbrugsjord indeholder i gennemsnit 525 mg P / kg jord i de øverste 25 cm (Rubæk et al., 2013). Hvis dette jordlags densitet sættes til 1,4 g / cm³ svarer det til 1840 kg P / ha. Udpining af jorden med 100 kg P (svarende til -5 kg P / ha i 20 år eller -20 kg P / ha i 5 år) svarer således til en reduktion af jordens totalfosforindhold på ca. 5 %. En udpining af jorden med en styrke svarende til 400 kg P / ha (f.eks. som -20 kg P / ha i 20 år) vil reducere jordens fosforindhold med 22%. I tabel A) er disse relative talstørrelser sammenregnet med de absolutte tabstørrelser angivet i indledningens tabel 1.1 for de to tabsveje. Disse tal anvendes i denne rapport for de videre økonomiske beregninger.

Tabel 3.3. Vurdering af effekten af negativ P-balance på arealer med risiko for erosion eller tab af fosfor via makroporer til dræn, sat ind med to forskellige styrker

Type af risikoareal	Undergødskning sat ind med en styrke på 100 kg P/ha, f.eks. fordelt som negativ balance på 10 kg P/ha om året i 10 år		Undergødskning sat ind med en styrke på 400 kg P/ha, f.eks. fordelt som negativ P balance på 20 kg P/ha i 20 år	
	Reduktion i fosfortab på arealer med stor risiko for tab	Reduktion i fosfortab på arealer med middelstor risiko for tab	Reduktion i fosfortab på arealer med stor risiko for tab	Reduktion i fosfortab på arealer med middelstor risiko for tab
	(kg P/ha)	(kg P/ha)	(kg P/ha)	(kg P/ha)
Erosion	0,1	0,01	0,44	0,02
Tab via makroporer til dræn	0,05	0,01	0,22	0,02

Effekten af virkemidlet vil med ovenstående metode kunne opgøres mere præcist efter, hvor kraftigt virkemidlet sættes ind, og efter hvor mange år det har til at virke. Effekten kan også opgøres mere præcist, hvis topjordens faktiske indhold af fosfor kendes.

Som nævnt findes der kun meget få data gældende for danske forhold, som med direkte målinger af fosfortab understøtter fastsættelsen virkemiddeleffekter (se indledende kapitel). Det har tilmed under feltforhold i Danmark kun været muligt at finde en beskedent sammenhæng mellem fosformætningsgraden i overjorden og koncentrationen af fosfor i drænvand fra 45 marker (Andersen et al., 2006 og Andersen et al., 2016). Til gengæld findes der i den internationale litteratur stærk evidens for sammenhæng mellem jordens fosforstatus (målt som fosformætningsgrad eller ved simple fosfor-tests) og hvor meget fosfor, der kan tabes til vandmiljøet (f.eks. Heckrath et al., 1995; McDowell and Sharpley, 2001; Glæsner et al., 2013; Kleinman et al., 2015; Kleinman 2017; Fisher et al., 2017). En revurdering af den her anvendte indirekte tilgang og de anvendte talstørrelser, der ligger til grund for effektfastsættelsen, er relevant i forlængelse af projektet med risikokortlægning (Andersen & Heckrath, under forberedelse), da projektet har genereret et nyt og væsentligt datasæt med målinger af fosforindhold i dansk landbrugsjord. Revurderingen bør for relevante danske jordtyper belyse usikkerheden i de relationer mellem fosfortallet og andre relevante fosforindikatorer (jordens totalfosforindhold, vandopløseligt fosfor og mætningsgrad), som indgår som grundlag for den anvendte effektfastsættelse. Denne revurdering vil kunne udføres indenfor 1-3 år, hvis der afsættes de nødvendige ressourcer hertil.

Forudsætninger og potentiale

Såfremt dette virkemiddel sættes ind på arealer der modtager husdyrgødning, kræver det foranstaltninger, der tager hånd om den fortrængte husdyrgødning, f.eks. ved at denne afsættes til andre arealer. Samtidig skal der anskaffes fosforfattig erstatningsgødning.

Såfremt arealet hidtil har været gødet med handelsgødning, vil der kunne spares udgifter til handelsgødningsfosfor.

For at opnå størst mulig fosforfjernelse fra arealet skal der fuldgødskes med kvælstof.

Qua fosfortallets vigtige rolle i forbindelse med udpegningen af risikoområder, vil virkemidlet typisk kunne komme i spil på marker med forholdsvis høje fosfortal, hvor fosforrespons i afgrøden ikke forventes. Dog vil der ved undergødskning med fosfor og samtidig fuldgødskning af kvælstof især på længere

sigt kunne opstå fosforbegrænsning af afgrødens vækst med udbyttetab og dårlig udnyttelse af tilført kvælstof til følge. Ligeledes er der på sandede jorde i visse egne af landet observeret reduktion i udbyttet, når fosforgødskning udelades også på arealer med moderat til højt fosfortal (Lemming, 2020). Årsagen hertil, og en præcis afgrænsning af hvilke jorde det drejer sig om, er ikke klarlagt endnu, men belyses i et netop igangsat fællesprojekt mellem SEGES og AU (Arealer med overset fosforbehov). På disse jorde vil virkemidlet kunne påvirke udbyttet, især hvis det implementeres med stor styrke.

Fosforkrævende afgrøder kan blive fravalgt, særligt hvis virkemidlet implementeres på en måde, hvor fosforgødskning udelades fuldstændigt.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

For at opnå de skitserede effekter på fosfortabet til vandmiljøet skal virkemidlet indsættes på mark eller delmarkniveau og på risikoarealer for de nævnte fosfortabsveje.

Sideeffekter

Kvælstof

Der vil være risiko for reduceret kvælstofudnyttelse i de situationer, hvor virkemidlet fører til fosforbegrænsning af afgrødens vækst. Det er p.t. ikke muligt at vurdere, hvor stor denne effekt vil være, og hvor stort sammenfaldet vil være mellem marker, hvor der kan opstå udbyttenedgang og udpegningen af risikoområder.

Klima

Så længe undergødskning ikke giver anledning til fosforbegrænsning af afgrødens vækst og dårlig kvælstofudnyttelse, vil der ikke være nævneværdige klimaeffekter.

Natur og biodiversitet

Virkemidlet skønnes ikke at have væsentlige effekter på terrestrisk natur og biodiversitet inden for en overskuelig årrække, idet fjernelsen af fosfor er lille sammenlignet med indholdet af fosfor i landbrugsjord (se kapitel 1), og den øvrige landbrugsdrift forventes at være uændret.

Tabel 3.4. Forventede effekter af virkemidlet "Undergødskning med P" på terrestrisk natur og biodiversitet.

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier (føde og levesteder)	Insekter og leddyr i øvrigt	Fugle	Pattedyr	Samlet vurdering
0	0-1	0	0	0	0	0

Skadegørere og pesticider

Der forventes ingen nævneværdig effekt på pesticidforbruget

Økonomi

Som angivet ovenfor så vil dette virkemiddel skulle anvendes på risikoarealer, for at effekten bliver størst. Da der fraføres mere fosfor, end der tildeles, opnås en reduktion i fosforbeholdningen og tabet. Fosfortallet vil her kunne bruges i forbindelse med udpegningen af risikoarealer på markniveau. Det kan dog være svært at vurdere omfanget af alle tabsveje.

Det vil være logisk at fokusere indsatsen mod arealer med stor risiko for tab, da effekten er 3-5 gange højere end for områder med middelstor risiko (se tabel 3.3). Effekten af en undergødskning på 100 kg P (10 kg P/ha * 10 år) i forhold til erosion er opgjort til i alt 0,1 kg P/ha og i forhold til tab via makroporer til 0,05 kg P/ha, når der fokuseres på høj-risikoarealer. Ved større undergødskning på 400 kg P (20 kg P/år i 20 år) på høj-risikoarealer er effekten henholdsvis 0,44 og 0,22 kg P pr. ha pr. år for erosion og tab via makroporer.

Det antages her, at undergødskningen ikke foretages i så lang tid, at det har en indvirkning på afgrødens udbytte. Det vurderes endvidere, at virkemidlet gradueres efter lokalitet, således at der ikke vælges kraftig undergødskning, hvor der dyrkes meget fosforkrævende afgrøder. Undersøgelser viser dog, at der ikke er nogen entydig sammenhæng mellem fosfortal og effekt af yderligere fosfor (Diamonioumfosfat) til vintersæd om efteråret (Lemming, 2020).

Indsatsen er målrettet højbundsjord, men det fremgår samtidig, at fosforbalancen i dag er nul eller negativ på mange lerjordsarealer (Poulsen et al., 2019). Udviklingen i fosfortallet har således været negativ på lerjorde i Østdanmark, mens den har været konstant i Vestdanmark (Poulsen et al., 2019). Der kan dog lokalt godt være områder, hvor der er fosforrisikoarealer også i Østdanmark. Det synes således svært at angive, hvor stort et areal der er potentialet for en negativ fosforbalance, uden at dette påvirker udbyttet.

Et krav om undergødskning vil for husdyrbedrifter ofte betyde, at der vil være øget transport ved udbringning af husdyrgødning, da arealerne skal tildeles mindre end det, som indgår i fosforloftet (Jacobsen, 2017). Som angivet i analyser i forbindelse med implementeringen af fosforloftet i den nye husdyrregulering, vil behovet for yderligere transport afhænge af adgangen til alternative udbringningsarealer lokalt. Der er tidligere anvendt et omkostningsniveau på 200-750 kr. pr. ha udbringningsareal pr. år, da husdyrgødningen nu skal udbringes med en lavere mængde pr. ha end tidligere (Jacobsen, 2017). Omvendt vil naboer i nærområdet kunne reducere deres behov for fosfor fra handelsgødning. Omkostningerne for erhvervet er derfor lavere end de direkte omkostninger for husdyrbedrifterne. For plantebedrifter vil et lavere forbrug af fosfor i handelsgødning reducere gødningsomkostningerne. Det vurderes, at hovedparten af bedrifterne med et højt fosfortal er husdyrbedrifter.

Samlet betyder dette, at der i de fleste tilfælde ikke vil forekomme en reduktion i udbytte og indtjening som følge af lavere fosfortildeling, men at der for nogle bedrifter kan være øgede nettoomkostninger koblet til udbringning af husdyrgødning over en længere distance (200-750 kr. pr. ha). Disse omkostninger vil variere meget fra lokalitet til lokalitet, og omfanget er derfor meget usikkert, da det potentielle højriskoareal ikke er opgjort, ligesom der ikke er en nærmere angivelse af geografisk placering. De laveste omkostninger vil være i områder med mange planteavlsbedrifter.

For en bedrift med søer med smågrise vil et niveau på 1,4 DE/ha give en tildeling på op til 35 kg P pr. ha, og der tildeles i dette tilfælde 1,07 ton gylle pr. kg P (Knudsen et al., 2015). Der tildeles således 37 tons gylle pr. ha. Ved krav om kun 25 kg P pr. ha (-10 kg P pr. ha) kan der kun tildeles 27 tons gylle pr. ha, og de sidste 10 tons gylle skal afsættes på ca. 0,27 ha hos andre landmænd. Hvis dette har en omkostning, der ligger lidt over minimum på f.eks. 300 kr. pr. ha, så koster det altså 80 kr. at afsætte de 10 ton svarende til 8 kr. pr. tons gylle eller 8 kr. pr. kg P i reduceret tildeling pr. ha. Omvendt vil den bedrift, der modtager mere fosfor til sin vårbyg, kunne spare indkøb af 10 kg P svarende til 120 kr.

ved en pris på 12 kr. pr. kg P (Farm online, 2019). Samlet vil det altså være en omkostning for husdyrbedriften, men en gevinst for planteavlsbedriften, og netto vil det også være en gevinst på 40 kr. samlet set for de to bedrifter i dette eksempel. Ved højere omkostninger (fx 750 kr. pr. ha harmoniareal) grundet længere transport, vil der i disse tilfælde være tale om en nettoomkostning for de to bedrifter på op til 8 kr. pr. kg P ved en omkostning på 750 kr. pr. ha for at finde nyt harmoniareal. Der er således typisk tale om nettoomkostninger for bedrifterne på -4 til 8 kr. pr. kg P i reduceret tilførsel.

Til sammenligning kan det anføres, at der gives en støtte på 5 kr. pr. kg P til mink- og fjerkræbedrifter, der er beliggende i oplande, hvor der gælder skærpede fosforlofter (områder til oplande til fosforfølsomme søer) (Landbrugsstyrelsen, 2019). Da en stor andel af arealer med risiko for fosfortab findes på husdyrbedrifter i områder med over gennemsnit husdyrintensitet, så vurderes omkostningen at være 5 kr. pr. kg P i reduceret tilførsel.

Set i forhold til reduktionen i fosfortabet så er effekten i højrisikoområder som tidligere angivet opgjort til 0,1 kg P/ha/år for erosion og 0,05 kg P/ha/år for makroporer ved en reduceret tildeling på 10 kg P pr. ha (i 10 år). Med en omkostning på 5 kr. pr. kg P i reduceret tildeling (50 kr. pr. ha) bliver omkostningen 500 kr. pr. kg P i forhold til reduceret erosion og 1.000 kr. pr. kg P i forhold til makropore tab. Opgjort i velfærdsøkonomisk omkostninger udgør det 640 kr. pr. kg P for erosion og 1.280 kr. pr. kg P i forhold til makropore. Hvis virkemidlet doseres i form af en undergødskning på 20 kg P/ha i 20 år er effekten angivet til 0,44 kg P/ha/år for erosion og 0,22 kg P/ha/år for makroporer. Med en omkostning på 5 kr. pr. kg P i reduceret tildeling (100 kr. pr. ha) bliver omkostningen 227 kr. pr. kg P i forhold til reduceret erosion og 455 kr. pr. kg P i forhold til makroporetab. Opgjort i velfærdsøkonomiske omkostninger udgør det 291 kr. pr. kg P for erosion og 582 kr. pr. kg P i forhold til makroporetab.

Referencer

Andersen, HE., Baattrup-Pedersen, A., Blicher-Mathiesen, G., Christensen, JPA., Heckrath, GJ., Jensen, PN. (red.), Vinther, FP., Rolighed, J., Rubæk, GH., Søndergaard, M. 2016, Redegørelse for udvikling i landbrugets fosforforbrug, tab og påvirkning af Vandmiljøet. Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, nr. 77, Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.

Andersen; HE., Larsen, SE., Kronvang, B., Hansen, KM., Laubel, A., Windolf, J., Muus, K. 2006. Fosfat i drænvand. Vand & Jord 13, 152-156.

Andersen, H.E. & Heckrath, G. (red.). Fosforkortlægning af dyrkningsjord og vandområder i Danmark. Rådgivningsrapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi (under forberedelse).

Jacobsen, B. H., (2017). Opgørelse af erhvervsomkostninger ved justeringer og endelige fosforlofter som angivet i den nye husdyrlov fra 2017, 9 s., mar. 31, 2017. IFRO Udredning, Nr. 2017/09 https://static-curis.ku.dk/portal/files/179433632/IFRO_Udredning_2017_09.pdf

Jacobsen, B. H., (2016). Driftsøkonomiske konsekvenser ved model for fosfor-regulering som led i ny husdyrarealregulering, 15 s., sep. 22, 2016. IFRO Udredning, Nr. 2016/19. https://static-curis.ku.dk/portal/files/192565346/IFRO_Udredning_2016_19.pdf

Farmtal Online (2019). Budgetkalkuler. <https://farmtalonline.dlbr.dk/Navigation/NavigationTree.aspx>

Fischer, P, Pöthig, R., Venohr, M. 2017. The degree of phosphorus saturation of agricultural soils in Germany: Current and future risk of diffuse P loss and implication for soil P management in Europe. *Sci. Total Environ.* 599-600, 1130-1139.

Glæsner, N., Kjærgaard, C., Rubæk, GH., Magid, J. 2013. Relation between soil P test values and mobilization of dissolved and particulate P from the plough layer of typical Danish soils from a long-term field experiment with applied P fertilizers. *Soil Use and Management*, 29:297-305.

Heckrath, G. Brookes, P., Poulton, P. & Goulding, KWT. 1995. Phosphorus leaching from soils containing different P concentrations in the Broadbalk experiment. *J. Environ. Qual.* 24, 904-910.

Heckrath, G, Andersen, HE, Rubæk, GH, Kronvang, B, Kjærgaard, C & Hoffmann, CC. 2009. Et web-baseret P-indeks som miljøplanlægningsværktøj: del 1. Vand og Jord, nr. 2, s. 44-48.

Kleinman, PJ. 2017. The persistence environmental relevance of soil phosphorus sorption saturation. *Curr. Pollut. Rep.* 3, 141-150.

Kleinman, PJA., Church, C., Saporito, LS., McGrath, JM., Reiter, MS. Allen, AL., Tingle, S. Binford, GD., Han, K. and Joern, BC. 2015. Phosphorus leaching from agricultural soils of the Delmarva Peninsula, USA. *J. Environ. Qual.*, 44, 525-534.

Lemming, C. 2020. Erfaringer fra mere end 50 landsforsøg med efterårsgødskning af vintersæd. Indlæg ved Plantekongressen, Herning d 14-15 Januar 2020. https://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Plantekongres/Sider/Sessionsoversigt-Plantekongres-2020.aspx#_Toc22033744

McDowell, RW., Sharpley AN. 2001. Approximating phosphorus release from soils to surface runoff and subsurface drainage. *J. Environ. Qual.* 30: 508-520.

Poulsen, H. D., Møller, H.B., Klinglmair, M. og Thomsen, M. (2019). Fosfor i Dansk Landbrug – ressource og udfordring. Vidensynteserapport https://dce2.au.dk/pub/Fosfor_folder.pdf

Rubæk, GH, Kristensen, K, Olesen, SE, Østergaard, HS & Heckrath, GJ 2013, Phosphorus accumulation and spatial distribution in agricultural soils in Denmark, *Geoderma*, bind 209-210, s. 241-250. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.06.022>

Withers, PJA., Vadas, PA., Uusitalo, R., Forber, KJ., Hart, M., Foy, RH., Delgado, A., Dougherty, W., Lilja, H., Burkitt, LL., Rubæk, GH., Pote, D., Barlow, K., Rothwell, S., Owens, PR. 2019. A Global Perspective on Integrated Strategies to Manage Soil Phosphorus Status for Eutrophication Control without Limiting Land Productivity. *J. Environ. Qual.* 48, 1234-1246.

Skovrejsning

Gitte Holton Rubæk¹, Per Gundersen², Beate Strandberg³ (natur og biodiversitet), Marianne Bruus³ (natur og biodiversitet), Nicolas Hutchings¹ (klima) og Brian H. Jakobsen⁴ (økonomi)

Fagfællebedømmelse: Gitte Blicher Mathiesen³, Berit Hasler⁵ (økonomi) og Louise Martinsen⁵ (økonomi)

¹ Agroøkologi, AU

² Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, KU,

³ Bioscience, AU

⁴ Fødevare- og Ressourceøkonomi, KU

⁵ Miljøvidenskab, AU

Funktion og anvendelse

Skovrejsning kan modvirke fosfortab ved erosion og kan også reducere risikoen for tab af fosfor via makroporer og eksisterende dræn, idet mobiliteten af opløst og partikelbundet fosfor i jorden reduceres, når jorden ikke længere dyrkes og gødes. Med andre ord kan virkemidlet have effekt i risikoområder for erosion og i risikoområder for makroporestrømning til dræn. Skovrejsning på jorde med risiko for fosfortab skal ske under betingelse af, at skoven ikke tilføres fosfor, da dyrkningslaget på disse jorde vil være rigt på fosfor.

Der kan tabes store mængder fosfor fra marker, hvor topografien og jordbundsforholdene giver de rette betingelser for erosion (Andersen et al., 2009). Dette tab kan reduceres eller helt elimineres ved at sikre en tæt og permanent plantebestand på arealet, og det sker netop, når man rejser skov. Fosfor kan også tabes med vand, der strømmer via jordens makroporer til drænrør og herfra ud i grøft, vandløb eller sø.

Det fosfor, som findes i de øverste jordlag, er den væsentligste kilde til fosfortab både ved erosion og udvaskning via makroporer til dræn og vandløb. I en dyrket jord kan der ske en mobilisering af jordfosfor og af fosfor i planterester i forbindelse med jordbearbejdning. Denne mobilisering vil ophøre ved skovrejsning. Gødskning med fosfor skal ligeledes ophøre, og eventuelle direkte tab af nyligt tilført gødningsfosfor vil derfor også undgås. Fosforkredsløbet vil hermed blive mere lukket og præget af større intern cirkulering af fosfor. Samtidig vil effektiviteten af rødræning aftage og på sigt ophøre i takt med, at trærødder vil forrykke og gennemvokse drænene. Det forudsættes, at der ikke udføres fornyet dræning og grøftning i forbindelse med skovrejsningen.

Skovrejsning kan også være et virkemiddel i forhold til pesticid- og kvælstof-tab til grund- og overfladevand. Virkemidlet er derfor særligt oplagt på arealer, som både er udpeget som risikoarealer for fosfortab, og hvor der også er andre behov f.eks. for reduktion i kvælstofudvaskning eller beskyttelse af grundvand mod pesticider. Virkemidlet har også andre positive effekter i relation til klima og biodiversitet, samtidig med at skove har stor værdi som rekreative områder. Virkemidlet, som det er beskrevet her, er rettet mod arealer på mineralsk højbundsjord, som har risiko for fosfortab via erosion og via makroporer til dræn.

Effekt på fosfortab

Hvis virkemidlet sættes ind på erosionstruede arealer, kan man forvente, at fosfortabet ved erosion reduceres 100 % (Andersen et al. 2009, Schou et al 2007). Denne effekt skønnes at være ret sikker.

Det er også ret sikkert, at der vil være en effekt på fosfortab via vandafstrømning i makroporer og dræn, men størrelsen af denne er dårligt belyst. Det er tidligere blevet skønnet, at fosfortabet via nedvaskning fra et risikoareal vil kunne reduceres med 25-50 % ved at rejse skov på en risikomark frem for at lade den fortsætte i omdrift (Andersen et al., 2009, Schou et al., 2007).

De procentvise tabsvurderinger nævnt ovenfor er med de i kapitel 1 beskrevne forbehold omsat til absolutte tabsestimater vist i tabel 3.5 nedenfor. Talstørrelserne er fremkommet ved tage de ovenfor nævnte procenter af de absolutte tabsestimater, der er angivet i tabel 1.1 i kapitel 1.

Tabel 3.5. Tabsestimater for risikoområder for hhv. erosion og afstrømning via makroporer og dræn angivet ved middelstor og stor risiko for fosfortab

Type af risikoareal	Reduktion i fosfortab på arealer med stor risiko for tab (kg P/ha/år)	Reduktion i fosfortab på arealer med middelstor risiko for tab (kg P/ha/år)
Erosion	2	0,1
Tab via makroporer til dræn	0,25-0,5	0,03-0,05

Fosforgødskning skal elimineres fuldstændigt, hvis der rejses skov som virkemiddel mod fosfortab. Samtidig vil fraførslen af fosfor med plantemateriale blive reduceret betydeligt (produktionsskov) eller elimineret (naturskov). Der findes opgørelser af fosforbortførslen fra nåleskov (Raulund-Rasmussen et al. 2008), men kun sporadiske målinger for løvskov. Fosforbortførslen ved tynninger og hugst kan være fra 0,5 til 3 kg P pr. ha pr. år afhængig af produktivitet og udnyttelsesgrad, hvor den højeste fjernelse sker ved heltræsudnyttelse fx til flis. Ved skovrejsning vil yderligere ophobning af fosfor derfor ophøre, men da jorden allerede er meget beriget med fosfor, vil denne pulje forblive stor i meget lang tid. Det er ikke belyst, hvordan det allerede ophobede landbrugsfosfor vil opføre sig på langt sigt m.h.t. matrixudvaskning efter skovrejsning.

Effekt i tid og rum.

Tidshorisonten, for hvornår der opnås effekt af skovrejsning, vil variere og afhænge af, hvordan skovrejsningen foregår. Skånsomme metoder med minimal jordbearbejdning og pesticidanvendelse og med beplantning langs højdekurverne bør anvendes for at minimere erosionsrisikoen. Under disse betingelser vil der kunne opnås nogen effekt allerede efter et år, og effekten vil øges hurtigt de første år. I Danmark udføres der typisk kun jordbearbejdning i første og eventuelt andet år efter beplantning. Naturlig tilgroning kan anvendes, men effekten på fosfortab kan blive forsinket især i forhold til dræntab. Fuld effekt, især i forhold til dræntab, vil først nås efter op imod 20 år, når eventuelle dræn er sat ud af funktion af indgroende trærødder.

Sikkerhed på data.

Virkemidlets effekt over for fosfortab ved erosion er sikker. At der også vil være en effekt på fosfortab via makroporer til dræn skønnes også at være ret sikkert, men der findes ikke data, der kan underbygge effektens størrelse. Derfor er fastsættelsen af effektens omfang over for fosforudvaskning via makroporer til dræn udelukkende baseret på skøn.

Forudsætninger og potentiale

Som virkemidlet er formuleret her, retter det sig mod mineralsk højbundsjord alene. Der vil kun opnås effekt af virkemidlet, hvis det sættes ind på dyrkede arealer, der har stor risiko for tab af fosfor via erosion eller via hurtig vandafstrømning i makroporer og dræn. Placering og omfang af disse arealer skal udpeges via kortlægning af risikoområder for fosfortab.

For at opnå størst og hurtigst effekt af virkemidlet på fosfortab er det vigtigt, at skovrejsningen foregår med skånsomme metoder, dvs. med mindst mulig jordbearbejdning før plantning og med udeladelse af ukrudtsbekæmpelse og gødsning. Naturlig tilgroning vil være en egnet metode. Plantning af pionertræarter som f.eks. eg med iblanding af lærk langs højdekurven og direkte i stubmarken eller efter almindelig pløjning vil være effektivt og billigt (Rubæk et al., 2010).

Da skoven rejses på landbrugsjord med kulstof-, næringsstof- og frøpuljer præget heraf, vil det tage op til et århundrede eller mere, før den vil kunne betragtes som naturskov.

Årlig gødsning vil ophøre. Hvis arealet tidligere blev gødet med husdyrgødning, skal der findes andre løsninger for husdyrgødningen.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Virkemidlet omhandler permanent udtagning af landbrugsjord i omdrift og det væsentlige aspekt omkring retslig beskyttelse af arealanvendelse til skov (fredskovpligten), der bliver pålagt skovarealer, vil på langt sigt udelukke genopdyrkning.

Virkemidlet vil være let at kontrollere.

Sideeffekter

Kvælstof

Kvælstofudvaskningen fra skovbevoksede arealer er lav, men med en vis dynamik over omdriften. Der forventes en reduktion i nitratudvaskningen på 52 kg N pr. ha pr. år ved skovrejsning på et gennemsnitligt landbrugsareal (Gundersen *et al.*, 2020). Observerede nitratkoncentrationer i jordvand under nye skove på tidligere landbrugsjord tyder på, at reduktionen i kvælstofudvaskning ofte kan være større end 50 kg N pr. ha pr. år, men der er en betydelig, uforklaret variation (Gundersen, 2017). Der er meget tilgængeligt kvælstof i landbrugsjord, og de første år kan den nyrejste skov ikke omsætte alt det mineraliserede kvælstof. Derfor er kvælstofudvaskningen fra nyplantet skov stor i de første 1-4 år (10-100 kg pr. ha pr. år). Herefter er udvaskningen meget lav (størrelsesorden 2 kg N pr. ha pr. år) indtil 20 år efter plantningen, hvor et lidt højere udvaskningsniveau opstår (størrelsesorden 8 kg N pr. ha pr. år) (Gundersen, 2020).

Den reducerede kvælstofudvaskning vil også føre til en reduktion i lattergasemissionen. Samtidig vil bortfaldet af gødningstildeling til arealet reducere ammoniakemissionen kraftigt fra det givne areal, men man må dog antage, at husdyrgødning alternativt må udbringes et andet sted, som således får en tilsvarende øget emission af ammoniak.

Klima

Skovrejsning lagrer først og fremmest kulstof ved opbygning af biomasse. Optaget svarer til 12 t CO₂-ækvivalenter (ækv) ha⁻¹ år⁻¹, med en spændvidde på 4-21 t CO₂-ækv ha⁻¹ år⁻¹ afhængig af jordbund og træart (Johannsen et al. 2019). På sigt vil skovrejsning også bidrage til kulstoflagring i jorden (Barcena et al. 2014), en reduktion i direkte lattergasemissioner fra udbragte husdyr- og handelsgødning, og reduktionen i kvælstofudvaskning vil ydermere reducere emission af lattergas. I grove træk kan skovrejsning med naturskov som formål sidestilles med slåningsbrak, hvad angår stop for tilførsel af handels- og husdyrgødning og markdrift, samt at der ikke længere fjernes kulstof med høst af plantemateriale.

Olesen et al (2018) beregnede en reduktion i lattergasudledning på 602 kg CO₂-ækv ha⁻¹ år⁻¹ og et reduceret energiforbrug på 1087 kg CO₂ ha⁻¹ år⁻¹ ved skovrejsning i forhold til landbrugsjord i omdrift. Hvis skovrejsning betragtes som traditionel skovdrift, hvad der vil være mest sandsynligt de første 50-100 år, vil reduktionen i energiforbruget være mindre end ved en fuldstændig urørt skov, men dog en betydelig reduktion i forhold til landbrugsdrift hvor der foretages hyppig høst af plantemateriale (Eriksson, L. og Gustavsson, L.; 2010).

Når landbrugsjord omlægges til skov, er kulstoflagring estimeret til 210 kg CO₂ ha⁻¹ år⁻¹ (Nielsen et al, 2019)).

Kulstoflagring i den levende biomasse og i jorden samt de fraværende landbrugsemissioner resulterer i en reduktion i drivhusgasemissioner på cirka 13,5 tons CO₂-ækv ha⁻¹ år⁻¹, men med en stor variation fra sted til sted afhængigt af lokale forhold.

Natur og biodiversitet

Skov, der er rejst på agerland, vil i meget lang tid være præget af dette, fordi jorden er beriget med næringsstoffer, 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 levesteder for fugle og pattedyr. Såfremt driftsformen på det lange sigt bliver naturskov, vil man, når der kommer store og aldrende træer, kunne forvente en mangfoldighed af levesteder for såvel insekter og leddyr som planter, svampe, fugle og pattedyr. Den største effekt opnås, hvis skoven får lov at henligge som urørt skov, idet mange mikrohabitater og organismer er knyttet til dødt eller døende ved (Ejrnæs & Nygaard 2011, Kraus et al. 2016).

Tabel 3.6. Vurdering af effekterne af virkemidlet "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. Vurderingen af effekten af virkemidlet i forhold til blomstersøgende insekter dvs. vilde bier, svirreflugter, sommerfugle m.fl. forudsætter at føderessourcen ikke er anvendes til honningproduktion.

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier (føde og levesteder)	Insekter og leddyr i øvrigt	Fugle	Pattedyr	Samlet vurdering
2-3	1-3	1-3	2-3	1-3	1-3	8-18

Skadegørere og pesticider

Pesticidforbruget ophører.

Andre sideeffekter

Skove har en vigtig funktion til rekreative formål.

Der kan være risiko for øget udvaskning af cadmium (fra tidligere tilført kalk) i takt med forsuringen af skovbunden (Raulund-Rasmussen m.fl. 2009). Risikoen er størst på sandede jorde under nåletræer. Plantning af løvtræer reducerer risikoen for cadmiumudvaskning.

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 (ved produktionsskov). 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 netop 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 (Finansministeriet, 2018). Da omdriftstiden er sat til ca. 100 år, er der her valgt at anvende en vægtet diskonteringsrente for 100 år på 3,05% (afrundet af til 3%).

Indtjeningen er opgjort som en annuitet for hele perioden, og der er tale om et tab på 470 kr. pr. ha per år ved 4% rente, men en gevinst på 37 kr. pr. ha per år ved en rente på 3%. Såfremt der anvendes en rente på 2% er der et gennemsnitlig overskud på 665 kr. pr. ha per år. Denne forskel er ikke overraskende, da der er en stor tidsmæssig forskel mellem udgifter til beplantning og hugst af noget af skoven. (se Meilby et al., 2014).

Dækningsbidragstab er opgjort som angivet i bilag 1, og der er foretaget en opdeling på sand og lerjord. Beregningen i tabel 3.7 er kun gennemført for højrisikoarealer (jf tabel 1.1).

Tabel 3.7. Opgørelse af omkostningseffektiviteten ved skovrejsning på ler og sandjord i forhold til erosion og tab til makropore på høj risikoarealer. (kr./ha/år; ved 3%).

Skov	Budgetøkonomisk		Velfærdsøkonomisk	
	Lerjord	Sandjord	Lerjord	Sandjord
Tab af dækningsbidrag	3.027	1.193	3.875	1.527
Nettoindtjening fra skovdrift *	37	37	47	47
Samlet tab ved omlægning	2.990	1.156	3.828	1.480
Reduceret fosfortab (erosion) på høj risikoarealer (kg P/ha)	2	2	2	2
Omkostningseffektivitet (kr./kg P)	1.495	578	1.914	740
Reduceret fosfortab (makroporer) på høj risikoarealer (kg P/ha)	0,4	0,4	0,4	0,4
Omkostningseffektivitet (kr./kg P)	7.475	2.890	9.570	3.700

Note: * Rente 3%

Kilde: Lundhede (2020)

Det vurderes således, at der ved anvendelse af en realrente på 3% er en gevinst ved skovdriften på 37 kr. pr. ha og at det betyder at omlægningen til skov har en omkostning på 2.990 kr. pr. ha på lerjord og 1.156 kr. pr. ha på sandjord. Budgetøkonomisk betyder det en omkostning på 1.495 kr. pr. kg P i forhold til erosionstab på højrisiko arealer på lerjord og en omkostning på 578 kr. pr. kg P på sandjord. I forhold til makroporetab er omkostningerne 7.475 og 2.890 kr. pr.kg P for ler og sandjord.

De velfærdsøkonomiske omkostninger udgør 1.914 kr. pr. kg P i forhold til erosionstab på højrisiko arealer på lerjord og en omkostning på 740 kr. pr. kg P på sandjord. I forhold til makroporetab er omkostningerne 9.570 og 3.700 kr. pr. kg P for ler og sandjord.

Det er valgt ikke at addere de to tabsposter da deres placering og tabsveje er forskellige som angivet ovenfor.

Referencer

Andersen, HE, Heckrath, G, Jensen, AL, Kronvang, B, Rubæk, GH, Kjærgaard, C & Hoffmann, CC 2009, 'Et web-baseret P-indeks som miljøplanlægningsværktøj: del 2', Vand og Jord, nr. 2, s. 49-52.

Bárcena, T.G., Kiær, L.P., Vesterdal, L., Stéfansdóttir, H.M., Gundersen, P., Sigurdsson, B.D., 2014. Soil carbon stock change following afforestation in Northern Europe: a meta-analysis. *Global Change Biology* 20: 2393–2405

Ejrnæs, R., & Nygaard, B. 2011. Kapitel 2: Skov. 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.

Eriksson, L. og Gustavsson, L. (2010) Costs, CO₂- and primary energy balances of forest-fuelrecovery systems at different forest productivity. *Biomass and Bioenergy*, 34, 610-619.

Finansministeriet (2018). Den samfundsøkonomiske diskonteringsrente. Notat. 12. November 2018

Gundersen, P., 2017. Nitratudvaskning i nye skove på gammel landbrugsjord. Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet, 29 pp.

Gundersen, P., Hansen, K., Anthon, S. & Pedersen, L.B. 2004: Skovrejsning på tidligere landbrugsjord. I: Jørgensen, U. (red.). Muligheder for forbedret kvælstofudnyttelse i marken og for reduktion af kvælstoftab. Faglig udredning i forbindelse med forberedelsen af Vandmiljøplan III. DJF rapport – Markbrug 103, 188-196.

Gundersen, P., Blicher-Mathiesen, G., Jakobsen, B.H., Strandberg, B., Bruus, M., Kudsk, P. 2020. Virkemiddel Skovrejsning. In: Eriksen, J., Thomsen, IK., Hoffmann, C., Hasler, B. og Jacobsen BH. (red.) 2020. Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. DCA rapport (under udarbejdelse)

Hansen, K., Rosenqvist, L., Vesterdal, L. and Gundersen P. 2007. Nitrate leaching from three afforestation chronosequences on former arable land in Denmark. *Global Change Biology* 13: 1250-1264.

Hansen, J.F., Rubæk, G.H. & Kronvang, B. 2005. Virkemidler og deres effekt. I: Poulsen, H.D. & Rubæk, G.H. (red.). Fosfor i dansk landbrug. Omsætning, tab og virkemidler mod tab. DJF rapport – Husdyrbrug 68, 163-182. <http://web.agrsci.dk/djfpublikation/djfpdf/djfh68.pdf>

Jensen, P.N., Hasler, B., Waagepetersen, J., Rubæk, G.H. & Jacobsen, B.H. 2009: Notat vedr. virkemidler og omkostninger til implementering af Vandrammedirektivet. – Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.

Johannsen, V. K., Nord-Larsen, T., Vesterdal, L., & Bentsen, N. S., (2019). Kulstofbinding ved skovrejsning: Sagsnotat, 26 s.

Kraus, D., Bütler, R., Krumm, F., Lachat, T., Larrieu, L., Mergner, U., Paillet, Y., Rydkvist, T., Schuck, A., and Winter, S., 2016. Katalog over mikrohabitater på træer – Referenceliste til feltbrug. Integrate+ Teknisk Rapport. 16 s

Kronvang, B. & Rubæk, G.H. 2005: Kvantificering af dyrkningsbidraget af fosfor til vandløb og søer. I: Poulsen, H.D. & Rubæk, G.H. (red.). Fosfor i dansk landbrug. Omsætning, tab og virkemidler mod tab. DJF rapport – Husdyrbrug 68, 132-145. <http://web.agrsci.dk/djfpublikation/djfpdf/djfh68.pdf>

Lundehede, 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 Fødevarer- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet. (IFRO Rapport; Nr. 234).

Miljø- og Fødevarerministeriet (2018) Danmarks nationale skovprogram. ISBN: 978-87-7091-604-2

Nielsen, O.-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Nielsen, M., Gyldenkerne, S., Mikkelsen, M.H., Albrechtsen, 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>

Nord-Larsen, T., Vesterdal, L., Bentsen, N.S., Larsen, J.B., 2019. Ecosystem carbon stocks and their temporal resilience in a semi-natural beech-dominated forest. Forest Ecology and Management 447, 67-76.

Olesen, J.E., Petersen, S.O., Lund, P., Jørgensen, U., Kristensen, T., Elsgaard, L., Sørensen P. og Lassen, J. (2018) Virkemidler til reduktion af klimagasser i landbruget. DCA Rapport nr. 130. <http://web.agrsci.dk/djfpublikation/djfpdf/DCArapport130.pdf>.

Raulund-Rasmussen, Karsten, Andersen, M. K., Hansen, Hans Chr. Bruun & Hansen, K. I., 2009, Skovrejsning og cadmium-udvaskning. I: Videnblade Skov og Natur. 4.0-5, 2 s. https://cms.ku.dk/upload/application/pdf/a9/c6/a9c65ed9/04-00-05S_4_0_5.pdf.pdf

Raulund-Rasmussen, Karsten, Stupak, Inge, Clarke, N., Callesen, I., Helmisaari, H., Karlton, E. & Varnagiryte-Kabasinskiene, I., 2008, Effects of very intensive forest biomass harvesting on short and long term site productivity. In: Sustainable use of forest biomass for energy: a synthesis with focus on the Baltic and Nordic region. Röser, D., Asikainen, A., Raulund-Rasmussen, K. & Stupak, I. (red.). Springer Science+Business Media, s. 29-78 50 s. (Managing Forest Ecosystems, Bind 12).

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.

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. – Faglig rapport fra DMU 625. 132 s. http://www2.dmu.dk/Pub/FR625_Final.pdf

Gips og strukturkalk

Goswin Heckrath¹, Beate Strandberg² (natur og biodiversitet) og Marianne Bruus², (natur og biodiversitet)

Fagfællebedømmelse: Hans Estrup Andersen²

¹ Agroøkologi AU

² Bioscience, AU

Funktion og anvendelse

Lavt kulstofindhold er vurderet som en af de vigtigste trusler mod jordens kvalitet under danske forhold (Schjønning et al., 2009) – særligt på østdanske lerjorde (Heidmann et al., 2001). I Landsforsøgene er det vist, at lavt kulstofindhold på lerjordene koster udbytte (Schjønning et al., 2018). Det skyldes formentlig, at de kulstoffattige lerjorde udvikler sig til såkaldte ”hardsetting” jorde (Schjønning og Thomsen, 2013). Disse jorde har dårlig strukturstabilitet i våd tilstand og bliver meget hårde under udtørring. Det gør dem vanskelige at arbejde og medfører ofte dårligt såbed og skorpedannelse, hvilket har negativ effekt på planteetablering, udbytte og ressourceudnyttelse. Samtidig betyder den lave strukturstabilitet i våd tilstand en forøget risiko for tab af partikelbundet fosfor både ved overfladeafstrømning og makroporetransport til dræn.

Studier i blandt andet Finland og Sverige har vist, at jævnlig udbringning af gips eller ’strukturkalk’ er en omkostningseffektiv metode til at forbedre jordstrukturen på lerede jord og til at nedsætte fosfortabet (Ekholm et al., 2012; Iho et al., 2014).

Jordbrugskalk anvendes til at øge jordens pH og vedligeholde jordstrukturen. Imidlertid er gips ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) et mere opløseligt calcium-mineral end jordbrugskalk (CaCO_3) og har været anvendt i nogle lande til at forbedre jordstrukturen (Shainberg et al., 1989). Således kan gips hurtigt fremme aggregering og aggregatstabilitet, øge vandinfiltration og mindske skorpedannelse på jordoverfladen. Herved kan omfanget af overfladeafstrømning og erosion reduceres (Miller, 1987), og udbyttepotentialet kan øges (Truman et al., 2010). Ved gipstilførsel øges calciumkoncentrationen og ledningsevnen i jordvæsken uden pH-effekt. Når jordmineralernes negative overflader mættes med calcium reduceres den elektrostatiske frastødning mellem lerpartiklerne, hvorved flokkulering og aggregatdannelse og binding af fosfat anioner øges (Barrow, 1987). Ved høje fosfor- og calciumkoncentrationer kan der muligvis også udfældes calcium-fosfat-mineraler på partikeloverfladerne (Lindsay et al., 1989). Derfor er gipsprodukter i de senere år blevet testet i USA og Finland både generelt som en mere opløselig calcium-kilde til forbedring af jordens dyrkningspotentiale og mere specifikt som et middel til at reducere fosfortabet fra markerne ved at tilbageholde fosfor i dyrkningslaget på en plantetilgængelig form (Ekholm et al., 2012; Torbert and Watts, 2014). Da gips ikke påvirker jordens pH, bliver det også brugt som alternativ til kalk på manganfølsomme jorde (Olsen og Watanabe, 1979). Udbringning af store mængder gips kan resultere i en problematisk forøgelse af sulfat-udvaskningen (Iho et al., 2017). I eutrofe søsedimenter kan sulfat reduceres til svovlbrinte, hvilket efterfølgende kan reagere med jernoxider og danne jernsulfid, hvorved tidligere jernbundet fosfor frigives (Roden og Edmonds, 1997). Dette kan regionalt begrænse anvendeligheden af gips som virkemiddel. Under danske forhold skønnes det at ville kræve en væsentlig forøgelse af sulfattilførslen

til søerne for at føre til frigivelse af jernbundet fosfor, dog er sulfatfølsomheden i danske søer ikke kvantificeret. I Sverige er ”strukturkalk” testet som et alternativ til gips (Ulen & Etano, 2014). Strukturkalk indeholder en betydelig del brændt (CaO) eller læsket kalk (Ca(OH)₂), som er letopløselige calciumsalte i forhold til jordbrugskalk. Derfor er strukturkalkprodukter blevet markedsført i Finland og Sverige som omkostningseffektive virkemidler mod fosfortab på risikoarealer.

Gips, der egner sig til udbringning på marker, kan være et industrielt affaldsprodukt f.eks. et biprodukt, som opstår ved fremstillingen af fosforsyre ud fra fosfatholdige bjergarter, eller et standardiseret genbrugsprodukt produceret på basis af rensede gipsplader. Strukturkalk er et specialfremstillet blandingsprodukt på basis af jordbrugskalk. Både gips og strukturkalk kan udbringes med konventionelle kalkspredere. Typiske udbringningsrater har været 3–6 ton ha⁻¹.

Effekt på fosfortab

Udenlandske erfaringer

Der kan opnås lavere indhold af vandekstraherbart fosfor i jord efter indarbejdning af gips i jorden (Johnson et al. 2011). I kombination med en reduceret overfladeafstrømning kan dette medføre en betydeligt reduceret transport af opløst fosfor (Favaretto et al., 2006). Nogle studier har fundet tilsvarende resultater efter udbringning af gips på overfladen af græsmarker, dog varede effekten kun i få måneder (Stout et al., 2000; Watts and Torbert, 2009). I andre tilfælde kunne der ikke observeres en effekt på overfladisk fosfortab (O'Connor et al., 2005; Uusi-Kämpä et al., 2012). Et studie på oplandsniveau over 2,5 år med dyrkning af overvejende vårsæd viste derimod tydelig reduktion i tabet af både partikelbundet og opløst fosfortransport på henholdsvis 64% og 33% (Ekholm et al., 2012).

Der er også vist entydig reduktion af fosfortab via udvaskning af både opløst og partikelbundet fosfor efter en gipsbehandling (Favaretto et al., 2012). De observerede effekter, både på overfladisk fosfortransport og fosforudvaskning, afhænger af en række jord-, dyrknings- og forsøgsforhold og er på det eksisterende datagrundlag vanskelige at generalisere og omsætte til danske forhold. Tabel 3.8 viser internationale eksempler på effekten af gips- eller strukturkalktilførsel til overvejende tunge lerjorde. Virkemiddeleffekten på lettere jordtyper er ikke kendt.

Tabel 3.8. Internationale undersøgelser af effekt af tilsætning af gips eller strukturkalk.

Forsøgstype	Dosering	Reduktion relativ til kontrol	Jordtype	Reference
Opland, 93 ha	Gips 4 t ha ⁻¹	Tab af PP#: 64% Tab af DRP: 33%	Tung lerjord (JB7-8)	Ekholm et al., 2012
Opland, 4.2 ha	Gips 15 t ha ⁻¹	Aggregatstørrelse og –stabilitet øget; 'Mindre effekt' på koncentration af PP og DRP	Tung lerjord (JB7-8)	Cox et al., 2005
Eksperimentelt plot	Gips 3 – 6 t ha ⁻¹	Koncentration af PP: 49 - 74% Koncentration af DRP: 43 – 68%	Tung lerjord (JB8)	Uusitalo et al., 2012
Eksperimentelt plot	Gips 5 t ha ⁻¹	Tab af TP: 60% Tab af DRP: 85%	Siltet lerjord (JB7)	Favaretto et al., 2006
Eksperimentelt plot	CaO 5 t ha ⁻¹	Tab af PP: 43% Tab af DRP: 13%	Tung lerjord (JB9)	Ulen & Etana, 2014
Eksperimentelt plot	Ca(OH) ₂ 2 t ha ⁻¹	Tab af PP: 50% Tab af DRP: 47%	Tung lerjord (JB8)	Ulen & Etana, 2014

PP partikelbundet fosfor; DRP opløst uorganisk fosfor.

Danske erfaringer

Der findes ingen danske studier over effekten af tilførsel af gips eller strukturalk. Et pilotforsøg hos Aarhus Universitet antyder, at jordbrugskalk også kan reducere fosforudvaskningen, dog var effekten mindre sammenholdt med udenlandske observationer efter gipstilførsel (Kjærgaard et al., upublicerede data).

Effekt i tid og rum

Undersøgelser viser, at tabsreduktioner findes på en bred gruppe lerede jordtyper (tabel 1), og at effekten tilsyneladende aftager relativt ved tilførsel af mere end 5 tons gips pr hektar (Uusitalo et al., 2012). Under semiaride forhold i Australien og Sydafrika er det vist, at "hardsetting" kan reduceres ved tilførsel af gips (Chan et al, 2007; Materechera, 2009), men der mangler studier, som undersøger om lignende effekter kan findes på jorde fra vådere og koldere klimazoner. Nyere studier indikerer, at fosfortabet reduceres op til flere år efter tilførslen (Ekholm et al., 2012), dog er det dårligt belyst, hvor længe effekten varer. Der forventes at gælde en lignende tidshorisont for forbedring af jordstrukturen efter kalkning og gipstilførsel under danske forhold.

Overlap i forhold til andre virkemidler

Ligesom udbringning af gips eller strukturalk vil en optimeret jordbearbejdning kunne bidrage til en forbedring af jordstrukturen og dermed reducere risikoen for vanderosion og fosfortab. Virkemidlerne kan med fordel kombineres.

Sikkerhed på data

Resultaterne af de udenlandske undersøgelser anses for entydigt at pege på, at tilsætning af gips eller strukturalk kan forbedre jordstrukturen og nedsætte tabet af fosfor ved både overfladeafstrømning og udvaskning igennem makroporer. Da undersøgelserne er gennemført på tunge lerjorde (JB>6), er det vigtigt at få effekten kvantificeret for de forholdsvist lettere danske lerjorde.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Virkemiddeleffekten skal undersøges på forskellige jordtyper og i flere oplande. Under hensyntagen til årlige variationer i afstrømningsforholdene vurderes en undersøgelsesperiode på 3 – 5 år at være nødvendig.

Forudsætninger og potentiale

På drænede lerjorde med øget fosforstatus og makroporetransport til dræn forventes en betydelig effekt af behandling med gips eller strukturalk. Der mangler dog modeller til kvantificering af fosfortab ved makroporetransport på den lokale skala. De nye landsdækkende risikokort over makroporetransport (Kotlar et al., 2020) og partikelbåren transport i makroporer viser et areal i den højeste risikoklasse på ca. 393.000 ha (Risikoklasse 5, Andersen & Heckrath, under forberedelse). Inden for dette areal har ca. 144.000 ha et fosfortal større 3.5 ifølge en landsdækkende kortlægning af fosfortallet (ConTerra, 2019). Det bemærkes, at et fosfortal på 3.5 ikke anses som kritisk tærskelværdi for fosforudvaskning *per se*. Da kortlægningen af fosfortallet imidlertid er behæftet med stor usikkerhed og har en udjævrende effekt iht. høje fosfortal (ConTerra, 2019), forventes det, at størrelsesordenen af det estimerede risikoareal er realistisk.

Erosionstruede arealer med høj fosforstatus beliggende op til vandområder kan bidrage med betydelige fosfortab. En ny kortlægning af erosionsrisiko i Danmark (Onnen et al., 2019; Andersen & Heckrath, under forberedelse) antyder, at ca. 77.500 ha landbrugsareal taber så megen jord til vandområder

(>0,1 kg P / ha), at det anses for kritisk (Andersen & Heckrath, under forberedelse). På en stor del af disse arealer forventes gips og strukturkalk at være effektive virkemidler. I alt antyder modelleringen, at der foregår fosfortab med erosion til vandområder på mere end 500.000 ha landbrugsarealet (Andersen & Heckrath, under forberedelse). Erosionskortlægningen i kombination med en vurdering af fosformobilisering ved vanderosion vil kunne bruges til udpegning af arealer, hvor virkemidlet potentielt kan anvendes.

Der skal foretages en vurdering af, hvilke recipienter der er svovl-følsomme. Inden for oplandene til disse bør der ikke udbringes gips.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Da virkemidlet er et dyrkningsmæssigt tiltag, må kontrollen baseres på landmandens indberetninger.

Sideeffekter

Kvælstof

Forbedret jordstruktur og mindre erosion på arealer, hvor virkemidlet anvendes, forventes at øge afgrødevækst og mindske kvælstofudvaskning. Effekten er endnu ikke kvantitativt undersøgt.

Klima

Der forventes ikke nævneværdige klimaeffekter.

Natur og biodiversitet

Da der stort set ikke findes undersøgelser af effekten af gips og strukturkalk på jordbundsorganismer, leddyr, fugle og pattedyr, baserer denne vurdering sig primært på generel økologisk viden. Et amerikansk studie fandt færre regnorme i nogle af de parceller, der var behandlet med gips, men forfatterne vurderer selv, at effekten ikke skyldes selve gipsen, men måske en salteffekt (Chen et al. 2014). Tilførsel af almindelig jordbrugskalk kan påvirke regnorme positivt og enchytræer negativt (Moore et al. 2015), men dette skyldes den pH-regulerende effekt, som ikke forventes ved brug af gips, men dog ved strukturkalk. Den forbedrede jordstruktur som følge af tilførsel af gips eller strukturkalk vil formentlig være en fordel for en del jordbundsorganismer, ikke mindst springhaler (Larsen et al. 2004). Samlet set forventes derfor ingen eller små positive effekter på jordbundsorganismerne ved brug af virkemidlet "Gips og strukturkalk". Idet virkemidlet ikke har umiddelbar effekt på hverken sædskifte eller andre dyrkningsfaktorer, forventes ingen effekter på de øvrige organismegrupper.

Tabel 3.9. Vurdering af effekterne af virkemidlet "Gips og strukturkalk" på natur og biodiversitet

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier (føde og levesteder)	Insekter og leddyr i øvrigt	Fugle	Pattedyr	Samlet vurdering
0-1	0	0	0	0	0	0-1

Skadegørere og pesticider

Idet en del pesticider binder kraftigt til jord, vil virkemidlet også i noget omfang reducere tab af pesticider ifm. overfladeafstrømning og makroporetransport. Effekten er endnu ikke kvantitativt undersøgt.

Referencer

- Andersen, H.E. & Heckrath, G. (red.). Fosforkortlægning af dyrkningsjord og vandområder i Danmark. Rådgivningsrapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi (under forberedelse).
- Barrow, N.J. 1987. Reactions with variable-charge soils. Martinus Nijhoff Publishers, Dordrecht.
- Chan, K.Y., Conyers, M.K., Scott, B.J. Improved structural stability of an acidic hardsetting soil attributable to lime application. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 38, 2163-2175.
- Chen L., Kost D., Tian Y., Guo X., Watts D., Norton D., Wolkowski R.P., Dick W.A. 2014. Effects of gypsum on trace metals in soils and earthworms. *J. Environ. Qual.* 43, 263-72.
- ConTerra 2019. Notat – Udvikling af GIS-kort over estimeret fosfortal i landbrugsjord. Tjele. 28 s.
- Cox, J.W., Varcoe, J., Chittleborough, D.J., van Leeuwen, J. 2005. Using gypsum to reduce phosphorus in runoff from subcatchments in South Australia. *J. Environ. Qual.* 34, 2118-2128.
- Ekholm, P., Valkama, P., Jaakkola, E., Kiirikki, M., Lahti, K., Pietola, L. 2012. Gypsum amendments of soils reduces phosphorus losses in an agricultural catchment. *Agriculture and Food Science* 21, 279-291.
- Favaretto N., Norton, L.D., Joern, B.C., Brouder, S.M. 2006. Gypsum amendment and exchangeable calcium and magnesium affecting phosphorus. *Soil Science Society of America J.* 70, 1788-1796.
- Favaretto, N., Norton, L.D., Johnston, C.T., Bigham, J., Sperrin, M. 2012. Nitrogen and phosphorus leaching as affected by gypsum amendment and exchangeable calcium and magnesium. *Soil Science Society of America J.* 76, 575-585.
- Heidmann, T., Nielsen, J., Olesen, S.E., Christensen, B.T., Østergaard, H.S. 2001. Ændringer i indhold af kulstof og kvælstof i dyrket jord: Resultater fra Kvadratnettet 1987-1998. Danmarks JordbrugsForskning, Tjele.
- Iho, A., Lankoski, J., Ollikainen, M., Puustinen, M., Lehtimäki, J. 2014. Agri-environmental auctions for phosphorus load reduction: experiences from a Finnish pilot. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 58, 205-222.
- Iho, A., Ahlvik, L., Ekholm, P., Lehtoranta, J., Kortelainen, P. 2017. Optimal phosphorus abatement redefined: insights from coupled element cycles. *Ecological Economics* 137, 13-19.
- Johnson, K.N., Allen, A.L., Kleinman, P.J.A., Hashem, F.M., Sharpley, A.N., Stout, W. 2011. Effect of coal combustion by-products on phosphorus runoff from a coastal plain soil. *Comm. Soil Science Plant Analysis* 42, 778-789.

- Kotlar, A.M; Q. de Jong van Lier; B.V. Iversen, H.E. Andersen 2020. The quantification of macropore flow in Danish soils using near-saturated hydraulic properties. *Geoderma* (indsendt)
- Larsen, T., Schjønning, P., Axelsen, J.A. 2004. The impact of soil compaction on euedaphic Collembola. *Applied Soil Ecology* 26, 273–281.
- Lindsay, W.L., Vlek, P.L.G., Chien, S.H. 1989. Phosphate Minerals. In: SSSA Book series, Minerals in Soil Environemets. p. 1089-1130.
- Materechera, S.A. 2009. Aggregation in a surface layer of a hardsetting and crusting soil as influenced by the application of amendments and grass mulch in a South African semi-arid environment. *Soil and Tillage Research* 105, 251-259.
- Miller, W.P. 1987. Infiltration and soil loss of three gypsum-amended ultisols under simulated rainfall. *Soil Science Society of America J.* 51, 1314-1320.
- Moore, J.D., Ouimet, R., Long, R.P., Bukaveckas, P.A. 2015. Ecological benefits and risks arising from liming sugar maple dominated forests in northeastern North America. *Environmental Reviews* 23, 66-77.
- O'Connor, G.A., Brinton, S., Silveira, M.L. 2005. Evaluation and selection of soil amendments for field testing to reduce P losses. *Proc. Soil Crop Sci. Soc. Fla.* 64, 22–34.
- Schjønning, P., Jensen, J.L., Bruun, S., Jensen, L.S., Christensen, B.T., Munkholm, L.J., Oelofse, M., Baby, S., Knudsen, L. 2018. The role of soil organic matter for maintaining crop yields: evidence for a renewed conceptual basis. *Advances Agronomy* 150, 35-79.
- Olsen, S.R., Watanabe, F.S. 1979. Interaction of Added Gypsum in Alkaline Soils with Uptake of Iron, Molybdenum, Manganese, and Zinc by Sorghum. *Soil Science Society American J* 43, 125-130.
- Onnen, N., Heckrath, G., Olsen, P., Greve, M., Pulens, J.W.M., Kronvang, B., Van Oost, K. 2019. Distributed water erosion modelling at fine spatial resolution across Denmark. *Geomorphology* 342, 150-162.
- Roden, E.E., Edmonds, J.W. 1997. Phosphate mobilization in iron-rich anaerobic sediments: microbial Fe(III) oxide reduction versus iron-sulfide formation. *Archiv für Hydrobiologie* 139, 347-378.
- Schjønning, P., Christensen, B.T., Heckrath, G. 2009. Threats to soil quality in Denmark – A review of existing knowledge in the context of the EU Soil Thematic Strategy. Report from Aarhus University, Faculty of Agricultural Sciences, No. Plant Science 143. Foulum, Denmark, 121 pp.
- 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.
- Shainberg, I., Sumner, M.E., Miller, W.P., Farina, M.P.W., Pavan, M.A., Fey M.Y. 1989. Use of gypsum on soils: a review. *Advances Soil Science* 9, 1-111.
- Stout, W.L., Sharpley, A.N., Landa, J. 2000. Effectiveness of coal combustion by-products in controlling phosphorus export from soils. *J. Envriion. Qual.* 29, 1239-1244.

Svanbäck, A. Ulén, B., Etana, A. 2014. Mitigation of phosphorus leaching losses via subsurface drains from cracking clay soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 184, 124-134.

Torbert, H.A., Watts, D.B. 2014. Impact of flue gas desulfurization gypsum application on water Quality in a coastal plain soil. *J. Environ. Qual.* 43, 273-280.

Truman, C.C., Nuti, R.C., Truman, L.R., Dean, J.D. 2010. Feasibility of using FDG gypsum to conserve water. *Catena* 81, 234-239.

Ulen, B., Etana, A. 2014. Phosphorus leaching from clay soils can be counteracted by structure liming. *Acta Agriculturae Scan. Section B.* doi.org/10.1080/09064710.2014.920043

Uusi-Kämppe, J., Turtola, E., Närviäinen, A., Jauhiainen, L., Uusitalo R. al. 2012. Phosphorus mitigation during springtime runoff by amendments applied to grassed soil. *J. Environ. Qual.* 41, 420-426.

Uusitalo, R., Ylivainio, K., Hyväluoma, J., Rasa, K., Kaseva, J., Nylund, P., Pi-
etola, L., Turtola, E. 2012. The effect of gypsum on the transfer of phosphorus and other nutrients through clay soil monoliths. *Agriculture and Food Science* 21, 260-278.

Watts, D.B. & Torbert, H.A. 2009. Impact of gypsum applied on grass buffer strips on reducing soluble P in surface water runoff. *J. Environ. Quality*, 38, 1511-1517.

Kørespor på marker – tilgange til modvirkning af deres negative miljøkonsekvenser

Preben Olsen¹, Beate Strandberg² (natur og biodiversitet), Marianne Bruus² (natur og biodiversitet) og Nicholas Hutchings¹ (klima)

Fagfællebedømmelse: Lars Juhl Munkholm¹

¹ Agroøkologi AU

² Bioscience, AU

Funktion og anvendelse

Kørespor på markerne etableres i afgrøder som korn og raps samtidig med såning. Formålet med kørespor er at mindske køreskader i afgrøden og at undgå overlappende behandlinger, så tildeling af gødskning og sprøjtning af afgrøden sker ensartet.

Kørespor på skrånende marker kan påvirke det omgivende miljø negativt. Sporene kan fungere som kanaler, der opsamler og transporterer overfladisk afstrømmende vand fra markoverfladen indeholdende opslemmet og opløst materiale. Er vandmængder og vandhastigheder tilstrækkelige, kan der tillige bortskylles materiale fra sporene selv og fra deres nærmeste omgivelser. Sporene kan tillige være *hotspots* i forbindelse med nedvaskning af pesticider og fosfor til dræn (Petersen et al., 2016).

Fysisk at bearbejde og løsne jorden i kørespor på skrånende arealer kan have flere formål:

- at øge infiltrationsevnen i køresporene
- at forøge jordens ruhed i sporet for derved at mindske vandets strømningshastighed
- at lede vand væk fra køresporene til områderne mellem køresporene.

I England er der udviklet flere typer af udstyr til bearbejdning af kørespor. Intet af dette udstyr forhandles på det danske marked.

Brugen af ultrafleksible lavtryksdæk, i stedet for de gængse, smallere radialdæk med stivere dæksider og højere dæktryk, når man etablerer og færdes i kørespor, har til formål:

- at lave kørespor med en bredere tværsnitsprofil, hvor jorden i sporet sammentrykkes/komprimeres i mindre grad
- at mindske dybden som køresporene nedtrykkes i jordoverfladen
- at mindske eller helst undgå hjulslip ved kørsel i sporet. Slipper hjulene grebet i underlaget, er der risiko for, at sporet bliver dybt og glat i bunden

Ultrafleksible lavtryksdæk til traktorer og andet landbrugsmaskineri forhandles i Danmark af flere fabrikater. Det bør tillige nævnes, at risikoen for pakning af sporene også kan mindskes ved i stedet for dæk at anvende bæltter på maskinerne (Lamandé et al., 2018).

Hvor udstyr til bearbejdning af kørespore alene tjener til at begrænse vanderosion på skrånende arealer, kan brugen af ultrafleksible lavtryksdæk mindske komprimeringen på landbrugsjord generelt (Silgram et al., 2015).

Mindre komprimering og dermed en bedre jordstruktur bidrager til at nedsætte risikoen for afstrømningen af vand, tab af jord og næringsstoffer, samtidig med at det gavner planternes rodudvikling, næringsstofoptag og vandhusholdning. Alt dette kan gavne landbrugsjordens langsigtede dyrkningsikkerhed, landbrugets indtjening og miljøet.

Vanderosion på skrånende marker kan under danske forhold føre til betydelige tab af jord og næringsstoffer (Veihe et al., 2003; Onnen et al., 2019).

I udlandet har man undersøgt, hvilken betydning kørespor kan have for vanderosion, afstrømning samt tab af sediment og næringsstof (Chambers et al., 2000; Silgram et al., 2010; Silgram et al., 2015). I Danmark er problemerne ikke blevet undersøgt videnskabeligt, men de kan være ganske synlige, når jord skylles væk fra kørespor og deres nærmeste omgivelser, figur 3.2.

Figur 3.2. Kørespor og erosion i mark med vinterbyg mellem Herning og Silkeborg (Foto: Lars Kelstrup, Maskinbladet)



Kørespor og erosion

Vanderosion på dyrket jord skyldes samspillet imellem klima, landskabsform, jordtype, afgrøde og dyrkningsmåde og kan finde sted på store, stejle og /eller lange bakker, såvel som i kuperede landskaber med små bakker for eksempel der, hvor afstrømning fra et bagvedliggende opland samles på en mindre del af en mark.

Overordnet bestemmer landskabets udformning, hvor afstrømning og erosion kan foregå, men kørespor kan forstærke den naturgivne erosionsrisiko.

I et kuperet terræn er det sjældent muligt at placere kørespor, så ingen af dem udgør en potentiel risiko for vanderosion. Da sporene har en fast indbyrdes afstand, bestemmer placeringen af det første spor alle efterfølgende kørespors placering. Størst mulig indbyrdes sporafstand vil dermed, alt andet lige, være bedst.

Imellem 1989 og 1994 observerede Chambers et al. (2000) i alt 385 marker i England. På 146 forekom der erosion, der for 34 % vedkommende skyldtes kørespor.

I et to-årigt engelsk forsøg med dyrkning af vinterkorn på moderat skrånende, svær til meget svær lerjord, var køresporene den vigtigste transportvej for overfladisk afstrømning og transport af sediment, fosfor og kvælstof (Silgram et al., 2010).

Chambers et al. (2000) fandt, at løsning af kørespor med en harvetand forøgede både afstrømning af vand og erosion på flere forskellige jordtyper i England, fordi spidsen af harvetanden glittede/udglattede jorden, som dermed blev mindre gennemtrængelig for vand samtidig med, at den løsnede jord lettere blev skyllet bort.

Omvendt fandt Basher og Ross (2001), at på en velstruktureret lerjord var løsning af køresporet med en harvetand en simpel måde at øge køresporets infiltrationsevne og dermed at reducere erosionen.

Resultaterne antyder, at virkningen af et virkemiddel kan variere mellem lokaliteter. De kan skyldes forskel i jordtype, nedbørsintensitet og -mængde, jordens vandindhold på bearbejdnings tidspunktet etc.

Effekt på fosfortab

I et et-årigt parcelforsøg på en meget svær lerjord (silty clay loam) undersøgte man i England betydningen af kørespor og hældningslængde for mængden af overfladisk vandafstrømning, tab af sediment, opløst totalfosfor og totalfosfor (DEFRA, 2005). Det blev fundet, at kørespor havde en signifikant, stor og positiv betydning for den overfladiske afstrømning og tabene af sediment og totalfosfor, tabel 3.10. Vægtet i forhold til afstrømningsmængder var koncentrationerne af sediment (mg/L) og totalfosfor (µg/L) signifikant større med end uden kørespor. Det omvendte var tilfælde med koncentrationerne af opløst totalfosfor, som formentlig skyldes at afstrømningsmængden var mindre uden kørespor (fortyndingsfaktor).

Medens sedimenttabet, hvor der var kørespor, var 116 - 205 kg/ha, var det blot 9 - 42 kg/ha uden kørespor. Der tabtes mellem 79 og 175 g/ha totalfosfor med kørespor mod 4 til 26 g pr/ha uden kørespor. Køresporene havde forholdsomt mindre betydning for tabet af opløst totalfosfor, da køresporene i særlig grad fremmede erosion (dvs. sedimenttab) og dermed tabet af fosfor bundet til lerpartikler.

De største tab af sediment og totalfosfor skete med årets første afstrømningshændelser, hvor jorden var ubevokset. I takt med at afgrøden voksede til, reduceredes tabet af såvel sediment som fosfor.

Med kørespor var der tendens til, at sedimenttabet steg med hældningslængden. Det modsatte var tilfældet uden kørespor.

Tabel 3.10. Akkumuleret afstrømning og tab af sediment og fosfor med og uden kørespor, gennemsnit af afstrømningshændelser (DEFRA, 2005).

Kørespor	Hældning	Overfladeaf-	Sediment	Sediment	Total -P	Total -P	Total opløst-	Total opløst-
	slængde	strømning					P	P
	meter	mm	mg/l	kg/ha	µg/L	g/ha	µg/L	g/ha
med	10	6,6	2737	182,3	1610	106,0	130	8,6
	25	8,6	2401	204,8	2131	174,5	120	9,6
	50	4,5	3036	116,3	1978	78,8	85	3,2
uden	10	3,6	1167	42,3	719	26,0	188	6,8
	25	1,4	854	11,7	519	7,2	179	2,5
	50	0,7	1367	9,2	614	4,2	168	1,1

I et to-årigt forsøg på en finsandet jord med 5° hældning (*fine sandy soil*) undersøgte Withers et al. (2006) hvilken betydning, kørespor havde for afstrømningen af vand og tab af sediment og fosfor ved tidlig og sen såning af vintersæd efter henholdsvis traditionel pløjning til 20-25 cm og tallerkenharvning til 5-8 cm dybde (reduceret bearbejdning).

Med traditionel pløjning op og ned ad bakken blev overfladafstrømningen næsten en halv gang større med end uden kørespor (Withers et al., 2006). Selv om afstrømningen med kørespor kun var 1-2 mm større end uden kørespor, tabtes der fem gange mere sediment (+0,4 t pr. ha) og fire gange mere totalfosfor (+ 0,3 kg pr. ha) end uden kørespor, hvilket skyldtes tab af materiale ikke kun fra selve køresporene men også fra områder mellem køresporene. Med reduceret jordbearbejdning var kørespor uden betydning for afstrømning og tab af sediment og fosfor.

Med kørespor i vinterhvede, der var sået tidligt efter pløjning, begyndte afstrømningen tidligere og blev dobbelt så stor som i samtidig sået vinterhvede efter reduceret jordbearbejdning (Withers et al., 2006).

Med traditionel pløjning, tidlig såning af vinterhveden og med kørespor afstrømmede 6,6 mm / ha. Med samme behandling men uden kørespor reduceredes afstrømningen med 30 %. Vægtet i forhold til afstrømning var tabet af sediment og totalfosfor mindst, hvor der var kørespor (Withers et al., 2006).

Med pløjning og sent sået vinterhvede sås en tilslæmning af jordoverfladen og væsentlig større overfladeafstrømning, end hvor man efter pløjningen såede vinterhveden tidligt.

Afstrømningens størrelse var ikke statistisk forskellig - kørespor eller ej - men de afstrømningsvægtede koncentrationer af sediment, totalfosfor og opløst totalfosfor fordobledes med kørespor. Der blev således tabt 650 kg sediment, 548 g totalfosfor og 31 g opløst totalfosfor / ha med kørespor mod 270 kg sediment, 210 g totalfosfor og 11 g opløst totalfosfor / ha uden kørespor. Hvor køresporene var dybe, eller selve årsagen til erosionen, blev tabene af fosfor og sediment størst. Kørespor og sen såning efter pløjning gav 65 % mere overfladeafstrømning end uden kørespor. Der var dog samlet tale om små mængder hhv. 2,4 mm med, og 1,4 mm / ha uden kørespor. Med de 2,4 mm / ha afstrømning og kørespor blev tabt 70 kg sediment og 58 g totalfosfor / ha, ca. 5 gange mere, end uden kørespor (Withers et al., 2006).

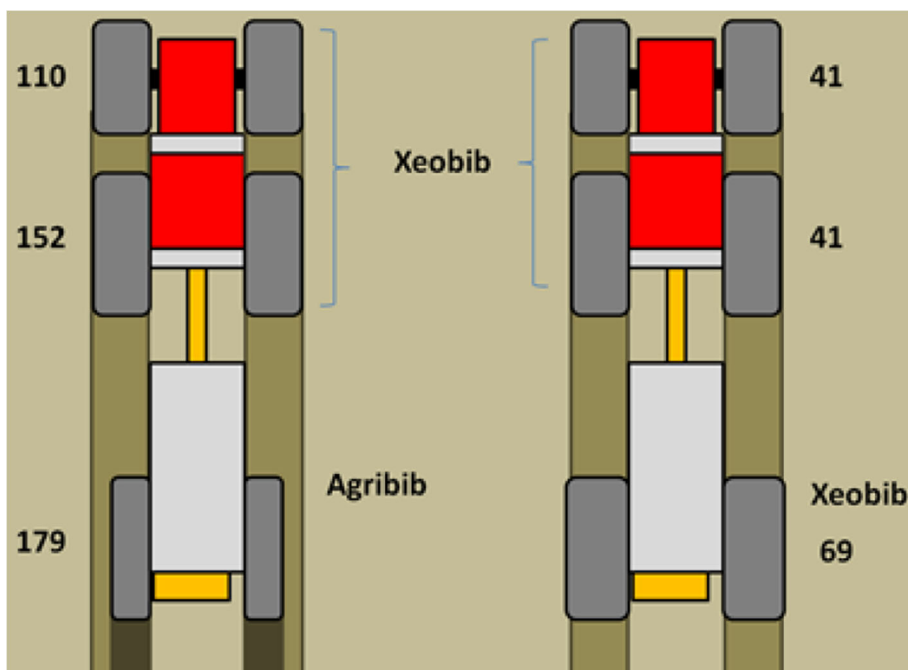
I England og Skotland lavede man mellem 2009 og 2013 forsøg, hvor kørespor blev afsat med to typer dæk - konventionelle og ultrafleksible - i vinterhvede (Silgram et al., 2015). Man undersøgte, hvilken betydning dækmonteringen havde for erosionsforekomsten, og hvad virkningen var af de 3 tiltag: Tilsåning af kørespor; bearbejdning af kørespor med en selvdrevet rotorharveenhed og at ændre køresporets tværprofil fra konkav til konveks med en selvrensende profileringsstrømle (Silgram et al., 2015), se figur 3.3.



Figur 3.3. Selvdreven rotorharve (venstre) og tromleformede profileringsenhed (højre) (Silgram et al., 2015).

Køresporene i efterårssået vinterhvede blev lavet med nedenstående vogntog, hvor traktoren vejede 6.729 kg og den bugserede sprøjte med en 3.500 liter sprøjtetank, vejede 3.950 kg før fyldning, figur 3.4.

Figur 3.4. Typiske anvendte dæktryk (kPa) på traktoren (øverst) og den bugserede sprøjte (nederst). Dæktrykket i de konventionelle (KD - til venstre) svarer til tryk ved færdsel på vej. Dæktrykket i de ultrafleksible dæk (UF - til højre) blev anslået at være optimale for reduktion af køresporenes komprimering. Alle dæk var af mærket Michelin.



For at undgå de randeffekter, der kan opstå med små erosionsparceller, blev undersøgelserne udført på udsnit af skråninger med en størrelsen mellem 300 - 900 m². Skråningsudsnittene havde fast en bredde på 3 meter, medens længderne varierede mellem 100 og 300 m, afhængig af de lokale forhold. Der blev målt tab af sediment, totalfosfor og overfladisk vandafstrømning. Med fire gentagelser blev fire forskellige behandlinger gennemført på fire forskellige

jordtyper, tabel 3.11. Forholdene gjorde, at ikke alle behandlinger kunne gennemføres alle steder og år. Ubevoksede kørespor fra konventionelle dæk var referencebehandling.

Tabel 3.11. Med X er vist gennemførte behandlinger. Hvor markeret med grå indgik jordtypen ikke pågældende år. Da teksturoplysninger for forsøget ikke foreligger, er engelske jordtypenavne oversat til danske med støtte i en teksturtrekant.

År	Jordtype	Gns. hældning grader	Konventionelle dæk				Ultra fleksible dæk		
			Ubevoksede kørespor	Tilsåede kørespor (i)	Rotorharve (ii)	Profiltromle (iii)	Ubevoksede kørespor	Tilsåede kørespor (i)	Rotorharve (ii)
2009/10	lerblandet sand (loamy sand)	4	X	X			X	X	
	svær lerjord (clay loam)	9	X	X			X	X	
	svær leret siltjord (silty clay loam)	5	X	X			X	X	
	sandblandet lerjord (sandy loam)	6							
2010/11	lerblandet sand (loamy sand)	4	X		X	X	X		
	svær lerjord (clay loam)	9	X		X	X	X		
	svær leret siltjord (silty clay loam)	5	X		X	X	X		
	sandblandet lerjord (sandy loam)	6	X		X	X	X		
2011/12	lerblandet sand (loamy sand)	4	X		X		X		X
	svær lerjord (clay loam)	9	X		X		X		X
	svær leret siltjord (silty clay loam)	5	X		X		X		X
	sandblandet lerjord (sandy loam)	6	X		X		X		X
2012/13	lerblandet sand (loamy sand)	4	X	X			X	X	
	svær lerjord (clay loam)	9							
	svær leret siltjord (silty clay loam)	5							
	sandblandet lerjord (sandy loam)	6	X	X	X			X	

Silgram et al. (2015) præsenterer data grafisk. Da kørespor udgør en relativt større del af et skråningsudsnit end tilfældet er på en mark, kan tabsstørrelser aflæst i figurerne ikke umiddelbart omsættes til størrelser på markniveau.

Overordnet konkluderedes det at:

- Tilsåede kørespor i vinterhvede havde ingen signifikant effekt på overfladisk afstrømning af vand og tab af sediment og fosfor. Afgørende for den hurtige afstrømning af vand i kørespor var sporets komprimering – ikke den manglende bevoksning.
- Ultrafleksible dæk reducerede vandafstrømning og tab af sediment og fosfor signifikant i alle år med op til 75% i forhold til referencebehandlingen på alle undersøgte jordtyper.
- En selvdrevet roterharveenhed kunne løsne jorden i køresporet meget effektivt og reducerede alle år vandafstrømning og tab af sediment og fosfor på de undersøgte jordtyper, på nær den svære lerede siltjord, der i 2010/11 var så tør, at der ikke kunne skabes kørespor.
- Rotorharveenheden kunne reducere vandafstrømningen med op til 95% i køresporene fra konventionelle dæk.
- Profileringsstromlen blev kun anvendt 1 af de 4 år, hvor den meget effektivt reducerede afstrømning og tab af sediment og fosfor på 3 af 4 jordtyper. Undtagelsen var igen den tørre svære, lerede siltjord i 2010/11. Profileringsstromlen kunne reducere vandafstrømningen med op til 85% i forhold til ubearbejdede kørespor fra konventionelle dæk.

Effekt i tid og rum

Virkemidlet effekt afhænger af, hvordan de skrånede marker er lokaliseret og hydrologisk forbundet med vandmiljøet. Er der direkte forbindelse mellem mark og vandmiljø vil brug af virkemidlet være til umiddelbar gavn for vandmiljøet.

Overfladisk afstrømning af vand på landbrugsjord kan forekomme året rundt. Jordtype, nedbørsmængde og -intensitet og det strømmende vands transportkapacitet bestemmer hvor meget sediment, der kan transporteres. Jordens fosforstatus bestemmer hvor meget fosfor, der kan følge med. Størst er risikoen for tab af sediment og fosfor, når jorden er nybearbejdet og uden plantedække og med kørespor. Virkemidlet kan anvendes på alle tider af året.

Overlap i forhold til andre virkemidler

Virkemidlet retter sig mod arealer, hvor også virkemidlerne Negativ P-balance, Optimering af jordarbejde og Permanent plantedække på erosionstruede arealer og som barriere i

landskabet vil kunne anvendes, og det vil kunne kombineres med disse virkemidler.

Sikkerhed på data

Der foreligger ingen målinger af kørespors betydning under danske jord- og klimaforhold. Alle tilgængelige data er for andre klimaforhold og jordtyper end danske, ligesom landskabsformer og hældningslængder antagelig også vil være forskellige. De her omtalte udenlandske undersøgelser er ofte udført på jorde med især større ler- og siltindhold, end hvad der typisk findes på dansk landbrugsjord. Formodentlig vil jorde med højere ler- og siltindhold end danske jorde have anderledes bæreevne og plasticitet. Det kan tænkes at påvirke dybden af køresporene og i hvilken grad bunden af køresporen udglattes som følge af hjulslip, hvilket vil påvirke deres permeabilitet for vand. I hvilken grad dette vil kunne påvirke de gunstige effekter, som ultrafleksible lavtryks dæk har haft i udenlandske undersøgelser, vides ikke.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Da erosion er hændelses-drevet vil det kræve flere års målinger (størrelsesorden 5-10 år) at opbygge data tilsvarende de udenlandske. Til undersøgelserne vil skulle anvendes udsnit af skråninger i stedet for standard USLE erosionsplots (Wischmeier & Smith, 1978), der tidligere er anvendt i Danmark (Schjønning et al. 1995), fordi randeffekter vil have større betydning med erosionsplots qua deres mindre areal end skråningsudsnit (Silgram et al., 2015). Dertil kommer, at der vil være behov for modeller, når indsamlede data skal opskales til landskabs- eller oplandsniveau.

Forudsætninger og potentiale

En bearbejdning af de kørespor, der er afsat med konventionelle dæk, vil gøre det mulig at mindske afstrømningen af vand i sporene og herigennem tab af sediment og fosfor. Både den selvdrevne rotorharve og profileringstromlen viste sig at kunne begrænse mængden af afstrømmende af vand i kørespor. Ulemperne ved begge redskaber er, at de kun har effekt i kørespor på skrånede marker og at ingen af dem, eller tilsvarende redskaber, endnu forhandles i Danmark.

Anvendelse af ultrafleksible lavtryksdæk, alternativt bælter, anses som en umiddelbar mulighed for at begrænse erosion og tab af sediment og fosfor fra

kørespor på skrånende marker. Dæktypen er kommercielt tilgængelige i Danmark til brug på en række af landbrugets maskiner. Dæktypen forventes desuden på et længere sigt at kunne bidrage til blandt andet at forbedre jordstrukturen til gavn for bl.a. dyrkningssikkerhed, vandhusholdning, luftskifte og rodvækst og derigennem at kunne forbedre udnyttelse af næringsstoffer til gavn for landbrugets driftsøkonomi. Alt dette under forudsætning af at dæktrykket holdes så lavt som muligt.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

For ultrafleksible lavtryksdæk vil indsatsen til kontrol være lille, når først dækkene er monteret på maskinerne. Indkøbte dæk vil fremgå af bedriftens regnskab. Det kan dog give problemer at sikre, at dæktrykket tilpasses ved vekslende kørsel mellem mark og vej. Dæktryksregulering "on the go" (*Central tyre inflation systems*) til brug ved kørsel på overflader med varierende hårdhed findes i dag monteret på tungt maskineri eksempelvis gyllevogne, ligesom det kendes fra skovbrugsmaskiner (Brokmeier, 2017).

Med brug af udstyr til bearbejdning af kørespor vil det være nødvendigt at udføre inspektioner af visse marker udpeget med GIS på baggrund af sædskifte, terrænmodeller og temaer for vandmiljø så som vandløb og søer.

Sideeffekter

En bedre håndtering af kørespor kan bidrage til at reducere tabet af stoffer med lignende tabsveje som fosfor, det være sig eksempelvis stoffer indeholdt i husdyrgødning.

Kvælstof

Tabet af kvælstof til vandmiljøet med overfladisk afstrømmende vand vil blive mindre, når nedbør infiltreres på marken frem for at løbe af på overfladen.

Klima

Der vil være et begrænset fossilenergiforbrug i forbindelsen med en køresporbehandling men ellers ingen nævneværdige klimaeffekter.

Natur og biodiversitet

Vurderingen af virkemidlet på natur og biodiversitet bygger primært på generel økologisk viden. Da kørespor kun optager en mindre del af en marks areal, og da virkemidlet ikke forventes at påvirke den øvrige landbrugsmæssige drift, vurderes det, at effekten på terrestrisk natur og biodiversitet vil være minimal. Lærker (Odderskær et al. 1997) og viber (<https://www.dof.dk/naturbeskyttelse/dof-s-naturpolitik/agerland/sadan-hjaelper-landmanden-viben>) lægger ofte deres reder i køresporene, men frekvensen af færdsel i køresporene vil ofte betyde, at der ikke kommer unger på vingerne, fordi rederne ødelægges. I de marker, hvor der køres forholdsvis sjældent i køresporene, forventes opkradsning af kørespor dog at forringe køresporenes værdi som rede- eller opholdssted for fugle og pattedyr pga. den ekstra forstyrrelse. Brug af dæktyper, der ikke komprimerer jorden så kraftigt, men stadig giver et tydeligt kørespor, forventes ikke at påvirke natur og biodiversitet.

Tabel 3.12. Vurdering af effekten af virkemidlet "Kørespor på marker – tilgange til modvirkning af deres negative miljø-konsekvenser" på terrestrisk natur og biodiversitet. Variationen i vurderingen skyldes, at virkemidlet kan etableres på forskellig vis. Negative effekter forventes således primært ved opkradsning af kørespor i de marker, hvor fugle og pattedyr ellers vil kunne have gavn af køresporene som opholds- eller redested.

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier (føde og levesteder)	Insekter og leddyr i øvrigt	Fugle	Pattedyr	Samlet vurdering
0	0	0	0	-1 til 0	-1 til 0	-2 til 0

Skadegørere og pesticider

Ligesom med fosfor må virkemidlet forventes at kunne reducere tabet af stoffer med tilsvarende tabsveje eksempelvis pesticider, hormonstoffer, medicinrester, patogener og tungmetaller.

Referencer

Basher L. R., Ross C. W., 2001. Role of wheel tracks in runoff generation and erosion under vegetable production on a clay loam soil at Pukekohe, New Zealand, Soil and Tillage Research 62: 117-130.

Brokmeier H., 2017. Central Tire Inflation System for timber transport in Germany, International Journal of Forest Engineering: 28: 211-225.

Chambers, B.J., Garwood, T.W.D., Unwin, R.J., 2000. Controlling soil water erosion and phosphorus losses from arable land in England and Wales. J Environ Qual 29, 145-150.

DEFRA 2005. Towards understanding factors controlling transfer of phosphorus within and from agricultural fields. Final Report Defra Project PE0111. http://randd.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=PE0111_1490_FRP.doc Tilgået 14. januar 2020

Lamandé, M., Greve, M.H., Schjønning, P., 2018. Risk assessment of soil compaction in Europe – Rubber tracks or wheels on machinery. CATENA 167, 353-362.

Odderskær, P., A. Prang, J.G. Poulsen, P.N. Andersen & N. Elmegaard 1997: Skylark (*Alauda arvensis*) utilization of micro-habitats in spring barley fields. - Agriculture, Ecosystems and Environment 62: 21-29.

Onnen, N., Heckrath, G., Stevens, A., Olsen, P., Greve, M.B., Pullens, J.W.M., Kronvang, B., Van Oost, K., 2019. Distributed water erosion modelling at fine spatial resolution across Denmark. Geomorphology 342, 150–162.

Petersen, C.T., Nielsen, M.H., Rasmussen, S.B., Hansen, S., Abrahamsen, P., Styczen, M. og Koch, C.B., 2016. Jordbearbejdningens indflydelse på pesticid-udvaskning til markdræn

Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen nr. 167, 157 sider. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2016/10/978-87-93529-25-0.pdf>. Tilgået 14. januar 2020

Veihe, A., Hasholt, B., Schiøtz, I.G., 2003. Soil erosion in Denmark: processes and politics. Environmental Science and Policy 6, 37-50.

Silgram M., Jackson D. R., Bailey A., Quinton J., Stevens C., 2010. Hillslope scale surface runoff, sediment and nutrient losses associated with tramline wheelings. *Earth Surface Processes and Landforms*. 35: 699-706.

Silgram, M., Jackson, B., McKenzie, B., Quinton, J., Williams, D., Harris, D., Lee, D., Wright, P., Shanahan, P. and Zhang, Y., 2015. Reducing the risks associated with autumn wheeling of combinable crops to mitigate runoff and diffuse pollution: a field and catchment scale evaluation. Agriculture and Horticulture Development Board, Cereals & Oilseeds. Project Report No. 559. <https://ahdb.org.uk/reducing-the-risks-associated-with-autumn-wheeling-of-combinable-crops-to-mitigate-runoff-and-diffuse-pollution-a-field-and-catchment-scale-evaluation>. Tilgæt 14. januar 2020.

Withers, P.J.A., Hodgkinson, R.A., Bates, A. and Withers C.M. 2006. Some effects of tramlines on surface runoff, sediment and phosphorus mobilization on an erosion-prone soil. *Soil Use and Management*. 22, 245-255.

Wischmeier, W.H. & Smith D.D. 1978. Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning. Agricultural Handbook 537. U.S. Department of Agriculture, Washington D.C.

Sedimentationsbassiner på marken som tiltag mod fosfortab ved erosion

Goswin Heckrath¹, Beate Strandberg² (natur og biodiversitet) og Marianne Bruus², (natur og biodiversitet)

Fagfællebedømmelse: Hans Estrup Andersen²

¹ Agroøkologi AU

² Bioscience, AU

Funktion og anvendelse

Sedimentationsbassiner er flade strukturer, der udgraves tæt ved markgrænsen for at tilbageholde eroderet jord og dermed partikelbundet fosfor fra et dyrket område med særdeles høj naturgiven erosionsrisiko kendetegnet ved kløfterosion. Sedimentationsbassiner kan være *end-of-pipe*-løsninger på steder, hvor dyrkningsmæssige tiltag eller bufferzoner ikke forventes at være tilstrækkelige for at undgå meget høje sedimenttilførsler og fosfortab til vandområder.

Vanderosion på dyrkede marker kan under danske forhold medføre betydeligt tab af næringsstofrig jord til vandmiljøet (Veihe et al., 2003; Onnen et al., 2019). Erosion varierer stærkt, afhængigt af et komplekst samspil mellem topografiske, klimatiske, jordtypebestemte og dyrkningsrelaterede faktorer. Topografien er den naturgivne faktor, der overordnet kontrollerer de rumlige mønstre for vandafstrømningen i landskabet. Mange danske landskaber er småbakkede og bølgende med lokalt tragtagtig landskabsform, der samler afstrømningen fra større områder og koncentrerer den på et lille areal, hvorved afstrømningen bliver betydeligt mere erosionskraftig. Her kan der opstå kløfterosion med stort jordtab til følge især på de mere eroderbare, siltede og finsandede jordtyper. På marker, hvor de naturgivne faktorer forårsager store erosionshændelser, kan dyrkningsmæssige tiltag, bortset fra udtagning af landbrugsjord, have en beskeden beskyttende effekt. I disse situationer kan sedimentationsbassiner være effektive virkemidler (Mekonnen et al., 2015).

Sedimentationsbassiner er sjældent brugt ifm. erosionskontrol på landbrugsarealer i Danmark, og herværende beskrivelse bygger på udenlandske undersøgelser. Et bassin placeres på et forholdsvis fladt område ved bakkefoden i kanten af marken, således at det opfanger den koncentrerede afstrømning fra marken. Når bassinet er fyldt, ledes afstrømningen hen over et befæstet overløb. Eroderet jord tilbageholdes i bassinet, når partiklerne i vandsøjlen bundfælder - sandfraktionen meget hurtigere end lerfraktionen. Processen er direkte afhængig af den hydrauliske belastning, dvs. forhold mellem afstrømning ved udløbet af bassinet og dets overfladeareal (Chen, 1975). Bassinet skal kun dimensioneres til at kunne tilbageholde en del af afstrømningen fra en stor hændelse, men sikre tilpas lang opholdstid til relevant partikelsedimentation. Hvis praktiske og økonomiske forhold begrænser bassinstørrelsen, er der risiko for, at opholdstiden ikke er tilstrækkelig til effektivt at bundfælde lerpartiklerne (Braskerud, 2002a).

Lokale afstrømningsmængder er meget variable og svære at estimere. En ny lig erosionsrisikomodellering for Danmark beregner således gennemsnitlige erosionsrater på langt sigt, men ikke afstrømningsmængder. Dimensioneringerne må derfor som oftest baseres på erfaring. Flere studier fra den tempererede, humide klimazone har demonstreret, at små sedimentationsbassiner

med et overfladeareal svarende til 0,025 til 0,5% af oplandet til bassinet er effektive for marker mellem ca. 5 og 150 ha (Braskerud 2002a, b; Fiener et al., 2005; Ockenden et al., 2014). Disse bassiner varierede i størrelsen mellem 10 og flere hundrede kvadratmeter. Bassinernes dybde har betydning for sedimentlagringskapacitet og bundfældningen. Sedimenttilbageholdelsen sker mere effektivt i lavvandede end i dybe bassiner, fordi afstanden til bundfældning af partiklerne er kortere. Typisk varierer bassindybden mellem 0,5 og 1 m ofte med en dybere del på indløbs- og en fladere del på udløbssiden. Forholdet mellem længde og bredde af bassinet påvirker også tilbageholdelses-effektiviteten og anbefales at være større end 4:1 (Persson, 2000). Rumfanget af disse typer sedimentationsbassiner varierer mellem 5 og 500 m³. Det forventes, at den udgravede jord deponeres lokalt og eventuelt bruges til opbygning af bassinets sider. En vejledning til design af sedimentationsbassiner er publiceret i USA af USDA (NRCS, 2016).

Bassiner er konstrueret til kun at være temporært vandfyldte, således at vandet kan nedsive imellem afstrømningshændelserne. Etablering af urteagtig vegetation i bassinet er en fordel, da dette kan fremme sedimentation ved at mindske vandets strømningshastighed, øge vandinfiltrationen og stabilisere bassinet fysisk. En brakafpudsning foretages en gang om året for at undgå etablering af træer.

Effektiviteten af sedimenttilbageholdelse varierer meget blandt undersøgelserne, selv inden for den samme region. På grund af stor variation i afstrømningshændelser og oplandsegenskaber, herunder jordtyper og dyrkningstiltag, kan tilbageholdelseseffektiviteten ikke entydig relateres til hverken tilførslen af sediment eller sedimentationsbassinernes design (Fiener et al, 2005). Tilbageholdelsen varierer eksempelvis mellem ca. 40-170 kg m⁻² bassinareal i oplande med siltede jorde i Sydtyskland (Fiener et al., 2005) og 2-1.200 kg m⁻² i oplande med forskellige jordtyper i England (Ockenden et al., 2012). Der er en tendens til, at tilbageholdelsen er mest effektiv ved sandede sedimenter (Tabel 3.13). Flere undersøgelser antyder, at sedimentationsbassiner kan tilbageholde ca. 50-80% af det tilførte sediment i oplande med siltede eller sandede jordtyper (Mekonnen et al, 2015).

Tabel 3.13. Eksempler på sedimenttilbageholdelse i forskellige undersøgelser.

Område	Tekstur	Opland	Bassin-areal Sediment aflejret		Retentions- evne	Litteratur
		ha	m ²	ton	Kg/m ²	
England	ler	4-10	20-100	0.05-2.1	1-105	Ockenden et al, 2012
	silt	10-50	50-200	0.4-14	2-80	
	sand	2-50	8-320	9-26	44-1200	
Tyskland	silt	2-8	200-330	8-54	40-110	Fiener et al, 2005

Sedimentationsbassiner kræver forholdsvis lidt vedligeholdelse. Når større mængder af sediment er ophobet i bassinet, graves det bort, så lagringskapaciteten genoprettes. Dette forventes ikke at skulle ske hvert år. Sediment, der udelukkende stammer fra marken, vil som regel kunne køres tilbage på marken vha. almindelige landbrugsmaskiner.

Effekt på fosfortab

Tabet af fosfor til vandområder som følge af erosion på landbrugsjord er ikke systematisk undersøgt i Danmark. Således findes der ikke specifikke oplys-

ninger om, hvor meget fosfor der transporteres over markgrænsen eller tilføres vandområder via vanderosion. Fosfortabet vil afhænge af den rumlige variation af fosforindholdet i overjord i forhold til erosionsmønstre og den selektive transport af fosforberigede partikler (Haygarth and Jarvis, 2002) samt omsætningsprocesser undervejs. I forbindelse med kraftige erosionshændelser har sidstnævnte ingen praktisk betydning, og den relative fosforberigelse af eroderet jord må forventes at være lav, idet kraftige hændelser er mindre selektive. Derfor kan det deponerede sediment antages at have et lignende fosforindhold som den oprindelige jord (Fiener et al., 2005). Med udgangspunkt i en erosionsmodellering vil fosfortransporten kunne estimeres, hvis der kan tages hensyn til den rumlige fordeling af fosfor i overjorden. Da denne imidlertid ikke er kendt, må der i stedet anvendes regionstypiske værdier for fosforindholdet. Overordnet set forventes der at være en robust sammenhæng mellem sediment- og fosfortab og dermed også for tilbageholdelsen af fosfor i bassinerne, alt andet lige. Tilbageholdelsen af fosfor i bassinerne skønnes at have en effektivitet svarende til 50-75% af fosfor tilført med sediment.

Effekt i tid og rum

Etableringen af sedimentationsbassiner vil have en umiddelbar effekt, forudsat at der foregår sediment- og fosfortab på lokaliteten. Hvis bassinerne vedligeholdes, opretholdes effekten over tid. Sedimentationsbassiner er et virkemiddel rettet mod områder med særdeles høj erosionsrisiko. Derfor vil de kun skulle installeres på et begrænset antal steder i Danmark på baggrund af en udpegning, der bl.a. baseres på erosionsmodellering og lokalt kendskab til problemets omfang. Da kraftige erosionshændelser er episodiske og typisk forekommer med års mellemrum, vil den tidslige effektivitet af virkemidlet være svingende.

Overlap i forhold til andre virkemidler

Grundlæggende anbefales det at overveje virkemidler som optimering af jordbearbejdning mod jorderosion på erosionstruede arealer. Disse kan kombineres med sedimentationsbassiner som en *'last line of defense'*. Alternativt kan de mest erosionstruede arealer tages ud af omdriften, som beskrevet i virkemidlerne Skovrejsning og Permanent plantedække på erosionstruede arealer og som barriere i landskabet.

Sikkerhed på data

Små sedimentationsbassiners effektivitet for så vidt angår tilbageholdelse af eroderet fosfor er dårligt belyst såvel internationalt som under danske forhold. Til gengæld findes der gode oplysninger om tilbageholdelsen af sediment i den udenlandske litteratur. Da sediment- og fosfortransport er nært forbundne, betragter vi de ovenfor angivne skøn på 50-75% tilbageholdelse af fosfor tilført med sediment for realistiske.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Gennemførelse af et relevant monitoringsprogram vil tage mindst fem år og omfatte 5-10 oplande. En udvidet erosionsmodellering til estimering af fosforerosion kan gennemføres inden for et halvt år, såfremt data for den rumlige variation af markernes fosforindhold er til rådighed.

Forudsætninger og potentiale

Virkemidlet retter sig mod marker med høj erosionsrisiko, koncentreret afstrømning og kløfterosion. Etableringen kræver et få-hundrede kvadratmeter stort og fladt areal i kanten af marken nedstrøms fra en erosionskløft, og den lokale topografi skal være egnet til at deponere udgravningsjorden. Eventuelt

vil noget materiale kunne bruges til opbygning af bassinets sider. Den maksimale grundvandsstand skal ligge under bundkvoten af bassinet. Eventuel vil etablering kræve omlægningen af markdræn.

En erosionsrisikokortlægning af hele Danmarks landbrugsareal antyder, at der er få steder i landet, hvor der lokalt transporteres store mængder jord hen over markgrænsen (Onnen et al., 2019). Tabel 3.14 viser antallet af steder, svarende til 10-m segmenter langs markgrænser, for forskellige klasser af jordtab hen over markgrænsen.

Tabel 3.14. Antal lokaliteter i Danmark med større transport af eroderet jord henover markgrænsen.

Transportrate Ton/år per 10-m segment	Antal segmenter	Jordtab Ton/år
<1	32.000.000	604000
1-2.5	2880	3686
2.5-5.0	64	203
5-10	7	43
>10	1	13

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Sedimentationsbassiner er større strukturer, hvis placering nemt kan identificeres på ortofotos. Etablering af sedimentationsbassiner medfører, at landbrugsareal udtages i en længere periode, dog er der mulighed for genetablering. Der skal administrativt skelnes mellem konstruerede minivådområder og sedimentationsbassiner. Eksisterende administrative krav ifm. sedimentationsdamme skal afklares, inkl. afstandskrav til åbne vandflader ifm. anvendelse af sprøjtemidler på marken.

Sideeffekter

Kvælstof

Sedimentationsbassiner vil ikke nævneværdigt bidrage til reduktion af kvælstofudledning.

Klima

Der forventes ikke nævneværdige klimaeffekter.

Natur og biodiversitet

Sedimentationsbassiner er temporære mini-vådområder for det meste dækket med lav vegetation. Der kan forventes en beskeden, lokal biodiversitetseffekt, idet bassinerne tilfører heterogenitet i hydrologiske forhold til markkanten og dermed skaber muligheder for flere plantearter, insekter og leddyr samt fugle og padder (Scheffer et al. 2006). Effekten vil afhænge af, hvor lange perioder om året, der er vand i bassinerne.

Tabel 3.15. Forventede effekter af virkemidlet "Sedimentationsdamme på marken" på terrestrisk natur og biodiversitet. Differentieringen af værdierne skyldes, at effekterne vil afhænge af især længden af perioderne med vand i dammene. Vurderingen af effekten af virkemidlet i forhold til blomstersøgende insekter dvs. vilde bier, svirrefluer, sommerfugle m.fl. forudsætter at føderesourcen ikke er anvendes til honningproduktion.

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier (føde og levesteder)	Insekter og leddyr i øvrigt	Fugle	Pattedyr	Samlet vurdering
0	1	0-1	1-2	1-2	0	3-6

Skadegørere og pesticider

Idet en del pesticider binder til jord, vil de også i nogen omfang tilbageholdes i bassinet.

Referencer

Braskerud, B.C. 2002a. Design considerations for increased sedimentation in small wetlands treating agricultural runoff. *Water Science and Technology* 45, 77-85.

Braskerud, B.C. 2002b. Factors affecting phosphorus retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecological Engineering* 19, 530-540.

Chen, C. 1975. Design of sediment retention basins. *Proc. Nat. Symp. Urban Hydrology and Sediment Control*. University of Kentucky, Lexington. pp. 285-298.

Fiener, P., Auerswald, K., Weigand, S. 2005. Managing erosion and water quality in agricultural watersheds by small detention ponds. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 110, 132-142.

Haygarth, P.M. and Jarvis, S.C. 2002. *Agriculture, Hydrology and Water Quality*. CABI Publishing, Wallingford, UK. 502 p.

Mekonnen, M., Keestra, S.D., Stroosnijder, L., Baartman, J.E.M., Maroulis, J. 2015. Soil conservation through sediment trapping: a review. *Land Degradation and Development* 26, 544-556.

Natural Resources Conservaton Service (NRCS) 2016. *Conservation Practice Standard: Sediment Basin*. Code 350. USDA, Washington DC. 5 p.

Ockenden, M.C., Deasy, C., Quinton, J.N., Bailey, A.P., Surridge, B., Stoate, C. 2012. Evaluation of field wetlands for mitigation of diffuse pollution from agriculture: sediment retention, cost and effectiveness. *Environmental Science and Policy* 24, 110-119.

Onnen, N., Heckrath, G., Stevens, A., Olsen, P., Greve, M.B., Pullens, J.W.M., Kronvang, B., Van Oost, K., 2019. Distributed water erosion modelling at fine spatial resolution across Denmark. *Geomorphology* 342, 150–162.

Persson, J. 2000. The hydraulic performance of ponds of various layouts. *Urban Water* 2, 243-250.

Veihe, A., Hasholt, B. and Schiøtz, I.G., 2003. Soil erosion in Denmark: processes and politics. *Environmental Science and Policy* 6, 37-50.

Scheffer, M, van Geest, GJ, Zimmer, K, Jeppesen, E, Søndergaard, M, Butler, MG, Hanson, MA, Declerck, S, De Meester, L. 2006. Small habitat size and isolation can promote species richness: second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *OIKOS* 112:1, pp. 227-231

Optimering af jordbearbejdning, fx pløjeretning, - tidspunkt og bearbejdningsintensitet, pløjefri dyrkning

Lars Juhl Munkholm¹, Per Kudsk¹ (Skadegørere og pesticider), Lise Nistrup Jørgensen¹ (Skadegørere og pesticider), Beate Strandberg² (Natur og biodiversitet), Marianne Bruus² (Natur og biodiversitet), Nicholas Hutchings¹ (Klima) og Brian H. Jacobsen³ (Økonomi)

Fagfællebedømmelse: Elly Møller Hansen¹; Berit Hasler⁴ (økonomi) og Louise Martinsen⁴ (økonomi)

¹ Agroøkologi, AU

² Bioscience, AU

³ Fødevare- og Ressourceøkonomi, KU

⁴ Miljøvidenskab, AU

Funktion og anvendelse

Optimeret jordbearbejdning er et virkemiddel, som kan anvendes på dyrkningsfladen på skrånende marker til at begrænse tabet ved erosion og overfladeafstrømning og måske også begrænse tabet af partikelbundet fosfor til drænvandet. Intensitet, dybde og retning af og tidspunkt for jordbearbejdningen påvirker tabet af både partikelbundet og letopløseligt fosfor ved de nævnte tabsprocesser.

Traditionel jordbearbejdning under danske forhold består af pløjning (vendende jordbearbejdning) til 20-25 cm dybde, såbedstilberedning i 5-10 cm dybde og afsluttet med såning. Pløjefri dyrkning betegner et dyrkningssystem, hvor afgrøderne etableres uden anvendelse af pløjning. Det praktiseres normalt ved at foretage én eller flere harvninger forud for såning. Dette system betegnes ofte "reduceret jordbearbejdning". I den internationale litteratur benyttes betegnelsen "reduceret jordbearbejdning" også i tilfælde hvor stubbearbejdning undlades efter høst, mens pløjning foretages om vinteren eller om foråret (her kaldet "pløjning uden stubbearbejdning"). Direkte såning ("No-tillage", "direct drilling") betegner den mindst intensive form for pløjefri dyrkning – her etableres afgrøden uden forudgående jordbearbejdning før såning og ved minimal jordforstyrrelse ved såningen. I den internationale litteratur anvendes ofte begreberne "Conservation tillage" og "Conservation agriculture". *Conservation tillage* beskriver et system, som mindsker følsomheden overfor vind- og vanderosion og indbefatter generelt, at der er minimum 30% dække af afgrøderester på jordoverfladen efter høst (Carter, 2005). Dette kan opnås ved enten direkte såning eller reduceret jordbearbejdning med lav intensitet. *Conservation agriculture* beskriver et dyrkningssystem der omfatter: 1. minimal jordbearbejdning (dvs. direkte såning), 2. permanent jorddække med planterester eller levende planter og 3. alsidige sædskifter og samdyrkning af afgrøder (<http://www.fao.org/conservation-agriculture/overview/principles-of-ca/en/>).

Ifølge Danmarks statistik blev der i 2018 dyrket 357.590 ha med ikke vendende jordbearbejdning, hvoraf de 319.006 ha var med reduceret jordbearbejdning og de 38.585 ha uden bearbejdning af hele jordoverfladen (direkte såning) ud af et samlet dyrket areal på 2.632.453 ha (Danmarks Statistik, landbrugs- og gartneritællingen). Hvis arealet med afgrøder udenfor omdrift, græs indenfor omdriften og braklægning fratrækkes fra det samlede, dyrkede

areal er der 2.025.424 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 (1.667.834 ha) antages at være pløjet i 2018.

Jordbearbejdningen foregår som oftest på langs med skråningerne i bakkede områder for at mindske risikoen for at vælte på stærkt skrånende arealer og øge komforten for maskinførerne. Ved 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 (<https://lbst.dk/landbrug/efterafgroeder-og-jordbearbejdning/efterafgroeder/pligtige-efterafgroeder/#c48965>) eller tidligt forår. Hvis der ikke dyrkes en efterafgrøde, må der først jordbearbejdes efter 1. oktober (JB7-9), 1. november (JB 5-6 og JB 10-11) eller 1. februar (JB 1-4) (<https://lbst.dk/landbrug/efterafgroeder-og-jordbearbejdning/dyrkningsrelaterede-tiltag/forbud-mod-jordbearbejdning-forud-for-vaarsaaede-afgroeder/#c47521>). Disse regler for efterafgrøder og jordbearbejdning er lavet med henblik på at mindske tabet af kvælstof (Hansen and Thomsen, 2013, 2014), men har også betydning for risikoen for tab af fosfor.

Virkemåde i relation til vand- og vinderosion

Pløjefri dyrkning mindsker generelt set risikoen for fosfortab til vandmiljøet ved vand- og vinderosion. Sammenlignet med pløjning vil jorden være mere ru og have en større dækning af planterester efter etablering af den nye afgrøde. Det giver en større evne til at opmagasinere regn og beskytter jordoverfladen mod energipåvirkning fra vind og vand. En højere stabilitet af jordens aggregater og planteresterne på jorden beskytter mod, at aggregaterne bliver nedbrudt ved kontakt med faldende regndråber eller ved vindens påvirkning. Fine partikler frigjort ved energipåvirkning af regn eller vind kan give tilslemning / forsegling af overfladen, hvilket mindsker infiltrationsevnen og øger risikoen for erosion. Det forekommer primært i intensivt bearbejdet bar jord og særligt i hjulspor (jf. virkemidlet

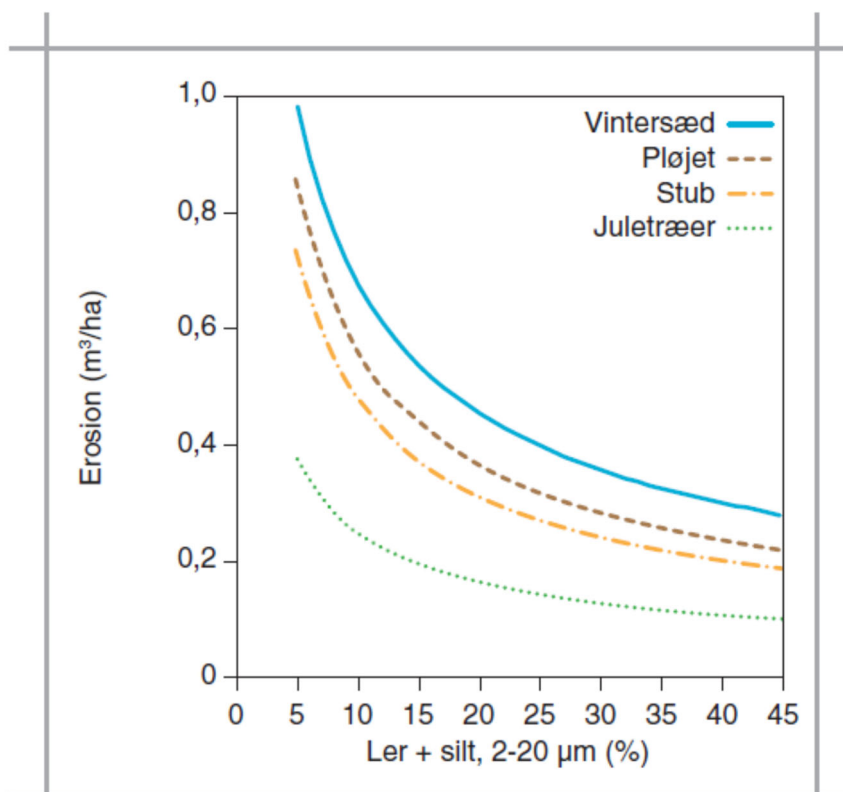
Kørespor på marker – tilgange til modvirkning af deres negative miljø-konsekvenser). En række danske forsøg bekræfter, at jordens vådstabilitet er højere ved pløjefri dyrkning end ved pløjning (Schjønning and Rasmussen, 1989; Abdollahi *et al.*, 2017), hvilket stemmer overens med erfaringer fra udlandet (Soane *et al.*, 2012). Direkte såning vil – særligt i kombination med efterladelse af halmrester – give mindst følsomhed overfor vind- og vinderosion på grund af mange planterester i overfladen og høj stabilitet af aggregaterne i overfladen.

Danske resultater vedr. vinderosion

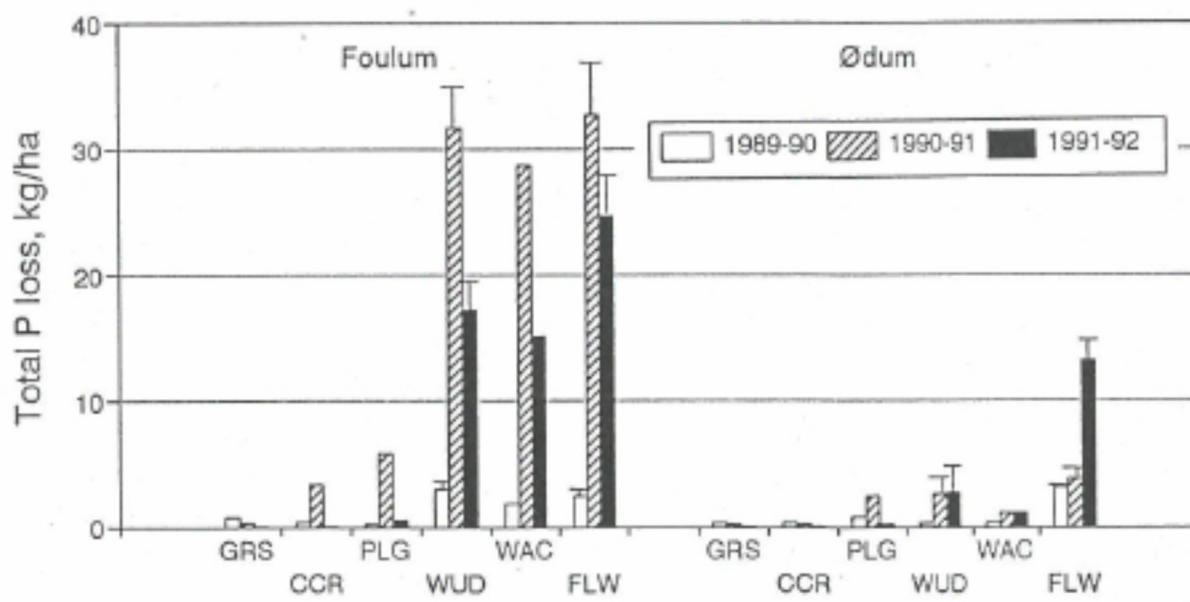
Den direkte betydning af pløjefri dyrkning er kun undersøgt i enkelte danske studier. Onnen *et al.* (upubliceret) har i vinteren 2017-18 målt overfladeafstrømning og jordtab i 2 m² parceller på en JB4 jord dyrket med vinterhvede og med forskellig jordbearbejdning. De fandt, at reduceret jordbearbejdning (harvning 5-10 cm) og efterladelse af planterester mindskede overfladeafstrømningen og jordtabet med henholdsvis 50 % og 84 %.

Danske undersøgelser af erosion i marken viser, at der var størst erosion, hvor jorden blev bearbejdet om efteråret og enten blev tilsået med vintersæd (i pløjet jord) eller lå som pløjet jord over vinteren (Djurhuus *et al.*, 2007) (Figur 3.5).

Figur 3.5. Forventet vanderosion som funktion af ler+silt-indhold beregnet med en dansk vanderosionsmodel. Det er antaget, at der ikke fandtes vandstandsende lag på arealet, at den samlede mængde nedbør og snesmeltning på frossen jord udgjorde 12 mm, at der var 2 dage, hvor nedbøren var større end 20 mm, at den akkumulerede nedbør på dage hvor der faldt mere end 8 mm i alt udgjorde 230 mm, en gennemsnitlig LS-værdi på 2,75 og endelig at LS-99% kvartilen var 15 (LS er en faktor for hældning og længde af skråningen) (Djurhuus et al., 2007).



Erosionsstudier fra 1989-1992 (Schjønning et al., 1995) viser også, at fosfortabet er meget større for vintersæd etableret i pløjet jord end for nypløjet jord eller jord, der er dækket med græs eller efterafgrøde. For sidstnævnte blev der målt meget beskedne tab (Figur 3.6). Resultaterne viser også, at der for Ødum (JB6 jord) var større tab fra vinterhvede, når der var sået op og ned end på tværs af skråningen.



Figur 3.6. Tab af fosfor fra erosionsparceller i Foulum (JB4) og Ødum (JB6). GRS=græs, CCR=vårbyg med efterafgrøde af rajgræs, PLG=pløjet, WUD=vinterhvede sået op ned, WAC=vinterhvede sået på tværs af skråningen, FLW=sortbrak (pløjet om foråret og harvet regelmæssigt for at fjerne ukrudt) (Sibbesen et al., 1993).

Udenlandske resultater vedr. vanderosion

Skaalsveen *et al.* (2019) har opgjort, at direkte såning mindsker jordtabet ved vanderosion med 70-100% i en række studier fra Nordvesteuropa. Skandinaviske undersøgelser på meget leret jord (>30% ler) bekræfter, at pløjefri dyrkning og særligt direkte såning mindsker tabet af jord og partikulært bundet fosfor, men øger risikoen for tab af opløst fosfor (Ulen *et al.*, 2010). Direkte såning reducerede tabet af partikulært fosfor med 60-70% af tabet fra efterårspløjet jord, men gav 3-4 gange højere tab af opløst fosfor. Samlet var tabet dog højest ved efterårspløjet jord. Det højere tab af opløst fosfor blev forklaret med tab af fosfor fra fosforrige plantester beliggende på jordoverfladen. En udskydelse af jordbearbejdning til om foråret kan nedsætte jordtabet ved vanderosion med op til 89% ifølge en norsk undersøgelse (Lundekvam, 2007). Lundekvam (2007) fandt også, at pløjning på tværs af konturerne reducerede risikoen for jordtab ved vanderosion på skrånende arealer med 30%.

Virkemåde i relation til tab af fosfor til drænene

Som angivet ovenfor giver pløjefri dyrkning normalt højere stabilitet af jordens aggregater sammenlignet med pløjning. Øget aggregatstabilitet og planterester på jordoverfladen beskytter mod, at aggregaterne bliver nedbrudt og dermed frigørelse af fine partikler, som kan nedvaskes til drænene. Derimod kan pløjefri dyrkning og særligt direkte såning bevirke, at der dannes flere stabile gennemgående makroporer, som kan være en direkte transportvej for både partikulært bundet og opløst fosfor til drænene (Gramlich *et al.*, 2018). Opløst fosfor kan frigøres fra planterester på overfladen og fra fosforberigede overfladenære jordlag.

Der findes ingen danske undersøgelser, som sætter tal på effekten af pløjefri dyrkning på nedvaskning af fosfor til drænene. Et svensk undersøgelse på en meget svær lerjord (60%) viser, at der ikke var sikker forskel mellem pløjet jord (0,81 kg / ha / år) og reduceret jordbearbejdning (1,21 kg / ha / år) (Ulen *et al.*, 2018). En oversigt over 50 års drænundersøgelser i det østlige USA og Canada viser, at der er større risiko for tab af opløst fosfor fra direkte såning end fra pløjning eller reduceret jordbearbejdning, mens der ikke var sikker forskel for partikulært bundet fosfor (Christianson *et al.*, 2016).

Effekt på fosfortab

Pløjefri dyrkning og optimeret tidspunkt, intensitet og retning af jordbearbejdning er effektive virkemidler til at begrænse vanderosionen og dermed tabet af særligt partikelbundet fosfor til vandmiljøet. Reduktioner på >50% i forhold til pløjet kan forventes, hvor pløjefri dyrkning kombineres med efterladelse af planterester på overfladen. Ved dyb (>10 cm) intensiv ikke-vendende bearbejdning – og særligt hvor det kombineres med fjernelse af halm – vurderes effekten at være <50%. Direkte såning (den mindst intensive form for pløjefri dyrkning) forventes at reducere tabet af partikulært bundet fosfor ved erosion med 60-100% og særligt, hvor der er et grønt plantedække stort set hele året. Udenlandske undersøgelser viser, at der er en forøget risiko for tab af opløst fosfor ved overfladeafstrømning fra særligt direkte såede marker i form af opløst fosfor frigjort fra fosforrige planterester og overfladenære jordpartikler. Betydningen af dette er dog ikke belyst under danske forhold.

Pløjning på tværs af skråningerne og udskydelse af tidspunkt for intensiv jordbearbejdning (stubharvning og pløjning) til om foråret kan også markant nedsætte risikoen for vanderosion ifølge norske undersøgelser (se ovenfor). Emnet er dog ikke belyst under danske forhold.

Pløjefri dyrkning og optimeret tidspunkt og intensitet for jordbearbejdning kan også anvendes som virkemiddel til at begrænse fosfortabet ved vinderosion (Munkholm and Sibbesen, 1997). Vinderosion forekommer fortrinsvis om foråret på nyligt intensivt bearbejdet jord. Lokalt kan der forekomme betydelige fosfortab ved vinderosion. Det er dog ukendt, hvor meget det bidrager til det totale fosfortab fra landbrugsjord, og hvor meget af det der ender i vandmiljøet.

Det skal også nævnes, at pløjefri dyrkning og særligt direkte såning stærkt mindsker flytningen af jord indenfor marken ved såkaldt jordbearbejdningserosion. Herved begrænses opkoncentreringen af fosforrig muldjord i lavningerne og langs vandløbene (Munkholm and Sibbesen, 1997). Det nedsætter risikoen for tab af fosfor ved vanderosion og brinkerosion, men der findes ingen danske undersøgelser, som sætter tal på dette.

Betydningen af pløjefri dyrkning for risikoen for fosfortab ved nedvaskning til drænene er stærkt underbelyst under danske og nordeuropæiske forhold. Forbedret vådstabilitet af overjorden ved pløjefri dyrkning vil alt andet lige mindske risikoen for tab af partikulært bundet fosfor til drænene, mens øget forekomst af kontinuerede makroporer øger risikoen for præferencestrømning. De kontinuerede makroporer kan udgøre en hurtig transportvej for både partikulært bundet og opløst fosfor til drænene.

Effekt i tid og rum

Onnen *et al.* (2019) har estimeret, at der tabes 92.000 tons jord / år til vandmiljøet ved vanderosion i Danmark, som giver et tab på 50-75 tons P / år. Størstedelen af dette tab sker fra en lille del af det dyrkede areal. De vurderer, at erosion udgør et væsentligt problem på 6,1% af det dyrkede areal og der er meget betydelig erosion (>7,5 tons jord / ha / år) på 0,9% af det dyrkede areal.

Pløjefri dyrkning og ændring i tidspunkt, retning og intensitet af jordbearbejdning vil have en umiddelbar effekt på risikoen for tab af fosfor ved vind og vanderosion. Der vil være meget gode muligheder for at målrette virkemidlet til de erosionsfølsomme arealer og til tidsvinduer, hvor der er størst risiko for erosion (vinter og tidligt forår).

Overlap i forhold til andre virkemidler

Pløjefri dyrkning og ændring i tidspunkt, intensitet og retning for jordbearbejdning vil fortrinsvis have effekt på tabet ved vanderosion. Reduceret fosfortab ved vanderosion vil også kunne opnås ved brug af andre virkemidler på dyrkningsfladen (ændret arealanvendelse, plantedække, bearbejdning af sprøjtespor, efterafgrøder, kalk / gips). Det vil i mange tilfælde ikke være et enten / eller, om man skal vælge det ene eller det andet virkemiddel, da pløjefri dyrkningssystemer som regel omfatter alsidige sædskifter med efterafgrøder forud for vårsæd. Det gælder særligt for *Conservation Agriculture*, som foruden minimal jordbearbejdning omfatter permanent jorddække og alsidige sædskifter med efterafgrøder.

Sikkerhed på data

Der er stor sikkerhed for at pløjefri dyrkning reducerer risikoen for fosfortab ved vind- og vanderosion, men meget få undersøgelser, som belyser effekten under danske forhold. Modelstudier kan bruges til at kvantificere effekt, men der er også behov for nye eksperimentelle data og målinger i praksis. Der er så vidt vides ingen danske resultater vedr. effekt af pløjefri dyrkning / jordbearbejdning på risikoen for nedvaskning af fosfor til drænene.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Det vil tage 3-5 år at skaffe nye, solide resultater om effekten af pløjefri dyrkning under danske forhold, da der forventes en stor variation mellem årene.

Forudsætninger og potentiale

Ifølge Andersen and 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 sammen” og dermed behov for jordløsning. I praksis er pløjefri dyrkning afhængig af brug af pesticider – særligt glyphosat jf. sektion 5.1. - og derfor er det vanskeligt at praktisere pløjefri dyrkning i økologisk jordbrug. Antages det, at pløjefri dyrkning er koncentreret på JB 3-8 jorderne med kornbaserede sædskifter (ca. 840.000 ha), blev pløjefri dyrkning anvendt på 42% (318.000 ha) af de 840.000 ha i 2018. Vi er bekendt med at pløjefri dyrkning også vinder udbredelse på de sandede jorde, og derfor vil det potentielle areal være højere end 840.000 ha.

Pløjefri dyrkning bliver fortrinsvis anvendt i kornrige sædskifter med vinterafgrøder og efterafgrøder forud for vårafgrøder. Det vil således fortrinsvis have potentiale til at mindske fosfortabet ved erosion i vinterafgrøder, efter tidlig indarbejdning af efterafgrøder og tidligt forår før og efter etablering af vårafgrøde.

Ændring i tidspunkt, intensitet og retning for pløjning og intensiv stubharvning antages at kunne praktiseres på hele det dyrkede areal. De eksisterende regler vedr. tidspunkt for jordbearbejdning og indarbejdning af efterafgrøder forud for såning af vårsæd vurderes allerede at begrænse risikoen for vanderosion. Disse kan strammes i særligt erosionsfølsomme områder for at mindske risikoen for tab i løbet af vinter og tidligt forår. Potentialet for den erosionsbegrænsende effekt af pløjefri dyrkning er begrænset til områder med en erosionsrisiko.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Om efteråret vil det være let at se, om der er benyttet direkte såning 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. Hvis det skal kontrolleres, om der er foretaget pløjning til 10 cm i stedet for 20 cm kræver det, at man graver i jorden for at se, hvortil jorden er løsnet. Ændring i tidspunkt for jordbearbejdning efter/vinter samt pløjeretning vil forholdsvis let kunne kontrolleres i marken og måske via satellitbilleder.

Sideeffekter

Kvælstof

Effekter af reduceret jordbearbejdning og direkte såning på kvælstofudvaskning er beskrevet i kvælstof-virkemiddelkataloget (Eriksen et al., 2020). Der er generelt ikke entydige kvælstofeffekter af direkte såning og reduceret jordbearbejdning under danske og nordeuropæiske forhold (sammenfattet af Hansen et al., 2010, 2015; Soane et al., 2012; Skaalsveen et al., 2019).

Reduceret jordbearbejdning og direkte såning er ikke implementeret i gældende lovgivning. Under de gældende forudsætninger er effekten af reduceret jordbearbejdning og direkte såning ikke vurderet til at have en betydelig effekt

på kvælstofudvaskningen i forhold til pløjning under forudsætning af, at regler vedr. forbud mod jordbearbejdning i visse perioder overholdes.

Klima

Da man ikke forventer, at reduceret jordbearbejdning og direkte såning har nogen effekt på kvælstofinput 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 pr. ha (sandjord) for upløjet i forhold til pløjet (Vestergaard, 2018). Det svarer til udbyttetab på 2-6%. CENTS-forsøgene viste for 2003-2011 et udbyttetabet på 6-8% for reduceret jordbearbejdning og 9-12% for direkte såning i forhold til pløjning (Hansen et al., 2015). Udbyttet for 2012-2018 i CENTS-forsøgene viser, at direkte såning har givet tilsvarende udbytte som pløjet. Reduceret jordbearbejdning har givet et lille udbyttetab (6%) i Foulum men ikke på Flakkebjerg (Elly Møller Hansen, personlig kommentar). Forbedret såteknik og færre problemer med græsukrudt er formentlig vigtige årsager til, at pløjefri dyrkning har klaret sig bedre i de senere år. På basis af de seneste års resultater fra CENTS-forsøgene anslår vi derfor, at udbytteeffekten er nul. 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 – veldrænedde 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 and 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 lattergasemissionsberegningsmetoder 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 de udenlandske produktionssystemer afviger noget fra de danske, men Rusu (2014) fandt en reduktion i energiforbruget på omkring 10% på systemniveauet (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 Sørensen et al. (2014) er den gennemsnitlige reduktion i diesel-forbrug for reduceret jordbearbejdning sat til 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 CO₂ ækv/ha for henholdsvis reduceret jordbearbejdning og for direkte såning.

Pløjefri dyrkning forårsager normalt en omfordeling af kulstoffet imellem jordlagene – 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 og Thomsen, 2013). Her skønnes, at pløjefri dyrkning har ingen betydelig effekt på kulstoflagring.

Natur og biodiversitet

Da jordbearbejdning har negative effekter på jordbundsfaunaen og overfladelevende leddyr (Holland and Reynolds 2003, Thorbek & Bilde 2004, Briones & Schmidt 2017), vil pløjefri dyrkning give positive effekter på jordbundsfauna og øvrige leddyr, specielt, hvis der hverken harves eller pløjes som ved direkte såning og i *Conservation Agriculture*, idet harvning ofte er næsten lige så skadelig som pløjning, og mange arter vil nyde godt af den øgede tilførsel af dødt organisk materiale (Holland 2004). De positive effekter på regnorme, insekter og andre leddyr kan forventes at have afledte, positive effekter på insektspisende fugle og pattedyr. Effekten af pløjefri dyrkning på markens vilde flora forventes at være lille, fordi ukrudtsniveauet vil blive holdt på et lavt niveau. Der vil primært være positive effekter af pløjefri dyrkning på de fugle og pattedyr, som lever af insekter og særligt ved direkte såning og *Conservation Agriculture*.

Tabel 3.16. Effekt af virkemidlet "Optimering af jordbearbejdning" på natur og biodiversitet. Spændet i værdier afspejler, at virkemidlet kan implementeres på mange forskellige måder, hvor den største reduktion i jordbearbejdning giver de mest positive effekter på natur og biodiversitet.

Jordbunds-fauna	Vilde planter	Vilde bier (føde og levesteder)	Insekter og leddyr i øvrigt	Fugle	Pattedyr	Samlet vurdering
1-3	-1 til 0	0	1-2	1	1	3-7

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 resultere 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 det, 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 vanskeligt 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 jordbehandling, 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 diarréproblemer 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 ved *Conservation Agriculture* afstår fra såning af hvede efter majs og hvede vurderes 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, der 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, F., et al., 2011). Hvedegulstriben 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.

Økonomi

Der er typisk to tilgange til reduceret jordbearbejdning. Den ene er, hvor traditionel jordbearbejdning med pløjning erstattes af én til flere harvninger, mens den anden er baseret på direkte såning uden forudgående harvning. I forhold til fosfor beskrives der i den tekniske gennemgang også en optimeret jordbearbejdning, som omfatter fx pløjning på tværs og pløjning på et optimalt tidspunkt, men den indgår ikke i den økonomiske analyse, da forholdene vil variere meget fra bedrift til bedrift.

Det vurderes, at der sker en reduktion af fosfortabet ved reduceret jordbearbejdning. Baseret på effekter angivet i tabel 1.2 i kapitel 1 og generelle antagelser er effekten som angivet i tabel 3.17. Effekten er således højest, når direkte såning anvendes på arealer med et stort tab, mens effekten i forhold til jorderosion sættes til nul for den lave tabskategori.

Der er ikke beregnet nogen effekt i forhold til udvaskning (matriceudvaskning og makroporetransport), da der ikke er tilstrækkelige data.

Tabel 3.17. Effekt af optimeret jordbearbejdning i forhold til jorderosion.

Tabskategori	Tab af fosfor (kg P/ha)	Effekt (%)	Samlet effekt (Kg P/ha)
Høj	2	60 -100 (direkte såning)	1,8
		>50 Pløjefri dyrkning	1,5
Mellem	0,1	60 -100 (direkte såning)	0,08
		>50 Pløjefri dyrkning	0,075
Lav	0	60 -100 (direkte såning)	0
		>50 Pløjefri dyrkning	0

Det kan i en del situationer være svært at opnå de samme udbytter med reduceret jordbearbejdning som med traditionel jordbearbejdning, men billedet er ikke entydigt. Med udgangspunkt i landsforsøgene så er der et udbyttetab på 6,4 hkg pr. ha ved upløjet hvede i forhold til pløjet hvede på lerjord, men omvendt er udbyttet i upløjet vårbyg på lerjord 3,5, hkg pr. ha højere end i pløjet vårbyg (Vestergaard, 2018). Det konkluderes, at der over en længere årrække er en tendens til et begrænset udbyttetab ved pløjefri dyrkning på lerjord (1 hkg pr. ha) og at pløjning på sandjord hvert andet år giver næsten samme udbytte (0,7 hkg pr. ha mindre) som pløjning hvert år (Vestergaard, 2018). Analyser fra CENTS-projektet viser et udbyttetab på 6-8% for reduceret jordbearbejdning i forhold til traditionel jordbehandling og at udbyttetab ved direkte såning på 9-12% i forhold til traditionel jordbehandling for årene 2003-11 (Hansen et al., 2015).

I rapport om pløjefri dyrkning anføres, at de pløjede parceller i forsøg gav højere udbytter nogle år, mens de gav lavere udbytter andre år, men at der gennemsnitligt har været lavere udbytte ved reduceret jordbearbejdning og direkte såning (SEGES, 2017).

Reduceret jordbearbejdning reducerer omkostningerne til pløjning og kan derfor være økonomisk fordelagtigt for nogle landmænd, også selvom udbytterne er lavere. Dette kan forklare, hvorfor der anvendes reduceret jordbearbejdning eller direkte såning på ca. 14% af det samlede landbrugsareal i 2018 i følge Danmarks Statistik.

Den økonomiske besparelse ved reduceret jordbearbejdning er svær at opgøre entydigt, da det også afhænger af antallet af ekstra harvninger og eventuelt øget brug af fx ukrudtsmidler. Det anføres i analyser, at der i de fleste tilfælde er muligt at finde besparelser på omkring 1 time pr. ha, mens besparelsen i omkostninger (inkl. tidsforbrug) har varieret fra cirka 200 til cirka 500 kr. pr. ha (Sandal, 2019). Det kan angives, at overgang til reduceret jordbehandling og specielt direkte såning vil betyde nye investeringer i fx såmaskiner, der kan så direkte i stubben (skiveskær- eller tandsåmaskiner).

I andre analyser opgøres den økonomiske gevinst til ca. 100 kr. pr. ha ved reduceret jordbearbejdning og op til 880 kr. pr. ha (SEGES, 2017). Baseret på Landsforsøgene er gevinsten 1.100 kr. ved direkte såning, mens den er 600-850 kr. pr. ha ved reduceret jordbehandling (Vestergaard, 2018). I den sidste opgørelse indgår et udbyttetab på 1 hkg pr. ha ved skift til pløjefri dyrkning. Der indgår endvidere en årlig merudgift på 250 kr. pr. ha til nedvisning og øget dosering af ukrudtsmidler. Der er således en økonomisk gevinst ved at

overgå til reduceret jordbearbejdning og omkostningerne bliver derfor negative. Der vil dog være en betydelig variation fra bedrift til bedrift. Der kan være faktorer på den enkelte bedrift (sædskifte) og driftsledelsesmæssige forhold der gør, at dette tiltag ikke er en økonomisk gevinst for alle bedrifter.

Tabel 3.18. Oversigt over reduceret jordbearbejdning, effekt på erosion og omkostninger

	Udbredelse (ha)	Effekt på erosion (kg P/ha)	Omkostning (kr./ha)	Omkostning (kr. pr. kg P)	Velfærds-omkostning (kr. pr. kg P)
Reduceret jordbearbejdning	318.000 ¹⁾	0 – 1,5	-600 - -850	-967	-1.240
Direkte såning	38.000 ¹⁾	0 – 1,8	-1.110	-1.233	-1.578

Kilde: Se tidligere afsnit og egne vurderinger. Omkostninger pr. kg P er opgjort som gennemsnit af de tre tabskategorier i tabel 3.16.

¹⁾ På disse arealer praktiseres i dag hhv. reduceret jordbearbejdning og direkte såning. Potentialet for den erosionsbegrænsende effekt af disse dyrkningsformer er begrænset til områder med en erosionsrisiko.

Der er en tendens til, at et flertal af de bedrifter, der praktiserer reduceret jordbearbejdning, findes på lerjord (Danmarks statistik, 2019). Der vil dog være store forskelle mellem jordtype, bedriftstyper og driftsledere. Analyser af internationale resultater viser, at den økonomiske gevinst er mest tydelig i tørre egne eller i tørre år (Jacobsen og Ørum, 2009). Tilpasning til reduceret jordbearbejdning vil typisk betyde en ændring i sædskiftet og maskinparken for at opnå den fulde gevinst. Fordelen er, at der opnås en tidsbesparelse på et tidspunkt af året, hvor arbejdsmængden er høj, da man gerne vil høste og tilså arealer hurtigt efter hinanden, hvis der skal dyrkes vinterafgrøder.

Referencer

Abdollahi, L., Getahun, G.T., Munkholm, L.J., 2017. Eleven Years' Effect of Conservation Practices for Temperate Sandy Loams: I. Soil Physical Properties and Topsoil Carbon Content. *Soil Science Society of America Journal* 81, 380-391.

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.

Briones, MJI, 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

Carter, M.R., 2005. Conservation tillage. In: Hillel, D. (Ed.), *Encyclopedia of Soils in the Environment*. Elsevier, Oxford, pp. 306-311.

Christianson, L.E., Harmel, R.D., Smith, D., Williams, M.R., King, K., 2016. Assessment and Synthesis of 50 Years of Published Drainage Phosphorus Losses. *Journal of Environmental Quality* 45, 1467-1477.

Djurhuus, J., Højsgaard, S., Heckrath, G., Olsen, P., 2007. An expert system for predicting rill erosion in Denmark. *Diffuse Phosphorus Loss. Risk Assessment, Mitigation Options and Ecological Effects in River Basins. the 5th International Phosphorus Workshop (ipw5)*, 453-456.

Gramlich, A., Stoll, S., Stamm, C., Walter, T., Prasuhn, V., 2018. Effects of artificial land drainage on hydrology, nutrient and pesticide fluxes from agricultural fields - A review. *Agriculture Ecosystems & Environment* 266, 84-99.

Danmarks Statistik, landbrugs- og gartneritællingen 2019. Upublicerede resultater fra Karsten Larsen.

Hansen, E.M., Munkholm, L.J.; Olesen, J.E. and Melander, B. (2015). Nitrate Leaching, Yields and Carbon Sequestration after Noninversion Tillage, Catch Crops and Straw Retention. *J. Environ. Qual.*, 44, pp. 868-881.

Hansen, E.M., Djurhuus, J., 1997. Yield and N uptake as affected by soil tillage and catch crop. *Soil & Tillage Research* 42, 241-252.

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. (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., 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.

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

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. and Ørum, J.E. (2009). Farm economic and environmental effects of reduced tillage. *Acta Scandinavica C- Food Economics*, 6, 2 pp. 134-142.

Lundekvam, H.E., 2007. Plot studies and modelling of hydrology and erosion in southeast Norway. *CATENA* 71, 200-209.

Munkholm, L.J., Sibbesen, E., 1997. Tab af fosfor fra landbrugsjord. Miljøforskning.

Eriksen, J., Thomsen, I.K., Hoffmann, C., Hasler, B. og Jacobsen B.H. (red.) 2020. Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. DCA rapport (under udarbejdelse)

Olesen, J.E., Petersen, S.O., Lund, P., Jørgensen, U., Kristensen, T., Elsgaard, L., Sørensen P. og Lassen, J. (2018) Virkemidler til reduktion af klimagasser i landbruget. DCA Rapport nr. 130. <http://web.agrsci.dk/djfpublikation/djfpdf/DCArapport130.pdf>.

Onnen, N., Heckrath, G., Stevens, A., Olsen, P., Greve, M.B., Pullens, J.W.M., Kronvang, B., Van Oost, K., 2019. Distributed water erosion modelling at fine spatial resolution across Denmark. *Geomorphology* 342, 150-162.

Onnen, N., Heckrath, G., van Oost, K., 20xx, Influence of soil surface conditions on response variables. Under preparation.

Sandal, E. (2019). Reduceret jordbearbejdning – en spændende dyrkningsform. <https://www.lmo.dk/raadgivning/planteavl/reduceret-jordbearbejdning>

Schjønning, P., Rasmussen, K.J., 1989. Long-term reduced cultivation. I. soil strength and stability. *Soil & Tillage Research* 15, 79-90. Schjønning, P., Sibbesen, E., Hansen, A.C., Hasholt, B., Heidmann, T., Madsen, M.B., Nielsen, J.D., 1995. Surface runoff, erosion and loss of phosphorus at two agricultural soils in Denmark - plot studies 1989-1992. Danish Institute of Plant and Soil Science, Foulum, Denmark, p. 196.

SEGES (2017). Inspiration og vejledning til pløjefri dyrkning 2017. SEGES. https://www.landbrugsinfo.dk/Afrapportering/innovation/2017/Sider/pl_po_17_1020_2706_Inspiration_og_vejledning_til_ploeje-fri_dyrkning_Samlet.pdf

Sibbesen, E., Hansen, A.C., Nielsen, J.D., Heidmann, T., 1993. Effect of soil tillage on surface runoff, soil erosion and loss of phosphorus - plot studies. I. course and extent of processes. Proceedings of NJF-seminar No. 228, Soil Tillage and Environment, Jokioinen, Finland, 8-10 June 1993. NJF-Utredning/Rapport, pp. 29-37.

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.

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

Ulén, B., Aronsson, H., Bechmann, M., Krogstad, T., Øygarden, L., Stenberg, M., 2010. Soil tillage methods to control phosphorus loss and potential side-effects: A Scandinavian review. *Soil Use and Management* 26, 94-107.

Vestergaard, A. V. (2018). Jordbearbejdning. Oversigt over Landsforsøgene 2018, p. 239-240. SEGES

Wayman, S, Cogger, C, Benedict, C, Collins, D, Burke, I, Bary, A. 2015. Cover crop effects on light, nitrogen and weeds in organic reduced tillage. *Agroecology and Sustainable Food Systems* 39, 647-665.

Minivådområder med åben vandflade

Carl Christian Hoffmann², Bo Vangsø Iversen¹, Beate Strandberg² (natur og biodiversitet), Marianne Bruus² (natur og biodiversitet), Nicholas Hutchings¹ (klima), Louise Martinsen⁴ (økonomi) og Berit Hasler⁴ (økonomi)

Fagfællebedømmelse: Brian Kronvang² og Brian H. Jacobsen (økonomi)

¹ Agroøkologi AU

² Bioscience, AU

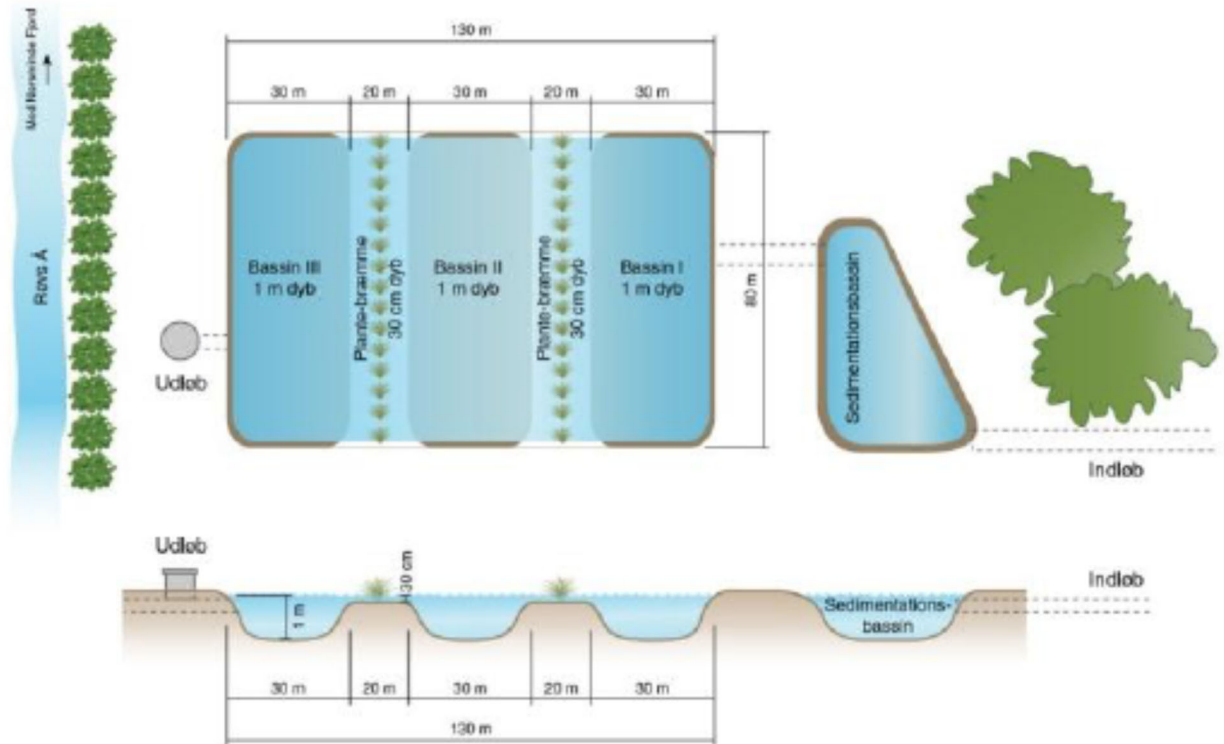
³ Fødevarer- og Ressourceøkonomi, KU

⁴ Miljøvidenskab, AU

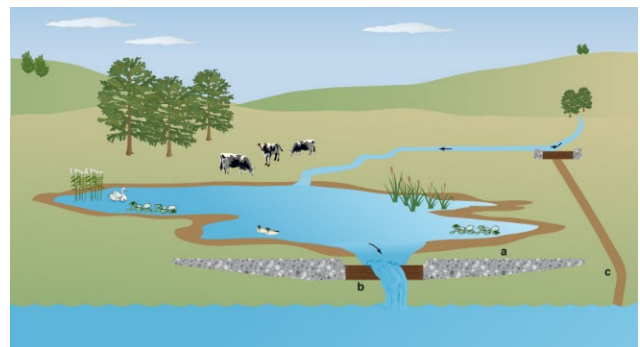
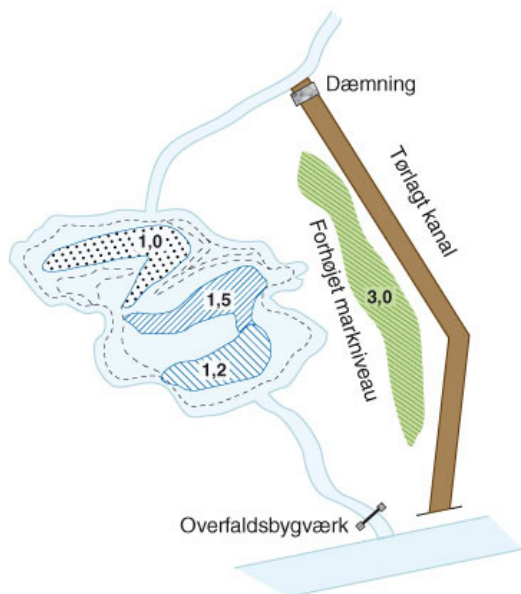
Funktion og anvendelse

Minivådområder med åben vandflade er et drænvirkemiddel, som anvendes som en *end-of-pipe*-løsning, som etableres på et areal beliggende umiddelbart før drænets udløb. Et åbent minivådområde består af et sedimentationsbassin efterfulgt af et bassin med skiftende dybe og lavvandede vegetationszoner. 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 dybe 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 sand og suspenderet stof, der skal sedimentere på bunden af bassinet. De dybe 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 vegetationszoner medvirker planterne til at give energi til bakterier, der omsætter nitrat til atmosfærisk kvælstof. De skiftende bunddybder (Figur 3.7) sikrer, at vandet opblandes effektivt, således at vandets opholdstid bliver så lang som mulig. I henhold til de nuværende kriterier for danske minivådområder med åben vandflade skal størrelsen udgøre 1 – 1,5% af drænoplanet. Størrelsekravet er primært indført af hensyn til kvælstofeffekten.

Det nuværende design viser god effekt på retention af fosfor (se senere). I Sverige har man vist, at også andre udformninger tilbageholder fosfor, selvom der ikke er et decideret krav til størrelsen af minivådområdet (Figur 3.8).



Figur 3.7. 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 dybe zone og passerer herefter den første lavvandede vegetationszone. Dette forløb gentages, indtil vandet forlader minivådområdet ved udløbet i venstre side (Kjær-gaard og Hoffmann, 2017).



Figur 3.8. Figuren viser et svensk minivådområde, hvor bunddybden varierer, og designet er tilpasset omgivelserne (Efter Tor-björn Davidsson, Ekologgruppen, Landskrona)

Effekt på fosfortab

Åbne minivådområder, som de er blevet etableret i Danmark, er ganske effektive til at tilbageholde fosfor, som det er dokumenteret ved overvågning af en række minivådområder (Kjærgaard et al, 2017; Iversen og Pugliese, upubliceret) (se nedenstående tabeller 3.18 – 3.31). Retentionen af totalfosfor (TP) fra 13 anlæg, der er målt på i 2 – 4 år, ligger som gennemsnit på 31 kg TP/ha/år og med en gennemsnitlig effektivitet på 45 %.

I tabel 3.19 – 3.31 er der for hvert af de 13 anlæg vist TP-tabet fra marken via dræn før og efter passage af minivådområdet, TP-koncentration før og efter, TP-tabet opgjort i kg/ha/år før og efter passage af minivådområdet, samt TP-belastning af minivådområdet, TP-retention i minivådområdet og effektiviteten i procent af belastningen. Alle anlæg viser reduktion af fosfortabet både hvad angår koncentration og mængden af TP i drænvandet. Retentionen af TP varierer fra 4,3 til 66,7 kg TP/ha vådområde/år og effekten fra 26 til 76%. Men der er ikke statistisk sammenhæng mellem størrelsen af drænoplandet og minivådområdets størrelse (ratioen), og der er heller ikke statistisk sammenhæng mellem TP-belastningen af minivådområdet og den procentuelle tilbageholdelse af TP (effekt i %). Det vurderes, at mængden af partikulært fosfor i drænvandet er en afgørende faktor for tilbageholdelsen af TP, og regionale forskelle i jordtype (f.eks. sandede eller lerede oplande) vil have indflydelse på mængden af partikulært fosfor i drænvandet sammen med andre faktorer som alder, rødder, ormegange og pakning omkring drænet. Kun et enkelt minivådområde har vist tegn på lækage af opløst fosfat i sommerperioden (Mendes et al., 2018)

Tabellerne 3.19 – 3.32 viser resultater fra overvågningen af 13 minivådområder med åben vandflade i årene 2013 – 2018 og endvidere et samlet gennemsnit for alle 13 områder. Tabellerne viser transporten af TP i dræn før og efter passage af minivådområdet. Dernæst ses TP-koncentrationen før og efter passage af minivådområdet, efterfulgt af TP-tabet opgjort per ha drænopland før og efter passage af minivådområdet. De sidste 3 kolonner viser henholdsvis TP-belastningen per ha minivådområde, retentionen af TP og effekten i procent. I kolonne 1 er antallet af år, der målt på anlægget, vist parentes.

Tabel 3.19. Fensholt. Drænet markareal 33 ha, areal af minivådområde 0,245 ha, ratio 0,743 %.

Lokalitet	Transport i dræn		Koncentration		P-tab før & efter minivådområde		Belastning ha minivåd	P-retention	Effekt
Antal år									
Fensholt (2 år)	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	28.9 ± 8.2	20.1 ± 14.0	0.29 ± 0.03	0.18 ± 0.07	0.88 ± 0.25	0.62 ± 0.43	117.7 ± 33.5	35.8 ± 23.6	35 ± 30

Tabel 3.20. Fillerup. Drænet markareal 38 ha, areal af minivådområde 2980 m² ratio 0,78 %.

Lokalitet	Transport i dræn		Koncentration		P-tab før & efter minivådområde		Belastning ha minivåd	P-retention	Effekt
Antal år									
Fillerup (4 år)	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	17.7 ± 2.6	8.5 ± 7.1	0.17 ± 0.09	0.08 ± 0.05	0.46 ± 0.33	0.22 ± 0.19	59.3 ± 42.1	30.7 ± 24.0	47 ± 22

Tabel 3.21. 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	Tranport i dræn		Koncentration		P-tab før & efter minivådområde		Belastning ha minivåd	P-retention	Effekt
Antal år									
Gjøl-Fristrup (3 år)	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	151.1 ± 59.4	97.0 ± 29.0	0.70 ± 0.10	0.46 ± 0.08	1.94 ± 0.76	1.23 ± 0.35	185.3 ± 72.5	66.2 ± 44.9	32 ± 17

Tabel 3.22. Odder. Drænet areal 100 ha, men en del af drænvandet går til forsøg med en brønd designet til P-retention. Areal af minivådområde 0,845 ha. Anslået ratio 1%.

Lokalitet	Tranport i dræn		Koncentration		P-tab før & efter mini-vådområde		Belastning ha minivåd	P-retention	Effekt
Antal år									
Odder (4 år)	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	25.8 ± 14.7	14.3 ± 10.9	0.15 ± 0.02	0.08 ± 0.03	0.52 ± 0.29	0.29 ± 0.22	30.5 ± 17.4	13.6 ± 6.8	46 ± 17

Tabel 3.23. Ryå 1. Drænet areal 230 ha, areal af minivådområde 2,135 ha, ratio 0,928%.

Lokalitet	Tranport i dræn		Koncentration		P-tab før & efter minivådområde		Belastning ha minivåd	P-retention	Effekt
Antal år									
Ryå 1 (4 år)	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	258.0 ± 48.2	115.7 ± 19.6	0.22 ± 0.03	0.10 ± 0.01	1.12 ± 0.21	0.40 ± 0.22	120.8 ± 22.6	66.7 ± 23.4	54 ± 11

Tabel 3.24. Ryå 2. Drænet areal 110 ha, areal af minivådområde 0,796 ha, ratio 0,724%.

Lokalitet	Tranport i dræn		Koncentration		P-tab før & efter minivådområde		Belastning ha minivåd	P-retention	Effekt
Antal år									
Ryå 2 (4 år)	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	71.2 ± 37.6	37.8 ± 16.4	0.12 ± 0.06	0.07 ± 0.03	0.65 ± 0.34	0.34 ± 0.15	89.5 ± 47.3	42.0 ± 27.4	44 ± 12

Tabel 3.25. Ryå 3. Drænet areal 78 ha, areal af minivådområde 0,848 ha, ratio 1,09%.

Lokalitet	Tranport i dræn		Koncentration		P-tab før & efter minivådområde		Belastning ha minivåd	P-retention	Effekt
Antal år									
Ryå 3 (4 år)	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	77.9 ± 46.7	47.4 ± 24.3	0.29 ± 0.12	0.18 ± 0.06	1.00 ± 0.60	0.61 ± 0.31	101.4 ± 60.8	40.0 ± 34.8	35 ± 21

Tabel 3.26. Ryå 4. Drænet areal 130 ha, areal af minivådområde 1,516 ha, ratio 1,166%.

Lokalitet	Tranport i dræn		Koncentration		P-tab før & efter minivådområde		Belastning ha minivåd	P-retention	Effekt
Antal år									
Ryå 4 (4 år)	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	63.1 ± 22.7	25.7 ± 12.6	0.23 ± 0.06	0.09 ± 0.03	0.49 ± 0.17	0.20 ± 0.10	41.7 ± 14.9	24.7 ± 8.9	59 ± 11

Tabel 3.27. Serritslev. Drænet areal 50 ha, areal af minivådområde 0,628 ha, ratio 1,256%.

Lokalitet	Transport i dræn		Koncentration		P-tab før & efter minivådområde		Belastning ha minivåd	P-retention	Effekt
Antal år									
Serritslev	TP før	TP efter	TP før	TP efter	TP før	TP efter	Kg TP	Kg TP	%
(3 år)	Kg/år	Kg/år	Mg P/l	Mg P/l	Kg/ha/år	Kg/ha/år	ha/år	ha/år	
Middel ±	28.8 ± 16.6	20.5 ± 12.2	0.24 ± 0.13	0.16 ± 0.10	0.60 ± 0.34	0.41 ± 0.24	47.5 ± 27.0	14.9 ± 8.4	31 ± 5
Std dev									

Tabel 3.28. Sønder Hygum. Drænet areal 30 ha, areal af minivådområde 0,301 ha, ratio 1%.

Lokalitet	Transport i dræn		Koncentration		P-tab før & efter minivådområde		Belastning ha minivåd	P-retention	Effekt
Antal år									
Sønder Hygum	TP før	TP efter	TP før	TP efter	TP før	TP efter	Kg TP	Kg TP	%
(2 år)	Kg/år	Kg/år	Mg P/l	Mg P/l	Kg/ha/år	Kg/ha/år	ha/år	ha/år	
Middel ±	3.3 ± 3.6	2.1 ± 1.9	0.05 ± 0.03	0.03 ± 0.01	0.11 ± 0.12	0.07 ± 0.06	11.1 ± 11.8	4.3 ± 5.5	30 ± 19
Std dev									

Tabel 3.29. Ulveskov. Drænet areal 130 ha, areal af minivådområde 1,527 ha, ratio 1,17%.

Lokalitet	Transport i dræn		Koncentration		P-tab før & efter minivådområde		Belastning ha minivåd	P-retention	Effekt
Antal år									
Ulveskov	TP før	TP efter	TP før	TP efter	TP før	TP efter	Kg TP	Kg TP	%
(3 år)	Kg/år	Kg/år	Mg P/l	Mg P/l	Kg/ha/år	Kg/ha/år	ha/år	ha/år	
Middel ±	52.8 ± 17.7	27.5 ± 9.1	0.27 ± 0.02	0.14 ± 0.06	0.41 ± 0.14	0.21 ± 0.07	34.6 ± 11.6	16.5 ± 11.8	44 ± 26
Std dev									

Tabel 3.30. Vibsig. Drænet areal 100 ha, areal af minivådområde 0,444 ha, ratio 0,444%.

Lokalitet	Transport i dræn		Koncentration		P-tab før & efter minivådområde		Belastning ha minivåd	P-retention	Effekt
Antal år									
Vibsig	TP før	TP efter	TP før	TP efter	TP før	TP efter	Kg TP	Kg TP	%
(3 år)	Kg/år	Kg/år	Mg P/l	Mg P/l	Kg/ha/år	Kg/ha/år	ha/år	ha/år	
Middel ±	43.8 ± 4.9	32.6 ± 6.7	0.19 ± 0.02	0.14 ± 0.03	0.44 ± 0.05	0.33 ± 0.07	98.5 ± 11.1	25.3 ± 10.4	26 ± 11
Std dev									

Tabel 3.31. Wifertsholm. Drænet areal 58 ha, areal af minivådområde 0,686 ha, ratio 1,18%.

Lokalitet	Transport i dræn		Koncentration		P-tab før & efter minivådområde		Belastning ha minivåd	P-retention	Effekt
Antal år									
Wifertsholm	TP før	TP efter	TP før	TP efter	TP før	TP efter	Kg TP	Kg TP	%
(4 år)	Kg/år	Kg/år	Mg P/l	Mg P/l	Kg/ha/år	Kg/ha/år	ha/år	ha/år	
Middel ±	11.4 ± 2.4	2.8 ± 1.2	0.20 ± 0.06	0.05 ± 0.02	0.20 ± 0.04	0.05 ± 0.02	16.6 ± 3.5	12.5 ± 3.2	76 ± 9
Std dev									

Tabel 3.32. Alle.

Alle	Transport i dræn		Koncentration		P-tab før & efter minivådområde		Belastning ha minivåd	P-retention	Effekt
lokalitet									
Alle	TP før	TP efter	TP før	TP efter	TP før	TP efter	Kg TP	Kg TP	%
(n=44)	Kg/år	Kg/år	Mg P/l	Mg P/l	Kg/ha/år	Kg/ha/år	ha/år	ha/år	
Middel ±	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
Std dev									

NOTE. Der er ved opgørelsen vist i tabel 3.29 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 også disse minivådområder tilsyneladende tilbageholder store mængder fosfor.

Udenlandske erfaringer

I Sverige kaldes minivådområder med åben vandflade ofte ”dammar”. Disse anlæg minder i nogen grad om de danske. Der er anlagt mere end 900 ”dammar” specielt i Sydsverige. En stor del af de svenske minivådområder er blevet intensivt overvåget i mellem 5 og 8 år. Resultaterne fra denne overvågning viser, at fosfortilbageholdelsen varierer fra 18 til 48 kg P/ha/år med en gennemsnitlig årlig tilbageholdelse på 32 kg P/ha/år (Wedding, 2003; Davidsson et al, 2005). Generelt viser erfaringer fra minivådområder etableret i tempereret klimazone store variationer i fosfortilbageholdelseseffektiviteten med gennemsnitlige relative årlige tilbageholdelser på 1 til 88 % af totalfosfor og på 19 til 89 % af opløst fosfor.

Effekt i tid og rum

Reduktion i fosfor opnås allerede kort tid efter, at anlægget er etableret, men effekten kan dog være mere beskeden i de første måneder efter, at minivådområdet er anlagt (Mendes et al., 2018). Målinger på forskellige anlæg viser, at der er stor variation i fosfortilbageholdelsen i anlæggene over året, og den største kvantitative fosfortilbageholdelse sker i vinterperioden og den mindste i sommerperioden (Kjærgaard et al, 2017; Mendes et al., 2018). Effektiviteten viser derimod ikke noget klart sæsonmæssigt mønster.

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 materiale med kapacitet til at binde fosfor med drænvandet, således at fosforbindingskapaciteten vedligeholdes (Mendes et al., 2018).

Tilførslen af suspenderet stof samt produktionen af organisk materiale i selve minivådområdet betyder, at anlægget langsomt fyldes op både i sedimentationsbassinet og i de dybe og lavvandede zoner i de efterfølgende bassiner (figur 3.7). Der er stor regional variation i anlæggene i mellem mht. deponeringsrater, men også inden for de enkelte zoner i selve anlægget. For sedimentationsbassinerne findes sedimentationsraterne i intervallet 0,6 – 5,2 cm år⁻¹, mens de er noget mindre for de øvrige zoner hvor der er målt rater i intervallet 0.2 – 2.8 cm år⁻¹ (Mendes et al., 2018). Oprensning af sedimentationsbassinet vil i nogle tilfælde skulle ske med 10 – 15 års mellemrum, mens selve anlægget kun skal oprenses tidligst efter 25 år. Det bør dog tjekkes regelmæssigt, om vegetationen eventuelt breder sig ud i de dybere områder, da der i givet fald bør udføres hyppigere oprensning.

Overlap i forhold til andre virkemidler

Minivådområder med åben vandflade har i princippet samme funktion som IBZ-anlæg (se virkemiddelbeskrivelsen for Intelligente bufferzoner, IBZ). Dog vil man typisk etablere IBZ-anlæg på mindre drænsystemer (<25 ha), hvor der samtidig er en tilstrækkelig stor terrænhældning (>4°) på den nedre del af marken. I forhold til virkemidlet Målrettede, brede og tørre randzoner, er der ikke noget overlap ift. tilbageholdelse af fosfor fra drænvand, da randzoner ikke har effekt på drænvand, fordi drænrøret vil være ført igennem randzonen og direkte ud til vandløb eller sø. Minivådområder med filtermatrice vil kunne anlægges 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).

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. Derfor vurderes datagrundlaget for at vurdere effekten på fosfortabet at være godt.

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 drænede oplande med $>12\%$ ler (egnede). Drænede oplande med $<12\%$ ler vil også kunne godkendes efter en supplerende undersøgelse. Der er udarbejdet kort over, hvor minivådområder kan anlægges i Danmark ("Minivådområdekortet") som findes på Landbrugsstyrelsen hjemmeside. I et udpeget område skal yderligere en række kriterier opfyldes:

Mindst 80 % af drænolandet skal være drænet, og kvælstoffjernelsen skal være på mindst 300 kg N per ha minivådområde. Minivådområdet skal udgøre 1 – 1,5 % af drænolandet, 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 må ikke placeres i områder, hvor der naturligt kan etableres store vådområder (dvs. 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

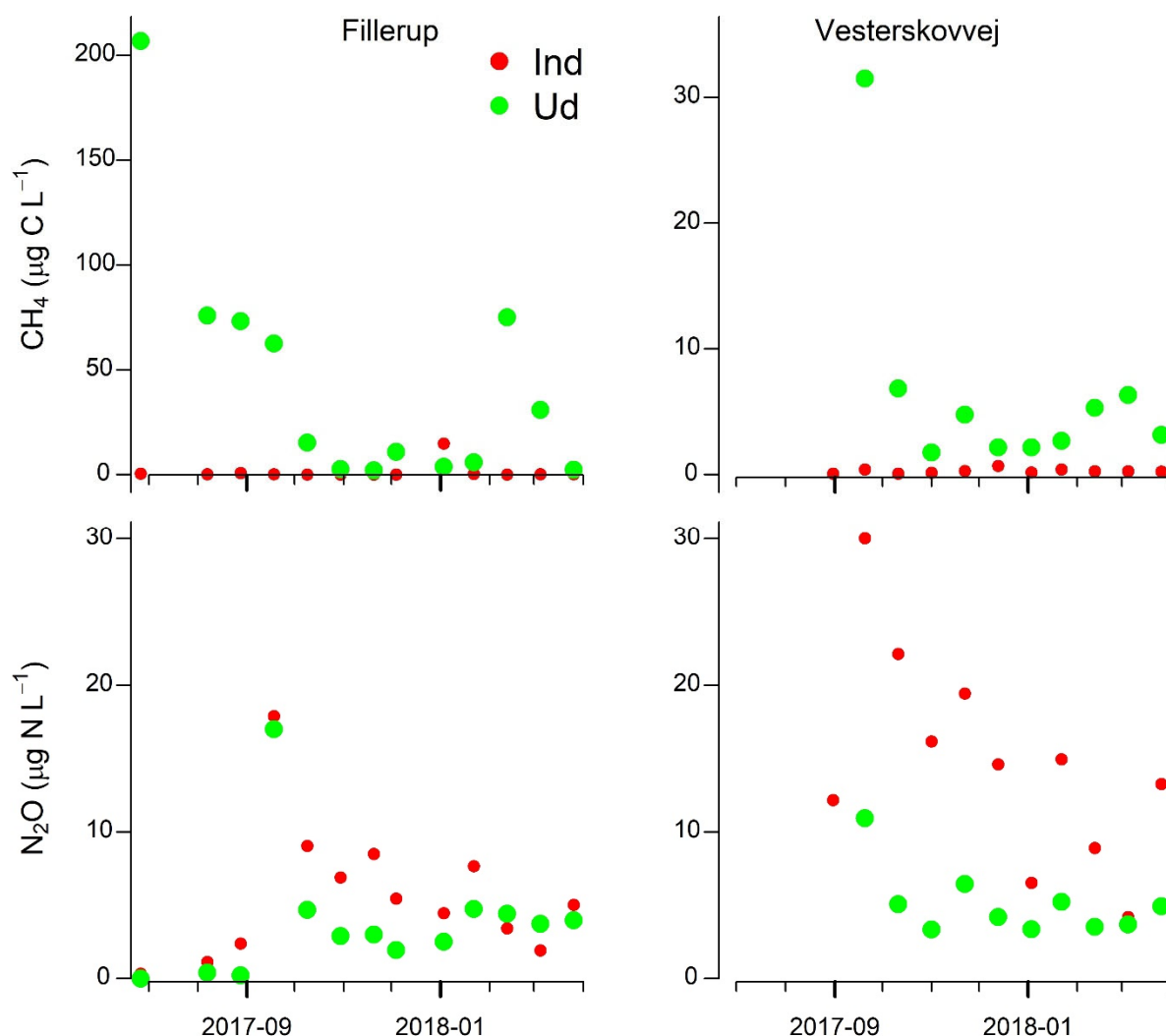
Kvælstof

I henhold til de nuværende kriterier skal størrelsen af et minivådområde med åben vandflade udgøre 1 – 1,5% af drænolandet. Dette er sat af hensyn til kvælstofeffekten, da et minivådområde som minimum skal fjerne 300 kg N $\text{ha}^{-1} \text{år}^{-1}$. Anlæggelse af minivådområder med åben vandflade kan kun ske i egnede og potentielt egnede områder, og disse områder er kortlagt (Landbrugsstyrelsen hjemmeside, "Minivådområdekortet"). De præcise kriterier for, hvor man kan anlægge minivådområder, og hvorledes de skal konstrueres findes på landbrugsstyrelsens hjemmeside (Landbrugsstyrelsen 2019), hvor man også kan downloade en vejledning. Minivådområder med åben vandflade har en god effekt for kvælstoftilbageholdelse. Den målte gennemsnitlige reduktionseffektivitet for danske minivådområder lå i perioden 2013-2018 på 22% (Kjærgaard et al., 2017; Iversen og Pugliese, upubliceret)

Klima

Der er lavet enkelte undersøgelser af emission af drivhusgasser fra minivådområder med åben vandflade i Danmark. Der kan være et mindre tab af metan som vist i nedenstående figur (Audet et al., upubliceret. Med hensyn til lattergas ses i de fleste tilfælde, at lattergas-koncentrationen i indløbsvandet er højere end udløbskoncentrationen, hvilket indikerer, at tab af lattergas opløst i udløbsvandet er negligibelt. Det skal dog understreges, at der kun er målt på opløste drivhusgasser og ikke på direkte emissioner. Undersøgelse

fra svenske mini-vådområder viser, at drivhusgasemissioner er på samme niveau som emissioner fra søer (Stadmark og Leonardson, 2005).



Figur 3.9. Målte koncentrationer af metan (CH_4) og lattergas (N_2O) opløst i hhv. drænvandet, der løber ind i minivådområdet (rød prik), og i udløbsvandet fra to minivådområder ved Odder.

Minivådområder med åben vandflade vil reducere den indirekte lattergasemission med samme effektivitet, som de fjerner kvælstof. Effekten på bedriftens drivhusgasemission vil dog være begrænset, da de indirekte emissioner udgør en relativ lille andel. Hvis man antager, at minivådområder med åben vandflade etableres uden for dyrkningsområdet, vil de ikke få nogen betydning for husdyr- og handelsgødningstilførsel eller fossilenergiforbrug til markoperationer.

Natur og biodiversitet

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 fx tagrør, dunhammer og manna-sødgræs. I visse minivådområder etableres dog en betydelig mere artsrig flora med 15-20 arter pr. m^2 og faunadiversiteten er i vid udstrækning relateret til plantediversiteten (Strandberg, 2017). Ved beplantning af mini-vådområder, som det anbefales i Vejledningen om tilskud til minivådområder, er muligt at påvirke plantediversiteten betydeligt og dermed også faunadiversiteten (Strandberg et al., 2019).

Tabel 3.33. Forventede effekter af virkemidlet "Minivådområder med åben vandflade" på natur og biodiversitet. Vurderingen af effekten af virkemidlet i forhold til blomstersøgende insekter dvs. vilde bier, svirrefluer, sommerfugle m.fl. forudsætter at føderesourcen ikke er anvendes til honningproduktion.

Jordbundsfauna	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

Skadegørere og pesticider

Et minivådområder med åben vandflade vil også kunne tilbageholde pesticider, der ellers ville være tilført vandløb med drænvand. Der findes ikke for nærværende undersøgelser, der dokumenterer omfanget af tilbageholdelsen af pesticider i minivådområder.

Økonomi

Omkostningerne forbundet med etablering af minivådområder med åben vandflade består af anlægsomkostninger, udtagning af landbrugsjord samt udgifter til vedligehold.

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 højbundslande, dvs. med og uden behov for installation af pumpe. Desuden opgøres omkostningerne særskilt for 3 minivådområdestørrelser; 0,2 ha, 0,5 ha og 1 ha, svarende til drænoplandsstørrelser på hhv. 20, 50 og 100 ha.

Anlægsomkostningerne for de 3 størrelser minivådområder er opgjort med udgangspunkt i standardomkostninger for etablering af minivådområder fra Landbrugsstyrelsen (2019). Af tabel 3.34 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 år⁵; omregningen er baseret på en diskonteringsrente på 4%.

⁵ 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.

Tabel 3.34. Anlægsomkostninger for etablering af minivådområder.

Størrelse af mini-vådområde (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 mv	12.000	12.000	12.000
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.)	16.800	24.300	36.800
Anlægsomkostninger i alt, incl. pumpe (kr.)	330.380	485.480	743.980
Anlægsomkostninger i alt, excl. pumpe (kr.)	286.630	407.830	609.830
Årlige anlægsomkostninger (4%; 20år)			
Anlægsomkostninger, incl. pumpe (kr./ år)	24.310	35.722	54.743
Anlægsomkostninger, excl. pumpe (kr. /år)	21.091	30.009	44.872

De beregnede omkostninger i tabel 3.34 indeholder udgifter til arkæologiske forundersøgelser, konsulenttydelserne 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 3 størrelser minivådområder fremgår af tabel 3.35.

Tabel 3.35. 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

Erfaringerne i forhold til behovet for pleje og vedligehold af minivådområder er begrænset. Der skønnes ikke at være behov for løbende (årlig) pleje og vedligeholdelse, men set over en periode på 20 år, som er den tidshorisont, der lægges til grund for nærværende analyser, kan der være behov for grødeskæring og opgravning af sediment. Behovet forventes dog først at opstå efter tidligst 10 år, og muligvis kan der gå endnu længere tid, inden indgreb er påkrævet. I det følgende antages det, at der er behov for grødeskæring og fjernelse af sediment 1 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 og Ståhl (2018), som har estimeret vedligeholdelses omkostningerne for minivådområder på hhv. 0,2 ha, 0,5 ha og 1 ha på baggrund af oplysninger indhentet fra entreprenører. I tabel 3.36 er omkostningsestimaterne fra Jacobsen og 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 median-omkostningerne fra dette studie.

Tabel 3.36. 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-estimerterne for omkostninger til opgravning af sediment og grønnskæring angivet i tabel 3.37 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 rente på 2% 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 3.37.

Tabel 3.37. Årlige vedligeholdelses omkostninger 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 3.38. Som forventet er de årlige omkostninger pr. ha vådområde lavest for de største områder, da der er en størrelsesøkonomisk effekt.

Tabel 3.38. 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, incl. pumpe (kr. /år)	24.310	35.722	54.743
Minivådområde uden pumpe			
Anlægsomkostninger, excl. 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

Effekten af minivådområder beregnes med udgangspunkt i de estimerede fosfortab i tabel 1.1 i det indledende konceptkapitel og de procentvise reduktioner for virkemidlet angivet i tabel 1.2 i samme kapitel. Afhængigt af hvor

minivådområdet placeres, kan det have en effekt på fosfortab via matrixudvaskning eller tab via makroporetransport, og effekten er afhængig af risikoklassen for det område, hvor minivådområdet anlægges. For lavrisiko-områder er der ingen effekt, idet fosfortabet her er antaget negligibel; dette gælder både i forhold til matrixudvaskning og makroporetap. Fosfortabet via matrixudvaskning er sat til 0,1 kg P/ha/år for områder med mellemrisiko for matrixudvaskning, hvorimod det er sat til 0,5 kg P/ha/år for områder med høj risiko for matrixudvaskning. Fosfortabet via makropore-transport er ligeledes sat til 0,1 kg P/ha/år i områder med mellemrisiko for fosfortab via makropore-transport, hvorimod tabet er sat til 1 kg P/ha/år i områder med høj risiko for fosfortab via makropore-transport. For begge tabsveje vurderes etablering af minivådområder med åben vandflade at kunne reducere fosfortabet med 25-65% uafhængigt af risikoklasse. De beregnede reduktioner i fosfortab jf. de to tabsveje for hhv. høj og mellemhøj risikoklasse fremgår af tabel 3.39. Idet der ikke kan forventes at være sammenfald mellem de forskellige typer risikoområder (tab jf. hhv. matrixudvaskning og makropore-transport), kan effekterne ikke summeres. Det bemærkes at reduktioner er opgjort i forhold til størrelsen af drænoplanet.

Tabel 3.39. Reduktioner i fosfortab via matrixudvaskning og makroporetap for høj- og mellemhøjrisikoklasser

Højrisikoklasse			
Reduceret matrixudvaskning (kg P/ha/år)		Reduceret makroporetap (kg P/ha/år)	
Min.	Max.	Min.	Max.
0,125	0,325	0,25	0,65
Mellem risikoklasse			
Reduceret matrixudvaskning (kg P/ha/år)		Reduceret makroporetap (kg P/ha/år)	
Min.	Max.	Min.	Max.
0,025	0,065	0,025	0,065

Det antages her, at minivådområderne er dimensioneret således, at arealet af minivådområdet svarer til 1% af drænoplanetets størrelse. Med udgangspunkt i denne antagelse kan intervallet for den samlede fosforeffekt for de 3 størrelser minivådområder beregnes som vist i tabel 3.40.

Tabel 3.40. Beregnede reduktioner i fosfortab for minivådområder, kg P/år.

Vådområde størrelse	0,2 ha		0,5 ha		1 ha	
Drænoplanet (ha)	20		50		100	
Effektestimat	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.
Reduceret tab via matrixudvaskning						
Høj risikoklasse (kg P/år)	2,50	6,50	6,25	16,25	12,50	32,50
Mellemhøj risikoklasse (kg P/år)	0,50	1,30	1,25	3,25	2,50	6,50
Reduceret tab via makroporetransport						
Høj risikoklasse (kg P/år)	5,00	13,00	12,50	32,50	25,00	65,00
Mellemhøj risikoklasse (kg P/år)	0,50	1,30	1,25	3,25	2,50	6,50

Reduktionsomkostningerne for minivådområder kan nu beregnes ved at sammenholde de beregnede effekter med de estimerede omkostninger. I tabel 3.41 er reduktionsomkostningerne for minivådområder med pumpe (lavbundsarealer) angivet, og i tabel 3.42 er reduktionsomkostningerne for minivådområder uden pumpe (højbundsarealer) angivet. Som det fremgår af tabellerne, er der betydelig variation i de estimerede reduktionsomkostninger afhængig af risikoklasse, hvilken tabsvej, der er tale om, om der anvendes minimum eller maksimum effektestimat, og af vådområdets størrelse. Reduktionsomkostningerne er opgjort i budget- såvel som velfærdsøkonomiske termer. Omregningen er foretaget ved at forhøje de budgetøkonomiske omkostninger med nettoafgiftsfaktoren (1,28).

Resultaterne viser, at reduktionsomkostningerne for store minivådområde anlæg uden pumpe placeret i højriskoområder er ca. 1.000-5.000 kr. pr. kg P for matrixudvaskning og makroporetab. Omvendt er reduktionsomkostningerne for små minivådområder med pumpe i mellem risikoområder ca. 53.000 kr. pr. kg P. Der således en betydelig gevinst ved at kunne udpege de rigtige områder og etablere store anlæg. Omvendt kan det være lettere at finde lokaliteter, hvis kravet til oplandet er fx under 50 ha.

Reduktionsomkostningerne i tabel 3.41 og 3.42 er beregnet med udgangspunkt i de anlægsrelaterede poster, som der ydes tilskud til i forbindelse med etablering af åbne minivådområder, herunder 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 excl. disse udgiftsposter. I forlængelse heraf er det dog væsentligt at holde sig for øje, at sammenligning af reduktionsomkostninger excl. 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. Vi har beregnet reduktionsomkostninger med udgangspunkt i omkostningsestimater excl. udgifter til byggerådgivning, arkæologiske forundersøgelser, og myndighedstilladelser- og gebyrer, og reduktionsomkostningerne for åbne minivådområder med pumpe falder med hhv. 7, 8 og 10 % afhængig af vådområdets størrelse. Faldet er mindst for de små minivådområder og størst for de store. For åbne minivådområder uden pumpe falder reduktionsomkostningerne med hhv. 8, 10 og 12 %; igen er faldet mindst for de små og størst for de store minivådområder.

Tabel 3.41. Samletabel for reduktionsomkostninger for minivådområder med åben vandflade, med pumpe

Vådområde størrelse	0,2 ha		0,5 ha		1 ha	
Effektestimat	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.
Opland						
Oplandsareal (ha)	20	20	50	50	100	100
Årlige omkostninger						
Budgetøkonomisk (kr./år)	26.474	26.474	39.330	39.330	60.262	60.262
Velfærdsøkonomisk (kr./år)	33.887	33.887	50.343	50.343	77.135	77.135
Budgetøkonomiske reduktionsomkostninger						
Høj risikoklasse						
Matrixudvaskning (kr./kg P)	10.590	4.073	6.293	2.420	4.821	1.854
Makroporetab (kr./kg P)	5.295	2.036	3.146	1.210	2.410	927
Mellemhøj risikoklasse						
Matrixudvaskning (kr./kg P)	52.948	20.365	31.464	12.102	24.105	9.271
Makroporetab (kr./kg P)	52.948	20.365	31.464	12.102	24.105	9.271
Velfærdsøkonomiske reduktionsomkostninger						
Høj risikoklasse						
Matrixudvaskning (kr./kg P)	13.555	5.213	8.055	3.098	6.171	2.373
Makroporetab (kr./kg P)	6.777	2.607	4.027	1.549	3.085	1.187
Mellemhøj risikoklasse						
Matrixudvaskning (kr./kg P)	67.774	26.067	40.274	15.490	30.854	11.867
Makroporetab (kr./kg P)	67.774	26.067	40.274	15.490	30.854	11.867

Tabel 3.42. Samletabel for reduktionsomkostninger for minivådområder med åben vandflade, uden pumpe.

Vådområde størrelse	0,2 ha		0,5 ha		1 ha	
Effektestimat	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.
Opland						
Oplandsareal (ha)	20	20	50	50	100	100
Årlige omkostninger						
Budgetøkonomisk (kr./år)	23.255	23.255	33.617	33.617	50.391	50.391
Velfærdsøkonomisk (kr./år)	29.766	29.766	43.029	43.029	64.501	64.501
Budgetøkonomiske reduktionsomkostninger						
Høj risikoklasse						
Matrixudvaskning (kr./kg P)	9.302	3.578	5.379	2.069	4.031	1.550
Makroporetab (kr./kg P)	4.651	1.789	2.689	1.034	2.016	775
Mellemhøj risikoklasse						
Matrixudvaskning (kr./kg P)	46.510	17.888	26.893	10.344	20.156	7.752
Makroporetab (kr./kg P)	46.510	17.888	26.893	10.344	20.156	7.752
Velfærdsøkonomiske reduktionsomkostninger						
Høj risikoklasse						
Matrixudvaskning (kr./kg P)	11.907	4.579	6.885	2.648	5.160	1.985
Makroporetab (kr./kg P)	5.953	2.290	3.442	1.324	2.580	992
Mellemhøj risikoklasse						
Matrixudvaskning (kr./kg P)	59.533	22.897	34.423	13.240	25.800	9.923
Makroporetab (kr./kg P)	59.533	22.897	34.423	13.240	25.800	9.923

Referencer

- BEK nr 184 af 26/02/2019 (Gældende). Bekendtgørelse om tilskud til projekter om etablering af konstruerede minivådområder. <https://www.retsinformation.dk>
- Braskerud, B.C., Tonderski, K.S., Wedding, B., Bakke, R., Blankenberg, A.-G. B., Ulén, B. & Koskiaho, J., 2005: Can constructed wetlands reduce the diffuse phosphorus loads to eutrophic water in cold temperate regions? J. Environ. Qual. 34:2145-2155.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.081>
- Davidsson, T., Wedding, B., Krook, J. & Reuterskiöld, D., 2005: Nutrient removal in constructed wetlands in southern Sweden – Results from different investigations. In B.C. Braskerud (Ed.): Is living water possible in agricultural areas? Proceedings from NJF seminar no. 374, June 20-22, 2005, Norway.
- Jacobsen, B.H., Ståhl, L. (2018): Indtjeningsstab 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
- Kjærgaard, C. og 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. og Iversen, B. V. 2017. Minivådområder – et nyt kollektivt virkemiddel. Vand & Jord. 24(3), 84-88
- 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/>
- Liikanen, A., Puustinen, M., Koskiaho, J., Vâisänen, T., Martikainen, P. & Hartikainen, H., 2004. Phosphorus removal in a wetland constructed on former arable land. J. Environ. Qual. 33:1124-1132.
- 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.

Stadmark, J. and Leonardson, L., 2005. Emissions of greenhouse gases from ponds constructed for nitrogen removal. *Ecological Engineering*, 25(5), pp.542-551.

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 Hoffmann², Joachim Audet², Beate Strandberg² (natur og biodiversitet), Marianne Bruus² (natur og biodiversitet), Nicholas Hutchings¹ (klima), Louise Martinsen⁴ (økonomi) og Berit Hasler⁴ (økonomi)

Fagfællebedømmelse: Brian Kronvang² og Brian H. Jacobsen³ (økonomi)

¹ Agroøkologi AU

² Bioscience, AU

³ Fødevarer- og Ressourceøkonomi, KU

⁴ Miljøvidenskab, AU

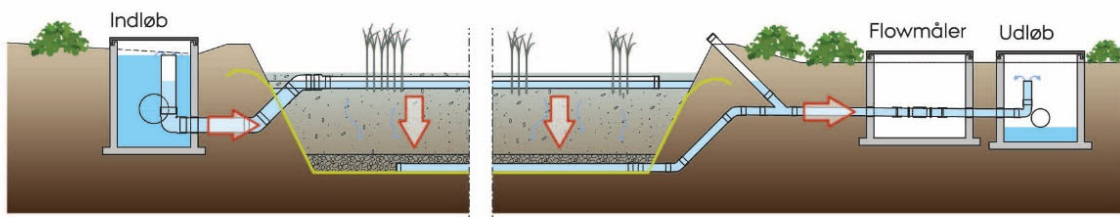
Funktion og anvendelse

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 perforerede fordelerrør (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 og porøsiteten bliver mindre og mindre, hvorved flislaget synker sammen. Filtermatricen er ved etablering forsynet med et dæklag på 50 cm pileflis, som ikke er mættet med vand. Dæklaget tjener to formål, dels erstatter det flismaterialet, der forbruges, og dels vil eventuel dannet metan blive oxideret i den umættede zone, der af samme årsag skal være på mindst 20 cm.

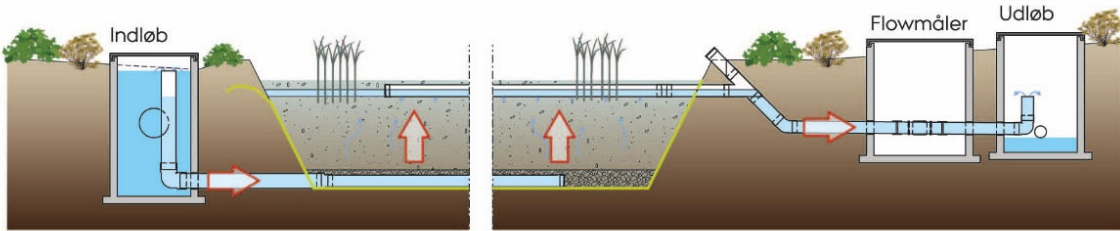
Minivådområder med filtermatrice er vist på figur 3.10 med design til tre forskellige strømnings-mønstre: horisontalt flow, vertikalt opadgående flow og vertikalt nedadgående flow. Ved vertikalt nedadgående strømning løber vandet ved gravitation i selve anlægget, men vandet kan evt. pumpes ind i minivådområdet. Der skal herudover etableres en sedimentationsbrønd eller et sedimentationsbassin, hvis området betegnes som egnet dvs. at drænoilandet har >12% ler (Landbrugsstyrelsen, 2019). Hvis området betegnes som potentielt egnet (< 12% ler), skal der yderligere etableres et stuvningsbassin for at imødekomme eventuelle højere vandføringer (figur 3.11).

En oplagt mulighed for at tilpasse eller optimere virkemidlet så det i højere grad målrettes tilbageholdelse af fosfor vil være at udskifte filtermatricen med en matrice velegnet til tilbageholdelse af fosfor. Under laboratorieforhold er flere typer af knust beton, stammende fra nedrivning af bygninger, blevet undersøgt for deres evne til at tilbageholde fosfor. Gasbeton havde højest retentionskapacitet med 19,6 g P/kg beton (Egemose et al, 2012;) men også andre betontyper viste gode adsorptionskapaciteter (5,1 – 11,1 g P/kg beton. Også filtersand kan anvendes, da det også indeholder calcium, aluminium og jern, som er gode fosfor-adsorbenter. Partikelbundet fosfor forventes at kunne tilbageholdes i alle filtertyper.

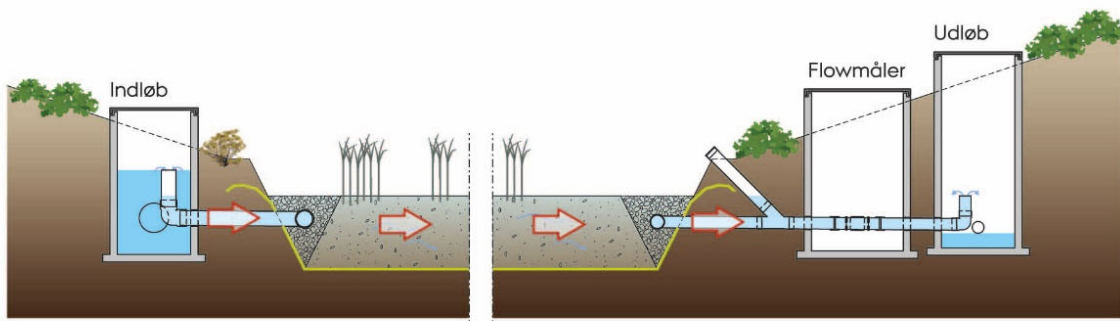
Vertikal
strømning
nedad



Vertikal
strømning
opad

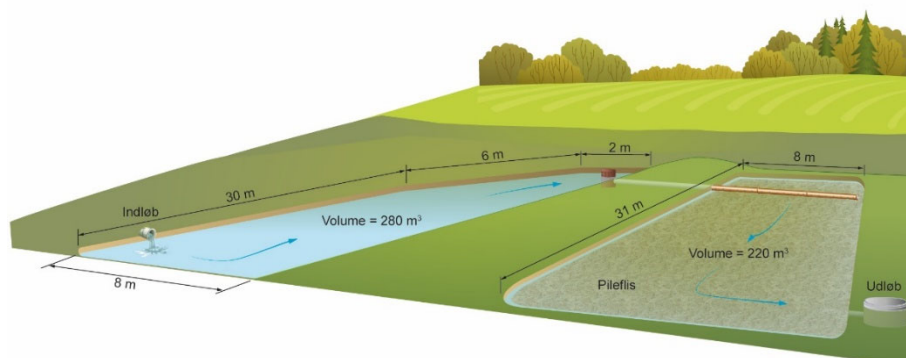


Horizontal
strømning



Figur 3.10. Skitsetegning af princippet bag et minivådområde med filtermatrice. Her er vist tre designløsninger. Nederst løber vandet horisontalt gennem filtermatricen, der kan være beplantet, og ud i en iltbrønd 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 iltbrønden 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 geniltbrønden længst til højre. (Landbrugsstyrelsen 2019).

Figur 3.11. Minivådområde med filtermatrice og stuvningsbassin. (Landbrugsstyrelsen 2019).



Effekt på fosfortab

I AU's forsøgsanlæg i Skannerup er der i hele måleperioden fra november 2012 og frem til oktober 2019 konstateret tilbageholdelse af partikulært fosfor på nær et par undtagelser (Carstensen et al, 2019), men da filtermatricen består af pileflis, som indeholder fosfor, sker der også en frigivelse af dette fosfor fra selve anlægget i takt med, at flisen nedbrydes. Mængden af opløst fosfat, der frigives, er størst i opstartsfasen, hvorefter tabet gradvist mindskes. De foreløbige resultater er ikke helt entydige mht. varigheden af udvaskningen af opløst fosfor. I

AU's forsøgsanlæg i Skannerup var der tab af opløst fosfat i ca. 1 år efter igangsætning (6 anlæg á 100 m², der modtager drænvand fra et drænoiland på ca. 80 ha, i.e. 13,3 ha oiland per filtermatrice).

Tabel 3.43 og 3.44 viser resultaterne fra målinger på to 100 m² filtermatricer med horisontalt flow (10 x 10 x 1 m) ved Skannerup (data fra Carstensen et al., 2019, på nær 2018 som er Hoffmann et al., upubliceret). I det første år er der tab af total fosfor (TP), som udelukkende kan tilskrives udvaskning af opløst fosfat (PO₄³⁻-P), idet der tilbageholdes partikulært fosfor (PP). I de efterfølgende 2 år er der tilbageholdelse af TP, PO₄³⁻-P, og PP, hvorefter der i 2016 og 2017 er et mindre tab af PO₄³⁻-P, men samlet tilbageholdelse af TP og PP. I maj måned 2018 fyldes der nyt flismateriale i filtermatricerne, og igen ses et stort tab af PO₄³⁻-P, der samlet set medfører en negativ TP-balance i 2018 trods stor tilbageholdelse af PP. Set i samlet perspektiv over den seksårige måleperiode er CW1 blevet belastet med 0,16 kg TP per ha oiland per år og har tilbageholdt 0,03 kg TP per ha oiland per år, hvilket svarer til en reduktion i TP udledningen på 18,7%. For CW2 var belastningen 0,164 kg TP per ha oiland per år og tilbageholdelsen var 0,021 kg TP per ha oiland per år og en effektivitet på 12,7 %.

Tabel 3.43. Massebalancer for total fosfor (TP), opløst fosfat (PO₄³⁻-P), partikulært fosfor (PP) og suspenderet stof (SS) for en filtermatrice på 100 m² (og 100 m³) i Midtjylland. CW = *constructed wetland*.

CW1			2013	2014	2015*	2016	2017	2018
TP	Indløb	$g\ m^{-3}\ CW^{-1}\ \text{år}^{-1}$	18.2	14.9	20.0	22.1	32.6	20.2
	Udløb	$g\ m^{-3}\ CW^{-1}\ \text{år}^{-1}$	20.1	10.3	12.2	16.6	17.0	28.0
	Retention	$g\ m^{-3}\ CW^{-1}\ \text{år}^{-1}$	-1.9	4.6	7.8	5.5	15.6	-7.7
	Retention	%	-10	31	39	25	48	-39
PO ₄ ³⁻ -P	Indløb	$g\ m^{-3}\ CW^{-1}\ \text{år}^{-1}$	8.1	9.0	10.5	11.7	9.9	6.7
	Udløb	$g\ m^{-3}\ CW^{-1}\ \text{år}^{-1}$	15.8	8.2	10.0	13.5	10.0	22.4
	Retention	$g\ m^{-3}\ CW^{-1}\ \text{år}^{-1}$	-7.7	0.8	0.5	-1.8	-0.2	-15.8
	Retention	%	-95	9	5	-16	-2	-237
PP	Indløb	$g\ m^{-3}\ CW^{-1}\ \text{år}^{-1}$	8.9	5.5	8.4	9.6	21.7	12.6
	Udløb	$g\ m^{-3}\ CW^{-1}\ \text{år}^{-1}$	2.9	1.5	1.3	2.3	6.1	1.3
	Retention	$g\ m^{-3}\ CW^{-1}\ \text{år}^{-1}$	6.0	4.0	7.2	7.3	15.6	11.3
	Retention	%	67	73	85	76	72	90
SS	Indløb	$g\ m^{-3}\ CW^{-1}\ \text{år}^{-1}$	1512	958	1400	1994	5492	3375
	Udløb	$g\ m^{-3}\ CW^{-1}\ \text{år}^{-1}$	202	133	130	237	710	252
	Retention	$g\ m^{-3}\ CW^{-1}\ \text{år}^{-1}$	1310	825	1270	1758	4782	3123
	Retention	%	87	86	91	88	87	93

Tabel 3.44. Massebalancer for total fosfor (TP), opløst fosfor (PO₄³⁻-P), partikulært fosfor (PP) og suspenderet stof (SS) for en filtermatrice på 100 m² (og 100 m³) i Midtjylland. CW = *constructed wetland*.

CW2			2013	2014	2015*	2016	2017	2018
TP	Indløb	$g\ m^{-3}\ CW^{-1}\ \text{år}^{-1}$	19.2	16.0	21.9	20.4	34.4	19.1
	Udløb	$g\ m^{-3}\ CW^{-1}\ \text{år}^{-1}$	18.2	10.4	13.0	15.4	18.5	38.8
	Retention	$g\ m^{-3}\ CW^{-1}\ \text{år}^{-1}$	1.0	5.6	8.9	5.0	15.9	-19.7
	Retention	%	5	35	41	24	46	-103
PO ₄ ³⁻ -P	Indløb	$g\ m^{-3}\ CW^{-1}\ \text{år}^{-1}$	8.5	9.6	11.3	10.8	10.1	6.4
	Udløb	$g\ m^{-3}\ CW^{-1}\ \text{år}^{-1}$	14.4	8.1	10.7	12.9	14.2	35.1
	Retention	$g\ m^{-3}\ CW^{-1}\ \text{år}^{-1}$	-5.9	1.5	0.6	-2.1	-4.1	-28.7
	Retention	%	-70	16	5	-20	-40	-448
PP	Indløb	$g\ m^{-3}\ CW^{-1}\ \text{år}^{-1}$	9.4	5.9	9.3	8.8	23.2	11.8
	Udløb	$g\ m^{-3}\ CW^{-1}\ \text{år}^{-1}$	1.9	1.5	1.4	1.5	3.4	2.6
	Retention	$g\ m^{-3}\ CW^{-1}\ \text{år}^{-1}$	7.5	4.4	8.0	7.3	19.8	9.2
	Retention	%	80	75	85	83	85	78
SS	Indløb	$g\ m^{-3}\ CW^{-1}\ \text{år}^{-1}$	1597	1037	1499	1843	5967	3138
	Udløb	$g\ m^{-3}\ CW^{-1}\ \text{år}^{-1}$	173	136	133	508	521	253
	Retention	$g\ m^{-3}\ CW^{-1}\ \text{år}^{-1}$	1424	902	1365	1335	5446	2886
	Retention	%	89	87	91	72	91	92

Målinger af P-retention på en filtermatrice med stuvningsbassin har været foretaget siden september 2015 (tabel 3.45). Igen ses tab af opløst fosfat, men tilbageholdelse af TP i 2017 og 2018 pga. tilbageholdelse af partikulært fosfor (Hoffmann et al., upubliceret).

Tabel 3.45. Massebalancer for total P (TP) og fosfat (PO₄³⁻-P) for et matriceanlæg ved Odder. Anlægget består 280 m³ stuvningsbassin og 220 m³ filtermatrice. Arealmæssigt er anlægget på 500 m². Balancerne er beregnet for hele anlægget. Anlægget modtager drænvand fra et 20 ha opland. CW = *constructed wetland*.

			2016	2017	2018
TP	Indløb	$g\ m^{-3}\ CW^{-1}\ \text{år}^{-1}$	4.2	7.7	7.0
	Udløb	$g\ m^{-3}\ CW^{-1}\ \text{år}^{-1}$	22.7	7.2	4.3
	Retention	$g\ m^{-3}\ CW^{-1}\ \text{år}^{-1}$	-18.5	0.4	2.8
	Retention	%	-440	5.8	39
PO ₄ ³⁻ -P	Indløb	$g\ m^{-3}\ CW^{-1}\ \text{år}^{-1}$	1,9	1,9	0,6
	Udløb	$g\ m^{-3}\ CW^{-1}\ \text{år}^{-1}$	19,1	4,1	1,8
	Retention	$g\ m^{-3}\ CW^{-1}\ \text{år}^{-1}$	-17,2	-2,2	-1,2
	Retention	%	-905	-117	-210

Udenlandske og danske erfaringer

Fosfortilbageholdelse i filtermatricer (også kaldet bioreaktorer med træflis) er kun undersøgt i søjleforsøg under laboratorieforhold. Søjlerne blev fyldt med et lag træflis suppleret med et lag af et filtermateriale, der var målrettet tilbageholdelse af fosfor (Christianson et al., 2017; Hua et al., 2016). Dette filtermateriale bestod af forskellige affaldsprodukter indeholdende jern og calcium (*acid mine drainage treatment residuals, Ca-based steel slag, carbon steel*). Tilbageholdelsen af opløst fosfor i søjlerne afhang af opholdstiden, jo længere opholdstid, jo højere var effektiviteten. I praksis vil anvendelse af forskellige affaldsprodukter afhænge af drænafstrømningen, affaldsproduktets fosforadsorptionskapacitet, hvorledes man håndterer affaldsproduktet efter brug, pris på produktet, installationsomkostninger og bortskaffelsesomkostninger (Christianson et al., 2017).

Ballantine og Tanner (2010) har i et review gennemgået en lang række materialer, som de mener kunne bruges til tilbageholdelse af fosfor i minivådområder med matrice, men det er testresultater fra laboratorieforsøg. De bedste materialer, der kan tilsættes, er ifølge Ballantine og Tanner (2010) allophan (aluminumsilikat-lermineral), kalksten, tephra (materiale fra vulkanske udbrud), alum / alun (f.eks. $\text{Al}_2\text{K}_2(\text{SO}_4)_4$ eksisterer i flere former) og flyveaske. De bedste naturligt forekommende stoffer, der direkte kan anvendes som filtermateriale, var følgende: kalksten, træbark (her nævnes bark fra nåletræer), muslingeskaller, knuste muslingeskaller. Egemose (2018) har anvendt filtersand i filtre indsat efter to damme til at fange fosfor fra henholdsvis 70 ha byopland og 36 ha landbrugsopland. Dam 1 med vand fra byoplandet tilbageholdt $1,5 \pm 0,8$ mg P g tørstof og dam 2 med vand fra landbrugsoplandet tilbageholdt $9,2 \pm 1,4$ mg P g tørstof øverst i filteret, mens tilbageholdelsen dybere i filteret var noget lavere.

Effekt i tid og rum

Tilbageholdelse af partikulært bundet fosfor i minivådområder med matrice ser ud til at være vedvarende høj (Carstensen et al., 2019), hvorimod der er tab af opløst fosfat ved opstart – formentlig det første år - samt ved påfyldning af ny flis, når dette er nødvendigt efter en årrække. I perioder med meget høj kvælstoffjernelse dvs. > 90%, hvilket primært er i sommerperioden med høje temperaturer og lille drænafstrømning, opstår der stærkt reducerende forhold i filtermatricen med sulfid- og metandannelse. Sådanne reducerende forhold kan også føre til tab af opløst fosfor (Carstensen et al., 2019). I henhold til retningslinjerne for etablering af minivådområder med filtermatrice skal anlæggene holdes lukket i de 3 sommer måneder (Landbrugsstyrelsen 2019)

Overlap i forhold til andre virkemidler

Minivådområder med filtermatrice har samme funktion som minivådområder med åben vandflade, men arealkravet er kun 0,2 – 0,25 % af drænoplandets areal. Minivådområder med filtermatrice har i princippet samme funktion som Intelligente Bufferzoner (IBZ), dog vil man typisk etablere IBZ-anlæg på mindre drænsystemer (<25 ha), hvor der er en rimelig stor terrænhældning på marken (>4°) i den nedre del mod vandløb og sø. I forhold til virkemidlet Målrattede, brede og tørre randzoner er der ikke noget overlap, da randzoner ikke har effekt på drænvand, fordi drænrøret vil være ført igennem randzonen og direkte ud til vandløb eller sø. 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), idet filtermatricerne taber fosfor det første år og også senere viser svingende fosforretentioner med både tab og tilbageholdelse – specielt af opløst fosfor – mens partikulært fosfor stort set altid tilbageholdes (Carstensen et al., 2019)

Sikkerhed på data

Filtermatricer målrettet fosforretention i drænvand er ikke afprøvet i praksis, hverken i Danmark eller udlandet. Men filtermaterialer og filtre, der kan tilbageholde fosfor er undersøgt både i Danmark (Arias og Brix, 2005; Egemose, 2018) og internationalt (Ballantine og Tanner, 2010). Ved anvendelse af resultaterne fra disse undersøgelser vil man kunne lave overslagsberegninger over potentiel fosfortilbageholdelse - forudsat at afstrømningen kendes – og dette vil kunne anvendes i forbindelse med afværgeforanstaltninger, der igangsættes ved restaurering af vådområder, hvor man ønsker at tilbageholde fosfor, der ellers vil belaste nedstrøms liggende recipienter.

Der er ikke gennemført internationale undersøgelser, der specifikt har undersøgt tilbageholdelse af fosfor i filtermatricer med træflis.

Forudsætninger og potentiale

Minivådområder kan i princippet anlægges alle steder, hvor der findes drænsystemer. De nuværende kriterier, der skal være opfyldt, for at man kan få tilskud, er rettet mod kvælstoffjernelse. Først og fremmest skal minivådområder placeres i drænoplande, der betegnes som egnede (>12% ler) eller potentielt egnede (<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.

Hvis minivådområder målrettes til retention af fosfor, bør man fokusere på drænedede oplande med stort tab af fosfor, specielt tab af partikulært bundet fosfor, men med valg af et filtermateriale med stor kapacitet og affinitet for fosforadsorption vil der også være mulighed for tilbageholdelse af opløst fosfor, som dog vil være begrænset af materialets fosfatadsorptionskapacitet.

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

Kvælstof

Størrelsen af et minivådområde med filtermatrice skal udgøre 0,2 – 0,25 % af drænoplandet, og det skal som minimum fjerne 600 kg N pr. 0,2 ha minivådområde år. Anlæggelse af minivådområder med filtermatrice kan kun ske i egnede (>12% ler) og potentielt egnede områder (<12% ler), og disse områder findes ved at gå ind på udpegningskortet som findes 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.

Virkemidlet har en god effekt for kvælstoftilbageholdelse. Den målte gennemsnitlige reduktionseffektivitet for AU's minivådområder med filtermatrice i Skannerup ligger på 30 – 55 % (Hoffmann et al. 2019; Carstensen et al. 2019; Hoffmann og Kjærgaard, 2017). Der er opnået højere effektivitet med minivådområder med stuvningsbassin, hvor den procentuelle kvælstoffjernelse har ligget på 46 – 75 % (Hoffmann og Kjærgaard, 2017).

Der er mange internationale undersøgelser, der dokumenterer den høje kvælstofeffekt (Schipper et al, 2010). Der er dog en forskel, idet man graver filtermatricen ned i jorden (*bioreactors*) så man ikke visuelt kan følge filtermatricens udvikling, men resultaterne mht. kvælstoffjernelse er på linje med de her refererede danske resultater eller i nogle tilfælde med endnu bedre kvælstoffjernelse (Christianson et al, 2012 ab).

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 for, om mini-vådområder 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 NO_3^- -koncentrationen er lav. For at modvirke emissioner af CH_4 , skal filtermatricen have et dæklag bestående af ca. 50 cm træflis, så CH_4 kan oxideres til CO_2 , inden det emitteres.

Anlægget skal ydermere lukkes i sommermånederne, dels for at undgå høje CH_4 emissioner, og dels for at undgå reduktion af sulfat (SO_4^{2-}) til sulfid (S^{2-}), der lugter ubehageligt. Foreløbige resultater viser, at N_2O -emissioner fra mini-vådområder med filtermatrice er meget variabel med emissioner op til 2% af den årlig kvælstoffjernelse (Bruun et al, 2017ab; Audet & Hoffmann, upubliceret). Dette resultat er lidt højere end IPCC-emissionsfaktoren for N_2O -emission fra grundvand, vandløb og fjorde på 0.75% (IPCC, 2006). Foreløbige resultater viser også, at CH_4 -emissioner kan minimeres med tilstrækkelig styring som beskrevet ovenfor.

Minivådområder med filtermatrice vil reducere den indirekte lattergasemission med den samme effektivitet som kvælstoffjernelsen. Effekten på bedriftens drivhusgasemission vil dog være begrænset, da de indirekte emissioner udgør en relativ lille andel. Hvis man antager, at minivådområder med filtermatrice etableres udenfor dyrkningsområdet, vil de ikke have nogen betydning for husdyr- og handelsgødningstilførslen. Da matricen i minivådområder skal udskiftes cirka hvert årti, vil der være et tilhørende fossilenergiforbrug.

Natur og biodiversitet

Hver anden filtermatrice ved Skannerup blev beplantet med tagrør ved etableringen, men alle 6 matricer udviklede et plantedække domineret af tagrør, håret dueurt, dunhammer og pil, da vandspejlet var tæt på overfladen. På andre matricer har plantedække haft svære betingelser for at etablere sig, pga. det tykke dæklag på 50 cm der skal 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 på det begrænsede minivådområde areal vil effekten på diversiteten af vilde bier og øvrige insekter og leddyr være begrænset.

Tabel 3.46. Forventede effekter af virkemidlet "Mini-vådområder med filtermatrice" på natur og biodiversitet. Vurderingen af effekten af virkemidlet i forhold til blomstersøgende insekter dvs. vilde bier, svirrefluer, sommerfugle m.fl. forudsætter at føderesourcen ikke er anvendes til honningproduktion.

Jordbundsfauna	Vilde planter	Vilde bier	Øvrige insekter og leddyr	Fugle	Pattedyr	Samlet vurdering
0	0-1	0-1	0-1	0	0	0-3

Økonomi

I beregningen af omkostninger forbundet med etablering af minivådområder med filtermatrice inddrages 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). Tilsynsbehov og eventuel frekvens af opgravning af sediment er imidlertid ikke kvantificeret, og derfor er eventuelle udgifter hertil ikke inkluderet i omkostningsberegningerne. Set i dette lys kan der argumenteres for at de beregnede omkostninger repræsenterer et underkantsskøn af de reelle omkostninger.

Anlægsomkostningerne vil variere afhængig af minivådområdets størrelse og af minivådområdets placering. På visse arealer vil der være behov for installation af pumpe, hvilket øger omkostningerne. I nærværende analyse opgøres anlægsomkostningerne for etablering hhv. med og uden behov for installation af pumpe. Desuden opgøres omkostningerne særskilt for 3 minivådområdestørrelser; 500 m², 1.000 m² og 2.500 m². De angivne størrelser referer til størrelsen af filtermatricedelen af minivådområderne. Anlæggene antages dimensioneret, så matricearealet svarer til 0,2% af drænoplandsarealet. Størrelsen af drænoplandet for de 3 anlægsstørrelser er dermed 25 ha (500 m² matrice), 50 ha (1.000 m² matrice), og 125 ha (2.500 m² matrice).

Anlægsomkostningerne for de 3 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" (BEK nr. 184 af 26/02/2019). Standardpriserne er angivet som en grundpris plus evt. størrelsesafhængigt tillæg opgjort som en pris per m² anlægsareal. Af tabel 3.47 fremgår de samlede anlægsomkostninger for de 3 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 år⁶; omregningen er baseret på en diskonteringsrente på 4%.

Tabel 3.47. 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	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
<i>Anlægsomkostninger i alt, incl. pumpe (kr.)</i>	<i>430.650</i>	<i>628.350</i>	<i>1.221.450</i>
<i>Anlægsomkostninger i alt, excl. pumpe (kr.)</i>	<i>339.150</i>	<i>514.350</i>	<i>1.039.950</i>
Årlige anlægsomkostninger (4%; 20år)			
Anlægsomkostninger, incl. pumpe (kr./ år)	31.688	46.235	89.876
Anlægsomkostninger, excl. pumpe (kr. /år)	24.955	37.847	76.521

Kilde: Retsinformation og egne beregninger

⁶ 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.

Der er specificeret og medregnet udgifter til arkæologiske forundersøgelser, konsulentbistand og myndighedstilladelser mv. Hvis disse udgifter ikke er relevante for det pågældende lokalområde kan de udelades.

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 det, at størrelsen af det udtagne areal er dobbelt så stort som størrelsen af filtermatricen. Dette 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 3 størrelser minivådområder fremgår af tabel 3.48.

Tabel 3.48. 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 da denne tykkelse skal til for at forhindre metanudledning⁷. Omkostningerne til opfyldning opgøres med udgangspunkt i en pris på 145 kr./m³ pileflis, jf. ”Bekendtgørelse om tilskud til projekter om etablering af konstruerede minivådområder”. De beregnede omkostninger til opfyldning med pileflis for de 3 minivådområde størrelser fremgår af tabel 3.49, 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 tilbage diskontere de prisjusterede beløb over de relevante tidshorisonter med en diskonteringsrente på 4%. De samlede opfyldningsomkostninger beregnes som summen af nutidsværdierne for de 3 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 3.49. 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 per 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

⁷ Det bemærkes, at der for tilskudsberettigede anlæg nu 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.

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 landbrugs jord og de årlige omkostninger til opfyldning med pileflis; se tabel 3.50.

Tabel 3.50. 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, incl. pumpe (kr. /år)	31.688	46.235	89.876
Minivådområde uden pumpe			
Anlægsomkostninger, excl. 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

Effekten af minivådområderne beregnes med udgangspunkt i de estimerede fosfortab i tabel 1.1 i det indledende konceptkapitel og de procentvise reduktioner for virkemidlet angivet i tabel 1.2 i samme kapitel. Afhængig af hvor minivådområdet placeres, kan det have en effekt på fosfortab via matrixudvaskning eller tab via makroporetransport, og effekten er afhængig af hvilken risikoklasse området, hvor minivådområdet anlægges, tilhører. For lavrisikoområder er der ingen effekt, idet fosfortabet her er antaget negligibelt; dette gælder både i forhold til matrixudvaskning og makroporetab. Fosfortabet via matrixudvaskning er sat til 0,1 kg P / ha / år for områder med mellemrisiko for matrixudvaskning, hvorimod det er sat til 0,5 kg P / ha / år for områder med høj risiko for matrixudvaskning. Fosfortabet via makropore-transport er ligeledes sat til 0,1 kg P / ha / år i områder med mellemrisiko for fosfortab via makropore-transport, hvorimod tabet er sat til 1 kg P / ha / år i områder med høj risiko for fosfortab via makropore-transport. For begge tabsveje vurderes etablering af minivådområder med filtermatrice at kunne reducere fosfortabet med 10-20% uafhængigt af risikoklasse. De beregnede reduktioner i fosfortab for hhv. høj og mellemhøj risikoklasse fremgår af tabel 3.51. Idet der ikke kan forudsættes sammenfald mellem de forskellige typer risikoområder (tab jf. hhv. matrixudvaskning og makropore-transport), kan effekterne ikke summeres. Det bemærkes, at reduktioner er opgjort i forhold til størrelsen af drænoplandet. Derudover bemærkes det, at der i forbindelse med opfyldning af flis kan opstå et fosfortab; dette tab er imidlertid ikke inkluderet i effektberegningerne.

Tabel 3.51. Reduktioner i fosfortab via matrixudvaskning og makroporetab for høj og mellemhøj risikoklasse.

Høj risikoklasse			
Reduceret matrixudvaskning (kg P/ha/år)		Reduceret makroporetab (kg P/ha/år)	
Min.	Max.	Min.	Max.
0,05	0,1	0,1	0,2
Mellem risikoklasse			
Reduceret matrixudvaskning (kg P/ha/år)		Reduceret makroporetab (kg P/ha/år)	
Min.	Max.	Min.	Max.
0,01	0,02	0,01	0,02

Det antages her, at minivådområderne er dimensioneret, så arealet af minivådområdet svarer til 0,2% af drænoplandets størrelse; det vil sige, at drænoplandet for minivådområdet på 500 m² er 25 ha, og for minivådområderne på 1.000 og 2.500 m² er drænoplandene hhv. 50 og 125 ha. Med udgangspunkt i denne antagelse kan intervallet for den samlede fosforeffekt for de 3 størrelser minivådområder beregnes som vist i tabel 3.52.

Tabel 3.52 Beregnede reduktioner i fosfortab for minivådområder med filtermatrice.

Vådområde størrelse (m ²)	500		1.000		2.500	
Drænopland (ha)	25		50		125	
	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.
Reduceret tab via matrixudvaskning						
Høj risikoklasse (kg P/år)	1,25	2,50	2,50	5,00	6,25	12,50
Mellemhøj risikoklasse (kg P/år)	0,25	0,50	0,50	1,00	1,25	2,50
Reduceret tab via makroporetransport						
Høj risikoklasse (kg P/år)	2,50	5,00	5,00	10,00	12,50	25,00
Mellemhøj risikoklasse (kg P/år)	0,25	0,50	0,50	1,00	1,25	2,50

Reduktionsomkostningerne for minivådområder kan nu beregnes ved sammenholdelse af de beregnede effekter med de estimerede omkostninger. I tabel 3.53 er reduktionsomkostningerne for minivådområder med pumpe angivet, og i tabel 3.54 er reduktionsomkostningerne for minivådområder uden pumpe angivet. Reduktionsomkostningerne er opgjort i både budget- og velfærdsøkonomiske termer; omregningen er foretaget ved at forhøje de budgetøkonomiske omkostninger med nettoafgiftsfaktoren (1,28). Som det fremgår af tabellerne, er der betydelig variation i de estimerede reduktionsomkostninger afhængig af risikoklasse, hvilken tabsvej der er tale om, om der anvendes minimum eller maksimum effektestimat, og af vådområdets størrelse.

Resultaterne viser, at de budgetøkonomiske reduktionsomkostninger for store minivådområde anlæg uden pumpe placeret i højriskoområder er ca. 5.000 - 19.500 kr. pr. kg P afhængig af, om der er tale om reduceret matrixudvaskning eller makroporetabs, samt om der anvendes maksimum eller minimum estimatet for tabsreduktion. I den anden ende af spekteret ses reduktionsomkostningerne for små minivådområder med pumpe anlagt i mellemrisikoområder at være i intervallet ca. 76.000 - 153.000 kr. pr. kg P. Der er således en betydelig gevinst forbundet med at kunne udpege de rigtige områder (høj risikoområder) og etablere store anlæg.

Reduktionsomkostningerne i tabel 3.53 og tabel 3.54 er beregnet med udgangspunkt i de anlægsrelaterede poster, som der ydes tilskud til i forbindelse med etablering af minivådområder med filtermatrice, herunder 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 excl. disse udgiftsposter. I forlængelse heraf er det dog væsentligt at holde sig for øje, at sammenligning af reduktionsomkostninger excl. 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.

Tabel 3.53. Reduktionsomkostninger for minivådområder med filtermatrice, med pumpe.

Vådområde størrelse (m2)	500		1.000		2.500	
Effektestimat	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.
Opland						
Oplandsareal (ha)	25	25	50	50	125	125
Årlige omkostninger						
Budgetøkonomisk (kr./år)	38.244	38.244	59.347	59.347	122.655	122.655
Velfærdsøkonomisk (kr./år)	48.952	48.952	75.964	75.964	156.999	156.999
Budgetøkonomiske reduktionsomkostninger						
Høj risikoklasse						
Matrixudvaskning (kr./kg P)	30.595	15.297	23.739	11.869	19.625	9.812
Makroporetab (kr./kg P)	15.297	7.649	11.869	5.935	9.812	4.906
Mellemhøj risikoklasse						
Matrixudvaskning (kr./kg P)	152.975	76.487	118.693	59.347	98.124	49.062
Makroporetab (kr./kg P)	152.975	76.487	118.693	59.347	98.124	49.062
Velfærdsøkonomiske reduktionsomkostninger						
Høj risikoklasse						
Matrixudvaskning (kr./kg P)	39.162	19.581	30.385	15.193	25.120	12.560
Makroporetab (kr./kg P)	19.581	9.790	15.193	7.596	12.560	6.280
<i>Mellemhøj risikoklasse</i>						
Matrixudvaskning (kr./kg P)	195.808	97.904	151.927	75.964	125.599	62.799
Makroporetab (kr./kg P)	195.808	97.904	151.927	75.964	125.599	62.799

Tabel 3.54. Reduktionsomkostninger for minivådområder med filtermatrice, uden pumpe.

Vådområde størrelse (m2)	500		1.000		2.500	
Effektestimat	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.
Opland						
Oplandsareal (ha)	25	25	50	50	125	125
Årlige omkostninger						
Budgetøkonomisk (kr./år)	31.511	31.511	50.958	50.958	109.300	109.300
Velfærdsøkonomisk (kr./år)	40.334	40.334	65.227	65.227	139.904	139.904
Budgetøkonomiske reduktionsomkostninger						
Høj risikoklasse						
Matrixudvaskning (kr./kg P)	25.209	12.604	20.383	10.192	17.488	8.744
Makroporetab (kr./kg P)	12.604	6.302	10.192	5.096	8.744	4.372
Mellemhøj risikoklasse						
Matrixudvaskning (kr./kg P)	126.044	63.022	101.916	50.958	87.440	43.720
Makroporetab (kr./kg P)	126.044	63.022	101.916	50.958	87.440	43.720
Velfærdsøkonomiske reduktionsomkostninger						
Høj risikoklasse						
Matrixudvaskning (kr./kg P)	32.267	16.134	26.091	13.045	22.385	11.192
Makroporetab (kr./kg P)	16.134	8.067	13.045	6.523	11.192	5.596
Mellemhøj risikoklasse						
Matrixudvaskning (kr./kg P)	161.336	80.668	130.453	65.227	111.923	55.962
Makroporetab (kr./kg P)	161.336	80.668	130.453	65.227	111.923	55.962

Beregning af reduktionsomkostninger med udgangspunkt i omkostningsestimater excl. udgifter til byggerådgivning, arkæologiske forundersøgelser, og myndighedstilladelser- og gebyrer viser 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. 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.

Referencer

Arias, C.A. and Brix, H. 2005. Phosphorus removal in constructed wetland: can suitable alternative media be identified. *Water Science and Technology*, 51(9), 267-273.

Ballantine, D.J. and 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., C.C. Hoffmann and C. Kjaergaard. 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., C.C. Hoffmann og C. Kjaergaard. 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. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.081>

Christianson, L., A. Bhandari, M. Helmers, K. Kult, T. Sutphin, and R. Wolf. 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., A. Bhandari, and M.J. Helmers. 2012b. A practice-oriented review of woodchip bioreactors for subsurface agricultural drainage. *Appl. Eng. Agric.* 28:861–874. doi:10.13031/2013.42479.

Christianson, L.E., Lepine, C. Sibrell, P.L., Penn, C., & Summerfelt, S.T. 2017. Denitrifying woodchip bioreactor and phosphorus filter pairing to minimize pollution swapping. *Water Research* 121, 129-139.

Egemose, S. 2018. Removal of particulate matter and phosphorus in sand filters treating stormwater and drainage runoff: a case study, *Urban Water Journal*, DOI: 10.1080/1573062X.2018.1479435.

Egemose, S., Sønderup, M.J. Beintin, M.V., Reitzel, K., Hoffmann, C.C. & Flindt, M.R. 2011. Crushed concrete as a phosphate adsorbing material: A potential new management tool. *Journal of Environmental Quality*. 41:647–653 (2012) doi:10.2134/jeq2011.0134.

Hua, G., Salo, M.W., Schmit, C.G. & Hay, C.H. 2016. Nitrate and phosphate removal from agricultural subsurface drainage using laboratory woodchip bioreactors and recycled steel byproduct filters. *Water Research* 102, 180-189.

Hoffmann, C.C. og Kjærgaard. 2017. Kvælstoffjernelse i matricevådområder. *Vand og Jord*, nr.3, 93-96.

Hoffmann, C.C. og Kjærgaard. 2017. Optimeret kvælstoffjernelse i matricevådområder. *Vand og Jord*, nr.3, 101-105.

Hoffmann, C.C. Larsen, S.E. and 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. and 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.

Jacobsen, B.H., Ståhl, L. (2018): Indtjeningsstab 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

IPCC. 2006. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Japan. IGES.

Landbrugsstyrelsen 2019. Minivådområdeordningen 2019.

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., W.D. Robertson, A.J. Gold, D.B. Jaynes, and S.C. Cameron. 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.

Intelligente BufferZoner (IBZ)

Brian Kronvang², Sofie G. W. van't Veen², Dominik Zak², Beate Strandberg² (natur og biodiversitet), Marianne Bruus² (natur og biodiversitet), Nicholas Hutchings¹ (klima), Louise Martinsen⁴ (økonomi) og Berit Hasler⁴ (økonomi)

Fagfællebedømmelse: Carl Christian Hoffmann², Brian H. Jacobsen³ (økonomi) og Michael Friis Pedersen³ (økonomi)

¹ Agroøkologi AU

² Bioscience, AU

³ Fødevare- og Ressourceøkonomi, KU

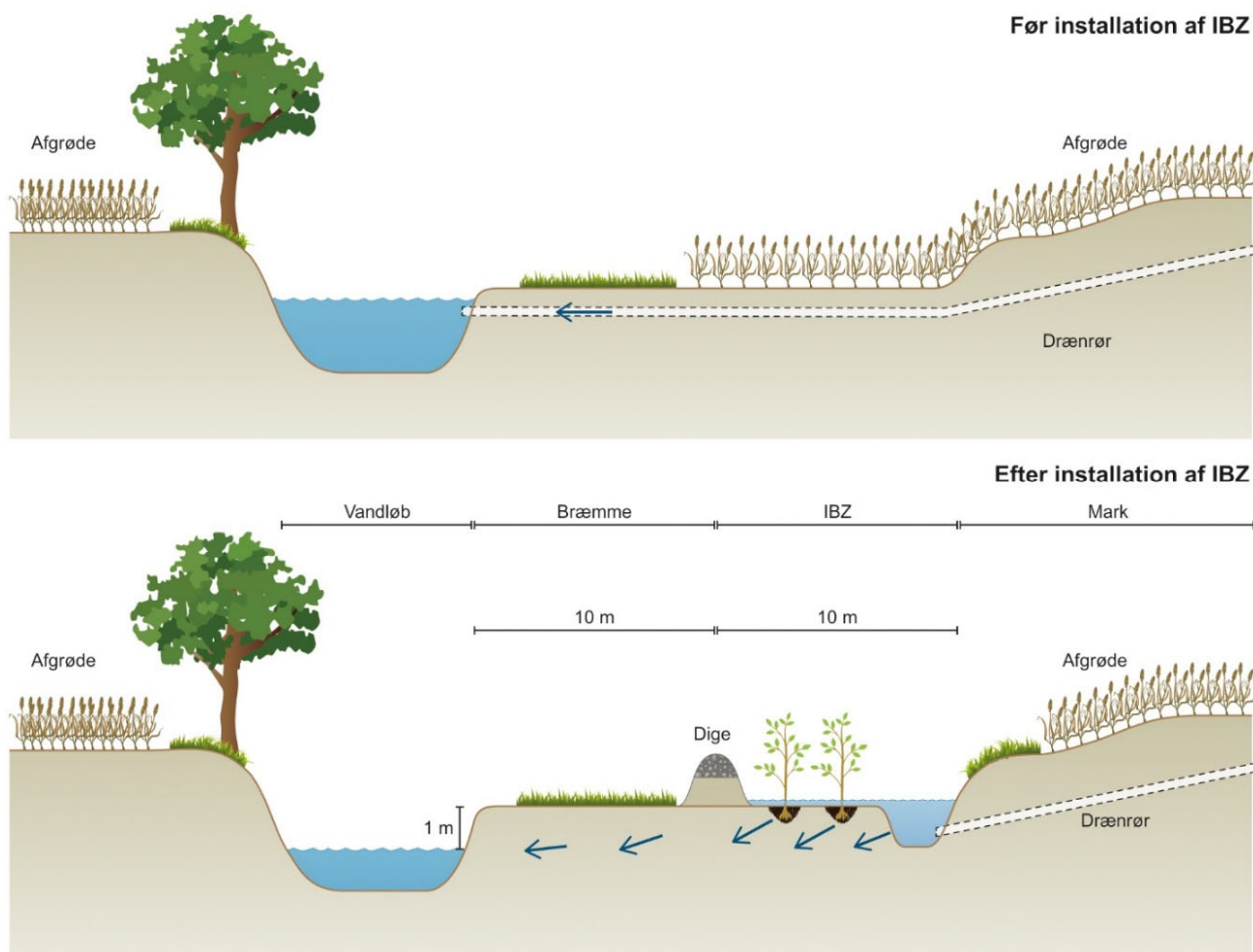
⁴ Miljøvidenskab, AU

Funktion og anvendelse

Intelligente BufferZoner (IBZ) er et drænvirkemiddel, som anvendes i randzonen langs med grøfter og vandløb, samt rundt om søer til afskæring af drænvand og eventuelt overfladisk afstrømmende vand fra skrånende marker. En IBZ består af en dybere grøft og en lavvandet infiltrationszone (figur 3.12). Den intelligente bufferzone virker ved at drænvandet, samt eventuelt overfladisk afstrømmende vand fra marken, skal passere gennem IBZ'ens åbne vanddel, hvorved vandets opholdstid forlænges og partikelbundet fosfor kan tilbageholdes ved sedimentation. Desuden kan opløst fosfat blive optaget i planter og træer i IBZ-anlægget, og der kan ske en adsorption af opløst fosfat til frie bindingsflader i anlæggets sediment. En del af drænvandet vil fra den åbne vanddel af IBZ'en kunne infiltrere gennem en anlagt infiltrationszone, hvor vandet nedsiver og strømmer gennem jorden i randzonen bag IBZ-anlægget mod vandløb. I infiltrationszonen kan der ske en frigivelse af opløst fosfat fra jordens labile jernbundne fosforpulje. Som det ses i figuren, skal en IBZ anlægges i en afstand på minimum 10 m til grøfter, vandløb og søer. Denne udyrkede zone er anlagt for at sikre at vand, der infiltrerer i anlægget, skal passere i jorden gennem randzonen, inden det når til vandløbet. Dette vil optimere kvælstoffjernelsen. Desuden vil den 10 m udyrkede zone kunne bremse og muligvis infiltrere vand, der eventuelt bryder gennem anlægget via præferentielle strømningsveje eller egentlige huller.

Inden IBZ'en anlægges, skal der gennemføres en feltkontrol af de lokale dræningsforhold, hældningsforhold, samt målinger af drænvandets koncentration af total-fosfor, hvis anlæggets evne til at tilbageholde fosfor skal optimeres. Et IBZ-anlæg kan typisk etableres ved at afskære flere smådræn eller et større drænsystem, men samler oftest drænvand fra op til 25 ha drænopland. Desuden kan et IBZ-anlæg anlægges med henblik på at stoppe overfladisk afstrømning enten alene eller sammen med rensning af drænvand.

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 kan der ske en filtrering af kolloidbundet fosfor ved infiltrationen af vand gennem infiltrationszonen og en adsorption af opløst uorganisk fosfat til frie bindingsflader i sedimentet i IBZ'en.



Figur 3.12. Konceptet bag installation af en Intelligent BufferZone (IBZ) i randzonen langs i dette tilfælde et vandløb (fra van't Veen et al., 2019). IBZ'en består af en dybere grøft i den første del af anlægget mod marken, hvor dræn(ene) fra marken er afskåret. IBZ'en har i bagenden af anlægget mod vandløbet et lavvandet plateau med plantede træer (infiltrationszonen). I infiltrationszonen kan drænvandet fra IBZ'en infiltrere jorden og derfra strømme gennem 10 m randzonen bagved IBZ'en til vandløb/sø.

Effekt på fosfortab

Den Intelligente BufferZone (IBZ) er et virkemiddel, hvis effekt mod fosfortab først og fremmest bygger på, at IBZ'en opsamler fosfor tabt fra det bagvedliggende opland via dræn. Fosfor udledes via dræn både som opløst fosfor og som partikulært bundet fosfor, og det kan være kommet frem til drænet både via afstrømning via makroporer til dræn og via matrixafstrømning. Hvis arealet, der leder vand til IBZ'en, har tilstrækkelig hældning, vil IBZ'en også kunne opsamle fosfor, der ledes dertil via overfladeafstrømning og erosion. Fosforgødsning vil ophøre på det areal, som udlægges til IBZ, men det forventes ikke at have en effekt på fosfortabet. Arealer med forhøjet risiko for fosfortab via matriceudvaskning og via makroporetransport er kortlagt landsdækkende (Andersen og Heckrath, under forberedelse).

Effekten mod fosfortab i IBZ-anlægget opnås, når drænvandet (og det overfladisk afstrømmende vand hvis anlægget er designet til også at modtage sådanne bidrag), der ellers ledes direkte ud til overfladevand afskæres fra drænsystemet og ledes ind i IBZ-anlægget gennem et eller flere drænrør. I IBZ-anlægget vil der ved drænvandets forlængede opholdstid i vådområdedelen

af anlægget ske en sedimentation af partikelbundet fosfor. I den åbne del af IBZ'en er der både vandplanter i grøften og græsser og træer oven på infiltrationszonen, som optager opløst uorganisk fosfor i plantebiomassen. En del af dette fosfor frigives igen ved planternes henfald i efterår og vinter, men det vil også være muligt at fjerne fosfor fra anlægget ved høst af biomasse (se virkemiddelbeskrivelsen Fjernelse af biomasse i randzoner og engarealer). Endelig kan der ske en filtrering af kolloidbundet fosfor ved infiltrationen af vand gennem infiltrationszonen og en sorption af opløst fosfat til frie bindingsflader i sedimentet i IBZ'en.

Danske undersøgelser af fosfortilbageholdelse i IBZ-anlæg er foretaget i fire anlæg, hvoraf to var eksperimentelle anlæg hver bestående af to mindre enheder og to fuldskalaanlæg (Kronvang et al., 2017; Zak et al., 2018; v'ant 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 igennem et år i de to fuldskalaanlæg, samt i henholdsvis et og to år i de 2 eksperimentelle anlæg. I det ene eksperimentelle anlæg ved Fillerup er målingerne gennemført efter hhv. et og fire års drift af anlægget. Der er ikke gennemført direkte målinger af IBZ-anlæggenes betydning for tilbageholdelse af fosfor fra overfladisk afstrømning på de tilstødende marker. Det forventes dog, at en IBZ vil være meget effektiv for tilbageholdelse af fosfor transporteret med overfladisk afstrømning, da målinger viser, at partikelbundet fosfor udgør langt den største andel af totalfosforkoncentrationen i overfladisk afstrømmende vand fra marker (Kronvang et al., 2020). I et anlæg ved Spjald blev der målt, hvor meget total-fosfor, der strømmer fra den tilstødende mark til IBZ'en, og det kunne opgøres til 1.39 kg P/ha (Zak et al., 2019). Det meste af denne mængde vil formentligt blive tilbageholdt i en IBZ, da det hovedsageligt var partikelbundet fosfor.

Målingerne af fosforeffekten (dvs. effektiviteten angivet som procent tilbageholdt fosfor af det fosfor, som drænet fører ind i anlægget) i de etablerede danske IBZ-anlæg viser, at der er en vis variation i total-fosfor-effekten fra år til år. Det skyldes, at både de tilførte mængder og den form, fosfor findes på i drænvandet, har stor betydning for IBZ-anlæggets effekt. Da både mængden af fosfor, der strømmer til, og den form, fosfor findes på, kan variere ganske betydeligt både fra sted til sted og fra år til år, vil effekter af et IBZ-anlæg variere betydeligt. Den målte årlige tilbageholdelsesrate af fosfor ($\text{g P} / \text{m}^2$ anlæg) varierer derfor også en del – aktuelt med en faktor 2 - i de anlæg, hvor der findes mere end et års målinger.

Den årlige effektivitet er tidligere anslået til minimum 30-50% på baggrund af målingerne i et år i de to eksperimentelle anlæg (Kronvang et al., 2018). På baggrund af erfaringerne fra de 2 eksperimentelle anlæg blev de to fuldskalaanlæg anlagt ud fra en optimal dimensionering mellem drænoplandet størrelse og længde af IBZ'en og en ændring af afløbets placering i IBZ'en. De nyeste målinger i det ene eksperimentelle anlæg og de to fuldskalaanlæg har vist en højere effektivitet end i det første års målinger fra de to eksperimentelle anlæg (tabel 3.55). Det vurderes således nu, at den årlige minimums-fosforeffekt af en IBZ, der er rigtigt placeret og konstrueret, vil være på 30-70%. Flere målinger af fosfortilbageholdelsen i IBZ'er er nødvendige for at kunne vurdere effektiviteten mere præcist.

Tabel 3.55. Oversigt over de danske resultater med anlæggelse af Intelligente BufferZoner (IBZ'er).

IBZ anlæg	Måleperiode	Total P-retention (g P/m ² /måned)	Total P effektivitet (%)	Hydraulisk opholdstid (dage)
Fillerup IBZ1, eksperimentelt anlæg	juli 15-juni 16	0,17	45	3,8
Fillerup IBZ2, eksperimentelt anlæg	juli 15-juni 16	0,15	59	4,5
Fillerup IBZ1, eksperimentelt anlæg	juli 17-juni 18	0,32	68	1,7
Fillerup IBZ2, eksperimentelt anlæg	juli 17-juni 18	0,37	74	3,3
Sillerup, fuldskalaanlæg	okt 17-sep 18	0,09	59	4,5
Lillerup, fuldskalaanlæg	jan 18-jan 19	-0,03	-74	9,2
Spjald IBZ1, eksperimentelt anlæg	sep 15 – jun 16*	0,55	37	6,9
Spjald IBZ2, eksperimentelt anlæg	sep 15 – jun 16*	0,49	31	6,4

Udenlandske erfaringer

Der findes endnu ingen udenlandske resultater med målinger af massebalancer for vand- og næringsstoffer gennem et helt år. I Sverige er der målt på effekten af IBZ'er over nogle få dage med tilsætning af opløst fosfat til drænvandet. Her blev der i løbet af en forsøgsperiode på 9 dage fundet en fosforeffektivitet på 60-70% og 80-90% for henholdsvis en leret og sandet IBZ (Feurbach & Strand, 2015). De svenske resultater stammer dog fra et forsøg med urealistisk høje koncentrationer af opløst fosfat i indløbsvandet (> 1 mg P/l), som meget sjældent kan findes i drænvand. Det vides desuden, at der i efteråret 2018 er startet et nyt IBZ-demonstrationsanlæg i Slesvig-Holstein i nærheden af Kiel, hvor der måles på vand- og næringsstofbalancer.

Effekt i tid og rum

Målingerne af fosforeffektiviteten i de etablerede danske IBZ-anlæg viser, at der er meget stor variation gennem året. Det er især mængde og sammensætningen af fosfor i indløbsvandet, som har betydning for fosforeffekten i vådområdedelen af IBZ-anlægget, hvor fosfortilbageholdelsen sker. I et af de anlæg, hvorfra der findes målinger (IBZ Lillerup), er der målt en netto-eksport af fosfor fra IBZ-anlægget. Målingerne fra dette anlæg viser, at det modtager ekstremt lave fosforbelastninger med drænvandet - både pga. et meget tørt år (2018) og en meget lille tilførsel af partikelbundet fosfor fra et mindre drænopland (ca. 5 ha). Det er derfor vigtigt at sikre, at IBZ'en anlægges i et område, der modtager tilstrækkeligt fosfor på partikelbundet form for at opnå en effektiv fjernelse af fosfor.

Fosforeffektiviteten i IBZ-anlæggets vådområde er typisk størst i perioder med lille tilførsel og stort biologisk optag (60-90%) og mindst i vinterhalvåret (10-30%). I infiltrationsdelen af IBZ'en er fosforeffekten mere variabel mellem de enkelte IBZ-anlæg og kan i nogle tilfælde være negativ som i Lillerup IBZ i det meste af året. Der har også i nogle anlæg været en direkte proportional tilbageholdelse af fosfor med størrelsen af vandets infiltrationsrate i IBZ-anlægget.

Overlap i forhold til andre virkemidler.

IBZ-anlæg kan anskues som et supplement til mini-vådområder, da de typisk kan etableres på mindre drænsystemer (<25 ha), og hvor der er en rimeligt stor terrænhældning på marken (>4°) i den nedre del mod vandløb og sø. I forhold til de normalt anvendte randzoner som virkemiddel mod fosfortab er der ikke overlap. Denne type randzone kan nemlig ikke tilbageholde fosfor fra drænvand, fordi eventuelle dræn vil lede fosfor under randzonen og direkte ud i vandløbet eller søen. Mht. fosfortab via overfladisk afstrømning så vil både randzoner og IBZ kunne sættes ind i det samme område. IBZ-anlæg

vil ofte være et mere effektivt virkemiddel mod fosfortab via overfladisk afstrømning end selv brede randzoner, og det vil samtidig være lettere at bortgrave og genanvende fosfor på et senere tidspunkt fra et IBZ-anlæg end fra en randzone. De mættede randzoner forventes at skulle anlægges de samme steder som IBZ-anlæg, og derfor er der overlap mellem disse virkemidler. Især for fosfor må det dog antages, at IBZ-anlæg er et mere sikkert virkemiddel end mættede randzoner.

Sikkerhed på data

De foreliggende forsøg med anlæggelse af IBZ'er dækker over i alt to forsøgsanlæg med to replikat-anlæg hvert sted, mens der kun er anlagt og testet to fuldskala-anlæg. I de fleste tilfælde er der også kun gennemført målinger af fosforeffekten igennem et år. Da der er en meget stor variation i de opgjorte årlige fosforeffekter, må der stadigvæk siges at være en vis usikkerhed på det angivne estimat af minimumseffekten. Derfor vil flere målinger i flere anlæg kunne medvirke til at få et mere sikkert estimat af fosforeffekten især under forskellige drænforhold og mængde og form af fosfor, der strømmer i drænvand, samt under andre klimaforhold, jordbundsforhold, mv. Desuden er der især behov for at teste anlæggets effekt overfor fosfortab med overfladisk afstrømning og i den forbindelse også undersøge betydningen for anlæggets levealder, når det både skal opsamle fosfor fra drænvand og overfladisk afstrømning fra marken.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Der bør foretages en yderligere overvågning af effekterne af nye IBZ-anlæg, som etableres, samt en opfølgende overvågning af de gamle anlæg for at opnå solide erfaringer med IBZ-anlæg og deres effektivitet både som nyetablerede og over tid.

Forudsætninger og potentiale

En intelligent bufferzone anvendes forventeligt bedst til mindre drænedes oplande og ved foden af skrånende marker – gerne hvor flere mindre dræn kan kobles til et IBZ-anlæg. For at opnå en god effekt er det afgørende at sikre, at drænvandet har et normalt tab af total-fosfor. Desuden skal en betydelig del heraf være i form af partikelbundet fosfor. 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. Det kan måske blive nødvendigt med en hyppigere opgravning ud for indløbsrøret af aflejret sand, hvis drænet har en stor materialetransport. Hvis det ikke sker vil sandaflejringerne 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 afsluttet en kortlægning af, hvor IBZ'er potentielt kan anlægges i Danmark til rensning af drænvand (august 2019).

Der mangler stadig 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 og 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 det 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

Kvælstof

Virkemidlet har i de fleste tilfælde også en god effekt for kvælstofomsætningen, som det er beskrevet i Van't Veen et al. (2019). Det er anslået, at et IBZ-anlæg, der er anlagt efter forskrifterne i manualen (reference), typisk vil kunne omsætte minimum 20-40% af det kvælstof, som tilføres anlægget med drænvandet.

Klima

Hvis IBZ-anlæg er tomme for vand om sommeren pga. manglende drænafløbstrømning, hvilket ofte er tilfældet, vil vandmagasinet i en IBZ kunne virke som et forsinkelsesbassin i forbindelse med skybrud i oplandet.

IBZ-anlæg kan i princippet være lattergas- og metan-emissionskilder, men da empiriske data er fraværende, antager man, at emissionen er begrænset. I tilfælde hvor det bliver nødvendigt at opgrave aflejret sediment, vil der være et tilhørende fossilenergiforbrug.

Natur og biodiversitet

Forventningen er, at der med virkemidlet kan opnås biodiversitetsmæssige fordele, idet det tilfører heterogenitet til den ripariske zone, der kan være meget artsrig (fx Hille et al. 2018, 2019, Zak et al. 2019), noget som ikke findes på en mark i omdrift. Dog forventes plantediversiteten at være begrænset af tilstrømningen af næringsstoffer (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 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. Afhængigt af hvilke(n) træarter bufferzonen beplantes med kan der være positive effekter for især insektlivet. Pil vil fx kunne give pollen og nektar til bestøvende insekter i det tidlige forår, hvor der generelt mangler føde i landbrugslandskabet.

Tabel 3.56. Forventede effekter af virkemidlet "IBZ" på natur og biodiversitet. Vurderingen af effekten af virkemidlet i forhold til blomstersøgende insekter dvs. vilde bier, svirreflugter, sommerfugle m.fl. forudsætter at føderessourcen ikke er anvendes til honningproduktion.

Jordbundsfauna	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

Da et IBZ-anlæg vil opfange den jord, som føres med dræn og overfladisk materiale fra de tilstødende marker, vil anlægget kunne beskytte vandløb for modtagelse af en del sediment, der ellers vil kunne øge sedimenttransporten og eventuelt ødelægge gydepladser mv. for laks og ørred. Betydningen af dette vil variere meget både lokalt og i tid. Men der er i det ene eksperimentelle anlæg blevet fanget en meget stor mængde sand i anlægget. Desuden har vi i et eksperimentelt anlæg ved Spjald målt hvor meget sediment, der strømmer fra den tilstødende mark til IBZ'en, og der var her tale om en relativt stor mængde af sediment (56 kg ha^{-1}) (Zak et al., 2019). Heraf ville det meste formentligt være tilbageholdt i IBZ'en.

Skadegørere og pesticider

Et IBZ-anlæg vil også kunne tilbageholde pesticider fra marken, der ellers ville være tilført vandløb med drænvand og overfladisk afstrømning som sedimentbundne stoffer. Forventeligt vil det meste af dette blive tilbageholdt i et IBZ-anlæg.

Økonomi

Omkostningerne forbundet med etablering af Intelligente BufferZoner (IBZ) består af anlægsomkostninger, vedligeholdelsesomkostninger, samt indkomstab forbundet med udtagning af landbrugsjord. Der antages ikke at være behov for løbende pleje af IBZ-anlæg.

I det følgende regnes der på 2 forskellige størrelser IBZ-anlæg; ét med en længde på 37,5 m og et med en længde på 75 m. Formålet med at gennemføre beregninger for to anlægsstørrelser er at belyse potentielle størrelsesøkonomiske effekter. For begge anlægsstørrelser antages bredden af anlægget at være 20 m.

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. Omkostningerne forbundet med udtagning af landbrugsjord for de 2 størrelser IBZ-anlæg fremgår af tabel 3.57, hvor størrelsen af det udtagne landbrugsareal for hvert af anlæggene også fremgår. Omkostningerne er beregnet både i budgetøkonomiske og velfærdsøkonomiske priser, hvor de velfærdsøkonomiske omkostninger er beregnet ved at forhøje de budgetøkonomiske omkostninger med nettoafgiftsfaktoren (se evt. Bilag 1 for en beskrivelse af beregningstilgang).

Tabel 3.57. Omkostning forbundet med udtagning af landbrugsjord ved etablering af IBZ med længder på hhv. 37,5 og 75 m

Længde af IBZ (m)	37,5	75
Bredde af IBZ (m)	20	20
Størrelse af udtaget areal (ha)	0,075	0,15
Budgetøkonomiske omkostninger		
Indtjeningstab (kr./ha/år):	1.883	1.883
Indtjeningstab (kr./år/IBZ)	141	282
Velfærdsøkonomiske omkostninger		
Indtjeningstab (kr./ha/år):	2.411	2.411
Indtjeningstab (kr./år/IBZ)	181	362

Anlægsomkostningerne for anlæg af IBZ-anlæg er opgjort af van't Veen et al. (2019), og det er omkostningerne herfra, der i det følgende lægges til grund for beregningen af reduktionsomkostningerne for de to størrelser IBZ-anlæg. Anlægsomkostningerne fremgår af tabel 3.58, hvor både de samlede anlægsomkostninger og de årlige omkostninger er opgjort. Omregningen til årlige omkostninger er baseret på en diskonteringsrente på 4% og med udgangspunkt i en tidshorisont på 20 år. Omkostningerne er præsenteret både i budget- og velfærdsøkonomiske termer. Som det fremgår af tabellen, antages omkostningerne for etablering af 7,5 m IBZ-anlæg at være 50% højere for det lille anlæg end for det store anlæg; dette skyldes primært, at der er en del størrelsesuafhængige startomkostninger forbundet med anlægsarbejdet, eksempelvis flytning af maskiner. Hvis anlægsstørrelsen øges yderligere end de 75 m, f.eks. til 150 m, kan der derfor ikke nødvendigvis forventes samme relative reduktion i omkostningerne, som der ses når længden øges fra 37,5 m til 75 m.

Tabel 3.58. Årlige anlægsomkostninger for etablering af IBZ med længder på hhv. 37,5 og 75 m.

Længde (m)	37,5	75
Pris pr. 7,5 m (kr.)	15.000	10.000
Budgetøkonomiske omkostninger		
Samlet pris (kr.)	75.000	100.000
kr./år (4%;20 år)	5.519	7.358
Velfærdsøkonomiske omkostninger		
Samlet pris (kr.)	96.000	128.000
kr./år (4%;20 år)	7.064	9.418

Tilførsel af sediment via dræn og /eller overfladisk afstrømning betyder, at der kan være behov for vedligehold i form af opgravning af sediment fra IBZ-anlægget. Hvor ofte det vil være nødvendigt med opgravning af sediment afhænger af sandtransporten i dræn og sandtilførslen via overfladisk afstrømning. For at afspejle den betydelige variation, der forventes at være afhængig af de mere lokalitetsspecifikke forhold, regnes der på to scenarier i forhold til hyppigheden af behovet for bortgravning af sediment. I det første scenarie antages IBZ-anlægget at være anlagt i et område, hvor sandtilførslen via dræn og overfladisk afstrømning er lav, og der er derfor kun behov for bortgravning af sediment hvert 15. år. Det vil sige, at der i dette scenarie er behov for bortgravning af sediment én gang, når der anlægges en 20-årig tidshorisont. I det andet scenarie antages anlægget anlagt i et område, hvor der er en høj tilførsel af sand fra dræn og /eller overfladisk afstrømning, og her er der derfor behov for bortgravning af sediment hvert 5. år. Det vil sige, at der i dette scenarie er behov for bortgravning af sediment 3 gange, når der anlægges en 20-årig tidshorisont, hhv. i år 5, år 10 og år 15.

Idet IBZ-anlæggene dybest set svarer til langstrakte grøfter, antages det, at bortgravning af sediment er en relativt ukompliceret opgave, der kan klares med en rendegraver eller en traktor monteret med passende udstyr. I den videre beregning antages det, at bortgravningen foretages med en rendegraver, og at prisen for en rendegraver (incl. fører) er omkring 600 kr. per time. Tidsforbruget per anlæg anslås at være ca. 6 timer for det lille anlæg og 9 timer for det store. At tidsforbruget ikke er direkte proportionalt med anlægsstørrelsen

skyldes, at tidsforbruget til transport er uafhængigt af anlægsstørrelse. Udgiften per opgravning bliver dermed ca. 3.600 kr. for det lille anlæg og ca. 5.400 kr. for det store anlæg. De samlede omkostninger til bortgravning af sediment er beregnet ved først at fremskrive omkostningerne for de enkelte bortgravninger med en inflation på 2 % for at beregne størrelsen af udgiften på bortgravningstidspunkterne. Nutidsværdien af omkostningerne beregnes herefter ved at tilbagediskontere de prisjusterede beløb over de relevante tidshorisonter med en diskonteringsrente på 4 %. De samlede bortgravningsomkostninger beregnes som summen af nutidsværdierne for de 1-3 opfyldninger (afhængig af scenarie). De årlige omkostninger til bortgravning af sediment beregnes afslutningsvist ved at fordele de samlede omkostninger ud over tidshorisonten på 20 år med en diskonteringsrente på 4 %. De beregnede årlige omkostninger forbundet med bortgravning af sediment fremgår af tabel 3.59.

Tabel 3.59. Årlige vedligeholdelsesomkostninger for IBZ-anlæg.

IBZ længde (m)	37,5	37,5	75	75
Sedimenttilførsel	Høj	Lav	Høj	Lav
Antal bortgravninger:	3	1	3	1
Pris per bortgravning (kr.)	3.600	3.600	5.400	5.400
Bortgravningsomkostninger i alt (kr.)	8.922	2.690	13.383	4.035
Årlige omkostninger (kr./år)	656	198	985	297

Fosfortabseffekten af IBZ-anlæggene beregnes med udgangspunkt i de estimerede fosfortab i tabel 1.1 i det indledende konceptkapitel, og de procentvise reduktioner for virkemidlet angivet i tabel 1.2 i samme kapitel. IBZ kan have en reducerende effekt på fosfortab via erosion, matrixudvaskning og makroporetransport, og effekten er afhængig af områdets risikoklasse.

Fosfortabet via jorderosion er negligibelt i lavrisikoområder, hvorimod det er sat til 0,1 kg P/ha/år og 2 kg P/ha/år for områder med hhv. mellem og høj risiko for fosfortab via jorderosion. For begge risikoklasser vurderes etablering af IBZ-anlæg at kunne reducere fosfortabet via erosion med 100%. For højrisikoområder i fht. matrixudvaskning er fosfortabet sat til 0,5 kg P/ha/år, og for mellemrisikoområder er tabet sat til 0,1 kg P/ha. For begge risikoklasser vurderes etablering af IBZ-anlæg at kunne reducere fosfortabet via matrixudvaskning med 30-70 %. Fosfortabet via matrixudvaskning er sat til nul for lavrisikoområder. Fosfortabet via makroporetransport er sat til 1 kg P/ha/år i områder med høj risiko for tab via makroporetransport, hvorimod det er sat til 0,1 kg P/ha/år i mellemrisikoområder. For begge risikoklasser vurderes etablering af IBZ-anlæg at kunne reducere fosfortabet via makroporetransport med 30-70 %. Fosfortabet via makroporetransport er sat til nul for lavrisikoområder. På baggrund af disse oplysninger om fosfortab og reduktionspotentialer for forskellige tabsveje og risikoklasser kan reduktionerne i fosfortab som vist i tabel 3.60.

Reduktionerne i tabel 3.60 er opgjort i forhold til størrelsen af drænoplanet, som afhænger af længden af IBZ anlægget. Mere specifikt så antages der at være 1 ha drænoplanet per 7,5 m IBZ, hvilket svarer til at der er 0,13 ha drænoplanet/m IBZ. For det lille anlæg med en længde på 37,5 m kan størrelsen af drænoplanet dermed beregnes til 5 ha, og for det store anlæg med en længde på 75 m kan størrelsen af drænoplanet beregnet til 10 ha.

Tabel 3.60. Reduktioner i fosfortab for høj og mellemhøj risikoklasse.

Høj risikoklasse				
Reduceret erosion (kg P/ha/år)	Reduceret matrixudvaskning (kg P/ha/år)		Reduceret makroporetabs (kg P/ha/år)	
	Min.	Max.	Min.	Max.
2	0,15	0,35	0,3	0,7

Mellemhøj risikoklasse				
Reduceret erosion (kg P/ha/år)	Reduceret matrixudvaskning (kg P/ha/år)		Reduceret makroporetabs (kg P/ha/år)	
	Min.	Max.	Min.	Max.
0,1	0,03	0,07	0,03	0,07

Med udgangspunkt i de beregnede tabsreduktioner (tabel 3.60) og drænoplandenes størrelse kan den samlede fosforreduktion afhængig af risikoområde og risikoklasse beregnes for de to anlæg. De beregnede reduktioner fremgår af tabel 3.61.

Tabel 3.61. Beregnede reduktioner i fosfortab for IBZ med længder på hhv. 37,5 og 75 m.

IBZ længde (m)	37,5		75	
Drænopland (ha)	5	10	5	10
	Min.	Max.	Min.	Max.
Erosion - effekt				
Højrisikoklasse (kg P/år)	10	20	10	20
Mellemhøjrisikoklasse (kg P/år)	0,5	1	0,5	1
Matrixudvaskning - effekt				
Højrisikoklasse (kg P/år)	0,75	1,50	1,75	3,50
Mellemhøjrisikoklasse (kg P/år)	0,15	0,30	0,35	0,70
Makroporetabs - effekt				
Højrisikoklasse (kg P/år)	1,5	3,00	3,5	7,00
Mellemhøjrisikoklasse (kg P/år)	0,15	0,30	0,35	0,70

Reduktionsomkostningerne for IBZ-anlæggene kan nu beregnes ved at sammenholde de beregnede omkostninger med de beregnede effekter. I tabel 3.62 og 3.63 ses de beregnede reduktionsomkostninger for en IBZ med en længde på 75 m med hhv. lav og høj sandtilførsel, og i tabel 3.64 og 3.65 ses de tilsvarende reduktionsomkostninger for en IBZ med en længde på 37,5 m. De i tabellerne angivne omkostninger er beregnet som summen af anlægsomkostninger, vedligeholdelsesomkostninger, og omkostninger forbundet med udtagning af landbrugsjord. Det bemærkes her, at eventuelle udgifter relateret til f.eks. konsulentbistand, forundersøgelser og tilladelser *ikke* er inkluderet i opgørelsen af omkostninger. Dette skyldes, at der ikke findes viden/data vedrørende relevans og størrelsesorden for disse poster. Det ses af tabellerne, at der er lavere reduktionsomkostninger for det store anlæg end det lille, og derudover ses der for alle 3 tabsveje at være en signifikant forskel i reduktionsomkostningerne afhængigt af, om IBZ-anlægget etableres i høj eller mellemhøj risikoområde.

Tabel 3.62. Reduktionsomkostninger for IBZ-anlæg med længde på 75 m (lav sandtilførsel). Reduktionsomkostninger for IBZ-anlæg med længde på 75 m (lav sandtilførsel).

	Høj risikoklasse Min.	Høj risikoklasse Max.	Mellemhøj risikoklasse Min.	Mellemhøj risikoklasse Max
Omkostninger				
Budgetøkonomisk (kr./år)	7.938	7.938	7.938	7.938
Velfærdsøkonomisk (kr./år)	10.160	10.160	10.160	10.160
Opland				
Oplandsareal (ha/IBZ)	10	10	10	10
Effekter				
Erosion (kg P/år)	20	20	1	1
Matrixudvaskning (kg P/år)	1,5	3,5	0,3	0,7
Makroporetab (kg P/år)	3	7	0,3	0,7
Budgetøkonomiske reduktionsomkostninger				
Erosion (kr./kg P)	397	397	7.938	7.938
Matrixudvaskning (kr./kg P)	5.292	2.268	26.459	11.339
Makroporetab (kr./kg P)	2.646	1.134	26.459	11.339
Velfærdsøkonomiske reduktionsomkostninger				
Erosion (kr./kg P)	508	508	10.160	10.160
Matrixudvaskning (kr./kg P)	6.773	2.903	33.867	14.514
Makroporetab (kr./kg P)	3.387	1.451	33.867	14.514

Tabel 3.63. Reduktionsomkostninger for IBZ-anlæg med længde på 75 m (høj sandtilførsel).

	Høj risikoklasse Min.	Høj risikoklasse Max.	Mellemhøj risikoklasse Min.	Mellemhøj risikoklasse Max
Omkostninger				
Budgetøkonomisk (kr./år)	8.625	8.625	8.625	8.625
Velfærdsøkonomisk (kr./år)	11.040	11.040	11.040	11.040
Opland				
Oplandsareal (ha/IBZ)	10	10	10	10
Effekter				
Erosion (kg P/år)	20	20	1	1
Matrixudvaskning (kg P/år)	1,5	3,5	0,3	0,7
Makroporetab (kg P/år)	3	7	0,3	0,7
Budgetøkonomiske reduktionsomkostninger				
Erosion (kr./kg P)	431	431	8.625	8.625
Matrixudvaskning (kr./kg P)	5.750	2.464	28.751	12.322
Makroporetab (kr./kg P)	2.875	1.232	28.751	12.322
Velfærdsøkonomiske reduktionsomkostninger				
Erosion (kr./kg P)	552	552	11.040	11.040
Matrixudvaskning (kr./kg P)	7.360	3.154	36.802	15.772
Makroporetab (kr./kg P)	3.680	1.577	36.802	15.772

Tabel 3.64. Reduktionsomkostninger for IBZ-anlæg med længde på 37,5 m (lav sandtilførsel).

	Høj risikoklasse Min.	Høj risikoklasse Max.	Mellemhøj risikoklasse Min.	Mellemhøj risikoklasse Max
Omkostninger				
Budgetøkonomisk (kr./år)	5.858	5.858	5.858	5.858
Velfærdsøkonomisk (kr./år)	7.498	7.498	7.498	7.498
Opland				
Oplandsareal (ha/IBZ)	5	5	5	5
Effekter				
Erosion (kg P/år)	10	10	0,5	0,5
Matrixudvaskning (kg P/år)	0,75	1,75	0,15	0,35
Makroporetab (kg P/år)	1,5	3,5	0,15	0,35
Budgetøkonomiske reduktionsomkostninger				
Erosion (kr./kg P)	586	586	11.716	11.716
Matrixudvaskning (kr./kg P)	7.810	3.347	39.052	16.737
Makroporetab (kr./kg P)	3.905	1.674	39.052	16.737
Velfærdsøkonomiske reduktionsomkostninger				
Erosion (kr./kg P)	750	750	14.996	14.996
Matrixudvaskning (kr./kg P)	9.997	4.285	49.987	21.423
Makroporetab (kr./kg P)	4.999	2.142	49.987	21.423

Tabel 3.65. Reduktionsomkostninger for IBZ-anlæg med længde på 37,5 m (høj sandtilførsel).

	Høj risikoklasse Min.	Høj risikoklasse Max.	Mellemhøj risikoklasse Min.	Mellemhøj risikoklasse Max
Omkostninger				
Budgetøkonomisk (kr./år)	6.316	6.316	6.316	6.316
Velfærdsøkonomisk (kr./år)	8.085	8.085	8.085	8.085
Opland				
Oplandsareal (ha/IBZ)	5	5	5	5
Effekter				
Erosion (kg P/år)	10	10	0,5	0,5
Matrixudvaskning (kg P/år)	0,75	1,75	0,15	0,35
Makroporetab (kg P/år)	1,5	3,5	0,15	0,35
Budgetøkonomiske reduktionsomkostninger				
Erosion (kr./kg P)	632	632	12.633	12.633
Matrixudvaskning (kr./kg P)	8.422	3.609	42.109	18.047
Makroporetab (kr./kg P)	4.211	1.805	42.109	18.047
Velfærdsøkonomiske reduktionsomkostninger				
Erosion (kr./kg P)	808	808	16.170	16.170
Matrixudvaskning (kr./kg P)	10.780	4.620	53.899	23.100
Makroporetab (kr./kg P)	5.390	2.310	53.899	23.100

Afslutningsvist bemærkes det, at der i beregningen af omkostningerne forbundet med udtagning af landbrugsjord ikke er taget højde for, at der for en stor andel af vandløbs vedkommende allerede i udgangssituationen vil være

udlagt en 2 m bred dyrkningsfri bræmme. I disse tilfælde vil de her estimerede udtagningsomkostninger overestimere de reelle omkostninger, idet der her regnet med, at der mistes landbrugsproduktion på alle 20 m, hvorimod der i praksis ofte kun vil være tale om 18 m. Effekten i forhold til størrelsen af de estimerede reduktionsomkostninger er dog så lille, at det i praksis ikke har nogen betydning om der regnes med udtagning af enten 18 m eller 20 m. I tilfælde, hvor der kun er tale om udtagning af 18 m fremfor 20 m vil reduktionsomkostningerne således falde med under 0,5 % i forhold til reduktionsomkostningerne præsenteret i tabel 3.62 til tabel 3.65. Den lille betydning skyldes, at omkostningerne forbundet med udtagning af landbrugsjord udgør en relativt lille andel af de totale omkostninger (mellem 2 og 4 %), samt at ændringen kun medfører en reduktion af de udtagningsrelaterede omkostninger på 10 %.

Referencer

Andersen, H.E. og Heckrath, G. (red.). Fosforkortlægning af dyrkningsjord og vandområder i Danmark. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. - Rådgivningsrapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi (under forberedelse)

Briones, MJI, 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.

Feurbach, P och Strand, J. 2015. Integrerade Skyddszoner. Hushållningssällskapet Halland: 20 s.

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., Baattrup-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, JM, Reynolds, CR. 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.

Kronvang, B., Ovesen, N.B., Zak, D. og Heckrath, G. 2020. Overfladisk afstrømning fra marker. Vand og Jord nr. 41: 32-36.

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

Zak, D., Kronvang, B., Carstensen, M.V., Hoffmann, CC., Kjeldgaard, A., Larsen, SE, Audet, J., Egemose, S., Jorgensen, C.A., Feuerbach, P., Gertz, F., Jensen, HS. (2018) "Nitrogen and phosphorus removal from agricultural runoff in integrated buffer zones Environmental Science and Technology, 52, 6508–6517.

Zak, D., Stutter, M., Jensen, HS, Egemose, S., Carstensen, M.V., Strand, J., Feuerbach, F., Hoffmann, CC., 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.

van't Veen, S.G.W., Zak, D., Ovesen, N.B., Kronvang, B. (2019): Intelligente bufferzoner. Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 12. marts 2019. DCE, Aarhus Universitet. Link: https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2019/Intelligente_bufferzoner.pdf

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

Drænfiltersystem til hoveddræn

Goswin Heckrath¹, Lorenzo Pugliese¹, Bo Vangsø Iversen¹, Beate Strandberg² (natur og biodiversitet), og Marianne Bruus² (natur og biodiversitet)

Fagfællebedømmelse: Hans Estrup Andersen²

¹ Agroøkologi AU

² Bioscience, AU

Funktion og anvendelse

Permeable, reaktive fosforfiltre er et nyt *end-of-pipe*-virkemiddel mod fosfortab i drænvand. Fosforfiltre omfatter forskellige kompakte, konstruerede systemer, der typisk anvender et reaktivt, fosforbindende materiale for at tilbageholde opløst fosfor. I nogle systemer sættes et sedimentfilter foran det reaktive filter for at tilbageholde partikelbundet fosfor og beskytte det reaktive filter mod tilstopning. Fosforfiltre tilsluttes til et hoveddræn i kanten af marken, og der kan skelnes mellem grøftfiltre og brøndfiltre. Filtersystemerne kræver periodisk vedligeholdelse, idet tilbageholdt sediment skal fjernes og filtermaterialet udskiftes, når fosforbindingskapaciteten er opbrugt.

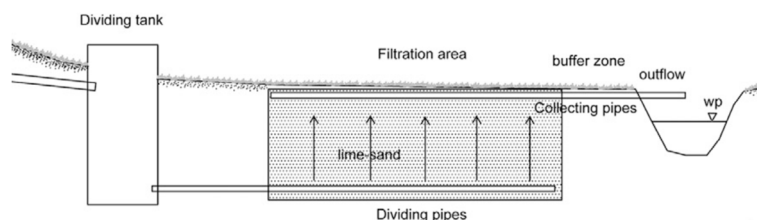
Baggrund

Dræn i landbrugsjorde udgør en genvej mellem det fosforberigede dyrkningsslag og vandmiljøet. Da omtrent halvdelen af landbrugsarealet i Danmark er kunstigt drænet, bidrager dræn med en betydende del af den diffuse fosfortransport til overfladevand (Kronvang et al., 2005). Danske målinger af fosfortab i dræn er forholdsvis få og tyder på, at tabsniveauet mange steder er forholdsvis lavt. Imidlertid varierer fosforudvaskning til dræn meget i tid og rum, og 10-20% af de dræned arealer skønnes at have høje fosfortab (Andersen et al., 2006; Andersen et al., 2016). På disse arealer vil der kunne tabes op til og over 1 kg fosfor per hektar og år (Heckrath et al., 2018). Fosfor udvaskes til dræn i opløst og partikulær form, sidstnævnte er relevant på lerede jordtyper, hvor der opstår makroporetransport. En betydelig andel af lavbundsjorde i Danmark er også kendetegnet ved en høj risiko af fosforudvaskning til dræn, som især skyldes øget fosforfrigivelse under anaerobe forhold (Kjærgaard et al., 2007).

Erfaringer med specialbyggede fosforfiltre til rensning af drænvand er begrænsede, men en række pilotsystemer er blevet testet i forskellige lande herunder Danmark i de sidste ti år (Penn et al., 2017). Fosforfiltre har til hovedformål at reducere fosfortabet fra et højrisiko-drænopland markant. Som højrisiko-drænopland anses dræned arealer med et årligt fosfortab på 1 kg P/ha eller derover. Om muligt skal filtrene nedbringe fosforkoncentrationen i drænvand til tæt på baggrundskoncentrationen. I praksis betyder det, at der kan accepteres udløbskoncentrationer over baggrundskoncentrationen i korte perioder med høj belastning, så længe det årlige fosfortab er kraftigt sænket. Herværende virkemiddelbeskrivelse adresserer to designtyper, brøndfiltre og grøftfiltre, med passiv vandstrømning uden pumpning. Deres centrale komponent er et reaktivt filter bestående af et porøst, løst materiale med stor bindingsevne for fosfor. Filtermaterialet placeres i en beholder, hvis design sammen med materialets fysiske egenskaber bestemmer, hvor meget vand der kan strømme igennem filtret, og hvor lang opholdstiden er, dvs. hvor længe fosfor kan reagere med filtermaterialet (Penn og Bowen, 2018). Således er de

hydrauliske parametre, der omfatter den hydraulisk belastning, den hydraulisk ledningsevne af materialet, filtrets strømningstværsnit og aktiv strømningsvolumen samt opholdstiden, afgørende for systemets funktion og omkostningseffektivitet. Filtermaterialet har en begrænset levetid og udskiftes, når tilbageholdelseseffektiviteten for fosfor falder tydeligt. Til gengæld er der i praksis ikke risiko for, at tilbageholdt fosfor remobiliseres til forskel fra konstruerede minivådområder.

Figur 3.13. Skemategning af et grøftfilter.

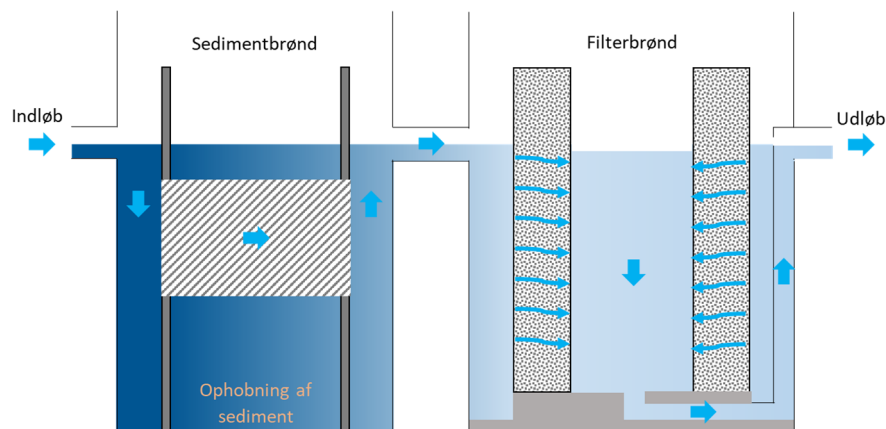


Design og dimensioneringskriterier

Grøftfiltre er forholdsvis simple strukturer, hvor filtermaterialet placeres i et segment af en grøft, der er beklædt med en vandtæt membran. På indløbs- og udløbssiden konstrueres en barriere, der holder materialet på plads og sikrer tilpas hydraulisk fald. Typisk ledes drænvandet ind i filtre og fordeles vha. perforerede plastrør (Figur 3.13). Både opad- og nedadgående strømning i filtre er anvendt. Form og størrelse af grøftfiltre kan variere betydeligt og rækker fra ganske få til flere hundrede kubikmeter filtermateriale (Penn et al., 2007; Kirkkala et al. 2012). Dybden af filterne ligger typisk mellem 0,5 – 1 m. Opholdstiden varierede mellem få minutter og flere timer i forskellige undersøgelser svarende til hydrauliske belastninger mellem ca. <0.1 og 3 l s^{-1} (Penn et al., 2017).

Brøndfiltre er kompakte, mere avancerede konstruktioner sammenholdt med grøftfiltre. Filtermaterialet holdes i kurve eller bokse, der placeres i en ned-sænket, lukket skakt i jorden, såsom store betonringe. Denne designtype begrænser volumen af filtret til typisk 1 til 5 m^3 (Pugliese et al., 2020). Til gengæld kræver det mindre end 25 m^2 areal til etablering og muliggør en forholdsvis nem udskiftning af filtermaterialet ved at løfte hele filterkurven ud af systemet. Som udgangspunkt kræver brøndfiltre en forholdsvis lille hydraulisk gradient, i danske pilotsystemer ligger den under 25 cm. Den hydrauliske kapacitet vil kunne øges ved at forhøje gradienten eller tværsnitsarealet for strømmingen. Figur 3.14 viser en skematisk tegning af et brøndfilter, som er undersøgt i to fuldskala pilotsystemer i Danmark i regi af Supreme-Tech og NuReDrain projekter (<https://supremetech.dk/>; <https://northsearegion.eu/nuredrain/>). I dette system er der sat et specifikt sedimentfilter i et separat kammer foran det reaktive filter. Der bruges en anordning af parallelle, skrånende lamelplader til at fremme bundfældning af sediment, idet bundfældningsdistancen reduceres til få millimeter. Sedimentet glider ned af pladen og samles i bunden af brønden, hvorfra det periodisk kan pumpes op med en slamsuger. Alternative sedimentfiltre anvender kassetter med et vaffelmønsterdesign til bundfældningen (Chhetri et al., 2016), dog kræver de en aktiv rensning af kassetterne vha. pumpning. I begge tilfælde har sedimentfiltret en størrelse på flere kubikmeter. Lamel- eller lignende sedimentfiltre er udbredt til rensning af vejvand (Weiss, 2014), men ud over de danske pilotprojekter endnu ikke brugt til drænvand.

Figur 3.14. Drænfiltersystem anvendt i to pilotstudier i Danmark, der består af et sedimentfilter og et reaktivt filter. Filterdesign er udviklet ifm. Supreme-Tech projektet (<https://supremetech.dk/>). (Tilpasses)



Filtermaterialer

Med henblik på en potentiel anvendelse som reaktive fosforfiltre til drænvand er en række materialer blevet undersøgt for deres fosforbindingsevne i laboratorieforsøg i forskellige lande (Klimeski et al., 2012; Canga et al., 2016). Disse materialer fjerner fosfor fra vandfasen enten ved specifikke sorptionsprocesser eller kemisk udfældning af fosforminerale på materialets overflade. Jern- og aluminiumoxidholdige materialer er effektive sorbenter med høj affinitet for fosfor og typisk stor bindingskapacitet, der også binder fosfor meget hurtigt (Lyngsie et al., 2014). Dette er en fordel mht. til de fosforkoncentrationer, der skal behandles i drænvand.

Kalk- og gipsprodukter udfælder svært opløselige fosforminerale, dog kræver det længere reaktionstider sammenholdt med sorptionsprocesser. Desuden udfældes calciumfosfater mere effektivt ved høje pH-værdier, som enten er svært at opretholde i filtermaterialer ved høj gennemstrømning eller miljømæssigt uønsket. Til gengæld er kalk- og gipsprodukter ofte betydeligt billigere end jern- eller aluminiumholdige. Derudover kan materialer inddeles efter deres fremstilling i naturlige materialer (f.eks. muslingeskaller, kalk), restprodukter (jernslagge fra stålindustrien, jernsand fra drikkevandsindvinding, gips fra røggasrensning) eller syntetiske materialer (Phoslock™), som har stor betydning for tilgængelighed og pris. I takt med materialernes variation i kornstørrelser fra under 1 mm (gips) til ca. 15 mm (slagge) svinger den hydrauliske ledningsevne betydeligt (Canga et al., 2014). Der er store forskelle i materialernes bindingsegenskaber for fosfor. I mange tilfælde er disse karakteriseret i simple laboratorieforsøg (Lyngsie et al., 2014). Imidlertid er det vigtigt at vurdere materialernes effektivitet i gennemstrømningssystemer under hensyntagen til de hydrauliske forhold, som vil være gældende, når materialet bruges i et fosforfilter (Penn et al., 2017).

Hydraulisk belastning

Ved design af et omkostningseffektivt fosforfiltersystem skal fosforbindings- evnen og den hydrauliske kapacitet af filtret afstemmes med den hydrauliske belastning fra drænoilandet. Da der på nuværende tidspunkt ikke findes en integreret planlægningsmodel til vurdering af dette komplekse samspil, beror konstruktionen og dimensioneringen af filtersystemer på erfaringsværdier. De få publicerede undersøgelser tillader ikke en generalisering. Drænfiltersystemer er blevet brugt til rensning af drænvand fra oillande på ca. 10 – 30 ha med en årlig hydraulisk belastning i intervallet 10.000 til 100.000 m³. Drænastrømning er tidsligt meget varierende, og det er de høje afstrømningsrater, der udfordrer systemet. Derfor har drænfiltre et overløb. Ved kraftige afstrømningshændelser kan en større andel af drænastrømningen passere forbi

filtersystemet. Danske erfaringer viser, at et 3 m³ filter bestående af knuste, 2 – 4 mm muslingeskaller kunne håndtere afstrømningsrater på mindst 5 l s⁻¹.

Sedimenttilførsel

Funktionen af filtersystemet er meget påvirket af, hvor meget sediment der tilføres med drænvand. Med en porøsitet af filtermaterialer på mellem ca. 50 – 75% (Canga et al., 2014) vil et 5-m³ drænfilter kunne tilbageholde langt mindre end 1 m³ sediment, før filteret begynder at tilstoppe fra indløbssiden. Sedimentkoncentrationer i drænvand fra lerede områder in Danmark varierer typisk mellem 0.05 – 0.5 g l⁻¹, medmindre afstrømningsraten er meget lav. Selv med den lave sedimentkoncentration vil der tilføres mellem 0.5 – 5 m³ sediment (volumenvægt 1 g cm⁻³) om året for ovennævnte interval af hydraulisk belastning. Derfor vil det i praksis være nødvendigt at integrere en struktur til fjernelse af sediment i filtersystemet, før drænvandet når det reaktive filter. Indledende danske undersøgelser med et lamelsystem som sedimentfilter (Figur 2) viste tilbageholdelsesrater mellem ca. 30 og 50% i to afstrømningssæsoner. Ud over en beskyttelseseffekt for det reaktive filter, fjerner sedimentfiltret også partikelbundet fosfor.

Effekt på fosfortab

Datagrundlaget til en effektiv vurdering er spinkelt. Variationer i forsøgs- og filterdesign gør en generalisering vanskeligt. I undersøgelser fra USA og Finland kunne grøftfiltre opnå fjernelsesrater af totalfosfor i drænvand på mellem 15 og 50% (Penn et al., 2017). Der er en tendens til, at effektiviteten aftager med faldende fosforindløbskoncentrationer (Klimeski et al., 2015). De undersøgte filtersystemer brugte overvejende kalk- og gipsmaterialer. Imidlertid forventes højere effektivitet ved anvendelse af jern- og aluminiumoxidholdige materialer.

Et meget kompakt brøndfilter, der brugte jernoxid-belagte sandkorn som filtermateriale, kunne opnå en tilbageholdelseeffektivitet på >70% for indløbskoncentrationer mellem 0.1 og 0.4 mg P l⁻¹. Systemet havde dog en begrænset hydraulisk kapacitet på højest 6 m³ om dagen og blev testet i kun 10 uger (Vandermoere et al., 2018). Indledende erfaringer med et brøndfiltersystem i Danmark, der kombinerede et sedimentfilter og et reaktivt filter af knuste muslingeskaller (Figur 3.14), opnåede i gennemsnit af to afstrømningssæsoner en tilbageholdelse af totalfosfor på ca. 40%. Heraf blev lidt over halvdelen tilbageholdt i sedimentfiltret som partikelbundet fosfor. Den hydrauliske belastning varierede mellem 60.000 og 100.000 m³ og fosfortilførslen mellem 8.5 og 16 kg i de to afstrømningssæsoner.

Effekt i tid og rum

Drænfiltre har en umiddelbar virkemiddeleffekt. Da fosfortilbageholdelsen ikke afhænger af biologiske processer, er virkningsgraden uafhængig af temperatur og i denne henseende ikke sæsonbestemt. Imidlertid opererer filtre mere effektivt ved forholdsvis høje fosforkoncentrationer, som ofte er knyttet til kraftige afstrømningshændelser i det sene efterår og om vinteren. Til gengæld vil noget fosfor ikke kunne tilbageholdes ved spidsbelastninger, hvor en del af drænafstrømningen vil omgå systemet pga. begrænsninger i dets hydrauliske kapacitet.

Drænfiltre kræver periodisk vedligeholdelse for at opretholde effektiv fosfortilbageholdelse. Hvis et sedimentfilter er installeret, skal opsamlet sediment fjernes, sandsynligvis én gang i afstrømningssæsonen. Det vil kunne foretages

med en slamsuger. Da sedimentet er markjord eroderet ved drænafstrømning, forventes det, at det kan spredes på marken igen. Når det reaktive filtermateriale opnår en vis fosformætning, skal det erstattes. Uden monitoring af fosforkoncentrationer i drænvandet er det ikke nemt at vurdere hvornår. Der vil med fordel kunne anvendes en simpel fosforsensor for at teste fosforkoncentrationer i udløbet. Vi mangler erfaring vedrørende levetiden af forskellige filtermaterialer. Imidlertid skønnes det, at jernoxidholdige materialer vil holde i flere år under antagelse af et mellemstort drænopland og en filterstørrelse på flere ton. Det forventes, at brugte filtermaterialer vil kunne anvendes som jordforbedringsmiddel.

Overlap i forhold til andre virkemidler

Drænfiltre er omkostningsintensive virkemidler målrettet højrisikoområder for fosfortab. De bør kunne komme i betragtning hvor andre, billigere virkemidler ikke kan opnå den nødvendige effekt. Ligesom konstruerede minivådområder er drænfiltre tekniske tiltag i kanten af marken. Derfor vil de kunne kombineres med minivådområder, hvor der er synergieffekter ved en kombination af kvælstof og fosfortiltag.

Sikkerhed på data

Vidensniveauet er utilstrækkeligt. I Danmark er brøndfiltre til rensning af drænvand indledningsvis undersøgt i to kortere pilotstudier. Erfaringerne kan endnu ikke bruges til en generel effektvurdering og designvejledning. Internationalt findes en håndfuld studier, der har belyst forskellige typer af grøftfiltre. Mangfoldigheden i designoptioner for drænfiltersystemer betyder, at der er behov for langt flere undersøgelser for at optimere drænfiltre og sænke omkostningerne.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Det vil tage 3 - 5 år at etablere et datagrundlag til effektvurdering af filtersystemer under danske forhold, da der bl.a. forventes en stor variation i fosfortab mellem årene. Der er behov for etablering af fem fuldskala systemer for at kunne tage højde for designvariationer og lokale forskelle i sammensætning af drænvandet mht. fosforformer. Siden 2019 har AU afprøvet et nyt brøndfiltersystem bestående af et sedimentfilter og et reaktivt filter i Norsminde Fjord oplandet, der renser vand fra et 8,5 ha drænopland.

Forudsætninger og potentiale

Virkemidlet drænfiltre målrettes højrisikoarealer, hvor fosfortabet ligger i størrelsesorden 1 kg P/ha/år eller højere. Egnede arealer vil bl.a. kunne udpeges vha. kort over dræningsgrad i kombination med kort over risiko for makroporetransport og fosforudvaskning (Andersen og Heckrath, 2020). Desuden skal jordens indhold af mobiliserbart fosfor være forholdsvis høj. Det kan karakteriseres vha. fosfortal, et standardudtryk for plante-tilgængeligt fosfor i jord. I betragtning af de høje investeringsomkostninger forbundet med etableringen af et drænfiltersystem bør fosfortabet monitoreres i en periode.

I valg og design af et drænfiltersystem skal der tages højde for den maksimale hydraulisk kapacitet af systemet, størrelsen af fosfortabet, betydningen af sedimenttransport i drænvand og omkostningseffektiviteten. Arealstørrelsen, der kan behandles med et fosforfilter, skønnes at være på mellem 20 – 50 ha. I tilfælde af store sedimenttab i drænvandet skal filtersystemet være udrustet med et effektivt sedimentfilter, ellers vil fosforfiltret hurtigt tilstoppe.

Omfanget og beliggenhed af arealer med høje fosfortab i drænvand er ikke kendt på nuværende tidspunkt, blandt andet fordi der mangler modeller til kvantificering af fosfortab ved makroporetransport på markskala. De nye landsdækkende risikokort over makroporetransport (Kotlar et al., 2020) og partikelbåren transport i makroporer viser et areal i den højeste risikoklasse på ca. 393.000 ha (Risikoklasse 5, Andersen og Heckrath, 2020). Inden for dette areal har ca. 144.000 ha et fosfortal større 3.5 ifølge en landsdækkende kortlægning af fosfortallet (ConTerra, 2019). Det bemærkes, at et fosfortal på 3.5 ikke anses som kritisk tærskelværdi for fosforudvaskning *per se*. Da kortlægningen af fosfortallet imidlertid er behæftet med stor usikkerhed og har en udjævnende effekt iht. høje fosfortal (ConTerra, 2019), forventes det, at størrelsesordenen af det estimerede risikoarealet er realistisk. Desuden skønnes et areal på op til 187.000 ha drænedede organiske lavbundsjord (Andersen et al., 2020) at have et forholdsvist højt tabspotentiale (Poulsen og Rubæk, 2005). Ved nogle af disse risikoarealer vil der være mulighed for etablering af konstruerede minivådområder (se virkemidlerne Mini-vådområder, åbne og Mini-vådområder, lukkede med matrice), hvorved der vil kunne udnyttes synergieffekter i reduktion af kvælstof- og fosforudledning til overfladevand.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Drænfiltre er større strukturer, hvis placering burde kunne identificeres på ortofotos. Etableringen forventes hverken medføre ændringer i afvandringsforholdene i landskabet eller at indvirke på omgivelserne på en anden måde. Specifikke administrative krav ifm. drænfiltre skal afklares.

Sideeffekter

Kvælstof

Drænfiltre vil ikke bidrage til en reduktion af kvælstofudledningen.

Klima

Der forventes ikke nævneværdige klimaeffekter.

Natur og biodiversitet

Der forventes ikke en effekt af virkemidlet på natur og biodiversitet.

Tabel 3.66. Forventede effekter af virkemidlet "Drænfiltersystem til hoveddræn" på terrestrisk natur og biodiversitet.

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

Skadegørere og pesticider

Pesticider, der udvaskes i drænvand og reagerer med hydrofile sorbenter, binder sandsynligvis til fosforfiltermaterialet. Idet en del pesticider binder til jordpartikler, vil de også i noget omfang tilbageholdes i et sedimentfilter.

Referencer

Andersen, H.E., Heckrath, G. (red.) 2020. Fosforkortlægning af dyrkningsjord og vandområder i Danmark. DCE rapport. Under udarbejdelse.

Andersen, H.E., Larsen, S.E., Kronvang, B., Hansen, K.M., Laubel, A., Windolf, J., Muus, K. 2006. Fosfat i drænvand. Vand og Jord 13, 152-156.

Andersen, H.E., Baatrup-Pedersen, A., Blicher-Mathiesen, G., Christensen, J.P., Heckrath, G., Jensen, P.N., Vinther, F.P., Rolighed, J., Rubæk, G., Søndergaard, M. 2016. Redegørelse for udvikling i landbrugets fosforforbrug, tab og påvirkning af vandmiljøet. Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 77.

Canga, E., Iversen, B.V., Kjærgaard, C. 2014. A simplified transfer function for estimating saturated hydraulic conductivity of porous drainage filters. *Water Air Soil Pollution* 225:1794. DOI 10.1007/s11270-013-1794-8

Canga E., Heckrath G.J., Kjaergaard C. 2016. Agricultural Drainage Filters. II. Phosphorus Retention and Release at Different Flow Rates. *Water Air Soil Pollution* 227:276. DOI 10.1007/s11270-016-2963-3

Chhetri, R.K., Bonnerup, A., Andersen, H.R. 2016. Combined sewer overflow pretreatment with chemical coagulation and a particle settler for improved peracetic acid disinfection. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry* 37, 372–379.

ConTerra 2019. Notat – Udvikling af GIS-kort over estimeret fosfortal i landbrugsjord. Tjele. 28 s.

Heckrath, G., Onnen, N., Pugliese, L., Pop, A., Iversen, B.V. 2018. Scenario analyses for spatially differentiated P measures in catchments. *BONUS SOILS2SEA Deliverable No 2.4*. 24 s.

Kjærgaard, C., Hoffmann, C.C., Greve, M.H. 2007. Fosforstatus, binding og tabsrisiko fra organogene lavbundslande. I: Udpegning af risikoområder for fosfortab til overfladevand. DFFE-projekt under VMP3.

Kirkkala, T., Ventelä, A.M., Tarvainen, M., 2012. Long-term field-scale experiment on using lime filters in an agricultural catchment. *Journal Environmental Quality* 41, 410-419.

Klimeski, A., Chardon, W. J., Turtola, E., & Uusitalo, R. (2012). Potential and limitations of phosphate retention media in water protection: A process-based review of laboratory and field-scale tests. *Agricultural and Food Science* 21, 206-223.

Kotlar, A.M; Q. de Jong van Lier; B.V. Iversen, H.E. Andersen 2020. The quantification of macropore flow in Danish soils using near-saturated hydraulic properties. *Geoderma* (indsendt)

Kronvang, B., Bechmann, M., Lundekvam, H., Behrendt, H., Rubæk, G.H., Schoumans, O.F., Syversen, N., Andersen, H.E., Hoffmann, C.C. 2005. Phosphorus losses from agricultural areas in river basins: effects and uncertainties of targeted mitigation measures.

Lyngsie, G., Borggaard, O.K., Hansen, H.C.B. 2014. A three-step test of phosphate sorption efficiency of potential agricultural drainage filter materials. *Water Research* 51, 256-265.

Penn, C.J., Bowen, J.M. 2018. Design and construction of phosphorus removal structures for improving water quality. Springer International Publishing, Switzerland.

Penn, C.J., Bryant, R.B., Kleinman, P.J.A., Allen, A.L. 2007. Removing dissolved phosphorus from drainage ditch water with phosphorus sorbing materials. *Journal of Soil and Water Conservation* 62, 269-276.

Penn C.J., Chagas I., Klimeski A., Lyngsie G. 2017. A Review of Phosphorus Removal Structures: How to assess and compare their performance. *Water* 9, 583. doi:10.3390/w9080583

Penn C.J., McGrath J.M., Rounds E., Fox G., Heeren D. 2012. Trapping phosphorus in runoff with a phosphorus removal structure. *Journal Environment Quality* 41, 672-679.

Poulsen, H.D., Rubæk, G.H. 2005. Fosfor i dansk landbrug. DJF Rapport Husdyrbrug nr. 68. Aarhus Universitet.

Pugliese L., De Biase M., Chidichimo F., Heckrath G.J., Iversen B.V, Kjærgaard C., Straface S. 2020. Modelling the phosphorus removal efficiency of a reactive drainage filter (in preparation)

Vandermoere, S., Ralaizafisolaoarivony, N.R., Van Ranst, E., De Neve, S. 2018. Reducing phosphorus (P) losses from drained agricultural fields with iron coated sand (- glauconite) filters. *Water Research* 141, 329-339.

Weiss, G. 2014. Innovative use of lamella clarifiers for central stormwater treatment in separate sewer systems. *Water Science Technology* 69, 1606-1611.

Mættede randzoner

Brian Kronvang², Dominik Zak², Beate Strandberg² (natur og biodiversitet), Mari-
anne Bruus² (natur og biodiversitet) og Nicholas Hutchings¹ (klima)

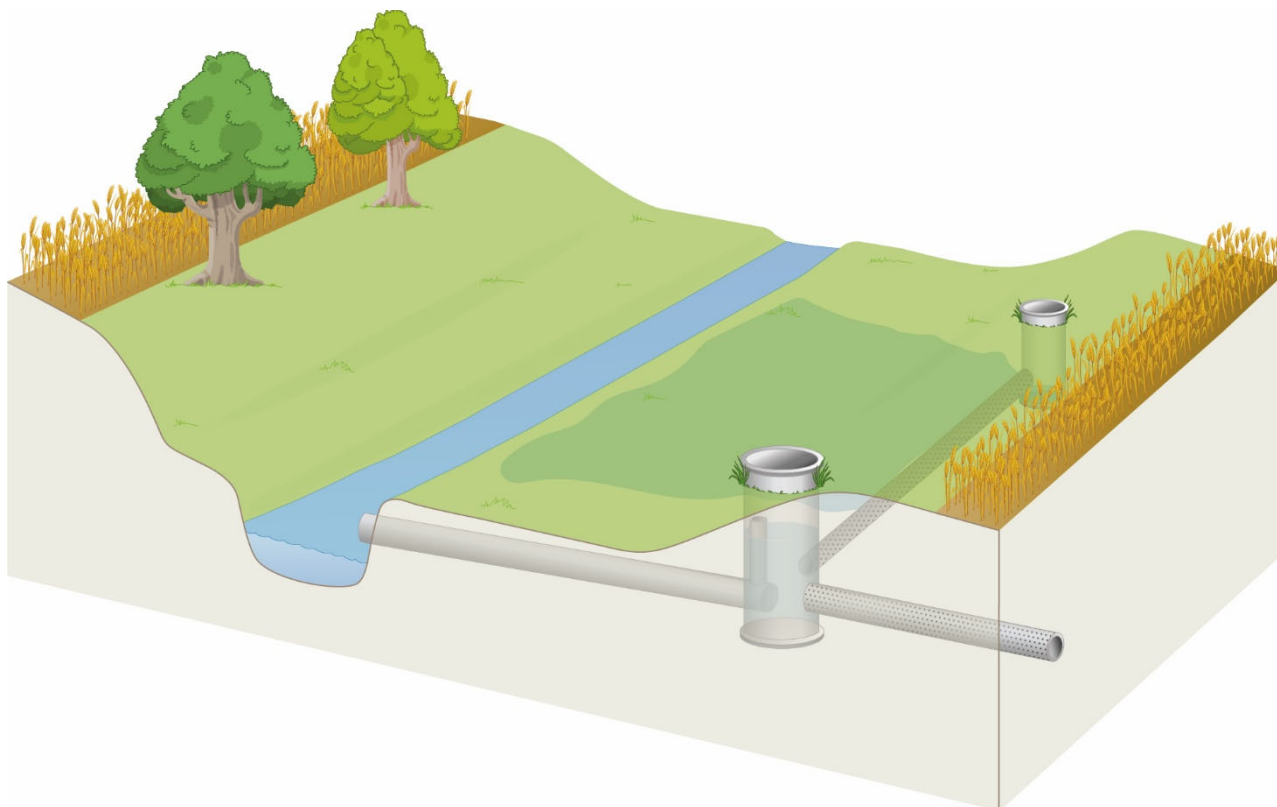
Fagfællebedømmelse: Carl Christian Hoffmann²

¹ Agroøkologi AU

² Bioscience, AU

Funktion og anvendelse

Mættet randzone er primært et kvælstof-drænvirkemiddel, som anvendes i randzonen langs med grøfter og vandløb, samt rundt om søer til afskæring af drænvand fra marker, der ellers ville være strømmet direkte ud i overfladevand med drænvandets indhold af næringsstoffer. 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 ind mod marken (figur 3.15). Der skal være en hældning i terræn gennem randzonen på 2-8% alt afhængig af jordens mættede hydrauliske ledningsevne i randzonen, for at sikre at vandet kan strømme fra sidedrænet gennem randzonen til vandløbet. Desuden skal randzonen have en grundvandsstand før etablering, der er > 1 meters dybde, og jorden i randzonen skal desuden indeholde organisk kulstof for at optimere forholdene for denitrifikation, som er hovedformålet med en mættet randzone. Opholdstiden for drænvandet ved dets strømning gennem jorden skal medvirke til at sikre, at der opstår iltfrie forhold i de zoner, som drænvandet strømmer igennem ved passage af randzonen. De iltfrie forhold medfører risiko for en nettofrigivelse af opløst fosfat fra jordens jernoxid-forbindelser, der kan blive reduceret. Der forventes dog at kunne ske en tilbageholdelse af partikelbundet fosfor i den mættede randzone og ske et optag af uorganisk fosfor i plantebiomassen i den mættede randzone, som ved f.eks. græsning eller høslæt kan delvist eller helt bortfjernes. Endelig vil der ske en reduktion i den eventuelle ophobning af fosfor i den mættede randzone i før-situationen på grund af stop for gødsning af randzonen. Inden der anlægges en mættet randzone, skal der gennemføres en feltbesigtigelse med det formål at inspicere de lokale dræningsforhold, hældningsforhold og jordbundsforhold, samt sikres at drænvandet har en vis minimumskoncentration af nitrat. En mættet randzone kan typisk etableres ved afskæring af et lille til mellemstort drænsystem på op til 20-30 ha drænopland.



Figur 3.15. Konceptet bag installation af en mættet randzone langs i dette tilfælde et vandløb. I figuren er drænrøret fra marken blevet koblet til en fordelerbrønd. Herfra er der lagt en drænledning i markkanten mod randzonen, som ender i en åben brønd. Drænvand vil løbe ind i drænet langs markkanten ved normale flow- og vandstandsforhold i fordelerbrønden. Fra fordelerbrønden kan drænvand ved store drænafrømningen og høj vandstand i fordelerbrønden blive bypasset direkte til vandløb i den 'gamle' drænledning gennem det lodrette stigrør i fordelerbrønden.

Effekt på fosfortab

Den mættede randzone etableres i en bred zone, der grænser op til vandløb eller sø, og arealet udtages hermed af omdrift. Arealet vil fremover være permanent bevokset med græs eller urter. Gødning af arealet skal stoppes, men arealet kan dog anvendes til afgræsning.

En mulig effekt på fosfortabet i den mættede randzone opstår, når en del af drænvandet fra marken i stedet for at strømme direkte til overfladevand bliver ledt ind i et nyanlagt dræn langs med vandløbet og herfra infiltrerer en tidligere tør randzone. Ved store drænafrømninger vil det vil være muligt for en del af drænvandet at bypasse og løbe direkte til overfladevand. Det vil ske, når den hydrauliske belastning af den mættede randzone overskrider dennes kapacitet for mættet vandstrømning. Ved vandets passage af det nye dræn og den mættede randzone vil der kunne ske en tilbageholdelse af partikelbundet fosfor, som er suspenderet i drænvandet. Derudover vil der både kunne ske adsorption og desorption af opløst fosfat fra jorden i den mættede randzone. Der vil være risiko for forhøjet frigivelse af fosfor, hvis en stor del af fosforet er bundet til jern. Endelig vil der også ske et optag af opløst fosfat i de planter, der gror i den mættede randzone, hvorfor det vil være en stor fordel med høst og/eller græsning i den mættede randzone, da jordens fosforpulje herved reduceres (se beskrivelsen af virkemidlet Fjernelse af biomasse i randzoner og engarealer). Endelig vil en mættet randzone forventeligt også kunne opsamle fosfor kommende fra overfladisk afstrømning fra den

tilstødende mark (virkemidlet Målrettede, brede og tørre randzoner), men effekten heraf kan kun inddrages, hvis den mættede randzone i forvejen var i omdrift.

Fosforeffekten 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 mættede randzone, hvor målinger af anlæggenes effekt er startet medio 2019. I 2016 etablerede SEGES det første anlæg med mættet randzone i Danmark, dog uden at der blev gennemført effektmålinger.

Udenlandske erfaringer

I udlandet kendes der anlæg med mættede randzoner (*Saturated Buffers*) fra Iowa, USA (Jaynes and Isenhardt, 2019). Målinger af mættede randzoners fosforeffekt er ikke fundet i litteraturen.

Effekt i tid og rum

Der findes ingen målinger af fosforeffekten i danske eller udenlandske anlæg med mættede randzoner, hvorfor viden om effekter i tid og rum mangler.

Overlap i forhold til andre virkemidler

De mættede randzoner overlapper med de Intelligente Bufferzoner (IBZ), da begge virkemidler anlægges i randzonen. De håndterer begge drænvand fra drænsystemer af samme størrelse. Dog må der alt andet lige forventes en større sikkerhed for en fosforeffekt i IBZ-anlæg end i mættede randzoner. Det skyldes, at vådområdedelen i IBZ-anlægget forventeligt vil være mere effektiv til at tilbageholde partikelbundet fosfor ved sedimentation. Desuden er der forventeligt en større risiko for fosforfrigivelse fra jorden i den mættede randzone, når nitrat omsættes fuldstændigt ved denitrifikation, på grund af dens større udstrækning sammenlignet med en IBZ. Når al nitrat er væk, er der risiko for reduktion af jern og dermed frigivelse af jernbundet fosfor.

Sikkerhed på data

Da der ikke foreligger danske eller udenlandske målinger af virkning og effekter af anlæggelse af mættede randzoner, kan der ikke angives en sikkerhed på effekt.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Virkemidlet skal dokumenteres under danske forhold, og der er startet et projekt i 2019 ved SEGES i et samarbejde med Institut for Bioscience, Aarhus Universitet med afestning af mættede randzoner i fuld skala.

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 randzoner forudgående er tørre med en grundvandsdybde > 1 meter, med et vist indhold af organisk kulstof (> 1% i den første meter) og med tekstur forhold som sikrer, at den hydrauliske ledningsevne i jorden er så høj, at randzonen kan lede vandet. Det anbefales, at randzonen afgræsses eller afhøstes for at fjerne næringsstoffer/ for at hindre ophobning af næringsstoffer i randzonen.

Der er mangler helt grundlæggende viden om fosforeffekten af den mættede randzone både i forhold til effekt, muligheden for gennemstrømning af vand i jorden i randzonen og virkemidlets betydning for kvælstofomsætning, latetgas emission m.v.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Før etablering af en mættet randzone skal følgende parametre måles eller analyseres: grundvandsstand, hydrauliske ledningsevne, indholdet af reducerbart jern og fosfor, volumenvægt, kulstofindhold (eller organisk indhold). Indholdet af nitrat i drænvandet bør ligeledes screenes inden anlæggelse, så det sikres, at koncentrationen som minimum er på samme niveau som det, der anvendes ved mini-vådområderne ($> 4 \text{ mg N/l}$). Der bør også screenes for drænvandets indhold af partikelbundet fosfor, hvis den mættede randzone skal implementeres som et fosforvirkemiddel. Når den mættede randzone er anlagt, skal anlægget synes og godkendes. Her skal det specielt sikres, at den mættede randzone er i stand til modtage og lede vand, således at den største del af drænvandet siver igennem den mættede randzone. Dette kan sikres ved en kontrol af bypass flowet i en periode efter anlæggelse.

Sideeffekter

Kvælstof

Kvælstofeffekten er kun kendt fra udenlandske undersøgelser af mættede randzoner. Kvælstoffjernelsen i forhold til tilført mængde med drænvand fra marken og inklusive bypass af drænvand, der ikke behandles i den mættede randzone, ligger i intervallet 8-84%. Hvis man derimod kun beregner kvælstofeffekten af det drænvand, som faktisk tilledes den mættede randzone, så er kvælstoffjernelsen større nemlig 35-99%.

Klima

Davis et al. (2019) har målt på emissionen af lattergas fra to mættede randzoner og sammenlignet denne med emissionen fra en nærvædd liggende normal, tør randzone og fra en mark med majs og soyabønner som stødte op til den mættede randzone. Davis et al. (2019) fandt, at den totale lattergas-emission fra den mættede randzone var af samme størrelsesorden som fra de tørre randzoner og mindre end fra marken med majs og soyabønner.

Mættede randzoner vil reducere den indirekte lattergasemission med den samme effektivitet som kvælstoffjernelsen. Effekten på bedriftens drivhusgasemission vil dog være begrænset, da de indirekte emissioner udgøre en relativ lille andel. Da randzoner normalt etableres inden for dyrkningsområdet, vil der være en reduktion i husdyr- og handelsgødningstilførsel, som svarer til omlægningsprocenten. I tilfælde af at der er vedvarende plantedække på randzonen, og den bliver lagt om fra en mark i omdrift, kan man forvente en øget kulstoflagring i jorden. I sådanne situationer vil der også være et mindre fossilenergiforbrug til markoperationer.

Natur og biodiversitet

Sideeffekter

Kvælstof

Kvælstofeffekten er kun kendt fra udenlandske undersøgelser af mættede randzoner. Kvælstoffjernelsen i forhold til tilført mængde med drænvand fra marken og inklusive bypass af drænvand, der ikke behandles i den mættede randzone, ligger i intervallet 8-84%. Hvis man derimod kun beregner kvælstofeffekten af det drænvand, som faktisk tilledes den mættede randzone, så er kvælstoffjernelsen større nemlig 35-99%.

Klima

Davis et al. (2019) har målt på emissionen af lattergas fra to mættede randzoner og sammenlignet denne med emissionen fra en nærved liggende normal, tør randzone og fra en mark med majs og soyabønner som stødte op til den mættede randzone. Davis et al. (2019) fandt, at den totale lattergas-emission fra den mættede randzone var af samme størrelsesorden som fra de tørre randzoner og mindre end fra marken med majs og soyabønner.

Mættede randzoner vil reducere den indirekte lattergasemission med den samme effektivitet som kvælstoffjernelsen. Effekten på bedriftens drivhusgas-emission vil dog være begrænset, da de indirekte emissioner udgøre en relativ lille andel. Da randzoner normalt etableres inden for dyrkningsområdet, vil der være en reduktion i husdyr- og handelsgødningstilførsel, som svarer til omlægningsprocenten. I tilfælde af at der er vedvarende plantedække på randzonen, og den bliver lagt om fra en mark i omdrift, kan man forvente en øget kulstoflagring i jorden. I sådanne situationer vil der også være et mindre fossilenergiforbrug til markoperationer.

Natur og biodiversitet

De potentielle effekter af virkemidlet på natur og biodiversitet vil i vid udstrækning ligne effekterne af virkemidlet "Målrættede, brede og tørre randzoner", dog forventes det, at jordbunden vil være mere fugtig. Virkemidlet vurderes således at kunne føre til etablering af en flerårig flora, der vil være domineret af kvælstofelskende arter som kraftige græsser og høje stauder, men sammenlignet med en mark i omdrift vil det 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 3.67. Forventede effekter af virkemidlet "Mættet randzone" på natur og biodiversitet. Effekterne er vurderet i forhold til mark under omlægning. 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.

Jordbundsfauna	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

Skadegørere og pesticider

Ingen kendte effekter.

Referencer

Briones, MJI, 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.

Holland, JM, Reynolds, CR. 2003. The impact of soil cultivation on arthropod (Coleoptera and Araneae) emergence on arable land. *Pedobiologia* 47, 181–191.

Jaynes, D.B. and Isenhardt, 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

Etablering af vådområde

Carl Christian Hoffmann², Beate Strandberg² (natur og biodiversitet), Marianne Bruus² (natur og biodiversitet), Joachim Audet² (klima), Nicholas Hutchings¹ (klima), Louise Martinsen⁴ (økonomi) og Berit Hasler⁴ (økonomi)

Fagfællebedømmelse: Brian Kronvang² og Brian H. Jacobsen³ (økonomi)

¹ Agroøkologi AU

² Bioscience, AU

³ Fødevare- og Ressourceøkonomi, KU

⁴ Miljøvidenskab, AU

Funktion og anvendelse

Genetablering af vådområder, der har været afvandet og anvendt som landbrugsarealer, sker primært ved at dræn og grøfter i området sløjfes, og det tilstræbes i videst mulig omfang at genskabe de naturlige hydrologiske processer. Vand fra oplandet skal strømme naturligt gennem området ved overfladisk afstrømning, afstrømning gennem jordmatricen eller ved en kombination af begge strømningsveje. Afhængig af vådområdets beliggenhed i vandløbssystemet og vandløbets naturlige strømningsdynamik (i.e. dimensioner og form) kan vådområdet blive oversvømmet af vandløbsvand under høje afstrømningshændelser. Det skal i denne forbindelse nævnes at fosfor-virkemidlet Fosforvådområder (P-ådale), som helt specifikt er oversvømmelse af vandløbsnære arealer, der er ”designet” til at blive oversvømmet, omtales særskilt i kataloget.

Effekt på fosfortab

Tilbageholdelse af fosfor i genetablerede vådområder er i høj grad koblet til områdets tidligere dyrkningshistorik og den pågældende jords biogeokemiske karakteristika. Hvis et vådområde har været i om drift eller under en anden dyrkningspraksis, hvor det har modtaget et overskud af fosfor fra handels- og husdyrgødning, vil genetableringen af vådområdet ofte føre til et nettotab af opløst fosfat. Det skyldes, at jordens evne til at fastholde opløst fosfat – dvs. jordens adsorptionskapacitet – forringes. Dette skyldes to ting: i) vådlægningen medfører i vid udstrækning iltfrie forhold i jordmatricen, ii) de iltfrie forhold fører til reduktion af jernholdige forbindelser (jern med iltningstrinnet 3, ferri-forbindelser). Når ferri-jern reduceres til ferro-jern ændrer forbindelserne karakter og typisk bliver de lettere opløselige, og fosfat frigives til jordvæsken og kan ende med at blive udvasket. Det skal tilføjes, at fosfat ikke kun bindes til jern, men også til aluminium, som ikke skifter iltningstrin under iltfrie forhold, hvorfor fosfatholdige aluminiumforbindelser forbliver stabile. Ligeledes udfældes fosfat med calcium ved pH>7. Ved overrisling af vandløbsnære arealer med drænvand fra højbundsarealer regnes der generelt med at der tilbageholdes 0,062 kg partikulært P/ha/år (Hoffmann et al., 2018a).

Målte effekter

Som det fremgår af tabellerne 3.68, 3.69, og 3.70 (Hoffmann et al, 2006; 2011, 2018b) er det meget varierende resultater, der opnås m.h.t. fosfortilbageholdelse i genetablerede vådområder (inklusive genskabte lavvandede søer). Det hænger formentlig sammen med ovennævnte forhold vedrørende områdernes dyrkningshistorik med et fosforoverskud igennem mange år. Det bør dog bemærkes, at vådområder der både overrisles med drænvand og oversvømmes med vandløbsvand tilbageholder fosfor (kræver en meget bred ådal), og

det skyldes muligvis at deponering af partikulært fosfor ved oversvømmelser er ganske betydende (se særskilt virkemiddel om fosforvådområder (P-ådale)). Også mange genetablerede søer ser ud til netto at tilbageholde fosfor eller forventes på sigt at ville tilbageholde fosfor.

Tabel 3.68. Fosfortilbageholdelse i genetablerede vådområder der overrisles med drænvand/grøftevand. Negative værdier betyder tab af fosfor. Nederst vises et gennemsnit af fosforfjernelsen med standardafvigelse. Data fra Hoffmann et al, 2006, 2018b.

Vådområde-lokalitet	fosfor-retention kg P/ha/år	%
Ulleruplund, overrislet engområde	-0.43	-88
Snaremse, 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 ± Standard afvigelse	-0.05 ± 0.85	

Tabel 3.69. 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. Data fra Hoffmann et al, 2006, 2011, 2018b.

Vådområde lokalitet	fosfor-retention 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 (2009 og 2015)	-1.6 - 6.4	-4 - 13
Middel ± Standard afvigelse	4.35 ± 4.86	

Tabel 3.70. Målt fosfortilbageholdelse i genetablerede søer. Data fra Hoffmann et al, 2006, 2018b.

Sø	fosfor-retention kg P/ha/år	%
Årslev Engsø 2005	-1.43	-5
Årslev Engsø 2015	10.3	18
Vilsted sø 2006-07	-5	-265
Vilsted sø 2015	-1.4	-29
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 ± Standard afvigelse	2.33 ± 5.77	

Effekt i tid og rum

Det forventes, at alle genetablerede vådområder og lavvandede søer på sigt vil tilbageholde fosfor. På grund af tidligere dyrkningshistorik, fordelingen mellem jordens forskellige fosforfraktioner, iltforhold m.m. er det vanskeligt at forudsige, hvornår det præcis vil ske for det enkelte område. Ved etablering af vådområder skal der foretages en fosforrisikoanalyse (Hoffmann et al, 2018a), hvor fosfortabet kvantificeres. Risikoanalysen er en 'worst case'-beregning, hvor fosfortabet beregnes under forudsætning af, at vandet strømmer aktivt gennem den øverste og mest fosforholdige del af jordprofilen (dvs. de øverste 30 cm). Til grund for beregningen udtages jordprøver, der analyseres for indhold af fosfor bundet til jernoxider, da jernet i disse forbindelser ved vådlægning kan blive reduceret, hvorved fosfor frigives til jordvæsken og kan udvaskes (se Hoffmann et al, 2018b). Kendskabet til størrelsen af den jernbundne fosforpulje og beregningen af det årlige fosfortab giver dog en indikation af, hvor lang tid man kan forvente, at fosfortabet vil vare. Hvis fosfortabet ser ud til at være af begrænset varighed, vil man kunne lave en afværgeforanstaltning i form af plantehøst, fjernelse af topjord, dybdepløjning, tilsætning af P-sorbenter eller i nogle tilfælde etablering af et midlertidigt minivådområde med en filtermatrice velegnet til tilbageholdelse af fosfor.

Overlap i forhold til andre virkemidler

Minivådområder med åben vandflade og minivådområder med filtermatrice er også drænvirkemidler, hvilket betyder, at man ikke behøver at anlægge disse, såfremt der ligger et genetableret vådområde nedenfor. Det er dog en forudsætning, at man ved, om vådområdet tilbageholder fosfor. Der er ligeledes overlap til intelligente bufferzoner (IBZ) og mættede randzoner.

Sikkerhed på data

Der er etableret et monitoringsprogram for genetablerede vådområder og lavvandede søer. Overvågningen omfatter ca. 10 områder om året, og der kommer således løbende nye resultater til de her rapporterede data.

Forudsætninger 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 lavbundslande, der udnyttes landbrugsmæssigt opgjort til 171.000 ha (108.000 > 12 % kulstof og 63.000 ha 6-12 % kulstof), og hertil kommer arealet af lavbundslande i ådale, som stadig udnyttes landbrugsmæssigt, men hvor det organiske indhold er mindre end 6 %, men som også potentielt kan retableres som vådområde.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Etablering af vådområder og lavvandede søer sker via forskellige programmer (N- og P-vådområder, Lavbundsordningen), der administreres af Miljøstyrelsen og Landbrugsstyrelsen. På deres hjemmesider kan finde nøgledokumenter, der fortæller, hvorledes man kan ansøge om midler, hvilke kriterier, der skal overholdes, vejledninger og bekendtgørelser (henvisninger under referencer).

Sideeffekter

Kvælstof

Det er velkendt, at vådområder tilbageholder kvælstof. Kvælstoffjernelsen kan dog variere en del, både hvad angår mængde og effektivitet, og det hænger bl.a. sammen med belastningen og vådområdetypen. I nedenstående tabel ses den gennemsnitlige kvælstoffjernelse i forskellige typer af genetablerede vådområder og lavvandede søer (data fra Hoffmann et al, 2006; 2011, 2018b).

Tabel 3.71. opgørelse af den gennemsnitlige kvælstoffjernelse i forskellige typer vådområder inklusive genetablerede lavvandede søer.

Vådområde	N-fjernelse	N-fjernelse
Type	Middel $\pm$ Std afvig	
	Kg N ha ⁻¹ år ⁻¹	%
Overrisling	136 $\pm$ 83	45 $\pm$ 23
Mosearealer	180 $\pm$ 56	38 $\pm$ 4
Ådalsprojekter	188 $\pm$ 97	28 $\pm$ 21
Genetablerede søer	152 $\pm$ 75	43 $\pm$ 19

Klima

Genetablering af vådområder har stor betydning for kulstof i jord. Et vandspejl tæt på overfladen eller oversvømmelse af jord kan fremme metanudledning, særligt på næringsrige jorde med let omsætteligt organisk stof (Zak et al. 2015). Samtidig vil et vandspejl tæt på overfladen dog bremse emissionen af CO₂ og potentielt også af lattergas (N₂O). Et vandspejl tæt på overfladen kan endog fremme tørvedannelse og CO₂-binding i det tilfælde, at en ny tørvedannende vegetation er udviklet efter vådlægning. Således vil vådlægning af lavbundsjord med sikkerhed begrænse CO₂-udslippet, mens der kan være en risiko for øget udledning af metan. Metanudledning efter genetablering af vådområder er dog kun sjældent undersøgt under danske forhold og kun i et enkelt år efter vådlægningen (Audet et al. 2013). I sidstnævnte undersøgelse var metanudledningen markant højere efter genetableringen af vådområdet, men denne stigning blev der kompenseret for med lavere CO₂- og N₂O-emissioner.

Vådområder vil reducere den indirekte lattergasemission med den samme effektivitet som kvælstoffjernelsen. Effekten på bedriftens drivhusgasemission vil dog være begrænset, da de indirekte emissioner udgør en relativt lille andel. Etablering af vådområder vil normalt ske ved en omlægning af landbrugsjorden, og dermed vil der være en reduktion i husdyr- og handelsgødningstilførsel, som svarer til omlægningsprocenten af landbrugsjord. I tilfælde af at området bliver lagt om fra en mark i omdrift, kan man forvente en øget kulstoflagring i jorden. Forøgelsen vil være mindre, hvis marken allerede har vedvarende plantedække. Der vil også være et mindre fossilenergiforbrug til markoperationer.

Natur og biodiversitet

Natur- og biodiversitetspotentialer 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 fx fugle, vandlevende leddyr, padder og makrofyter (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 makrofyter er

væsentlig for antal og diversitet af vandlevende invertebrater (Hsu et al. 2011, Brix 1994). Naturkvaliteten og forekomsten af arter i omkringliggende arealer 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 i 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 hurtigt voksende, 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 lavbundslande 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 tilgrøningsstadier på våd bund, og det er således vanskeligt at afgøre om disse på sigt vil kunne fungere som et aktiv for den biologiske mangfoldighed.

Tabel 3.72. Forventede effekter af virkemidlet "Etablering af vådområder" på natur og biodiversitet. Vurderingen af effekten af virkemidlet i forhold til blomstersøgende insekter dvs. vilde bier, svirreflugter, 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 til +1	1-3	0-2	1-3	1-3	1-2	3-15

Skadegørere og pesticider

I forhold til en eventuel tidligere dyrkning ophører forbruget af pesticider.

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 for-

trængte landbrugsproduktion. Hvis arealet ikke har været i omdrift, vil omlægningen ikke som udgangspunkt give anledning til et landbrugsmæssigt indkomstab. Der kan dog potentielt være andre værditab afhængig af, om omlægningen medfører andre ændringer mulighederne for at bruge arealet.

I denne analyse antages det, at arealet, der omlægges til vådområde, har været i omdrift op til omlægningstidspunktet, og at der derfor opstår et indkomstab i landbruget som følge af den ændrede arealanvendelse. Størrelsen af indkomsttabet estimeres på baggrund af det gennemsnitlige dækningsbidrag for landbrugsproduktion, som jf. Bilag 1 er opgjort til 1.883 kr./ha/år. Omregnet til velfærdsøkonomiske priser svarer dette til indkomstab 2.411 kr./ha/år.

Anlægsomkostningerne estimeres med udgangspunkt i data fra Landbrugsstyrelsen, modtaget ultimo 2019. Data omfatter oplysninger om tilsagnsbeløb til forundersøgelser, tilsagnsbeløb til realiseringsprojekter, samt oplysninger om projektareal for kvælstof-vådområder i perioden 2015-2019. At omkostningsberegningerne baseres på tal for kvælstofvådområder skyldes, at traditionelle vådområder primært etableres med henblik på kvælstoffjernelse, og at det tilgængelige datagrundlag derfor referer til projekter implementeret som kvælstofvirkemiddel. Oplysningerne er opgjort samlet for de enkelte poster for hvert år, hvilket vil sige at det ikke er muligt at identificere individuelle projekter. Den meget aggregerede form af data betyder, at vi ikke har mulighed for at lave separate omkostningsberegninger for forskellige vådområdetyper og størrelser. På baggrund af de modtagne data er der beregnet en gennemsnitsomkostning; denne gennemsnitsomkostning dækker over betydelig variation afhængig af størrelsen og typen af vådområde, samt de specifikke lokaleforhold i en given situation.

De samlede tilsagnsbeløb til hhv. forundersøgelser og realiseringsprojekter, samt det samlede projektareal, for perioden 2015-2019 fremgår af tabel 3.73, hvor det ses at omkostninger til realiseringsprojekter er underopdelt på 4 rammer: 20-årig fastholdelse, jordkøb / salg, jordfordeling og etablerings- / anlægsomkostninger.

Tabel 3.73. Tilsagnsbeløb til forundersøgelser og realiseringsprojekter, samt projekt areal, for kvælstofvådområder i perioden 2015-2019 (i alt 6.398 ha i perioden 2015-2019).

	I alt 2015-2019 (1000 kr.)	Gns. (kr./ha)	Fordeling af tilsagnsbeløb til realiseringsprojekter (%)	Fordeling mellem tilsagnsbeløb til forundersøgelser- og realiseringsprojekter (%)
Tilsagnsbeløb, forundersøgelser, i alt (kr.)	53.300	8.331		5,5
Tilsagnsbeløb, realiseringsprojektet (etablering), i alt (kr.)	919.535	143.722	100,0	94,5
- Heraf 20-årig fastholdelse (kr.)	28.345	4.430		3,1
- Heraf jordkøb/salg (kr.)	586.018	91.594		63,7
- Heraf jordfordeling (kr.)	55.357	8.652		6,0
- Heraf Etablerings/anlægsomkostninger (kr.)	249.816	39.046		27,2

Af sidste kolonne i tabel 3.73 fremgår det, at tilsagnsbeløb til realiseringsprojekter udgør 94,5% af de samlede etableringsomkostninger og forundersøgelser resten. Af næstsidste kolonne fremgår det, hvordan realiseringsomkostningerne er fordelt på de 4 poster. 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 nærværende beregninger 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. De kan i stedet betragtes som en omfordeling af omkostninger mellem forskellige interessenter, der har til formål at kompensere ejeren af det berørte areal for det indkomstab der måtte opstå som følge af den ændrede arealanvendelse. I nærværende analyse inddrages dette indkomstab med udgangspunkt i det tabte dækningsbidrag som beskrevet ovenfor.

Forundersøgelses- og anlægsomkostningerne er engangsomkostninger, og i tabel 3.74 er de omregnet til årlige beløb for en tidshorisont på 20 år. Tidshorisonten på 20 år er valgt, da denne periode er anvendt for de øvrige virkemidler. Selv om kvælstofreduktionen fra vådområdet må formodes at fortsætte i en uendelig tidshorisont er tidshorisonten på 20 år begrundet med at kvælstofreduktionen starter i år 0. Da der også er 20 årige fastholdelsestilskud er der endvidere mulighed for at omlægge vådområdet tilbage til landbrugsdrift efter de 20 år. 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 nettoafgiftsfaktor (NAF) på 1,28.

Tabel 3.74. Årlige anlægs- og forundersøgelsesomkostninger for kvælstofvådområder (kr./ha/år; 4%)

	Budget-økonomisk		Velfærds-økonomisk
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	

Fosforeffekten af et vådområde vil afhænge af de specifikke lokale forhold, hvilket fremgår af tabel 3.68, 3.69, og 3.70 i afsnit 2, hvor det ses at der er stor variation selv inden for samme overordnede type vådområde. I nedenstående vil reduktionsomkostningen blive estimeret for 2 af de 3 typer vådområder behandlet i afsnit 2; genetablerede vådområder, der oversvømmes af vandløbsvand og samtidig overrisles med drænvand/grøftevand (tabel 3.69), og genetablerede søer (tabel 3.70). Der vil derimod ikke blive beregnet reduktionsomkostninger for genetablerede vådområder, der overrisles med drænvand/grøftevand, idet den gennemsnitlige fosfor effekt er negativ for denne type vådområde (tabel 3.68, afsnit 2).

Den gennemsnitlige fosfortilbageholdelse i genetablerede vådområder, der oversvømmes af vandløbsvand og samtidig overrisles med drænvand/grøftevand, er jf. tabel 3.69 målt til 4,35 kg P/ha/år, og for genetablerede søer er den gennemsnitlige effekt jf. tabel 3.70 målt til 2,33 kg P/ha/år. Med udgangspunkt i disse effektestimater, samt de beregnede omkostninger, kan de budgetøkonomiske reduktionsomkostninger opgøres. De beregnede reduktionsomkostninger for genetablerede vådområder, der oversvømmes af vandløbsvand og samtidig overrisles med drænvand/grøftevand fremgår af tabel 3.75, hvor det ses at den budgetøkonomiske reduktionsomkostning er 1.234 kr./kg P. For genetablerede søer ses det i tabel 3.76, at den gennemsnitlige budgetøkonomiske reduktionsomkostning er estimeret til 2.304 kr./kg P. De estimerede reduktionsomkostninger dækker over betydelig variation i både omkostninger og effekter.

Tabel 3.75. Budget- og velfærdsøkonomiske fosfor reduktionsomkostninger for genetablerede vådområder, der oversvømmes af vandløbsvand og samtidig overrisles med drænvand/grøftevand.

	Budget- økonomisk	Velfærds- økonomisk
Tidshorisont	20 år	20 år
Effekt (kg P/ha/år):	4,35	4,35
Forundersøgelsesomkostninger (kr./ha/år):	613	785
Etablering og anlægsomkostninger (kr./ha/år):	2.873	3.678
Tab af dækningsbidrag fra landbrugsdrift (kr./ha/år):	1.883	2.410
Omkostninger i alt (kr./ha/år):	5.369	6.872
Reduktionsomkostninger (kr./kg P):	1.234	1.580

Tabel 3.76. Budget- og velfærdsøkonomiske fosfor reduktionsomkostninger for genetablerede søer.

	Budget- økonomisk	Velfærds- økonomisk
Tidshorisont	20 år	20 år
Effekt (kg P/ha/år):	2,33	2,33
Forundersøgelsesomkostninger (kr./ha/år):	613	785
Etablering og anlægsomkostninger (kr./ha/år):	2.873	3.678
Tab af dækningsbidrag fra landbrugsdrift (kr./ha/år):	1.883	2.410
Omkostninger i alt (kr./ha/år):	5.369	6.872
Reduktionsomkostninger (kr./kg P):	2.304	2.950

Referencer

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 SE and Hoffmann CC 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. 2018a. 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. og Kjeldgaard, A. 2018b. 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. and 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. and 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 Engineering* 37, 1533-1545.

Landbrugsstyrelsen og Miljøstyrelsen, 2018. Vådområde- & Lavbundsordningerne - Vejledning om vådområde- og lavbundsprojekter.

Mulkeen, C.J. 2018. Biodiversity and performance of constructed wetlands; a comparison with natural wetlands. PhD Thesis NUI Galway OÉ Gaillimh (Abstract available at ARAN – Access to Research at NUI Galway.

Landbrugsstyrelsen og Miljøstyrelsen, 2018. Vådområde- & Lavbundsordningerne - Vejledning om vådområde- og lavbundsprojekter.

Naturstyrelsens N-vejledning (maj 2014). <https://mst.dk/natur-vand/vandmiljoe/tilskud-til-vand-og-klimaprojekter/kvaelstof-og-fosforvaadomraader/for-projekter/> (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-projekter/> (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 – Experiences 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.

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 RJ. 2015. Changes of the CO₂ and CH₄ production potential of rewetted fens in the perspective of temporal vegetation shifts. *Biogeosciences* 12, 2455–2468.

Paludikultur

Poul Erik Lærke¹, Beate Strandberg² (natur og biodiversitet), Marianne Bruus², (natur og biodiversitet) og Nicholas Hutchings¹ (klima)

Fagfællebedømmelse: Uffe Jørgensen¹

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 stråtekning.

Nogle planter, der egner sig til paludikultur, er særdeles produktive under de rette betingelser (Geurts and Fritz, 2018; Karki *et al.*, 2019), men der er 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 ved 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 sumplanter og er derfor ikke støtteberettiget som traditionelle landbrugsafgrøder. Ændret lovgivning på dette område forudsætter dokumentation af det landbrugsmæssige produktionspotentiale.

Effekt på fosfortab

Effekt af jordtype

Viden om paludikultur findes kun fra forsøg på lavbundsarealer med højt indhold af organisk stof (tørvejorde, >12% organisk kulstof), da hovedformålet med paludikultur er at undgå nuværende nedbrydning af drænedes tørvejorde, men i princippet kan der også etableres paludikultur på lavbundsarealer som indeholder mindre end 12% kulstof, hvor en del af tørven allerede er forsvundet som følge af mange års dræning.

Effekt i tid og rum

Planteoptagelse af næringsstoffer finder sted i vækstperioden og den primære effekt på fosforudledningen må derfor også forventes at finde sted i vækstperioden. Jorden vil dog i højere grad være tømt for vandopløseligt fosfor, når en velvoksende afgrøde optager næringsstoffer, og derfor må der også forventes at være effekt på fosforudvaskning i dele af afstrømningsperioden. Størrelsen af denne effekt kendes ikke.

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 fosfor fra lavbundsarealet 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 fosfor må forventes på arealer med stor tilstrømning af fosfor fra oplandet jf. virkemidlet Etablering af vådområde.

Tabel 3.77 viser resultater fra danske forsøg på relativt våde tørvejorde. Høst-udbytterne af forskellige afgrøder/vegetationer ved tildeling af forskellige mængder af gødning varierer betydeligt. Selvom der i de nogle tilfælde også blev tildelt fosforgødning med henblik på at producere højere biomasseudbytter, blev der i alle tilfælde fjernet mere fosfor, end der blev tildelt. Dræningen var dog ikke fuldstændigt afbrudt i disse forsøg, og de kan derfor ikke umiddelbart betragtes som paludikultur i sin nuværende definition (Wichtmann *et al.*, 2016).

Tabel 3.77. Nettofjernelse af fosfor (høst minus gødskning) ved 2 eller 3 slæt pr. år af forskellige vegetationer dyrket på tørvejorde med varierende højt vandspejl og tildeling af gødning.

Vegetation, antal forsøgsår	Vandspejl under jordoverflade (cm)	Antal slæt pr. år	N-P-K gødning pr. år (kg/ha)	Udbytte pr. år (tons TS/ha)	P nettofjernelse pr. år (kg/ha)	Reference
Rajsvingel og strandsvingel, 1 år	10-40	2	160-16-160	18.5	28	Kandel <i>et al.</i> (2017)
Rajsvingel og strandsvingel, 1 år	10-40	3	240-16-260	18.2	37	Kandel <i>et al.</i> (2017)
Domineret af mosebunke, 4 år	10-70	2	0-0-103	9.9	20	Nielsen <i>et al.</i> (2013)
Domineret af alm. rapgræs og kvik, 3 år	20-30	2	0-0-49	7.2	18	Nielsen <i>et al.</i> (2013)
Domineret af alm. rapgræs og kvik, 3 år	20-30	2	0-0-49	7.3	18	Nielsen <i>et al.</i> (2013)
Domineret af lyse-siv, 4 år	20-40	2	0-0-55	4.6	6	Nielsen <i>et al.</i> (2013)
Domineret af lyse-siv, 4 år	20-40	2	0-0-109	5.2	8	Nielsen <i>et al.</i> (2013)

Danske biomasseudbytter og fosforfjernelse uden tildeling af gødning er angivet i virkemidlet Fjernelse af biomasse i randzoner og engarealer.

I Holland er der blevet etableret flere større demonstrationsarealer med paludikultur og højere vandstand end i de danske forsøg (Geurts and Fritz, 2018). Pijlman *et al.* (2019) rapporterede udbytter og indhold af næringsstoffer i dunhammer (*Typha latifolia*), som er en af de mest lovende paludikultur-afgrøder. De største udbytter på ca. 10 t TS/ha blev høstet i juli og august, og hermed blev der fjernet 15 kg P/ha. Ved høst flere gange om året (hver 6. uge) falder det årlige udbytte til 6 t TS/ha, og der kunne derfor ikke fjernes mere fosfor fra arealet ved at øge høstfrekvensen, selvom fosforkoncentrationen i biomassen steg.

Nord for Pisa i Italien er anlagt en 5 ha stor demonstrationsmark med paludikultur ved Massaciuccoli søen, 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 54 kg P/ha ved høst af 37 t TS/ha i kæmperør (*Arundo donax*), mens der i elefantgræs (*Miscanthus x giganteus*) og tagrør (*Phragmites australis*) kunne fjernes 25-40 kg P/ha ved høst af henholdsvis 25 og 12 t TS/ha som gennemsnit over to år.

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 vådområde. Effekten af 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 fosfor 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 fosfor bør forbedres. Der forekommer vejrmæssig betinget variation mellem dyrkningsår, som også bør belyses bedre for paludikultur.

Der findes ikke målinger, der direkte kvantificerer fosfortabet fra forskellige former for paludikultur. Virkemidlets effekt hviler derfor på en forventning om, at nettofjernelse af fosfor med biomassen fra lavbundsarealet også vil reducere tabet af fosfor til vandmiljøet. Hille *et al.*, (2019) viste ved hjælp af målinger i bufferzoner og efterfølgende modellering, at høst af biomasse over tid (50-300 år) kan reducere jordens indhold af fosfor til et niveau, hvor der ikke længere er risiko for kritisk højt tab af fosfor til vandmiljøet.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Et demonstrationsforsøg med paludikultur, hvor både vandstrømninger og fosforkoncentrationer kvantificeres, vil strække sig over 3 – 5 år.

Forudsætninger og potentiale

Høst af biomasse på vådlagte lavbundslande 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 forfor med den høstede afgrøde vil afhænge af udbyttet og vegetationens udvikling over tid.

Sideeffekter

Kvælstof

Når dræning af lavbundslande afbrydes og vandstanden hæves forventes, i lighed med etablering af vådområder, at kvælstof fjernes ved denitrifikation. Derudover vil der kunne fjernes kvælstof med den høstede afgrøde, og den fjernede kvælstof vil potentielt kunne mobiliseres til anvendelse som gødning

på marker i oplandet. Men det er usikkert i hvor høj grad fjernelse af kvælstof med den høstede biomasse fra lavbunds-jorden yderligere vil kunne reducere tabet af kvælstof til vandmiljøet.

Klima

Paludikultur er godkendt af FAO og IPCC som en driftsform, der bevarer tørvejordene (Biancalani and Avagyan, 2014; Hiraishi *et al.*, 2014). Derfor forventes som udgangspunkt samme effekt på klimaet som beskrevet i Gyldenkerne og Greve (2015). Vådlægning af jorde i omdrift og vedvarende græs reducerer dermed udledningen af drivhusgas med henholdsvis 41 og 28 t CO₂-ækv. ha⁻¹ år⁻¹. Dette tal skal reduceres med den mængde kulstof omregnet til CO₂, der fjernes med den høstede biomasse. Hvor meget tallet 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 fossilenergiforbrug til markoperationer, transport og evt. forarbejdning af den høstede biomasse, hvilket skal indregnes i den samlede drivhusgasbalance.

Natur og biodiversitet

Biodiversiteten vurderes til at være højere i paludikultur sammenlignet traditionel landbrugsdrift, der omfatter en-årige afgrøder i omdrift. Derimod forventes mindre biodiversitet sammenlignet med et traditionelt vådområde, da paludikultur primært omfatter produktive flerårige monokulturer. Naturlige arter for det pågældende økosystem vil sandsynligvis langsomt invadere paludikulturen efter etablering, og genetablering af paludikulturen efter en år-række kan være en forudsætning for at opretholde høje biomasseudbytter, men det vil afhænge af arealets hydrologi og den valgte paludikultur-afgrøde. Vurderingen af effekten af virkemidlet i forhold til blomstersøgende insekter dvs. vilde bier, svirreflugter, sommerfugle m.fl. forudsætter, at føderessourcen ikke anvendes til honningproduktion.

Tabel 3.78. Forventede effekter af virkemidlet "Paludikultur" på natur og biodiversitet. Referencen for vurderingen er enårige afgrøder i omdrift. Vurderingen af effekten af virkemidlet i forhold til blomstersøgende insekter dvs. vilde bier, svirreflugter, sommerfugle m.fl. forudsætter at føderessourcen ikke er anvendes til honningproduktion.

Jordbundsfauna	Vilde planter	Vilde bie ⁸ r	Øvrige insekter og leddyr	Fugle	Pattedyr	Samlet vurdering
2-3	0-1	0-1	1-2	0-1	0-1	3-9

Skadegørere og pesticider

Der normalt ikke behov for pesticidbehandling i en veletableret paludikultur-afgrøde. 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.

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., P.E., L., 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.

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.L., Hald, A.B., Larsen, S.U., Lærke, P.E. and 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 Hoffmann², Dominik Zak², Beate Strandberg² (natur og biodiversitet), Marianne Bruus² (natur og biodiversitet) og Nicholas Hutchings¹ (klima)

Fagfællebedømmelse: Brian Kronvang²

¹ Agroøkologi AU

² Bioscience, AU

Funktion og anvendelse

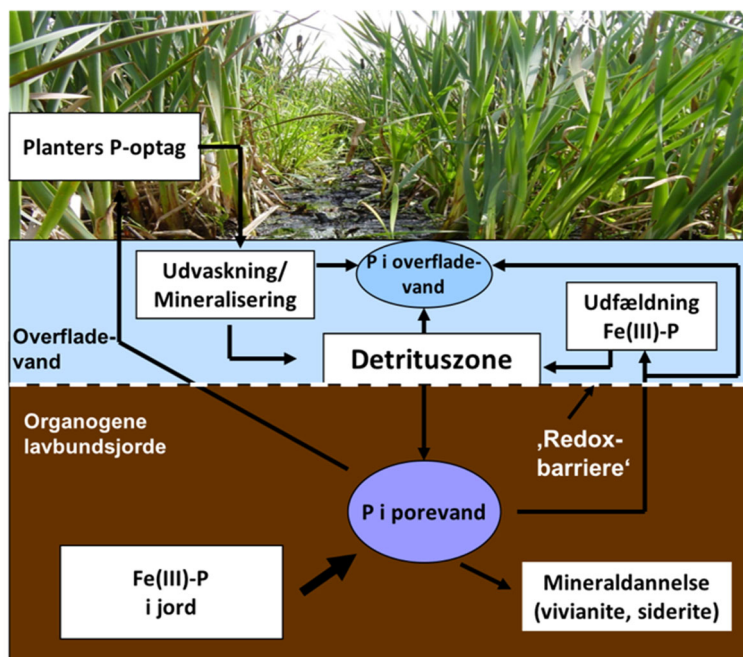
I randzoner, vandløbsnære arealer, overrislingsarealer og genetablerede vådområdetyper som enge og lavmoser, som udtages af landbrugsproduktion ses ofte en høj vedvarende planteproduktion. Denne kan tilskrives arealernes høje indhold af næringsstoffer i rodzonen stammende fra den tidligere intensive 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, herunder fosfor (P), og dermed på sigt medvirke til at nedbringe udvaskningen af fosfor og andre næringsstoffer og samtidig øge naturindholdet. Endelig vil den afhøstede biomasse kunne anvendes som foder eller i biogasanlæg.

Effekt på fosfortab

Fjernelse af biomasse vil i mange tilfælde på langt sigt kunne reducere udvaskningen af fosfor fra genetablerede vådområder og udlagte vandløbsnære randzoner (Hille et al., 2018). Grundet den tidligere arealanvendelse har disse arealstyper, både de tørre og de våde, ofte et forhøjet indhold af fosfor i de øverste jordlag. Specielt for de organogene lavbundslande gælder, at Fe:P-forholdet, som er bestemmende for udvaskning af fosfor fra denne jordtype, ofte er lavt (men med stor geografisk variation). Fe:P-forholdet bestemmes ved ekstraktion med dithionit og angiver forholdet mellem jern og fosfor i den reducerbare jernfraktion i jorden (Paludan og Jensen, 1995). Som tommelfingerregel gælder, at hvis det molære Fe:P forhold i organogene lavbundslande er højere end 10, så kan man forvente at Fe:P-forholdet i porevandet er >3, og det vil give et lavt fosfortab (Zak et al., 2016). En enkelt lokal undersøgelse har vist, at høst af biomasse i randzonen kan holde trit med eller modsvare den tilførsel af fosfor til randzonen, der sker via jorderosion og overfladisk afstrømning (Hille et al., 2018).

Retablering af vådområdearealer med lavt Fe:P forhold (dithionit ekstraktion) kan føre til stor udvaskning af fosfor. Ved fjernelse af biomasse vil man på alle jordtyper kunne nedsætte udvaskningsrisikoen, bl.a. fordi man derved hæver Fe:P forholdet. Specielt for retablerede vådområder på organogene lavbundslande vil fjernelse af biomasse i mange tilfælde kunne reducere perioden med udvaskning af fosfor ganske betydeligt (Zak et al., 2014). Nedenstående tabel 3.79 viser mængden af fosfor, der kan fjernes ved slæt på forskellige eng- og vådbundsarealer. Fra de mest tørre arealer kan der i gennemsnit fjernes 12 kg P/ha/år, og lidt mere 13 - 14 kg P/ha/år fra mere våde arealer. Høst af biomasse på våde arealer vil imidlertid kræve specielle maskiner og redskaber.

Figur 3.16. Illustration af fosfor-cyklus i vådområder (modificeret efter Zak et al., 2016).



Tabel 3.79. 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
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*	430	1,22	
Nørreåen ved Brønderslev, 2015, 106 ha*	447	0,87	
Nørreåen ved Brønderslev, 2014, 103 ha*	586	1,23	
Randzoner ved Spjald og Sillerup i alt 6 steder (Hille et al. 2018)	116-834 X=378	0,24-2,29 X=1,05	Udlagte vandløbsnære randzoner (min – max og gennemsnit)
Simpelt snit A	600	1,35	
Simpelt snit B	476	1,19	

§ Landsforsøgene 2009-12

* Naturstyrelsens projekt 'Græs til Gas' (Ole Hyttel; Naturstyrelsen Himmerland)

Effekt i tid og rum

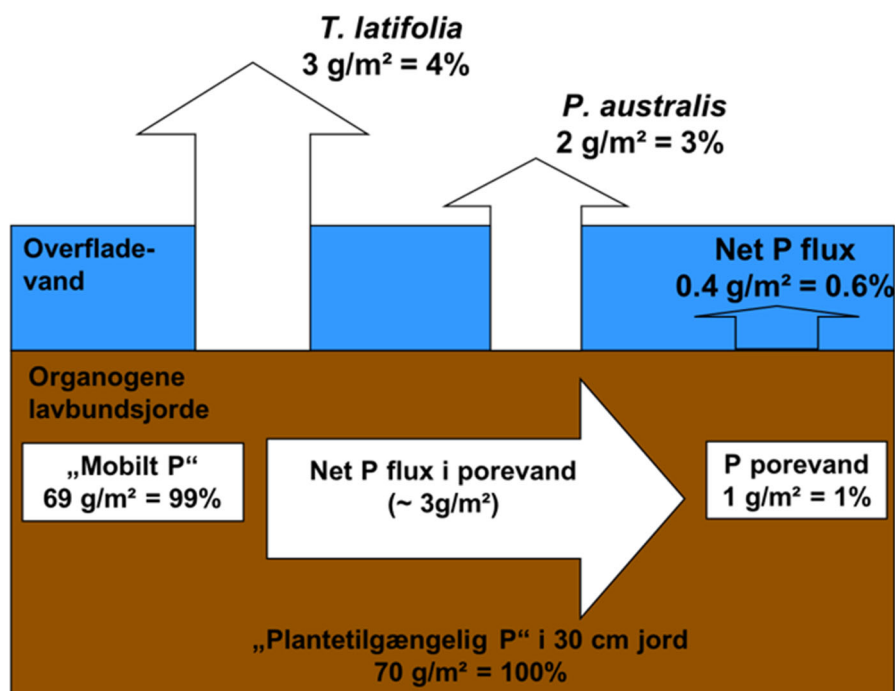
Afhøstning af vådbundsplanter er mest effektiv i starten af blomstringsperioden, da både biomasse og fosforindhold er på sit højeste (Meulemann et al. 2002). Dette har dog sine vanskeligheder i blandede plantesamfund med forskellige blomstringstidspunkter. Hvis f.eks. tagrør, *Phragmites australis*, er dominerende, så bør tidspunktet for afhøstning baseres på denne (august-september). Beregninger for afhøstning af tagrør på stærkt nedbrudte og næringsrige arealer har vist, at det kan tage op til 30 år at reducere plantetilgængeligt fosfor. Forskellige vådbundsplanter, som f.eks. dunhammer, kan dog anvendes kommercielt til byggematerialer og bioenergi (Thevs et al., 2007), hvilket udnyttes i virkemidlet Paludikultur.

I forbindelse med reetablering af vådområder er det obligatorisk at lave en kvantificering af fosfortabet (Hoffmann et al, 2018), som er en 'worst case'-beregning. I denne beregnes fosfortabet under forudsætning af, at vandet strømmer aktivt gennem den øverste og mest fosforholdige del af jordprofilen (i.e. de øverste 30 cm). Til grund for beregningen skal udtages jordprøver, der analyseres for indhold af fosfor bundet til jernoxider, da jernet i disse forbindelser ved vådlægning kan blive reduceret, hvorved fosfor frigives til jordvæsken og kan udvaskes (se Hoffmann et al, 2018). Størrelsen af denne jernbundne fosforpulje kan nedbringes ved afhøstning af den overjordiske biomasse, men da den jernbundne fosforpulje kan variere fra område til område bør man vurdere om afhøstning er en realistisk afværgeforanstaltning, da det alt andet lige kan tage fra få år til flere hundrede år at nedbringe puljen ad denne vej. Det skal også bemærkes, at den jernbundne fosforpulje kun udgør ca. 25 % af den totale fosforpulje i jorden, og at planterne ikke nødvendigvis alene optager fosfor fra den jernbundne fosforpulje.

Udenlandske undersøgelser

I Tyskland er det almindeligt accepteret, at optag af fosfor i planter er en vigtig proces til fjernelse af fosfor ved efterfølgende afhøstning (Zak et al., 2014 & 2016). Dette princip anvendes også i konstruerede vådområder (e.g., Álvarez and Bécares, 2006). Undersøgelser i genetablerede vådområder i Tyskland har påvist, at fosforoptag i forskellige vådbundsplanter (*Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Glyceria maxima*, *Carex acutiformis*, *Carex riparia*, og *Phalaris arundinacea*) modsvarer den fosforfrigivelse, der sker i stærkt nedbrudte lavbundslande ($0,8 - 15,6 \text{ g P m}^{-2}$, $n = 30$). Planternes fosforoptagelse er samtidig 4-10 gange højere end den udveksling af fosfor, der foregår mellem jord og overfladevand (Zak et al., 2014). Derfor er vådbundsplanter i stand til at kompensere for den høje fosforfrigivelse i stærkt omsatte/nedbrudte lavbundslande, når de inkorporerer fosfor i biomassen i vækstsæsonen (Fig. 3.17). Det skal dog samtidig bemærkes, at fosfortabet i vinterperioden ikke påvirkes af planteoptag af fosfor i vækstsæsonen, førend størrelsen af den mobile fosforpulje går ned, idet fosforfraktionerne i jorden er i dynamisk ligevægt.

Figur 3.17. Sammenligning af tagrørs (*P. australis*) og dunhammers (*T. latifolia*) fosforoptag og fosforfrigivelse i jord og udvekslingen af fosfor i overgangen mellem jord og vand beregnet for vækstsæsonen fra maj til september, dvs. omkring 150 dage. Nettofluxen på 0,4 g P/m² er fosfortabet efter at ferri(hydr)oxider har fældet en del af den frigivne fosfor. Data stammer fra et stærkt eutrofieret område (Zak et al., 2014).



Overlap i forhold til andre virkemidler

Afhøstning af biomasse kan være et nyttigt supplerende tiltag i genetablerede vådområder, dyrkningsfrie randzoner, overrislingsarealer, enge der ikke gødes m.fl. Der er et overlap til virkemidlet paludikultur og fjernelse af topjord. Der er delvis overlap til virkemidlerne dybdepløjning og tilsætning af P-sorbenter til jorden. Ved de sidste fikseres fosfor i jorden, hvorimod fosfor langsom udpines ved høst af plantebiomassen.

Sikkerhed på data

Der er mange data på afhøstning af biomasse, som er tilstrækkelig dokumentation for mængden af tørstof, kvælstof og fosfor, der kan fjernes. Derimod mangler der dansk dokumentation for, hvor stor indflydelse høstning af biomasse har på jordens forskellige fosforpuljer, og hvor meget tabet af fosfor til omgivelserne ændres ved høst af biomasse.

Forudsætninger og potentiale

Det vurderes, at der er et stort potentiale for høst af biomasse, der vil kunne finde anvendelse i biogasanlæg, som foder, potentielt også i bygningsmaterialer. Afhøstning på våde arealer kræver specielt udviklet maskinel. Dette er allerede udviklet i Holland og Tyskland, samt under udvikling i Danmark.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Kan kontrolleres ved besøg eller ved satellitovervågning

Sideeffekter

Kvælstof

Der er en klar effekt af høst af biomasse, hvis man sammenligner randzoner, vandløbsnære arealer, overrislingsarealer og genetablerede vådområdetyper som enge og lavmoser udtaget af landbrugsproduktion med naturarealer, der

aldrig har været påvirket af næringsstoffer. Afhøstning af biomasse på naturarealer i Lille Vildmose viste, at der kunne fjernes 240 g tørstof m², 3.1 g N m² og 0.54 g P m² (gennemsnit for 4 områder på i alt 91.4 ha; data fra Ole Hyttel, Naturstyrelsen), hvilket viser at kvælstof- og fosforindholdet i afhøstet biomasse på naturarealer ligger noget lavere end for arealer, der har været påvirket af input af næringsstoffer. Sammenlign tabel 3.79 med nedenstående tabel 3.80.

Tabel 3.80. 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 m ⁻²	Bemærkning
Landsforsøgene 2009-12			Første 3 rækker
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 P 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*	430	7,78	
Nørreåen ved Brønderslev, 2015, 106 ha*	447	6,68	
Nørreåen ved Brønderslev, 2014, 103 ha*	586	9,38	
Simpelt snit A	600	10,35	
Simpelt snit B	476	8,72	

* Naturstyrelsens projekt 'Græs til Gas' (Ole Hyttel; Naturstyrelsen Himmerland)

Klima

Fjernelse af biomasse i randzoner og engarealer vil reducere lattergasemission fra planterester men også kulstoflagring i jorden. Hvis biomassen udnyttes til f.eks. biogasproduktion, vil der være en *offset* af fossilenergiforbrug men også en højere lattergasemission fra de resterende marker, hvis den afgassede gylle erstatter handelsgødning i markbrug. Samlet set er klimaeffekten skønnet til at være positiv (en reduktion i emission), så længe at biogasproduktionen regnes som en erstatning for fossilenergiforbrug.

Natur og biodiversitet

Fjernelse af biomasse fra randzoner og enge vil skabe mere lysåbne levesteder, og dermed bedre forhold for arter tilknyttet lysåben natur samtidig med, at det kan modvirke dominans af en række almindelige højstauderarter tilknyttet næringsrige levesteder (f.eks. stor nælde, burre snerre, lodden dueurt). Fjernelse af biomasse vil således medvirke til, at næringsstofferne ikke blot returneres til jorden, når biomassen henfalder og derved kan opnås, at den store næringsstofpulje med tiden reduceres. På tidligere landbrugsarealer er det øverste jordlag – det tidligere pløjelag - beriget med næringsstoffer. Her vurderes, at fjernelse af biomasse vil være særligt effektivt til at reducere jordens

næringsstofpulje og give mere lyskrævende engarter mulighed for at etablere sig samtidig med, at arter, der trives bedre ved lavere næringsstofniveauer, med tiden vil kunne etablere sig. Dette er samtidig de arter, der vil kunne bidrage til at øge den regionale diversitet. Der eksisterer kun begrænset viden, om hvornår og hvor ofte der skal afhøstes for at optimere effekten på naturindholdet. En redegørelse konkluderer dog, at gevinster for rådyr, en række fugle, samt honningbier og vilde bier bedst opnås ved slåning af brakarealer sidst i vækstsæsonen (Elmeros et al. 2014). Gavnige effekter for vilde bier og andre blomsterbesøgende insekter afhænger ud over høsttidspunkt af, at der forekommer arter, som er egnede fødeplanter, desuden skal der være velegnede redesteder inden for biernes flyveafstand, hvilket typiske er 500 m eller derunder. I næringsrige områder vil en hyppigere slåning i de første år dog formentlig være en forudsætning for, at der på sigt kan opnås naturgevinster, da hyppigere slåning vil øge næringsstoffjernelsen fra områderne. Sammenlignet med virkemidlet Fjernelse af topjord før etablering af vådområder er fjernelsen af næringsstoffer ved høst af biomasse en væsentlig langsommere proces og potentialet for etablering af arter tilpasset mere næringsfattige forhold relativt begrænset. Afhængig af tidspunkt for og metode, der anvendes til høst, kan det medføre betydelig forstyrrelse i både vegetation og jordoverfladen og lede til betydelig homogenisering af både overflade og vegetation. Fx er der stor risiko for, at myretuer og tuedannende planter ødelægges ved anvendelse af maskiner (Heuss et al., 2019, Morris 2000).

Biomassefjernelse kan også ske ved ekstensiv græsning. Potentialet for at opnå væsentlige biodiversitetsmæssige forbedringer gennem ekstensiv græsning er størst, hvor området som udgangspunkt har en relativt høj botanisk værdi (Hald et al. 2003). På sådanne områder kan opnås relativt positive effekt af virkemidlet på både vilde planter, småpattedyr og fugle (Nielsen et al. 2003).

Tabel 3.81. Forventede effekter af virkemidlet "Fjernelse af biomasse før etablering af vådområder" på natur og biodiversitet. Vurderingen er baseret på en sammenligning med tilsvarende område uden fjernelse af biomasse. Vurderingen af effekten af virkemidlet i forhold til blomstersøgende insekter dvs. vilde bier, svirreflugter, 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
0-1	-1-2	0-1	-1-2	0-2	0-2	-2-10

Skadegørere og pesticider

Fjernelse af vegetativ biomasse ville potentielt også kunne medføre fjernelse af pesticider, der er adsorberet 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).

Referencer

Álvarez, J.A., Bécares, E., 2006. Seasonal decomposition of *Typha latifolia* in a free-water surface constructed wetland. *Ecol. Eng.* 28, 99–105.

Andersen, V. 1989. Engarealer som kvælstoffilter, kvælstofoptag hos planter og denitrifikation. Hovedopgave i planternes ernæring. Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole.

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 wet-lands: Application of the toxic units approach. *Ecological Engineering* 37(6): 955-962.

Hald, A.B., Hoffmann, C.C., Nielsen, L. 2003. Ekstensiv afgræsning af ferske enge. Botanisk diversitet, småpattedyr, miljø og produktion. DJF rapport Markbrug nr. 91. marts 2003.

Heuss, L., Grevé, M.E., Schäfer, D., Busch, V., Feldhaar, H. 2019. Direct and indirect effects of land-use intensification on ant communities in temperate grasslands. *Ecology and Evolution* 9(7), 4013-4024.

Hille, S., Graeber, D., Kronvang, B., Rubæk, G.H., Onnen, N., Molina-Navarro, E., Baattrup-Pedersen, A. Heckrath, G.J. and Stutter, M.I. 2018. Management options to reduce phosphorus leaching from vegetated buffer strips. *Journal of Environmental Quality* 48: 322-329.

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. Specialrapport, Københavns Universitet, Ferskvandsbiologisk Laboratorium.

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. and Nielsen L. 2012. Næringsstofbalans og miljø i enggræs: Försök med K-gödsling I: Evalueringsrapport marginale jorder och odlingssystem: BioM - Bæredygtig bioenergi. Ed. Lundegren J. s. 35-42.

Meuleman, A. F.M., Beekman, J. P. and Verhoeven, J. T.A. 2002. Nutrient retention and nutrient-use efficiency in *Phragmites australis* stands after wastewater application. *Wetlands*, 22: 712-721.

Morris, M.G. 2000. The effects of structure and its dynamics on the ecology and conservation of arthropods in British grasslands. *Biological Conservation* 95, 129-142.

Nielsen, L., Hald, A.B., Hoffmann, C.C., Olsen, H. 2003. Perspektiver for drift af ferske enge. I Hald, A.B., Hoffmann, C.C., Nielsen, L. 2003. side 183-190.

Paludan, C. and Jensen, S.J. 1995. Sequential extraction of phosphorus in freshwater wetland and lake sediment: Significance of humic acids. *Wetlands*, 15(4):365-373.

Thevs, N., Zerbe, S., Gahlert, F., Mijit, M., and Succow, M. 2007. Productivity of reed (*Phragmites australis* Trin. ex Steud.) in continental-arid NW-China in relation to soil, groundwater, and land-use, J. Appl. Bot. Food Qual., 81: 62-68.

Wichtmann, W., Schäfer, A. 2007. Alternative management options for degraded fens – utilization of biomass from rewetted peatlands. In: Okruszko, T., Maltby, E., Szatylowicz, J., Swiatek, D., Kotowski, W. (Eds.), Wetlands: Monitoring, Modelling and Management. Taylor, London, pp. 273–279.

Zak, D., Gelbrecht, J., Zerbe, S., Shatwell, T., Barth, M., Cabezas, A., and Steffenhagen, P. 2014. How helophytes influence the phosphorus cycle in degraded inundated peat soils – implications for fen restoration. Ecological Engineering 66: 82-90.

Zak D., McInnes R., Gelbrecht J. 2016. Managing Phosphorus Release from Restored Minerotrophic Peatlands. In: Finlayson C. et al. (eds) The Wetland Book. Springer, Dordrecht.

Zak, D., Stutter, M., Jensen, H., Egemose, S., Carstensen, M.V., Audet, J., Strand, J., Feuerbach, P., Hoffmann, C.C., Christen, B., Hille, S., Knudsen, M., Stockan, J., Watson, H., Heckrath, G., and Kronvang, B. 2019. An assessment of the multi-functionality of integrated buffer zones in Northwest Europe. J. Environ. Qual. 48: 362-375.

Dybdepløjning før etablering af sø/vådområde

Sara Egemose³, Henning S. Jensen³, Kasper Reitzel³, Beate Strandberg² (natur og biodiversitet), Marianne Bruus² (natur og biodiversitet) og Nicholas Hutchings¹ (klima)

Fagfællebedømmelse: Frede Østergaard Andersen³

¹ Agroøkologi, KU

² Bioscience, AU

³ Biologisk Institut, SDU

Funktion og anvendelse

Dybdepløjning af jord er et virkemiddel, som betyder, at den øverste fosforrige jord (pløjelaget) vendes ned, mens dybereliggende og mere fosforfattig jord pløjes op inden etablering af en sø eller et vådområde (se virkemiddel Etablering af vådområde).

Det primære formål med dybdepløjning er at forhindre frigivelse af fosfor fra jorden efter etablering af en sø eller et vådområde. De fleste søer og vådområder etableres på jord, hvor der i en kortere eller længere årrække har været mere eller mindre intensiv landbrugsdrift. Det betyder, at der er en intern fosforpulje i jorden, som risikerer at blive frigivet når jorden oversvømmes med vand. Dette kan skyldes reducerede forhold, der vil frigive jernbundet fosfor eller fosfor fra mineralisering af organisk bundet fosfor. Frigivelsen kan medføre eutrofiering i en sø og potentiel transport af fosfor ud af et vådområde (f.eks. Pant og Reddy 2003, Steinmann og Ogdahl 2011). Alternativet til en forbehandling, som dybdepløjning kan være tilsætning af jernprojekter eller sandcapping, som de billigste muligheder, og afgravning og fjernelse af det øverste fosforholdige jordlag eller kemisk restaurering af den etablerede sø, som dyrere og meget mere omfattende indgreb.

Ved dybdepløjning vendes de øverste jordlag (ofte op til 80 cm), så den meget næringsrige topjord bliver begravet, mens den dybereliggende og mere næringsfattige jord bliver ført til overfladen. Herved reduceres frigivelsen af fosfor fra den oversvømmede jord. Dybdepløjningen gennemføres, inden området oversvømmes, og er en engangsbehandling. Derudover kan virkemidlet gennemføres mere målrettet end de virkemidler (f.eks. aluminium eller Phoslock), som anvendes efter at jorden er blevet oversvømmet med vand. Med dybdepløjning kan man således meget præcist behandle hele området ensartet og/eller differentiere efter fosforindholdet i jorden, således at det ikke nødvendigvis er hele området, som man behøver at pløje.

Dybdepløjningen fungerer som en barriere på samme måde som f.eks. sandcapping (se virkemiddel Forbehandling af jordoverfladen før etablering af sø/vådområde/bufferzone), hvor effekten vil afhænge af, hvordan fosfor og i særlig grad den mobile fosforpulje er fordelt i jordprofilen. Effekten vil således være størst, hvis fosfor er akkumuleret i det øverste jordlag, og hvis de dybere jordlag er mere fosforfattige og indeholder immobile fosforpuljer.

Effekt på fosfortab

Dybdepløjning er endnu kun testet på forsøgsbasis i Danmark, men det ser ud til effektivt at forhindre frigivelsen af fosfor fra oversvømmede jorde. I forbindelse med etableringen af Rønnebæk Sø ved Næstved i 2017 blev dybdepløjning testet på prøvefelter i søen (Reuss 2018 og Jensen et al. in prep). Ved udtagelse af jordprøver fra prøvefelterne og efterfølgende inkubation i laboratoriet blev fosforfrigivelsen fra oversvømmede jordkerner fulgt over 210 dage. Dybdepløjningen var meget effektiv. Fra ubehandlet jord sås en kumuleret fosforflux over perioden på $6,9 \pm 0,9$ kg/ha og mere end 85 % af den frigivne fosfor blev frigivet inden for de første 60 dage. Denne flux vil sandsynligvis være endnu højere i mange andre jorde idet jorden ved Rønnebæk Sø havde et forholdsvis lavt P-tal på 1,9. Fra den dybdepløjede jord sås derimod et optag af fosfor i sedimentet over de 210 dage på $0,2 \pm 0,04$ kg/ha.

Fuldstændig samme tendens som beskrevet ovenstående sås, da der blev målt fosforflux over 24 timer på sedimentkerner taget i prøvefelter fra Rønnebæk Sø 180 dage efter behandlingen (Reuss 2018 og Jensen et al., under forberedelse). Den ubehandlede jord frigav fosfor, mens den dybdepløjede jord optog fosfor.

Udenlandske erfaringer

Der findes ingen dokumenterede internationale erfaringer med dybdepløjning som virkemiddel til at forhindre fosforfrigivelse, når tidligere dyrket jord oversvømmes. Der findes dog ganske få internationale artikler, hvor man foreslår dette som en mulighed.

Effekt i tid og rum

Effekten er umiddelbar. Det betyder, at det virker straks efter gennemførelse, når området efterfølgende oversvømmes. Effekten er ikke tidsbegrænset, hvis laget ikke forstyrres, idet den fosforrige jord nu er vendt så langt ned, at fosfor ikke bidrager til en evt. intern belastning. Hvis søen eller vådområdet tilføres store mængder fosfor fra eksterne kilder, kan dette dog medføre opbygning af et nyt fosforholdigt sedimentlag ovenpå det oprindelige jordlag, hvilket over tid kan medføre en fornyet intern belastning. Dette gælder dog også virkemidler såsom aluminium og Phoslock.

Overlap i forhold til andre virkemidler

Dybdepløjning af jorden udelukker ikke brugen af andre virkemidler.

Sikkerhed på data

Dette virkemiddel er stadig under udvikling. I Danmark er det pt. testet i laboratorietests og i plots i en nydannet sø. Der mangler dog endnu fuldskalaa anvendelse. Alle gennemførte undersøgelser viser dog, at dybdepløjningen virker efter hensigten. Der er dog endnu ikke fuld klarhed over betydningen af grundvandsstrømning og evt. risiko for tab af fosfor via denne transportvej. Dette bør fremtidige pilotprojekter afdække. Dog vurderes det, at grundvandsstrømningen hovedsagelig vil ske under det dybdepløjede lag.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Dette er stadig et virkemiddel under udvikling. De foreløbige resultater er positive, men for at opnå det fulde overblik over potentialet kræves mere dokumentation af effekterne.

Forudsætninger og potentiale

Dybdepløjning gennemføres før etablering af sø eller vådområde. Det betyder, at der ikke er nogen løbende pleje eller vedligeholdelse. Det er dog vigtigt at påpege, at kraftig forstyrrelse af sedimentoverfladen efter anlæggelsen af søen kan medføre reduceret effekt af dybdepløjningen. Der mangler endnu erfaring med, hvorvidt det er nødvendigt at vende de øverste op til 80 cm for at opnå effektiviteten, eller hvorvidt en mindre dybde er tilstrækkelig. De 80 cm er valgt, da det er standarddybden som pt. anvendes i landbrugsøjemed til behandling af traktose og forud for skovrejsning. Den nødvendige pløjedybde kan dog evt. sandsynliggøres ud fra målinger af jordens Fe-BD:P-BD-forhold, idet fosfor-frigivelsesraten og fosfor-tabsrisikoen vil være afhængigt af dette forhold (her kan P-regnearket anvendes, Hoffmann et al., 2018). Ved høje Fe-BD:P-BD-forhold i dybere jordlag og/eller en meget lav total-fosforpulje i dybereliggende jordlag forventes dybdepløjning at bidrage til et markant reduceret fosfortab.

Hvis området, som skal dybdepløjes, er meget vådt og dermed ikke kørefast og/eller tilgroet, så kan det begrænse muligheden for at benytte virkemidlet. Men områder, som skal dybdepløjes, vil oftest være tidligere dyrkede flader og derfor kørefaste.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Man skal være opmærksom på eventuelle kulturhistoriske interesser i området, da dybdepløjning potentielt kan risikere at ødelægge kulturhistoriske forekomster i jorden. Derfor bør det lokale museum og/eller kulturarvsstyrelsen kontaktes forud for gennemførslen af et projekt.

Sideeffekter

Kvælstof

Ved dybdepløjningen af et prøvefelt i det område, som blev til Rønnebæk Sø sås også effekter på kvælstof (Reuss 2018 og Jensen et al., under forberedelse). Nitratretentionen steg for dybdepløjet jord, mens ammoniumfrigivelsen steg meget set i forhold til den ubehandlede jord.

Klima

Man kan forvente en potentielt mindre udledning af drivhusgasser hvis de øvre jordlag er mere kulstofrige end de jordlag som vendes op. Der vil være et en-gangs fossilenergiforbrug i forbindelse med dybdepløjningen. Dette forbrug skal lægges sammen med de øvrige klimaeffekter tilknyttet etablering af et vådområde.

Natur og biodiversitet

Dybdepløjning forventes at have begrænset effekt på natur og biodiversitet, idet det er tidligere dyrket jord som bearbejdes. Dog vil dyr, der lever på jordoverfladen og i de øverste jordlag, som fx løbebiller, edderkopper og springhaler, blive påvirket, da de er følsomme over for jordbearbejdningen, men omvendt vil faunatyperne alligevel ændre sig, når jorden efterfølgende bliver vanddækket/vandmættet, så jordbearbejdningen forventes ikke at give yderligere påvirkninger.

Tabel 3.82. Forventede effekter af virkemidlet "Dybdepløjning før etablering af vådområder" på natur og biodiversitet. Vurderingen er baseret på en sammenligning med tilsvarende område uden fjernelse af biomasse.

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

Skadegørere og pesticider

Ingen kendte effekter. Det vides dog ikke om der også kunne være en evt. positiv effekt af nedpløjning af pesticider i pløjelaget.

Andre sideeffekter

Der kan være kulturhistoriske interesser, som gør, at det ikke er hensigtsmæssigt at anvende dybdepløjning i alle områder, og / eller at det kun er muligt at vende et mindre jordlag f.eks. kun 40-60 cm. Erfaringer og effektivitet af dette er endnu ukendt.

Økonomi

Dybdepløjning af jord er et relativt billigt virkemiddel sammenlignet med restaureringstiltag som f.eks. aluminiumbehandling. Det skyldes, at det er langt billigere at pløje jorden, mens der kan køres på den modsat senere behandling af sedimentet, hvor produktet skal sejles ud. Alternativet til f.eks. dybdepløjning forud for oversvømmelse af området er sandcapping eller tilsætning af jernprodukter, som også er relativt billige virkemidler. Begge har dog udgifter til transport af produkter, som skal tilføres området. Endelig er der bortgravning af det øverste fosforholdige jordlag (pløjelaget), hvilket er langt dyrere og meget mere omfattende pga. store udgifter til bortskaffelse af jorden. Det skønnes at dybdepløjning koster 4.200-7.300 Dkk/ha (Jensen et al., under forberedelse).

Referencer

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. https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2018/Kvantificering_af_fosfortab_fra_N_og_P_vaadomraader_opdat_Oktober2018CCH.pdf

Jensen, T.K., Reuss, L. Egemose, S., Jensen, H.S. and Reitzel, K. (in prep): Pre-treatment of agricultural soils before establishment of lakes or wetlands: Capping or Fe-addition.

Pant, H. K., Reddy, K. R., 2003. Potential internal loading of phosphorus in a wetland constructed in agricultural land. Water Res. 37, 965-972

Reuss, L. 2018. Test af metoder til forbehandling af jorden i nye danske søer. Specialrapport. Syddansk Universitet.

Steinman, A.D., Ogdahl, M.E. (2011). Does converting agricultural fields release or retain P? Journal of the North American Benthological Society, 30, 820-830

Forbehandling af jordoverfladen før etablering af sø/vådområde/bufferzone

Sara Egemose¹, Henning S. Jensen¹, Kasper Reitzel¹, Beate Strandberg² (natur og biodiversitet) og Marianne Bruus² (natur og biodiversitet)

Fagfællebedømmelse: Frede Østergaard Andersen¹

¹Biologisk Institut, SDU

²Bioscience, AU

Funktion og anvendelse

Forbehandling af jord er et virkemiddel, som betyder, at jorden behandles med f.eks. et fosforbindende produkt eller dækkes af f.eks. et sand- eller bentonitlag inden etablering af en sø, et vådområde eller en bufferzone (se virkemidlet Etablering af vådområde) på den pågældende jord. Forbehandling af jord dækker i dette katalog over:

- Tilsætning af jernoxider / hydroxider f.eks. CFH-12
- Capping med sand
- Capping med bentonite.

Det primære formål med forbehandlingen er at hindre frigivelse af fosfor fra jorden efter etablering af en sø, et vådområde eller en bufferzone. De fleste søer og vådområder etableres på jord, hvor der i en kortere eller længere årrække har været landbrugsdrift. Det betyder, at der er en intern fosforpulje i jorden, som risikerer at blive frigivet, når jorden oversvømmes med vand pga. reducerede forhold, som kan føre til frigivelse af jernbundet fosfor. Denne proces kan medføre eutrofiering i en sø og potentiel transport af fosfor ud af et vådområde (f.eks. Pant og Reddy 2003, Steinmann og Ogdahl 2011). Alternativet til en forbehandling kan være afgravning af de øverste fosforholdige jordlag, dybdepløjning eller kemisk restaurering, hvor især den første metode er en langt dyrere metode og alle tre alternativer er mere omfattende indgreb mht. jordbearbejdning og / eller indgreb efter etablering af vådområdet.

Alle behandlingstyperne virker ved at forhindre frigivelse af fosfor fra den oversvømmede jord og fælles for dem alle er, at virkemidlet gennemføres, inden området oversvømmes. Det betyder også, at det er en engangsbehandling. Virkemidlet kan også gennemføres mere målrettet end mange af de virkemidler, som anvendes, når først der er vand i området f.eks. aluminium eller Phoslock. Med forbehandling kan man meget præcist behandle hele området ensartet og / eller differentiere efter fosforindholdet i jorden, således at det ikke nødvendigvis er hele området, som man behøver at behandle.

Jerntilsætning

Et materiales evne til at tilbageholde fosfor afhænger af dets indhold af Al- og Fe-hydroxider og Mg- Ca-karbonater (Lyngsie et al. 2014). Hovedbestanddelen i CFH-12 (Compacted Ferric Hydroxide), som er et af de testede produkter, er Fe-oxider, men materialet indeholder også en del Ca- og Mg-karbonater (Lyngsie et al., 2014). Det er et tørret amorft jernhydroxidgranulat med en kornstørrelse fra 0,85-2,00 mm for 93 % af materialets vedkommende og det er oprindeligt udviklet til at rense drikkevand for fosfat og arsen. Det, der gør CFH-12 til et effektivt materiale til fosfatadsorption, er reaktive grupper på

overfladen af jernoxiderne, som gør materialet til en god fosforadsorbent. Lyngsie et al. (2014) viste under korte (0-24 min) adsorptionsforsøg med fosfat, at CFH-12 kunne tilbageholde >90 % ved en startkoncentration på 161 μM fosfat, og over 48 timer blev alt fosfat adsorberet. Projektet fandt også en signifikant negativ sammenhæng mellem materialets partikelstørrelse og mængden af adsorberet fosfat. Fosfattilbageholdelsen målt som fosfat adsorberet ved en initial fosfatkoncentration på 161 μM var 97-98 %, når partikelstørrelsen var 0,05-1mm, og 68 % når partikelstørrelsen var 1-2 mm (Lyngsie et al. 2014). Mængden af naturligt forekommende organisk materiale har betydning for adsorptionen ved at konkurrere om adsorptionspladserne på jern (Weng et al. 2012), hvilket man skal tage højde for ved dosering af materialet. Lignende adsorptionsresultater blev fundet af Jørgensen et al. (2017), hvor CFH-12 var i stand til at adsorbere op til 100% af fosfatindholdet i drænvand, selv ved startkoncentrationer helt ned til 5 μg fosfat/L. Undersøgelsen viste desuden, at CFH-12s effektivitet steg ved at knuse CFH-12 til en partikelstørrelse på <180 μm . Ud over at CFH-12 viste gode resultater for adsorption, skete der også kun en mindre grad af desorption ved efterfølgende udvaskningsforsøg (Jørgensen et al. 2017). Endelig er CFH-12 et jernprodukt, der er mindre afhængig af redoxforholdene end amorf jernhydroxid (Fuchs et al., 2018). Fælles for alle jernprodukter er, at de er mere eller mindre afhængige af iltede forhold for at opretholde adsorptionskapaciteten.

Sandcapping

Ved sandcapping udlægges et sandlag på sedimentet, der efter oversvømmelse skal sikre en adskillelse af det næringsholdige porevand fra selve søvandet. Der skabes altså en barriere, der forhindrer, at fosfor frigives fra jorden. Dog forhindrer sandet ikke diffusion nedfra og op i igennem sandlaget. Sandcapping testes i øjeblikket som et marint virkemiddel i Danmark. I pilotundersøgelser i Danmark er sandcapping undersøgt som forbehandling forud for etablering af Rønnebæk sø med 0-8 mm sand med en densitet på ca. 1,65 g/cm^3 og en dosering på 0,05 m^3/m^2 svarende til ca. 100 kg/m^2 tilført direkte på jordoverfladen svarende til en sanddybde på ca. 5 cm (Jensen et al., under forberedelse). Et sandlag på ca. 5 cm er valgt da Kim og Jung (2010) fandt, at et sandlag på denne tykkelse reducerede fosforfrigivelsen med 85 %. Det forventes, at sandcapping fungerer som en fysisk barriere mellem sedimentlaget med den mikrobielle nedbrydning af organisk stof og det oxiske vand over sedimentet. Den længere diffusionsafstand til jord/sediment-laget med høj mikrobiel aktivitet vil medføre en mere iltet sediment-vandovergang og mindre P frigivelse. Jo tykkere sandlag des større effekt. Som sagt testes sandcapping i disse år også til marint brug bl.a. i forbindelse med et igangværende dansk storskalaforsøg i Odense Fjord.

Bentonitcapping

Bentonitcapping virker ved, at der lægges et lag bentonit på jordoverfladen, der fysisk adskiller det næringsholdige porevand fra selve søvandet. Der skabes altså en barriere, så porevandet under bentonitmembranen ikke så nemt opblandes med det mindre næringsrige vand. Bentonitcapping er allerede en kendt metode fra bl.a. udgravning af kunstige søer og regnvandsbassiner, hvor man ikke ønsker transport af vand og stof over bentonitlaget. Metoden er dermed kun anvendelig hvor det kan tillades, at interaktionen imellem grundvand og overflade brydes.

Effekt på fosfortab

Dalby (2016) undersøgte effekten af CFH-12 i et sedimentkerneforsøg, hvor vand med 3 forskellige fosforkoncentrationer (35, 100, and 500 µg P/L) blev perkoleret op igennem 15 cm sediment iblandet CFH-12. CFH-12 doseringen var 470 g Fe/m². I jernbehandlede kerner var retentionen signifikant ($p < 0.05$) højere end i kontrolbehandlingerne ved 35 µg P/L og 100 µg P/L, med en P-tilbageholdelse på hhv. 64 og 87 % i de jernbehandlede kerner, mens der ved 500 µg P/L ikke var signifikant forskel imellem kontrolkernerne og de jernbehandlede. De jernbehandlede tilbageholdt 96 % ved 500 µg P/L.

Både CFH-12 og de 2 cappingmaterialer ser ud til effektivt at minimere frigivelse af fosfor fra behandlede jorde. I forbindelse med etableringen af Rønnebæk Sø ved Næstved i 2017 blev forbehandlingsmetoderne testet på prøvefelter i søen (Reuss 2018 og Jensen et al., under forberedelse). Ved udtagelse af forbehandlede jordprøver og efterfølgende inkubation i laboratoriet blev fosforfrigivelsen fra oversvømmede kerner fulgt over 210 dage. Alle 3 metoder var generelt meget effektive. Fra ubehandlet jord sås en kumuleret fosforflux over perioden på 687 ± 87 mg/m² men hvor over 85 % af den frigivne fosfor blev frigivet inden for de første 60 dage. Denne flux vil sandsynligvis være endnu højere i mange andre jorde, idet jorden ved Rønnebæk Sø havde et forholdsvis lavt P-tal på 1,9. Fra de behandlede jorde derimod sås et optag af fosfor i sedimentet over de 210 dage.

Samme tendens som beskrevet ovenstående sås, da der blev målt fosforflux over 24 timer på sedimentkerner fra Rønnebæk Sø 180 dage efter behandlingen (Reuss 2018 og Jensen et al., under forberedelse). Den ubehandlede jord frigav fosfor, mens CFH-12 og cappingmaterialerne optog fosfor.

Udenlandske erfaringer

Der findes nogle udenlandske erfaringer med tilsætning af sorbenter og/eller capping inden oversvømmelse af et område med lovende resultater, men der skal flere studier til for at afdække potentialet.

Effekt i tid og rum

Effekten er for alle behandlingstyper umiddelbar. Det betyder, at de virker umiddelbart efter udbringning. Den fosfor, som bindes initielt, vil forblive bundet. Laget bør ikke forstyrres, idet laget vil holde på det fosfor, som ellers ville blive frigivet fra det underliggende sedimentlag. Hvis søen eller vådområdet tilføres store mængder fosfor fra eksterne kilder, kan dette dog medføre opbygning af et fosforholdigt sedimentlag oven på forbehandlingslaget, hvilket over tid kan medføre en fornyet intern belastning. I bufferzoner kan bindingskapaciteten af en jerntilsætning blive opbrugt afhængig af fosfortilførslen til bufferzonen, hvilket kan betyde, at der må en fornyet jerntilsætning til.

Overlap i forhold til andre virkemidler

Forbehandling af jorden udelukker ikke brugen af andre virkemidler.

Sikkerhed på data

Disse virkemidler er stadig under udvikling. I Danmark er de pt. testet i laborietests og i plots i hhv. en sø og en intelligent bufferzone. Der mangler dog endnu fuldskaalanvendelse. Alle gennemførte undersøgelser viser dog at forbehandlingerne virker efter hensigten og det samme gælder udenlandske erfaringer.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Da disse virkemidler stadig er under udvikling, er det vigtigt at fremtidig brug dokumenteres og effekterne følges.

Forudsætninger og potentiale

Anvendelse og dosering

CFH-12 doseres efter mængden af total-fosfor i pløjelaget og i gennemførte undersøgelser ud fra den forudsætning at 25 % af total-fosfor i pløjelaget ned til 30 cm's dybde er potentielt mobilt og potentielt kan blive frigivet fra jorden. CFH-12 tilsættes med en molær ratio mellem jern og mobilt fosfor på 10:1 (Fuchs et al. 2018) under antagelse af at 46 % af tørvægten i CFH-12 er jern. Materialet skal tilsættes så homogent som muligt og med så lille forstyrrelse af jordoverfladen som mulig.

Hvis området som skal forbehandles er meget vådt og dermed ikke kørefast og/eller meget tilgroet, så kan det begrænse muligheden for at udbringe og udlægge cappingprodukterne. Men områder, som skal forbehandles, vil oftest være tidligere dyrkede flader med et højt fosforindhold. Både sand og bentonit udlægges som fast stof, inden der sættes vand på området.

Forbehandling gennemføres før etablering af sø, vådområde eller bufferzone. Det betyder, at der ikke er nogen løbende pleje eller vedligeholdelse. Det er dog vigtigt at påpege, at forstyrrelse af sedimentoverfladen kan medføre reduceret effekt. I søer og vådområder vil forbehandlingen være en engangs-procedure, mens man i bufferzoner kan gentage behandlingen, hvis bindingskapaciteten opbruges. Virkemidlet mindsker fosfortabet fra sediment/jord til vand, mens det ikke hindrer fosfortransport via grundvandsstrømning igennem vådområdet neden under forbehandlingen eller overfladetilførsel under kraftige regnhændelser.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Da disse virkemidler stadig er i udviklingsfasen, er det afgørende at effekterne studeres over tid og eventuel anvendelse dokumenteres.

Sideeffekter

Kvælstof

Kvælstofretentionen kan evt. mindskes, hvis der sker DOC-adsorption til jernpartikler, der skaber substratbegrænsning for de denitrificerende bakterier. I sedimentkerneforsøget med CFH-12 udført af Dalby (2016) sås en nitratkoncentration i vandet på ~11,7 mg N/L og i gennemsnit blev 14,1% tilbageholdt i ubehandlede kerner mens signifikant mindre, kun 10,1% blev tilbageholdt i kerner med jerntilsætning. Samtidig steg retentionen af opløst organisk stof (DOC) fra 14,1 % i ubehandlede kerner til 34,9 % i jernbehandlede kerner med en startkoncentration af DOC på 9,2 mg/L. Dette indikerer netop, at adsorptionen af DOC til jernpartiklerne skaber en substratbegrænsning for de denitrificerende bakterier.

Også ved forbehandlingerne af den jord som blev til Rønnebæk Sø, sås effekter på kvælstof (Reuss 2018 og Jensen et al., under forberedelse). Nitratretentionen steg for forbehandlet jord, mens ammoniumfrigivelsen steg tilsvarende eller mere. Også her sås tegn på substratbegrænsning for de denitrificerende bakterier.

Klima

Det er uklart, om der vil være klimaeffekter ved en forbehandling af jordoverfladen før etablering af søer/vådområder/bufferzoner. En reduktion i denitrifikationskapacitet (se ovenfor) kunne i princippet påvirke lattergasemissionen, men uden empiriske data er der ikke et grundlag for en kvantificering.

Natur og biodiversitet

Da tilsætningen af fosforsorbenter forventes at ville begrænse tilgængeligheden af fosfor, må det forventes at have en gavnlig effekt på den flora, der kan etableres, således at den i mindre grad vil være domineret af store, næringskrævende og konkurrencesterke arter. Hovedanvendelsen forventes at være ved etablering af vådområder/søer på tidligere omdriftsarealer. Bentonit vil lave lokale hydrologiske barrierer, hvilket kan modvirkes ved kun at behandle fosforrisikoområderne. Jern, sand og bentonit er alle naturligt tilstedeværende komponenter i jorden, og der kan derfor ikke forventes væsentlige effekter på jordbundsfaunaen. Derimod medfører forbehandlingen en bedre vandkvalitet i søen/vådområdet.

Tabel 3.83. Forventede effekter af virkemidlet "Tilførsel af P-sorbenter før etablering af vådområder" på natur og biodiversitet.

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

Skadegørere og pesticider

Ingen kendte effekter.

Potentielle negative effekter

Især mht. tilsætning af jernprodukter kan evt. reducerede forhold i området føre til reducere af jernforbindelser, hvilket dels kan mindske den fosfortilbageholdende effekt og dels føre til frigivelse af reduceret jern. Eventuel nitrat kan virke som oxidationsmiddel og modvirke jernreduktionen.

Andre sideeffekter

Capping med sand kan også begrænse en eventuel resuspension af overfladesedimentet i lavvandede søer og vådområder, hvilket medfører formindsket risiko for ophvirvling af næringsholdigt sediment. Dog forventes resuspension ikke at være et generelt problem på tidligere landbrugsjord.

Økonomi

Forbehandling af jord er et billigere virkemiddel sammenlignet med restaureringstiltag som f.eks. aluminium- og Phoslockbehandling. Det skyldes, at det er langt billigere at behandle jorden, mens der kan køres på den modsat senere behandling af sedimentet, hvor produktet skal sejles ud. Alternativet til forbehandling forud for oversvømmelse af området er bortgravning af det øverste fosforholdige jordlag (pløjelaget) eller dybdepløjning, hvor bortgravning er langt dyrere og meget mere omfattende. Forbehandlingen koster produktprisen plus udbringning på den faste overflade.

Referencer

Dalby, B. (2016). Optimering af integrerede bufferzoners fosforbindingskapacitet ved tilsætning af kommercielt ferrihydroxid. Specialrapport, Syddansk Universitet.

Fuchs, E., Funes, A., Saar, K., Reitzel, K., Jensen, H. S. 2018. Evaluation of dried amorphous ferric hydroxide CFH-12® as agent for binding bioavailable phosphorous in lake sediments. *Science of the Total Environment* 628-629 (2018) 990-996.

Jensen, T.K., Reuss, L. Egemose, S., Jensen, H.S. and Reitzel, K. (in prep): Pre-treatment of agricultural soils before establishment of lakes or wetlands: Capping or Fe-addition.

Jørgensen, C.A., Jensen, H.S. and Egemose, S. (2017): Phosphate adsorption to iron sludge from waterworks, ochre precipitation basins and commercial ferrihydrite at ambient freshwater phosphate concentrations. *Environmental Technology* 38(17): 2185-2192

Kim, G., Jung, W., 2010. Role of Sand Capping in Phosphorus Release from Sediment. *KSCE Journal of Civil Engineering* (2010) 14(6):815-821

Lyngsie, G., Borggaard, O.K., Hansen, H.C.B. (2014). A three-step test of phosphate sorption efficiency of potential agricultural drainage filter materials. *Water research* 51, 256-265

Pant, H. K., Reddy, K. R., 2003. Potential internal loading of phosphorus in a wetland constructed in agricultural land. *Water Res.* 37, 965-972

Reuss, L. 2018. Test af metoder til forbehandling af jorden i nye danske søer. Specialerapport. Syddansk Universitet.

Steinman, A.D., Ogdahl, M.E. (2011). Does converting agricultural fields release or retain P? *Journal of the North American Benthological Society*, 30, 820-830

Weng, L., Van Riemsdijk, W.H., Hiemstra, T. (2012). Factors Controlling Phosphate Interaction with Iron Oxides. *Journal of environmental quality*: 41:628–635 (2012), doi:10.2134/jeq2011.0250

Fjernelse af topjord før etablering af vådområde

Dominik Zak², Carl Christian Hoffmann², Beate Strandberg² (natur og biodiversitet), Marianne Bruus² (natur og biodiversitet), Nicholas Hutchings¹ (klima)

Fagfællebedømmelse: Brian Kronvang²

¹ Agroøkologi AU

² Bioscience, AU

Funktion og anvendelse

Afhængig af arealanvendelsen og intensiteten på tidligere landbrugsarealer – især dræning og gødningspraksis – kan de øverste centimeter (topjorden / pløjelaget) være stærkt nedbrudt eller forringet og ændret mht. til de fysisk-kemiske og biologiske egenskaber. Disse ændringer er mest tydelige i organiske jorde men også evidente i mineraljorde, og for begge jordtyper gælder, at man ser en høj næringsstofberigelse, reduceret hydraulisk ledningsevne og ændringer i jordens frøpulje. Disse ændringer er den største hindring for genskabelse/ restaurering af vådområder, da vådlægning vil kunne medføre store frigivelser og tab af fosfor og andre næringsstoffer. For at genskabe næringsfattige forhold før en restaurering af vådområdet og dermed reducere risikoen for store tab af opløst fosfor til nedstrøms liggende recipienter er en af afværgemulighederne at fjerne topjorden i projektområdet (Liikanen et al, 2004; Rasran et al., 2007), også selvom det er et meget omkostningskrævende tiltag (Klimkowska et al., 2010). Opmærksomheden på tiltag før en restaurering af vådområder går adskillige dekader tilbage. Nyere studier har også demonstreret, at man ved fjernelse af topjord kan genskabe næringsfattige forhold i det projekterede vådområde, hvis topjorden fjernes, inden området vådlægges (Liikanen et al, 2004; Zak et al. 2017, 2018). I de finske undersøgelser, som er lavet på mineraljord, er de øverste 30 cm af topjorden fjernet (dvs. svarende til pløjelaget). De efterfølgende feltundersøgelser med og uden topjordsfjernelse viste, at der var stor retention af både opløst fosfat (27-49%) og total-fosfor (TP) med 62-68% (Koskiaho et al, 2003; Liikanen et al, 2004).

Figur 3.18. Bortgravning af stærkt nedbrudt tørv i en minerotrof mose før den vådlægges igen. Lokaltet: Lehtsee-Niederung i delstaten Brandenburg, nordøst Tyskland (Zak et al. 2017).



Effekt på fosfortab

Den markante effekt af topjordsfjernelse kan erkendes, hvis man sammenligner to nedbrudte organiske jorde med og uden topjordsfjernelse (tabel 3.84). Der kan konstateres tydelige forskelle i jordbundskaraktistika, hvor den stærkt nedbrudte tørv uden topjordsfjernelse har højere volumenvægt, samt et meget højere indhold af fosfor og jern. Koncentrationerne i porevandet er også betydeligt højere i arealet uden fjernelse af topjord, ligesom fosformobiliseringen er meget højere.

Tabel 3.84. Sammenligning af jordkaraktistika, jordvandskemi og fosformobiliseringsrater for arealer uden fjernelse af topjord og arealer med fjernelse af topjord (P = fosfor, Fe = jern) (data er fra Zak et al. 2017, 2018).

		Enhed	Arealer uden topjords-fjernelse	Arealer med fjernelse af topjord
Jordkaraktistika	Tørvens nedbrydningsgrad	H*	H10	H 4-6
	Volumenvægt	kg/dm ³	0,23 – 0,58	0,12 – 0,17
	Indhold af organisk stof	%	2,1 – 58	81 – 88
	Total P indhold	mg/dm ³	155 – 496	56 – 109
	Total Fe indhold	mg/dm ³	3575 – 19923	172 – 2211
	P bundet til redox-følsomme forbindelser**	mg/dm ³	8 – 43	1,0 – 2,4
Jordvandskemi***	Fosfat koncentrationer i vinterperioden	µg/L	555 – 3355	17 – 174
	Fosfat koncentrationer i sommerperioden	µg/L	620 – 6962	8 – 124
P mobilisering	I tørvelaget	mg P/m ² d	0,4 – 10,1	-0,2 – 0,4
	I detritus/mudder (oversvømmelse)	mg P/m ² d	2,4 – 26,8	– 1,8

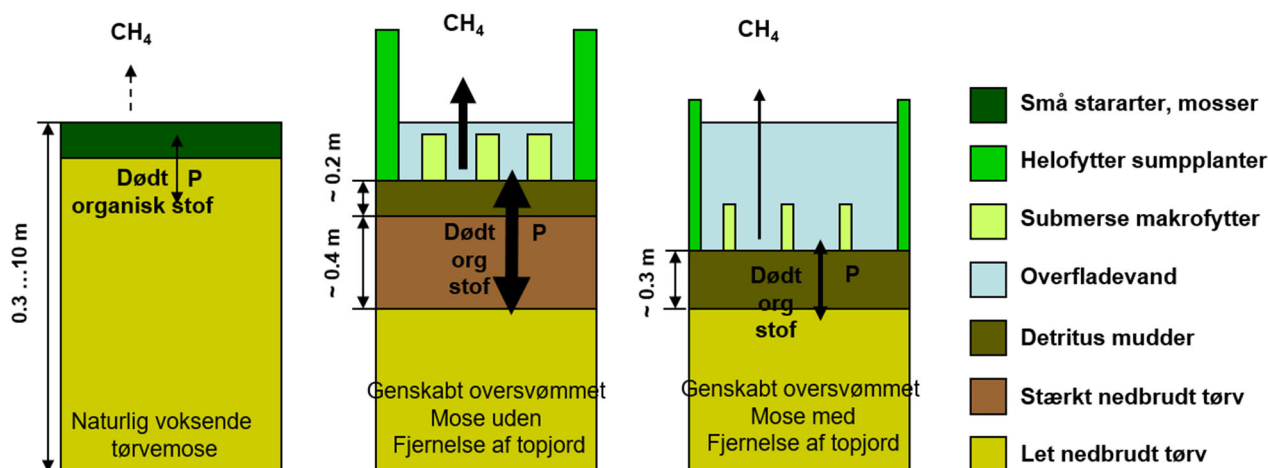
*Nedbrydningsgraden følger von Post-skalaen H1 – H10, hvor H1 betyder ikke nedbrudt og hvor H10 betyder stærkt nedbrudt (von Post 1922), ** mængden af "redox-følsomt P" blev bestemt ved anvendelse af en opløsning af et bufferet reducerende ekstrakt, som er beskrevet i Zak et al. (2008), *** Jordvandsprøver blev taget i dybden fra 0 til 60 cm ved brug af en dialyse prøvetager (Zak et al. 2017).

Effekt i tid og rum

Fjernelse af et stærkt nedbrudt tørvelag er en god metode til hurtigt at genoprette næringsfattige forhold i et projektområde, og det vil samtidig fremskynde re-koloniseringen af tørvedannende planter, som vil ske inden for få år (Fig. 3.19) (Zak et al. 2017). Imidlertid er den positive effekt af nedsat tilgængelighed af næringsstoffer stærkt afhængig af de lokale hydrauliske forhold efter fjernelsen af topjorden og vådlægningen (se nedenfor).

Overlap i forhold til andre virkemidler

Dybdepløjning eller 'sand capping' (dvs. pålægning af et sandlag) kan være muligheder til undgåelse af fosfortab eller reduceret mobilisering af fosfor ved vådlægning. Plantehest – inklusive paludikultur (Wichmann, 2017) - er et alternativt virkemiddel, hvor successionen går mod mere naturlige forhold, men over en længere tidsperiode, >>10 år, (Zak et al., 2014).



Figur 3.19. Skematisk illustration af forskellene i jordkarakteristika, vegetation og biogeokemiske karakteristika mellem et naturareal, et vådlagt areal uden fjernelse af topjord og et areal med fjernelse af topjord. Mobilisering af fosfor, frigivelse af opløst organisk stof samt metanemission er højere på genskabte arealer uden fjernelse af topjord på grund af ændringer i de fysiske-kemiske jordbundskarakteristika i den periode hvor arealet var drænet (Zak et al., 2018)

Sikkerhed på data

Der findes ikke danske undersøgelser af fjernelse af topjord, der kan dokumentere effekten. Udenlandske undersøgelser har dog vist, at det er et effektivt virkemiddel både på organiske jorde - som vist ovenfor - og mineraljorde (Liikanen et al., 2004; Koskiaho et al., 2003).

Forudsætninger og potentiale

Der er mange potentielle vådområdeprojekter, der er blevet henlagt, fordi risikoen for fosfortab er for høj. Fjernelse af topjord er derfor en oplagt mulighed, men omkostningerne er i mange tilfælde – specielt for meget store arealer - alt for høje til at det er en realistisk mulighed.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Kan kontrolleres ved tilsyn.

Sideeffekter

Kvælstof

Fjernelse af topjord har også en gavnlig effekt på kvælstofomsætningen. Det er blevet vist, at fjernelse af topjord nedsætter ammonium-koncentrationen ca. 5 gange i forhold til arealer, hvor der ikke fjernes topjord (Cabezas et al., 2012; Emsens et al., 2015; Zak et al., 2017). Inkubationsforsøg med tørveprøver af forskellig nedbrydningsgrad har endvidere bekræftet, at ammoniumfrigivelsen nedsættes signifikant, hvis den nedbrudte tørv fjernes (Zak & Gelbrecht, 2007).

Klima

Fjernelse af topjord vil fjerne en kulstofkilde og reducere metan-emissionen fra det efterfølgende vådområde (Hahn-Schöfl et al., 2011; Harpenslager et al., 2015; Zak et al., 2017, 2018; Huth et al., 2020). Da en kvælstofkilde fjernes (dvs. kvælstofpuljen i topjorden) samtidigt, kan en reduktion i lattergasemission også være mulig, da der vil være meget mindre kvælstof, der eventuelt via nitrat kan reduceres til lattergas. Effekten bliver delvist modregnet, hvis den fjernede jord udspreddes på landbrugsjord, da forholdene for organisk stofom-

sætning her vil være højere. Da emissionen fra landbrugsjorden næsten udelukkende vil være som kuldioxid og ikke metan, vil modregningseffekten være begrænset. Klimaeffekten ved fjernelsen af topjord før vådområdeetablering bør lægges oveni effekterne af selve vådområdet.

Natur og biodiversitet

Når den næringsrige topjord fjernes, vil det alt andet lige føre til en mere varieret flora, idet lav fosfortilgængelighed i henholdsvis organiske jorde og jordvand anses for væsentligt for en højere biodiversitet og især for arter, tilpasset til næringsfattige forhold (Emsens et al., 2015). Retablering af planter vil dog være afhængig af jordbundstype (almindelig landbrugsjord, organisk lavbundsjord), tilgængeligheden af frø og andre spredningsenheder i det eksponerede jordlag ligesom vanddækning ved efterfølgende etablering af vådområdet har betydning. På organiske lavbundslande er der potentiale for at (gen)skabe et plantedække domineret af kærmosser og lavvoksende mose- og kærarter som fx star og siv, se Figur 3.20 (Zak et al., 2010 & 2017). Det er en væsentlig forudsætning, at jorden efter fjernelsen af topjorden er vandmættet. Hvis det ikke er tilfældet, kan der ske en kraftig opvarmning af tørveoverfladen, og omsætningen af det organiske lag vil forsætte og (gen)indvandring af kær- eller mosearter vil hindres af mere konkurrencesterke arter (Klimkowska et al., 2007). Etablering af kær- og mosearter kan fremmes ved udlægning af plantemateriale høstet andetsteds (såkaldt podning) (Klimkowska et al., 2007).

Figur 3.20. Genvækst af tørvedannende planter bl.a. kærmosser og lavtvoksende arter af star og siv 3 år efter at topjorden blev fjernet og området vådlagt (Zak et al. 2017).



Umiddelbart er det største potentiale for effekter på natur- og biodiversitet på plantedækket, men også for diverse insekter og andre leddyr er der potentiale for forbedring.

Tabel 3.85. Forventede effekter af virkemidlet "Fjernelse af topjord før etablering af vådområder" på natur og biodiversitet. Vurderingen er baseret på en sammenligning med tilsvarende område uden fjernelse af topjord. 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
-2 til +1	1-3	0-1	1-2	0-1	0-1	0-9

Skadegørere og pesticider

Fjernelse af topjord kan antages have en væsentlig effekt på fjernelse af andre forurenende stoffer og pesticider. Betydningen af dette vil afhænge af den tidligere arealanvendelse.

Referencer

Cabezas, A., Gelbrecht, J., Zwirnmann, E., Barth, M., Zak, D., 2012. Effects of degree of peat decomposition, loading rate and temperature on dissolved nitrogen turnover in rewetted fens. *Soil Biol. Biochem.* 48, 182–191.

Emsens, W.-J., Aggenbach, C. J. S., Smolders, A. J. P., & van Diggelen, R. (2015) Topsoil removal in degraded rich fens: Can we force an ecosystem reset? *Ecological Engineering* 77: 225–232.

Hahn-Schöfl, M., Zak, D., Minke, M., Gelbrecht, J., Augustin, J., Freibauer, A., 2011. Organic sediment formed during inundation of a degraded fen grassland emits large fluxes of CH₄ and CO₂. *Biogeosci.* 8, 1539–1550.

Harpenslager, S.F., van den Elzen, E., Kox, M.A.R., Smolders, A.J.P., Ettwig, K.F., Lamers, L.P.M., 2015. Rewetting former agricultural peatlands: Topsoil removal as a prerequisite to avoid strong nutrient and greenhouse gas emissions. *Ecological Engineering* 84, 159–168. 10.1016/j.ecoleng.2015.08.002.

Huth, V., Günther, A., Bartel, A., Hofer, B., Jacobs, O., Jantz, N., Meister, M., Rosinski, E., Urich, T., Weil, M., Zak, D. and Jurinski, G. 2020. Topsoil removal reduced in-situ methane emissions in a temperate rewetted bog grassland by a hundredfold. *Science of the Total Environment* 721, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137763>

Klimkowska, A., Van Diggelen, R., Bakker, J. P., & Grootjans, A. P. (2007) Wet meadow restoration in Western Europe: A quantitative assessment of the effectiveness of several techniques. *Biological Conservation* 140: 318–328.

Klimkowska, A., Dzierża, P., Brzezińska, K., Kotowski, W., Mędrzycki, P., 2010. Can we balance the high costs of nature restoration with the method of topsoil removal? Case study from Poland. *Journal for Nature Conservation* 18 (3), 202–205. 10.1016/j.jnc.2009.09.003.

Koskiaho, J., Ekholm, P., Rätty, M., Riihimäki, J. and Puustinen, M. 2003. Retaining agricultural nutrients in constructed wetlands - experiences under boreal conditions. *Ecological Engineering* 20, 89–103.

Liikanen, A., Puustinen, M., Koskiaho, J., Väisänen, T., Martikainen, P. & Hartikainen, H., 2004: Phosphorus removal in a wetland constructed on former arable land. *J. Environ. Qual.* 33:1124–1132.

Pouliot, R., Rochefort, L., & Karofeld, E. 2011. Initiation of microtopography in revegetated cutover peatlands. *Applied Vegetation Science*, 14: 158–171.

Rasran, L., Vogt, K., Jensen, K., 2007. Effects of topsoil removal, seed transfer with plant material and moderate grazing on restoration of riparian fen grasslands. *Appl. Veg. Sci.* 10, 451–460.

Von Post, L. 1922. Sveriges geologiska undersöknings torvinventering och några av dess hittills vunna resultat, *Sven. Mosskulturfören. Tidskr.*, 1, 1–27.

Wichmann, S. 2017. Commercial viability of paludiculture: a comparison of harvesting reeds for biogas production, direct combustion, and thatching. *Ecological Engineering* 103, 497–505. doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.03.018

Zak, D., Gelbrecht J., Wagner C., and Steinberg C. E. W. 2008. Evaluation of phosphorus mobilisation potential in rewetted fens by an improved sequential chemical extraction procedure. *European Journal of Soil Science* 59:1191–1201.

Zak, D., Gelbrecht, J., Zerbe, S., Shatwell, T., Barth, M., Cabezas, A., and Steffenhagen, P. 2014. How helophytes influence the phosphorus cycle in degraded inundated peat soils – implications for fen restoration. *Ecological Engineering* 66: 82-90.

Zak, D., Goldhammer, T., Cabezas, A., Gelbrecht, J., Gurke, R., Wagner, C., Reuter, H., Augustin, J., Klimkowska, A., McInnes, R., 2018. Top soil removal reduces water pollution from phosphorus and dissolved organic matter and lowers methane emissions from rewetted peatlands. *J Appl Ecol* 55 (1), 311–320. 10.1111/1365-2664.12931.

Zak, D., Meyer, N., Cabezas, A., Gelbrecht, J., Mauersberger, R., Tiemeyer, B., et al. 2017. Topsoil removal to minimize internal eutrophication in rewetted peatlands and to protect downstream systems against phosphorus pollution: a case study from NE Germany. *Ecological Engineering* 103, 488-496. doi: 10.1016/j.ecoleng.2015.12.030.

Zak, D., Wagner, C., Payer, B., Augustin, J., Gelbrecht, J., 2010. Phosphorus mobilization in rewetted fens: the effect of altered peat properties and implications for their restoration. *Ecol. Appl.* 20 (5), 1336–1349. 10.1890/08-2053.1.

Målrettede, brede og tørre randzoner

Brian Kronvang², Beate Strandberg² (natur og biodiversitet), Marianne Bruus² (natur og biodiversitet), Nicholas Hutchings¹ (klima), Louise Martinsen⁴ (økonomi) og Berit Hasler⁴ (økonomi)

Fagfællebedømmelse: Carl Christian Hoffmann², Brian H. Jacobsen³ (økonomi) og Michael Friis Pedersen³ (økonomi)

¹ Agroøkologi AU

² Bioscience, AU

³ Fødevare- og Ressourceøkonomi, KU

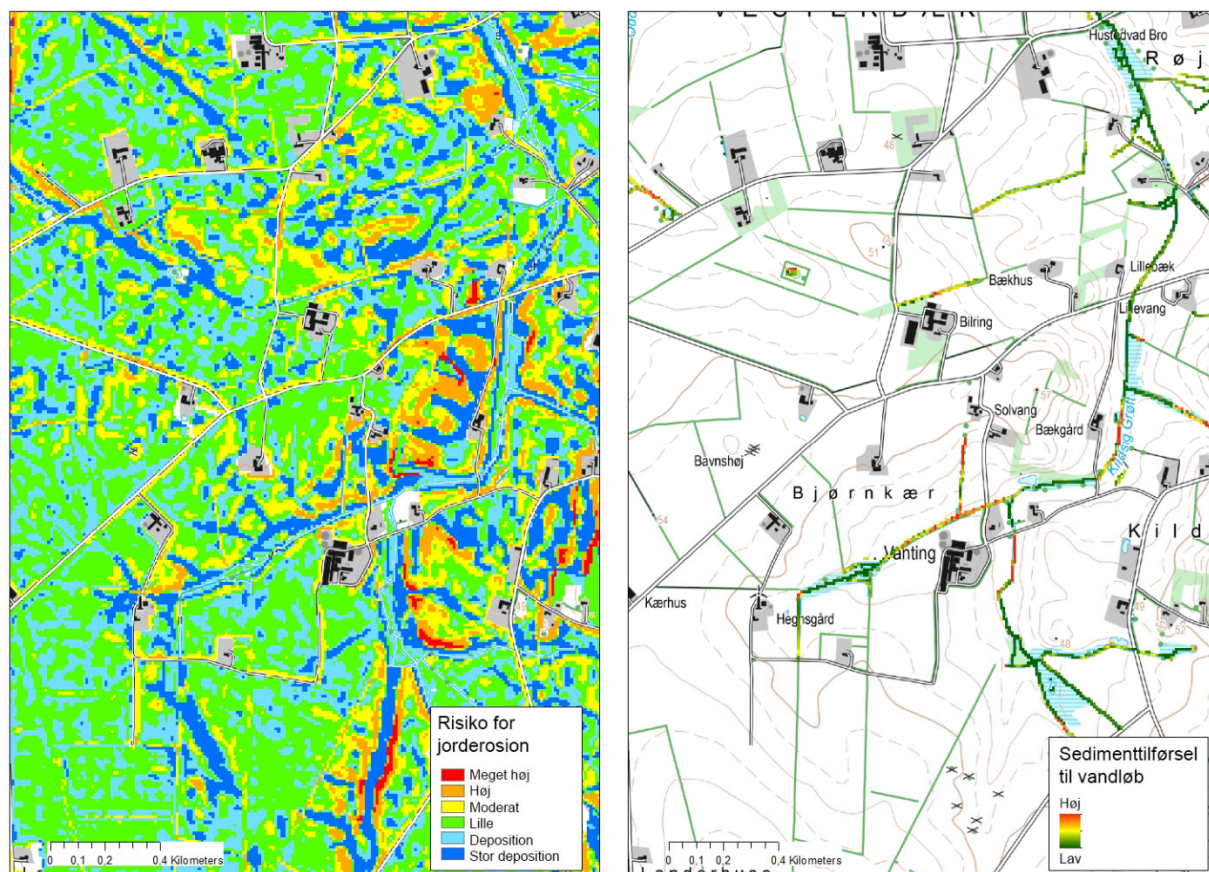
⁴ Miljøvidenskab, AU

Funktion og anvendelse

Målrettede, brede og tørre randzoners bredde designes, så de matcher den overfladiske afstrømning, der strømmer gennem randzonen fra den ovenliggende mark ned mod vandløbet eller søen. Der er således tale om at udlægge randzonen med en given bredde set i forhold til risikoen for, at der med overfladisk afstrømning tilføres jord, fosfor, kvælstof, pesticider mv. til vandløb eller sø. Det betyder, at randzonens bredde fra kronekanten af vandløbet kan varieres fra de f.eks. pligtige 2 meter bræmmer til en bredde bestemt af de lokale topografiske og jordbundsmæssige forhold. De brede randzoner vil typisk kunne udlægges langs mindre og mellemstore vandløb, hvor ådalen er smal. Bredden vil typisk variere mellem 10 og 30 m. For at øge effekten af de brede randzoner kan høst af biomasse implementeres mhp. at fjerne næringsstoffer. Træer kan plantes og/eller naturligt vokse frem i randzonen langs vandløb for at beskytte brinkerne mod erosion. En typisk bred randzone udlagt målrettet mod områder med stor risiko for overfladisk afstrømning af jord til vandløb er vist i Figur 3.21.

Effekt på fosfortab

En del af randzonen vil støde op til vandløbsbrinken og etablering af målrettede, brede randzoner vil ofte delvist blive placeret på lavbundsjord, hvor betydningen af dræning samt en relativt høj grundvandsstand og humusholdig jord vil påvirke fosforudvaskningen fra selve randzonen (Kronvang m.fl., 2011). Der findes ingen danske undersøgelser, der belyser omfanget af fosformineralisering og fosforudvaskning i randzonearealet, når randzonen ændres fra omdrift til udyrket og ugødet tilstand. Da udlægning af randzonen ikke grundlæggende ændrer dræningsforholdene ved f.eks. at afbryde dræn, der føres gennem randzonen, forventes der ikke nogen betydende effekt af virkemidlet på udvaskningen af fosfor hverken fra selve randzonearealet eller fra fosfortab via dræn fra den bagvedliggende mark.



Figur 3.21. Koncept for etablering af brede randzoner der skal etableres, hvor der er risiko for erosion og overfladisk afstrømning i landskabet (fra Kronvang et al., 2020)

En randzone, der udlægges på tørveholdige og vandmættede lavbundsJORde, kan ikke forventes at give den samme fosforeffekt, som det generelt er tilfældet for randzoner. Det skyldes, at de vandmættede jORde med en mulig tilstrømning af grundvand ofte udviser en del overfladisk afstrømning gennem randzonen, som kan indeholde høje koncentrationer af især opløste fosforforbindelser (Petersen et al., 2018). Fosforeffekten af de 'tørre' randzoner, som beskrives i dette kapitel, opnås for en stor dels vedkommende ved en sedimentation af partikelbundet fosfor, der leveres med overfladisk afstrømning fra tilstødende mark. Derfor kan randzoner som etableres på allerede våde vandløbsnære arealer ikke forventes at give en fosforeffekt som beskrevet i dette kapitel.

Optag af fosfor i plantebiomasse, som derefter høstes, er afgørende for fosforbalancen i randzonearealer med store mobile fosforpuljer. Her vil høst af biomasse på længere sigt medvirke til at reducere jordens mobile fosforpulje (Hille et al., 2019). En reduktion i fosforudvaskningsrisikoen vil dog først slå igennem på længere sigt (se beskrivelsen af virkemidlet Fjernelse af biomasse i randzoner og engarealer).

På den baggrund vurderer vi, at der intet fagligt grundlag er for at indregne en umiddelbar fosforudvaskningsreduktion ved etablering af brede, udyrkede randzoner. På langt sigt kan der dog forventes en effekt pga. ophør med gødskning og forudsat, at der årligt fjernes fosfor ved høst af vegetationen i randzonen. Effekten er beskrevet som fosfor-bioremediering i litteraturen (van der Salm et al, 2009). Således vil fosforpuljen i jORden kunne nedbringes og mætningsgraden sænkes både på højbundsJORde og på minerogene/organogene lavbundsJORde.

Den væsentlige effekt af en udlagt, udyrket bred og tør randzone vil være en forventet større infiltrationskapacitet i en randzone end i et areal i omdrift. Den større infiltration i randzonen opstår i kraft af den permanente vegetation, der med rødderne øger infiltrationskapaciteten i jorden. Når overfladisk afstrømning med dets indhold af jordpartikler og hertil bundet fosfor møder randzonen, vil der både ske en opbremsning af vandet (pga. vegetationens ruhed) samt en infiltration af vand i randzonen. Begge mekanismer medfører en sedimentation og tilbageholdelse af jord og fosfor. Desuden vil opløst uorganisk fosfor kunne blive sorberet til jorden frie bindingsflader, når vandet infiltrerer i randzonen.

Tilbageholdelsen af fosfor i randzoner sker ved tre processer: 1) sedimentation i randzonen af jord og dertil bundet fosfor; 2) sorption af opløst fosfat i randzonen i jordmatricen; 3) infiltration og optag af opløste fosforforbindelser i vegetationen i randzonen. Desuden kan der ved udfrysning ske en frigivelse af fosfor fra dødt plantemateriale, hvorved der kan ske en netto-eksport af opløst fosfor fra randzonen.

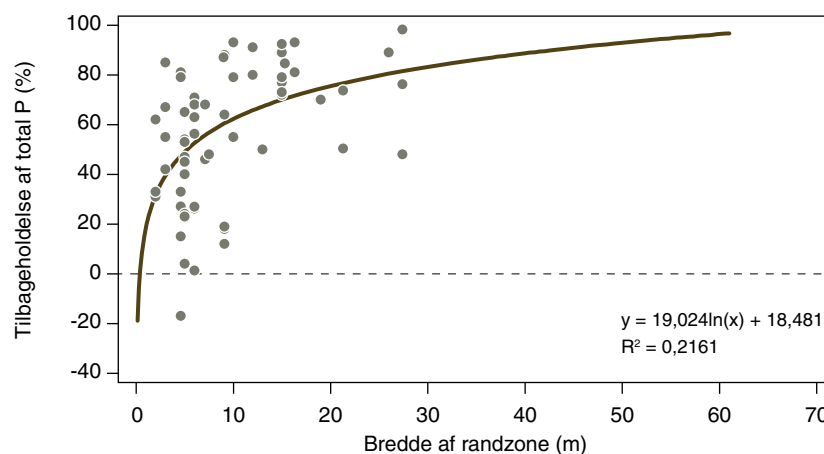
Da fosfor i overfladisk afstrømmende vand hovedsageligt findes som partikelbundet fosfor med en mindre andel på opløst form, er andelen af fine partikler i sedimentet afgørende for effekten af en bred randzone, da de fine partikler lettere kan forblive i suspension og dermed gennembryde randzonen. Den største del af fosfor bliver tilbageholdt i de øverste 5-10 cm af randzonen. Samtidig sker der en omdannelse af bundet fosfor til vandopløselig, biologisk aktivt fosfor (Cooper et al., 1995). Betingelser, der favoriserer denitrifikation og dermed nitrat-fjernelse (højt indhold af organisk kulstof i jorden, lavt ilt-indhold), fører også til omdannelse af fosfor til opløste fosforforbindelser (Dorizio et al. 2006). Af denne grund kan randzoner, der ikke jævnlige plejes ved høst af plantemateriale, relativt hurtigt blive til en nettokilde til opløst fosfor (Kelly et al. 2007, Sheppard et al. 2006). Høst af plantemateriale fra tørre randzoner skal helst ske inden den første frost, da den største del af fosfor bundet i plantemateriale omdannes til opløst fosfor, når biomassen gennemgår frysnings-/optøning (Räty et al. 2009).

Det er meget vigtigt, at jordbunden i randzonen er permanent bevokset, da den ellers let vil kunne udsættes for erosion og tab af partikelbundet fosfor.

I relativt flade områder kan det være vanskeligt at få randzonen til at opfylde sin funktion specielt med henblik på fosfortilbageholdelse, da afstrømningen følger mikro-topografien og ofte danner små søer og langsomt flydende render på marken, hvor de fine jordpartikler stadig holdes i svæv i væsken. En bevoksning af randzonen med tæt voksende, stift græs, der ikke lægger sig ned i det afstrømmende vand, vil være nødvendig i randzoner i sådanne områder for at opfange nogle af de fine partikler og dermed fosfor. Græsstriben vil nedsætte vandets strømningshastighed og sprede det strømmende vand over en større overflade, hvorved forholdene for infiltration forbedres (Dorizio et al. 2006; Schoonover et al. 2005, Schultz et al. 2004; Sheppard et al. 2006, Daniels & Gilliam 1996; Liu et al. 2009).

Randzonens evne til at tilbageholde sediment og fosfor stiger tydeligt med stigende bredde af randzonen (se nedenstående Figur 3.22 og tabel 3.86 fra Kronvang et al., 2014, som er udarbejdet på grundlag af resultater i den internationale litteratur). Den opstillede model i Kronvang et al. (2014) viser, at der ved større hældning og et højere lerindhold i jorden i randzonen skal en bredere randzone til for at opretholde zonens effektivitet til at tilbageholde det sediment og fosfor, der leveres fra marken med overfladisk afstrømmende vand.

Figur 3.22. Sammenhængen mellem randzonens bredde og dens evne til at tilbageholde total-fosfor. I figuren indgår data fra 69 internationalt publicerede undersøgelser (fra Kronvang et al., 2014).



Der opnås en forbedring af randzonens evne til at tilbageholde sediment og total-fosfor ved stigende bredder af randzonen. Allerede ved en bredde på 2 m randzone er der en forholdsvis stor tilbageholdelse af sediment (tabel 3.86). Svagheden ved de gennemførte forsøg er dog, at de oftest er korttidsforsøg, som ikke medtager, at processen fortsætter over tid, og der er derfor en meget stor risiko for en opfyldning af en for smalt anlagt randzone med jord. Der er efterfølgende så en større risiko for, at randzonen kan gennemskares af det overfladisk afstrømmende vand fra marken. Så en 'intelligent' lokal udlægning af randzoner må tage udgangspunkt i to ting: 1) randzonens evne til tilbageholdelse af jord og fosfor ift. topografi, jordtype og vegetation; 2) risikoen for forekomst af jorderosion og overfladisk afstrømning på de tilstødende marker. Dette er også blevet dokumenteret ved en screening af randzoner langs 130 marker igennem 3 år, hvor sandsynligheden for gennembrud af vand gennem en randzone er relateret til netop både randzonens bredde og størrelsen af riller dannet på marken (Kronvang et al., 2005).

Tabel 3.86. Simuleringer af effekter af forskellige bredder af randzoner med model fra Kronvang et al. (2014).

Randzone-bredde (m)	Total-fosfor tilbageholdelse (%)		
	Modelsimuleret	95% konfidensinterval	
2	32	6	60
4	45	15	75
10	62	22	103
20	75	25	125
30	83	28	143

I forbindelse med de gennemførte statistiske analyser af det indsamlede datamateriale er det lykkedes at opstille signifikante sammenhænge mellem randzonens tilbageholdelseseffektivitet (angivet i procent) og randzonens bredde for både sediment og total fosfor (Kronvang et al., 2014). I de opstillede sammenhænge indgår randzonens bredde, dens hældning og lerindhold, som forklarende variable for randzonens tilbageholdelses evne.

Disse sammenhænge kan sammen med viden om risikoen for jorderosion og overfladisk afstrømning anvendes til en 'intelligent' udlægning af randzoner i landskabet, som bedst muligt sikrer en stor fosfortilbageholdelse i randzonen over tid. I et eksempel er der forsøgt med en udlægning af randzoner i et opland i Sønderjylland (Kronvang et al., 2014).

Der findes ikke nyere data for effekten af randzoner i forhold til fosfortilbageholdelse i Danmark end dem, som er angivet i et tidligere notat (Kronvang et al., 2011, Rubæk et al., 2013). Det skyldes, at der ikke er nyere undersøgelser af betydningen af jorderosion og overfladiske afstrømning i Danmark på trods af ændringer i nedbør og en større udbredelse af afgrøder, som høstes sent i efteråret som f.eks. majs uden efterafgrøde, som derfor kan give større risiko for jorderosion og overfladisk afstrømning.

Tilbageholdelse af opløst fosfor i jordmatrice og planter og fjernelse af fosfor ved høst

Fra randzonen kan der ske en årlig frigivelse af fosfor fra dødt plantemateriale (f.eks. ved udfrysning), hvorved opløst fosfor kan tabes fra randzonen. Dette er konstateret i flere forsøg (Hoffmann et al., 2009; Stutter et al., 2009). I disse situationer kan effekten af randzonen optimeres, hvis der sker en årlig afhøstning af vegetationen i randzonen i den sene sommer eller tidlige efterår. Ved den årlige høst og fjernelse af plante biomassen i randzonen sker der også en langsom reduktion af jordens næringsstofpulje (se virkemiddelbeskrivelsen Fjernelse af biomasse i randzoner og engarealer).

Beskyttelse af brink ved træplantning

Træer i randzonen er i flere undersøgelser påvist at have en stabiliserende virkning på omfanget af brinkerrosion i vandløb og det deraf medfølgende tab af partikulært fosfor til vandløb (Kronvang et al. 2012). Undersøgelserne i tre år i Odense Å-systemet viste, at højere vegetation signifikant reducerer brinkerrosionens omfang og dermed tabet af jord og fosfor til vandløb. Det er efterfølgende beregnet, at fosforeffekten af træer som etableres langs en tiendedel af randzoner udlagt på begge sider af alle danske vandløb på længere sigt (10-20 år) vil kunne reducere fosfortilførslen fra brinkerrosion til vandløb med 11-83 tons årligt (Kronvang et al. 2011, Rubæk 2013). Træerne i randzonen skal være af en type, som passer til miljøet, dvs. naturligt forekommende træer, som kan tåle at stå med rodnettet i vand, vil være anvendelige (f.eks. rødelf og pil). Randzoner med træer langs den yderste del mod vandløb har derfor et særdeles stort potentiale i det danske landbrugslandskab. Effekten heraf er nærmere beskrevet i virkemidlet Træer langs vandløb mod brinkerrosion.

Udenlandske erfaringer

Der findes en omfattende udenlandsk litteratur med målinger af fosfortilbageholdelse i udlagte randzoner. Der findes således flere review's af litteraturen, og de peger samstemmende på, at brede randzoner har en positiv effekt over for tilbageholdelse af fosfor fra overfladisk afstrømning (Dillaha et al., 1988; Dorioz et al, 2006; Hoffmann et al., 2009; Zhang et al., 2010). De udenlandske undersøgelser viser samstemmende en god effekt af brede randzoner for tilbageholdelse af partikulært fosfor, men en dårligere effekt for opløst uorganisk fosfor. Undersøgelser viser, at der med tiden kan blive problemer med frigivelse af opløst fosfor fra 'gamle' randzoner (Stutter et al., 2009), hvorfor det anbefales, at der sker en bortfjernelse af fosfor ved høst af vegetationen i randzoner hvert år. Dette er nærmere beskrevet i virkemidlet Fjernelse af biomasse fra randzoner og engarealer.

Effekt i tid og rum

En forventet effekt af brede randzoner på fosfortab vil i hovedsagen ske i efterårs- og vinterperioden, hvor risikoen for overfladisk afstrømning er størst og tilsvarende tabet af partikulært fosfor. Det er netop denne transportvej, som de brede randzoner skal håndtere vandstrømning og stoftransport fra,

med henblik på tilbageholdelse af fosfor i randzonen. Da overfladisk afstrømning typisk finder sted i efterår- og vinterperioden, må der forventes en meget ringe effekt af de målrettede brede randzoner i sommerperioden.

Overlap i forhold til andre virkemidler

De bredere randzoner vil, i områder der er drænet, kunne overlappe med de mættede randzoner, da de evt. vil skulle etableres i zoner, der delvist kan indeholde lavbundsjord (se virkemiddelbeskrivelsen Mættet randzone). Der er også et overlap til de Intelligente BufferZoner (se virkemiddelbeskrivelsen Intelligente Bufferzoner (IBZ)), da de begge kan installeres på skrånende arealer med risiko for overfladisk afstrømning.

Sikkerhed på data

Der er anvendt modelberegninger af effekten af de brede randzoner for tilbageholdelse af fosfor leveret med overfladisk afstrømning fra de tilstødende marker. Denne model baserer sig på viden fra den internationale litteratur, som dog er meget omfattende på dette område. Der knytter sig især en usikkerhed til, hvor længe de brede randzoner kan virke, især fordi randzonens jord med tiden kan blive mættet med fosfor og / eller der opbygges jordvolde, som kan risikere at føre vandet fra marken uden om randzonen. Det er derfor vigtigt at bortfjerne fosfor fra jorden i randzonen ved en årlig afhøstning. Desuden skal der i tilfælde med meget store aflejringer i forkanten af randzonen ske en vedligeholdelse, hvor denne aflejring udjævnes eller bortfjernes og føres tilbage til marken.

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 fosfor. Dog er der et stort behov for at få testet det nuværende kortgrundlag omkring risiko for overfladisk afstrømning ved etablering af stikprøve-feltmålinger af betydningen af den overfladiske afstrømning i Danmark.

Forudsætninger og potentiale

Den bredere randzone forventes kun at blive etableret som tiltag mod fosfortab. 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 foretaget i de seneste år, og metoden publiceret i Onnen et al. (2019). Der mangler dog som ovenfor beskrevet yderligere feltstudier til aftesting af denne model.

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. 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

Kvælstof

Virkemidlet medfører en reduceret nitratudvaskning, hvis den del af randzonen som udlægges i forvejen er i omdrift og drænet. Hvis den brede randzone er udrænet og f.eks. permanent græs er kvælstofudvaskningseffekten forventeligt mere beskeden.

Klima

Etablering af brede randzoner vil normalt ske ved en omlægning af landbrugsjord og dermed vil der være en reduktion i husdyr- og handelsgødningstilførsel, som svarer til omlægningsprocenten. I tilfælde af at området bliver lagt om fra mark i omdrift, kan man forvente en øget kulstoflagring i jorden. Forøgelsen vil være mindre, hvis marken allerede har vedvarende plantedække. Der vil også være et mindre fossilenergiforbrug til markoperationer.

Natur og biodiversitet

Det forudsættes, at randzoner 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). Effekten af fjernelse af biomasse på kvælstofniveauet i jorden vil ligeledes være begrænset, idet slåning kun kan fjerne en kvælstofmængde, som er på niveau med den mængde, som tilføres via deposition (Walker et al. 2004, Schmidt & Gundersen 2018). Etableres der brede, ugødskede randzoner på 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 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 give føde og levesteder til agerlandets fugle og pattedyr. Tilsvarende vil produktionen af frø gavne frøspisende insekter, fugle og pattedyr (Ejrnæs et al. 2014).

Tabel 3.87. Vurdering af effekten af virkemidlet "Målrettede, brede og tørre 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. 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 (føde og levesteder)	Insekter og leddyr i øvrigt	Fugle	Pattedyr	Samlet vurdering
2-3	1-2	1	1-2	1-2	1-2	7-11

Skadegørere og pesticider

Både opløste og partikulært bundne pesticider kan i et vist omfang tilbageholdes i randzonerne.

Økonomi

Omkostningerne forbundet med implementering af målrettede, tørre og brede randzoner består af indtægtstab som følge af udtagning af landbrugsjord, samt løbende omkostninger til pleje af randzonearealet. Der er ikke nogen anlægsomkostninger forbundet med implementeringen.

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. Størrelse af tabet afhænger af hvor stort et areal, der tages ud af omdrift.

I nærværende analyseres 2 scenarier; ét hvor der udlægges en 10 m bræmme langs et vandløb, og én hvor der udlægges en 20 m bræmme langs vandløbet. Randzonen anlægges kun på den ene side af vandløbet.

For hvert af disse scenarier regnes der på 2 varianter; én hvor det antages, at der allerede i udgangssituationer er etableret lovpligtige 2 m bræmmer langs vandløbet, og én hvor der ikke er bræmmer i udgangssituationen. Hvorvidt der er udlagt 2m bræmmer i udgangssituationen har betydning både i forhold til størrelsen af det areal, der skal udtages, og i forhold til effekten af randzonerne. Iht. Lov om vandløb (MVFM, 2019 LBK nr. 1217 af 25/11/2019) må dyrkning, jordbehandling, plantning mv. ikke foretages i en bræmme på 2 m langs åbne, naturlige vandløb og søer. Det samme gælder langs kunstige vandløb og søer, hvor der er fastsat miljømål om godt økologisk potentiale eller maksimalt økologisk potentiale. Der kan forekomme vandløb i vandløbssystemerne, hvor der ikke er bræmme krav, men med tilførsel af eroderet sediment, beliggende opstrøms for vandløb og søer med bræmme krav og økologisk målsætning. For disse opstrøms liggende vandløb uden bræmme krav kan det være relevant at udlægge en randzone. Det er derfor relevant at beregne omkostninger for begge varianter, med og uden 2 meters bræmme krav. I begge scenarier antages længden af randzonen at være 100 m.

Af tabel 3.88 fremgår det, hvor stort et areal, der skal udtages i de forskellige scenarier, og størrelsen af indkomsttabet er beregnet i sidste kolonne i tabellen. Som det fremgår af tabellerne er omkostningerne ca. dobbelt så høje, hvis randzonens bredde er 20 m fremfor 10 m, og derudover ses omkostningerne at være lavere, hvis der allerede er etableret 2 m bræmme i udgangssituationen, end hvis der ikke er.

Tabel 3.88. Indkomsttab ved udtagning af landbrugsjord.

Længde af randzone (m)	Bredde af bræmmer (m)	Lovpligtig 2 m		Omkostning (kr./ha/år)	Omkostning (kr./år)
		randzone i udgangssituationen	Udtaget areal (ha)		
100	10	Ja	0,08	1.883	151
100	10	Nej	0,1	1.883	188
100	20	Ja	0,18	1.883	339
100	20	Nej	0,2	1.883	377

En gang om året skal vegetationen fjernes fra randzonearealet. Det antages, at dette kan ske ved maskinelt slæt, og omkostningen forbundet hermed estimeres med udgangspunkt i Hasler et al. (2012), som beregner omkostningerne til maskinelt slæt af ferske enge på 3 ha til 1.445 kr./ha. Dette tal justeres med udviklingen i nettoprisindekset i perioden 2012 til 2019 for at tage højde for den prisudvikling, der har været i perioden. Omkostningerne til maskinelt slæt af ferske enge er dermed beregnet til 1.527 kr./ha. Der er ikke justeret for størrelsesøkonomiske forhold, som kan medføre at omkostningerne til hjemtransport af slæt er undervurderede, men omvendt er der heller ikke taget højde for værdien af slæt-materialet i evt. kvægproduktion. Disse justeringer er undladt, da der kan være store reelle forskelle blandt bedrifter, og der er ikke belæg for justeringer i fx Hasler et al. (2012) eller tilsvarende opgørelser. De beregnede plejeomkostninger for scenarierne fremgår af tabel 3.89.

Tabel 3.89. Plejeomkostninger for randzonearealer.

Udtaget areal (ha)	Omkostning (kr./ha)	Omkostning (kr.)
0,08	1.527	122
0,1	1.527	153
0,18	1.527	275
0,2	1.527	305

De samlede omkostninger forbundet med etablering af randzoner med en længde på 100 m fremgår af tabel 3.90.

Tabel 3.90. Samlede omkostninger for etablering af randzonearealer med en længde på 100 m.

Bredde af bræmme (m)	Lovpligtig 2 m randzone	Indkomsttab (kr./år)	Plejeomkostninger (kr./år)	Omkostninger i alt (kr./år)
10	Ja	151	122	273
10	Nej	188	153	341
20	Ja	339	275	614
20	Nej	377	305	682

Effekten af randzonerne afhænger af randzonens bredde, om der er etableret 2 m bræmme i udgangssituationen, samt af fosfortilførslen. Effekterne for randzoner er beregnet for fosfortilførsler på hhv. 1,5 kg P og 0,9 kg P per randzone på 100 m kombineret med fosfortilbageholdelses-estimaterne i tabel 1.1 i afsnit 2. Effekterne for de forskellige scenarier fremgår af tabel 3.91 (fosfortilførsel på 1,5 kg) og tabel 3.92 (fosfortilførsel på 0,9 kg). Det ses, at effekten er mindre i de scenarier, hvor der allerede i udgangssituationen er etableret en 2 m bræmme; dette skyldes, at den andel af den samlede effekt, der kan tilskrives disse 2 m, skal fraregnes effekten af at etablere randzonen.

Tabel 3.91. Fosforeffekt for fosfortilførsel på 1,5 kg.

Bredde af bræmme (m)	Lovpligtig 2 m randzone	Fosfortilførsel (kg P/år)	Tilbageholdelse (%)	Tilbageholdelse (kg P/år)
10	Ja	1,5	30	0,45
10	Nej	1,5	62	0,93
20	Ja	1,5	43	0,65
20	Nej	1,5	75	1,13

Tabel 3.92. Fosforeffekt for fosfortilførsel på 0,9 kg.

Bredde af bræmme (m)	Lovpligtig 2 m randzone	Fosfortilførsel (kg P/år)	Tilbageholdelse (%)	Tilbageholdelse (kg P/år)
10	Ja	0,9	30	0,27
10	Nej	0,9	62	0,56
20	Ja	0,9	43	0,39
20	Nej	0,9	75	0,68

Med udgangspunkt i de beregnede omkostninger og effekter kan reduktionsomkostningerne beregnes. De budgetøkonomiske reduktionsomkostninger fremgår af tabel 3.93 (fosfortilførsel på 1,5 kg pr. 100 meter randzone) og tabel

3.94 (fosfortilførsel på 0,9 kg pr. 100 meter randzone). I tabel 3.95 og 3.96 er de budgetøkonomiske reduktionsomkostninger omregnet til velfærdsøkonomiske omkostninger; omregningen er baseret på en nettoafgiftsfaktor på 1,28 (se evt. Bilag 1 for en beskrivelse af beregningstilgang).

Tabel 3.93. Budgetøkonomiske reduktionsomkostninger for 100 m randzone med fosfortilførsel på 1,5 kg.

Bredde af randzone (m)	Lovpligtig 2 m randzone	Omkostninger i alt (kr./år)	Tilbageholdelse (kg P)	Reduktionsomkostning (kr./kg P)
10	Ja	273	0,45	606
10	Nej	341	0,93	367
20	Ja	614	0,65	952
20	Nej	682	1,13	606

Tabel 3.94. Budgetøkonomiske reduktionsomkostninger for 100 m randzone med fosfortilførsel på 0,9 kg.

Bredde af randzone(m)	Lovpligtig 2 m randzone	Omkostninger i alt (kr./år)	Tilbageholdelse (kg P)	Reduktionsomkostning (kr./kg P)
10	Ja	273	0,27	1.010
10	Nej	341	0,56	611
20	Ja	614	0,39	1.586
20	Nej	682	0,68	1.010

Tabel 3.95. Velfærdsøkonomiske reduktionsomkostninger for 100 m randzone med fosfortilførsel på 1,5 kg.

Bredde af randzone (m)	Lovpligtig 2 m randzone	Omkostninger i alt (kr./år)	Tilbageholdelse (kg P)	Reduktionsomkostning (kr./kg P)
10	Ja	349	0,45	776
10	Nej	437	0,93	469
20	Ja	786	0,65	1.218
20	Nej	873	1,13	776

Tabel 3.96. Velfærdsøkonomiske reduktionsomkostninger for 100 m randzone med fosfortilførsel på 0,9 kg.

Bredde af randzone(m)	Lovpligtig 2 m randzone	Omkostninger i alt (kr./år)	Tilbageholdelse (kg P)	Reduktionsomkostning (kr./kg P)
10	Ja	349	0,27	1.293
10	Nej	437	0,56	782
20	Ja	786	0,39	2.030
20	Nej	873	0,68	1.293

Referencer

Briones, MJI, 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

- Cooper, A.B., Smith, C.M. & Smith, M.J. (1995). Effects of riparian set-aside on soil characteristics in an agricultural landscape: Implications for nutrient transport and retention. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 55: 61-67.
- Daniels, R.B. & Gilliam, J.W. (1996). Sediment and chemical load reduction by grass and riparian filters. *Soil Science Society of America Journal*, 60: 246-251.
- Dillaha, T.A., J.H. Sherrard, D. Lee, S. Mostaghimi and V.O. Shanholtz (1988). Evaluation of Vegetative Filter Strips as a Best Management Practice for Feed Lots. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 60: 1231-1238.
- Dorioz, J.M., Wang, D., Poulenard, J. & Trévisan, D. (2006). The effect of grass buffer strips on phosphorous dynamics – a critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 117: 4-21.
- 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.
- Kronvang, B., Ovesen, N.B., Zak, D. og Heckrath, G. 2020. Overfladisk afstrømning fra marker. *Vand og Jord* 27: 32-36.
- Rasmus Ejrnæs, Bettina Nygaard, Morten Strandberg. 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, Jesper R. og Morten Strandberg. 2013. Kvalitativ vurdering af EFA-arealers effekt på biodiversiteten. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. 11. september 2013
- Hasler, B., Christensen, L.P., Martinsen, L., Källström, M., Levin, G., Dubgaard, A., Jespersen, H.M.L. (2012): Omkostninger ved hensigtsmæssig drift og pleje af arealer med naturplejebenhov indenfor Natura 2000 og Naturbeskyttelseslovens §3. Teknisk rapport vedr. delprojekt 3 i projektet: Sikring af plejekrævende lysåbne naturtyper i Danmark. Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, nr. 12, 2012. DCE, Aarhus Universitet.
- Hille, S., Graeber, D., Kronvang, B., Rubæk, G.R., Onnen, N., Molina-Navarro, E., Battrup-Pedersen, A., Heckrath, G.J. and Stutter, I. 2019. Management options to reduce phosphorus leaching from vegetated buffer strips. *JEQ* 48: 322-329.
- Hoffmann, C.C., Kjaergaard, C., Uusi-Kämpä, J., Hansen, H.C.B. and Kronvang, B. 2009. Phosphorus retention in riparian buffers: review of their efficiency. *JEQ* 38: 1942-1955.
- Holland, JM, Reynolds, CR. 2003. The impact of soil cultivation on arthropod (Coleoptera and Araneae) emergence on arable land. *Pedobiologia* 47, 181–191.
- Kelly, J.M., Kovar, J.L., Sokolowsky, R. & Moorman, T.B. (2007). Phosphorous uptake during four years by different vegetative cover types in a riparian buffer. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 78: 239-251.

Kronvang, B., Laubel, A.R., Larsen, S.E., Andersen, H.E. & Djurhuus, J. (2005). Buffer zones as a sink for sediment and phosphorus between the field and stream. Danish field experiences. - *Water Science & Technology* 51(3-4): 55-62.

Kronvang, B., Andersen, H.E., Jensen, P.N., Heckrath, G.J., Rubæk, G.H. & Kjærgaard, C. (2011). Effekt på fosforudledning af 10 m brede randzoner. Nr. 34166, 12 s.

Kronvang, B., Audet, J., Baattrup-Pedersen, A., Jensen, H.S. and Larsen, S.E. 2012. Phosphorus loss via bank erosion in a Danish lowland river basin. *Journal of Environmental Quality* 41, 304-313.

Kronvang, B., Blicher-Mathiesen, G., Andersen, H.E., Kjeldgaard, A. og Larsen, S.E. (2014). Etablering af "intelligent" udlagte randzoner. Notat fra DCE, Nationalt center for miljø og energi, Aarhus Universitet.

Liu, X., Zhang, X. & Zhang, M. (2009). Major factors influencing the efficacy of vegetated buffers on sediment trapping: a review and analysis. *Journal of Environmental Quality*, 37: 1667-1674.

Petersen, R.J., Prinds, C., Iversen, B.V. og Kjærgaard, C. 2018. Fosfortab fra våde lavbundslande. *Vand & Jord* 25(3), 131-134.

Rubæk, G.H., Heckrath G., Salm, C. van der, Schoumans, O., Jørgensen, U., Børgesen, C.D., Sørensen, P. (2009). Impact of crop management on nutrient losses. I: COST 869. Mitigation options for nutrient reduction in surface water and groundwaters: Implementation of the WFD, River Basin Management Plans (RBMP), Experiences and problems encountered, s. 26-26.

Rubæk et al. / DCA 2013: Supplement til Kronvang et al, 2011. Notat fra DCA til Naturerhvervsstyrelsen af 7. januar 2013. 3 s.

Räty, M., Uusi-Kämmä, J., Yli-Halla, M., Rasa, K. & Pietola, L. (2009). Phosphorous and nitrogen cycles in the vegetation of differently managed buffer zones. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, DOI 10.1007/s10705-009-9277-4.

Schmidt, I. K., & Gundersen, P. (2018). Kvælstoffjernelse ved naturpleje: Vidensgrundlag og opfølgende forskning. Frederiksberg: Københavns Universitet. IGN Rapport

Schoonover, J., K.J. Williard, J. Zaczek, J. Mangun and A. Carver (2005). Nutrient Attenuation in Agricultural Surface Runoff by Riparian Buffer Zones in Southern Illinois, USA. *Agroforestry Systems*, 64: 169-180.

Schultz, R.C., Isenhardt, T.M., Simpkins, W.W. & Colletti, J.P. (2004). Riparian forest buffers in agroecosystems – lessons learned from the Bear Creek watershed, central Iowa, USA. *Agroforestry Systems*, 61 pp.35-50.

Sheppard, S.C., Sheppard, M.I., Long, J., Sanipelli, B. & Tait, J. (2006). Runoff phosphorous retention in vegetated field margins on flat landscapes. *Canadian Journal of Soil Science*, 86 pp.871-884.

Stutter et al., 2009: Vegetated Buffer Strips Can Lead to Increased Release of Phosphorus to Waters: A Biogeochemical Assessment of the Mechanisms. *Environ. Sci. Technol.* 2009, 43, 1858–1863.

Stutter, M., Chardon, W. and Kronvang, B. (2012). Riparian buffer strips as a multifunctional management tool in agricultural landscapes: Introduction. *Journal of Environmental Quality* 41, 297-303.

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

Van der Salm C, Chardon W.J., Koopmans G.F., van Middelkoop J.C., Ehlert P.A.I. (2009). Phytoextraction of phosphorous-enriched grassland soils. *Journal of Environmental Quality* 38, 751-761.

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

Zhang, X., Liu, X., Zhang, M. and Dahlgren, R.A. 2010. A review of vegetated buffers and a meta-analysis of their mitigation efficacy in reducing nonpoint source pollution. *JEQ* 39: 76-84.

Fosfor-vådområder (P-ådale)

Carl Christian Hoffmann², Brian Kronvang², Beate Strandberg² (natur og biodiversitet), Marianne Bruus² (natur og biodiversitet), Nicholas Hutchings¹ (klima), Louise Martinsen⁴ (økonomi) og Berit Hasler⁴ (økonomi)

Fagfællebedømmelse: Joachim Audet² og Brian H. Jacobsen³ (økonomi)

¹ Agroøkologi AU

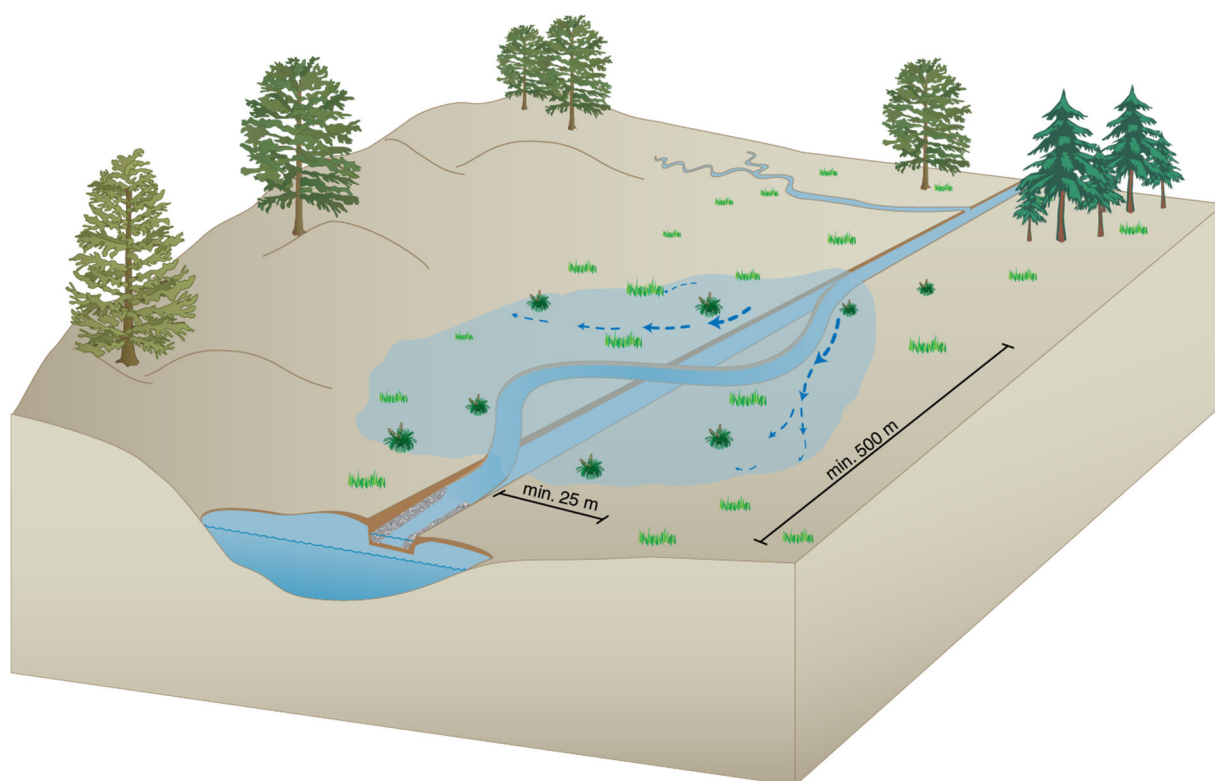
² Bioscience, AU

³ Fødevare- og Ressourceøkonomi, KU

⁴ Miljøvidenskab, AU

Funktion og anvendelse

Fosforvådområder eller P-ådale er områder langs vandløb, der etableres med det formål at tilbageholde suspenderet stof og partikulært fosfor via sedimentation, når områderne oversvømmes af vandløbsvand i forbindelse med store afstrømningshændelser. Virkemidlet er først og fremmest tænkt anvendt opstrøms søer, hvor der er behov for at reducere tilførslen af fosfor for at forbedre den økologiske tilstand i søen. Kriteriet for anlæggelse af P-ådale er først og fremmest, at der forekommer perioder med store vandføringer i det pågældende vandløbssystem, og dernæst at der er kendskab til mængden og koncentrationen af suspenderet stof i vandløbet. Mængden af partikulært fosfor er tæt relateret til mængden af suspenderet stof, og potentialet for at tilbageholde fosfor i forbindelse med oversvømmelse stiger proportionalt med indholdet af suspenderet stof (se Kronvang et al., 2011). Regionalt varierer dette dog en del.



Figur 3.23. Illustration af P-ådal opstrøms en sø. Typisk genslynges åen og lægges i de gamle meanderbuer, hvis de kan findes på gamle kort – under alle omstændigheder skal åen op og i kontakt med omgivelserne (Fra Kronvang et al., 2011).

Effekt på fosfortab

Effekt i tid og rum

Sedimentation på vandløbsnære arealer og ådale er styret af flere faktorer: topografien, sedimentkoncentrationen, oversvømmelsens varighed, antallet af oversvømmelser, udvekslingen af vand mellem å og oversvømmet areal, strømningsmønsteret på det oversvømmede areal og åens morfologi (geometri, hældning, sinuositet).

For at der kan ske en sedimentation af suspenderet stof skal dette være til rådighed i vandløbet. Man opdeler vandløbene i tre kategorier efter oplandets størrelse. I små vandløb, type I vandløb, skal oplandet skal have en størrelse på mellem minimum 2 km² og op til 10 km². Arealet til oversvømmelse skal være ca. 25 m bredt på hver side af vandløbet og have en længde på mindst 500 m. Type II vandløb har et oplandsareal på 10 – 100 km² og det oversvømmede areal skal være op til 75 m bredt på hver side af vandløbet. Type III vandløb har et oplandsareal >100 km², og sedimentationen kan beregnes på op til 100 meters bredde på hver side af vandløbet.

Mængden af partikulært bundet fosfor, der kan deponeres ved oversvømmelser afhænger af oplands-tabet af partikulært fosfor (tabel 3.97). Hvis man ikke har kendskab til det givne vandløbs koncentration af suspenderet stof og partikulært bundet fosfor, kan det beregnes (Hoffman et al., 2018).

Når man kender oplandstabt af partikulært bundet fosfor (enten målt eller beregnet) kan man omsætte det til en vejledende deponeringsrate som angivet i tabel 3.97.

Tabel 3.96. Vejledende deponeringsrater af partikelbundet fosfor på oversvømmede arealer.

Modelberegnet oplandstab af partikelbundet fosfor (kg P pr. hektar pr. 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

Den totale mængde partikulært bundet fosfor, som transporteres i et vandløb, afhænger også af størrelsen af vandløbet. Ved beregning af sedimentation af partikulært bundet fosfor kan der højst deponeres 10% af den årlige transport af partikulært bundet fosfor i det givne vandløb.

Igennem en årrække er der blevet målt sedimentation af suspenderet stof og partikulært bundet fosfor ved Brynemade langs den gensnoede del af Odense Å (tabel 3.98).

Vandløbets dynamik er i høj grad medvirkende ved sedimentationsprocessen. Ved de høje afstrømningshændelser – specielt i vinterhalvåret – har vandløbet stor bevægelsesenergi, der kan bringe deponerede partikler i suspension sammen med eroderet materiale fra oplandet. Det suspenderede materiale kan efterfølgende sedimentere ud ved oversvømmelse på de vandløbsnære arealer, da vandløbet samtidig taber sin bevægelsesenergi og dermed også evnen til at holde de transporterede partikler i suspension. Man kan således ikke forvente sedimentation af hverken suspenderet stof eller partikulært P ved ”stille og rolige” vandstandsændringer.

Mængden af suspenderet stof og partikulært bundet fosfor, der kan sedimenteres, er ikke uendelig, og oversvømmelsesperioder, der er længere end 60 dage om året, vurderes ikke at give højere sedimentation.

Tabel 3.98. Igennem en årrække er der blevet målt sedimentation af suspenderet stof og partikulært bundet fosfor ved Brynemade langs den gensnoede del af Odense Å (Kronvang og Hoffmann, både publicerede og ikke publicerede data).

Odense Å ved Brynemade	Total-fosfor	Suspenderet stof
Periode	g/m ²	g/m ²
2003-2004	7.83	11026.14
2004-2005	7.53	8477.03
2005-2006	2.01	1421.51
2006-2007	10.16	5455.77
2007-2008	3.66	1836.03
2009-2010	5.55	2569.74
2011-2012	12.38	5335.60
2012-2013	6.18	1899.24
2013-2014	6.48	1629.26
2015-2016	21.43	2979.91

Udenlandske undersøgelser

Som der fremgår af tabel 3.99 har undersøgelser i USA, England og Frankrig dokumenteret, at sedimentation af fosfor ved oversvømmelser er meget markant.

Tabel 3.99. Internationale undersøgelser af fosfordeposition på vandløbsnære arealer.

Type	Land	Fosfordeposition g P/m ² /år	Metode	Reference
Cypress swamp	USA	3.6	Fælder	Mitsch et al., 1979
Floodplain, low elevation	USA	0.281	Fælder	Kuenzler et al., 1980
Floodplain, inter-mediate elevation	USA	0.198	Fælder	Kuenzler et al., 1980
Floodplain, high elevation	USA	0.098	Fælder	Kuenzler et al., 1980
Vægtet gennemsnit de 3 oven over	USA	0.172	Fælder	Kuenzler et al., 1980
Riparian forest levee	USA	8.2	Cs-137	Johnston et al., 1984
Riparian forest backwater area	USA	1.1	Cs-137	Johnston et al., 1984
Mineral soils mean of 11 studies	USA	1.46	Forskellige metoder	Johnston, 1991
Organic soils mean of 6 studies	USA	0.26	Forskellige metoder	Johnston, 1991
20 floodplains	UK	1.3-11.6	Cs-137	Walling, 1999
Ådal (Gjern Å)	DK	11.8	Fælder	Kronvang et al., 2002
Ådal 10 år (Gjern Å)	DK	8.2	Beregnet	Kronvang et al., 2002
Floodplain	France	9.0	Cs-137	Fustec et al., 1995
Floodplain	France	12.7	Budget	Brunet & Astin, 1998
3 restaurerede ådale	DK	1.2-3.6	Fælder	Kronvang et al., 2007

Overlap i forhold til andre virkemidler

P-ådale og okkerfældningsbassiner retter sig begge mod at opfange fosfor, som allerede er tabt til vandmiljøet, og befinder sig i transport i et vandløb. Disse to virkemidler kan principielt overlappe hinanden i det omfang de fysiske forhold, der er nødvendige for etablering af hvert af virkemidlerne er til stede.

Sikkerhed på data

Både danske og internationale undersøgelser dokumenterer, at sedimentation af suspenderet stof og partikulært bundet fosfor ved oversvømmelser er markant.

Et andet aspekt ved sedimentation af fosfor på vandløbsnære arealer er, hvad der sker fremadrettet med det deponerede partikulært bundne fosfor. Der er nogle få undersøgelser, der viser, at hovedparten af den deponerede fosfor forbliver på det givne areal (Audet et al., 2011; Kronvanget al., 2009), men periodevis kan der være tab af opløst fosfat og nitrat (Brunet & Astin, 1998, 2000). I Danmark er der endvidere udviklet et værktøj, der kan beregne eventuel fosforfrigivelse og tab af opløst fosfor ved reetablering af vådområder (Hoffmann et al., 2018)

Forudsætninger og potentiale

En stor del af de danske vandløb er kanaliserede (> 90%) og dybt nedskårne for at vandet kan afledes så effektivt som muligt. Samtidig opfylder kun 50 % af vandløbene målsætningen om at være i god økologisk tilstand. Genskabelse af disse vandløbs mere naturlige meanderende forløb og afstrømningsdynamik, samtidig med at de hæves op i kontakt med omgivelserne, vil skabe vandløbsstrækninger, der naturligt vil oversvømme ved høje vandføringer, og dermed vil der være potentiale for tilbageholdelse af store mængder partikulært fosfor og medvirke til genskabelse af en række vandløbshabitater, der blev tabt ved tidligere tiders kanalisering.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

P-ådale kan synes efter etablering ved besøg på lokaliteten eller ved satellit-overvågning. Der foregår pt. ingen monitoring/overvågning af fosforeffekten, hvilket ellers kan gøres både nemt og billigt ved udlægning af sedimentationsmåtter (i.e. kunstige græsmåtter) i vinterhalvåret.

Sideeffekter

Kvælstof

Der er ikke så mange undersøgelser af kvælstofdeponering i forbindelse med oversvømmelser (tabel 3.100), men de der er lavet viser, at også kvælstof deponeres. Kvælstof deponeres mest som værende bundet til organisk materiale, som flyder med det oversvømmende vand og lægger sig i en bræmme i kanten af det oversvømmede areal og kan således rykke sig med graden af oversvømmelsen.

Kvælstofomsætning i forbindelse med oversvømmelser sker også ved denitrifikation af nitrat. Ved kvælstofkoncentrationer > 5 mg N l⁻¹ regnes som tommelfingerregel med en kvælstoffjernelse på 1,5 kg N ha⁻¹ oversvømmet areal dag⁻¹. Ved koncentrationer i intervallet 2 - 5 mg N l regnes med en kvælstoffjernelse på 1,0 kg N ha⁻¹ oversvømmet areal dag⁻¹ (se N-regneark til beregning af N-tilbageholdelse: <https://mst.dk/natur-vand/vandmiljoe/tilskud-til-vand-og-klimaprojekter/kvaelstof-og-fosforvaadomraader/for-projekt-ejer/>).

Tabel 3.100. Deposition af partikulært kvælstof på flodsletter.

Type	Land	Nitrogen deposition g N/m ² /år	Metode	Reference
Riparian forest levee	USA	52,4	Cs-137	Johnston et al., 1984
Riparian forest backwater area	USA	2,7	Cs-137	Johnston et al., 1984
Mineral soils mean of 11 studies	USA	14,6	Forskellige metoder	Johnston, 1991
Organic soils mean of 6 studies	USA	1,6	Forskellige metoder	Johnston, 1991
Floodplain (riparian zone)	France	64,5	Budget	Brunet et al., 1994

Klima

En vurdering af P-ådales klimaeffekter må inddrage en overvejelse af, i hvilket omfang luftformige kulstof- og kvælstofemissioner fra en P-ådal erstatter emissioner, som ellers ville være sket i andre vandmiljøer (f.eks. åer, søer, fjorde og havområdet). Med begrænsede empiriske data til rådighed er der ikke belæg for at vurdere, om der vil være højere eller lavere emission i forhold til situationen før P-ådalen er etableret. I tilfælde af at P-ådalen etableres på landbrugsjord i omdrift, vil der være en reduktion i husdyr- og handelsgødningstilførsel og de tilhørende lattergas- og ammoniakemissioner samt nitratudvaskning.

Natur og biodiversitet

Tilbageslyngning af vandløb og de deraf følgende ændringer i hydrologien giver øget mangfoldighed af habitater omkring vandløbet og kan hurtigt ændre artssammensætningen af såvel vandløbsplanter (Pedersen et al. 2007a) som floraen på bredder og tilstødende enge (Pedersen et al. 2007b) fra en meget kulturpåvirket flora til en mere naturlig og artsrig. Den rigere flora vil være til gavn for de bestøvende insekter. På grund af den øgede mangfoldighed af habitater forventes også en positiv effekt på insekter og andre leddyr, mens effekten på jordbundfaunaen vil være mere beskeden. Den tidlige oversvømmelse af engarealerne omkring vandløbet og den øgede mangfoldighed af insekter vil gøre engene langt mere tiltrækkende for fugle og padder samt visse pattedyr, fx odderen (Pedersen et al. 2007b).

Tabel 3.101. Vurdering af effekten af virkemidlet "P-ådale" på terrestrisk natur og miljø. Vurderingen af effekten af virkemidlet i forhold til blomstersøgende insekter dvs. vilde bier, svirreflugter, sommerfugle m.fl. forudsætter at føderessourcen ikke er anvendes til honningproduktion.

Jordbunds- fauna	Vilde planter	Vilde bier (føde og levesteder)	Insekter og leddyr i øvrigt	Fugle	Pattedyr	Samlet vurdering
0	3	2-3	1-3	3	2	11-14

Skadegørere og pesticider

I lighed med partikulært bundet P kan partikulært bundne pesticider fjernes fra vandløbsvandet ved deponering på de oversvømmede arealer.

Økonomi

Omkostningerne forbundet med etablering af P-ådale består af anlægsomkostninger samt eventuelt tab af indkomst fra landbrugsdrift, hvis det i forbindelse med etableringen er nødvendigt at udtage landbrugsareal fra omdrift. Der forventes ikke fremadrettet at være behov for pleje eller vedligehold, og der forventes derfor ikke at være nogle løbende omkostninger forbundet med virkemidlet.

I nærværende beregning af reduktionsomkostningerne ved virkemidlet laves der separate beregninger for implementering af virkemidlet i tilknytning til hhv. Type I, Type II og Type III vandløb, idet både effekt og omkostninger forventes at variere afhængig af vandløbets størrelse.

I beregningen af omkostninger antages det, at arealet, der medgår til etablering af P-ådalen, er landbrugsareal i omdrift. Udtagning af landbrugsareal medfører en nedgang i landbrugsproduktion og giver derfor anledning til et indkomsttab i landbruget. Størrelsen af indkomsttabet opgøres med udgangspunkt i det gennemsnitlige dækningsbidrag for landbrugsproduktion, som jf. Bilag 1 er opgjort til 1.883 kr./ha/år. Omregnet til velfærdsøkonomiske priser svarer dette til et indkomsttab på 2.411 kr./ha/år. For alle tre typer vandløb antages det som udgangspunkt, at det berørte areal svarer til det oversvømmede areal (dvs. deponeringszonen), idet det antages at der er tale om en topografisk set markeret ådal, hvor det oversvømmede areal afgrænses af topografien. Jf. beskrivelsen i afsnit 2 er bredden af det oversvømmede areal sat til 25 m, 75 m og 100 m på hver side af vandløbet for hhv. Type I, Type II og Type III vandløb, og den totale bredde af det berørte areal bliver dermed hhv. 50 m, 150 m og 200 m for de tre vandløbstyper.

Indkomsttabet for alle tre vandløbstyper er beregnet for P-ådale med en længde på 1 km. Det samlede årlige indkomsttab for hver af vandløbstyperne som følge af udtagningen af landbrugsareal fremgår af tabel 3.102. Omregningen fra budgetøkonomiske til velfærdsøkonomiske omkostninger er baseret på en nettoafgiftsfaktor på 1,28 (se evt. Bilag 1 for beskrivelse af beregningstilgang).

Afhængig af de lokalitetsspecifikke topografiske forhold vil antagelsen om sammenfald mellem berørt areal og oversvømmet areal ikke holde. For at belyse konsekvensen af at slække på denne antagelse beregnes der også omkostninger for et scenarie, hvor det berørte areal er dobbelt så stort som det oversvømmede areal. Dette vil evt. være tilfældet i situationer, hvor området er meget fladt. Indkomsttabet for scenariet, hvor det berørte areal er dobbelt så stort som det oversvømmede areal fremgår af den nederste del af tabel 3.102.

Tabel 3.102. Indkomsttab som følge af ændret arealanvendelse.

	Type I vandløb	Type II vandløb	Type III vandløb
Længde af ådal (m)	1.000	1.000	1.000
Berørt areal lig oversvømmet areal			
Bredde af ådalsområde (m; på hver side af vandløb):	25	75	100
Berørt areal i alt (ha):	5	15	20
DB tab (kr./ha) - budgetøkonomisk:	1.883	1.883	1.883
DB tab i alt (kr./km) - budgetøkonomisk:	9.415	28.245	37.660
DB tab (kr./ha) - velfærdsøkonomisk:	2.410	2.410	2.410
DB tab i alt (kr./km) - velfærdsøkonomisk:	12.051	36.154	48.205
Berørt areal dobbelt så stort som oversvømmet areal			
Bredde af ådalsområde (m; på hver side af vandløb):	50	150	200
Berørt areal i alt (ha):	10	30	40
DB tab (kr./ha) - budgetøkonomisk:	1.883	1.883	1.883
DB tab i alt (kr./km) - budgetøkonomisk:	18.830	56.490	75.320
DB tab (kr./ha) - velfærdsøkonomisk:	2.410	2.410	2.410
DB tab i alt (kr./km) - velfærdsøkonomisk:	24.102	72.307	96.410

I Naturstyrelsen (2014) præsenteres omkostningsestimater for restaurering af hele ådale, og da det ikke har været muligt at finde nyere og mere opdaterede estimater anvendes disse i nærværende beregninger. Forud for anvendelse af omkostningsestimaterne justeres der med udgangspunkt i nettoprisindekset for ændret prisniveau i perioden 2014 til 2019. Der gives et minimum, middel og maksimum estimat for omkostningerne for alle tre vandløbstyper. I tabel 3.103 er omkostningsposterne inkluderet i opgørelsen i Naturstyrelsen (2014) listet.

Tabel 3.103. Omkostningsposter inkluderet i omkostningsopgørelserne i Naturstyrelsen (2014).

Omkostningspost	Kommentar
Forundersøgelse	Der angives min. og max, estimat for hver vandløbstype
Etablering, afrigning og retablering af arbejdsplads (kr.; fastpris)	
Kontrolopmåling (kr.; fastpris)	
Rydning af enkelttræer (kr.)	Ikke inkluderet i minimumsestimat; Ikke Type I vandløb
Rydning af levende hegn (kr.)	Ikke inkluderet i minimumsestimat
Gravning af slyngninger (kr.)	
Opfyldning af eksisterende vandløb (kr.)	
Genindbygning af overskudsjord (kr.)	Ikke Type I vandløb
Udlægning af gydegrus/stryg (kr.)	Ikke inkluderet i minimumsestimat
Udlægning af strygsten (kr.)	Ikke inkluderet i minimumsestimat
Omlægning af mindre drænledninger (kr.)	
Omlægning af hoveddrænledninger (kr.)	Ikke inkluderet i minimumsestimat
Udjævning/sløjfning af afvandingsgrøfter (kr.)	
Afbrydelse af inter dræn (kr.)	
Projektering (kr.; 10% af ovenstående poster)	
Tilsyn (kr.)	
Udbud (kr.):	Kun for proj., hvor entreprenør udgifter overstiger 750.000 kr.

Af tabel 3.104, 3.105 og 3.106 fremgår de samlede anlægsomkostninger, samt forundersøgelsesomkostninger, for hhv. Type I, Type II og Type III vandløb. Både minimum-, middel- og maksimum-estimerne er præsenteret, og de samlede etableringsomkostninger er omregnet til årlige omkostninger for en tidshorisont på 20 år. I omregningerne er der anvendt en diskonteringsrente på 4%, og en NAF på 1,28 (se evt. Bilag 1 vedr. beregningstilgang).

Tabel 3.104. Etableringsomkostninger for Type I vandløb (Naturstyrelsen, 2014; pristalsjusteret), 1000 kr.

Prisestimat:	Min.	Middel	Max.
Forundersøgelsesomkostninger			
Gennemsnit (kr./km)	208	208	208
Anlægsomkostninger			
Anlægsomkostninger (kr./km):	562	718.	737
Etableringsomkostninger, i alt			
I alt, incl. forundersøgelse (gns.) (kr.)	770	927	945
Årlige omkostninger til etablering - budgetøkonomisk			
kr./km/år (4%; 20 år)	57	68	70
Årlige omkostninger til etablering - velfærdsøkonomisk			
kr./km/år (4%; 20 år)	73	87	89

Tabel 3.105. Etableringsomkostninger for Type II vandløb (Naturstyrelsen, 2014; pristalsjusteret) 1000kr.

Prisestimat:	Min.	Middel	Max.
Forundersøgelsesomkostninger			
Gennemsnit (kr./km)	260	260	260
Anlægsomkostninger			
Anlægsomkostninger (kr./km):	594	1.515	2.760
Etableringsomkostninger, i alt			
I alt, incl. forundersøgelse (gns.) (kr.)	854	1.775	3.021
Årlige omkostninger til etablering - budgetøkonomisk			
kr./km/år (4%; 20 år)	63	131	222
Årlige omkostninger til etablering – velfærdsøkonomisk			
kr./km/år (4%; 20 år)	80	167	284

Tabel 3.106. Etableringsomkostninger for Type III vandløb (Naturstyrelsen, 2014; pristalsjusteret) 1000kr.

Prisestimat:	Min.	Middel	Max.
Forundersøgelsesomkostninger			
Gennemsnit (kr./km)	338	338	338
Anlægsomkostninger			
Anlægsomkostninger (kr./km):	2.139	3.253	4.362
Etableringsomkostninger, i alt			
I alt, incl. forundersøgelse (gns.) (kr.)	2.477	3.592	4.701
Årlige omkostninger til etablering - budgetøkonomisk			
kr./km/år (4%; 20 år)	182	264	346
Årlige omkostninger til etablering – velfærdsøkonomisk			
kr./km/år (4%; 20 år)	233	338	443

Effekten af virkemidlet beregnes på baggrund af oplysninger i virkemiddelbeskrivelsen i afsnit 2. I tabel 1.1, afsnit 2, er der specificeret 3 forskellige vejledende fosfor deponerings rater. Effekten af virkemidlet beregnes for hver vandløbstype for hver af de 3 vejledende deponeringsrater. Fosfordeponeringsraten er opgjort som kg P per oversvømmet hektar per dag, og det er specificeret, at den maksimale årlige sedimentation opnås ved 60 dages oversvømmelse. I beregningen af effekter er der regnet på 2 situationer; én hvor maksimumsedimentationen opnås (dvs. 60 dages oversvømmelse), og én hvor arealet kun oversvømmes i 30 dage. Bredden af det oversvømmede areal er jf. beskrivelsen i afsnit 2 sat til 25 m, 75 m og 100 m på hver side af vandløbet for hhv. Type I, Type II og Type III vandløb. Effekterne er for alle tre vandløbstyper beregnet for et vandløb med en længde på 1 km; effekterne fremgår af tabel 3.107.

Tabel 3.107. Beregnede effekter for forskellige deponeringsrater og vandløbstyper.

	Type 1 vandløb			Type 2 vandløb			Type 3 vandløb		
Deponeringsrate (kg P/ dag/oversvømmet ha)	0,5	1,0	1,5	0,5	1,0	1,5	0,5	1,0	1,5
Længde af vandløb (km)	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Bredde af deponeringszone (m)	25	25	25	75	75	75	100	100	100
Deponeringszone (ha oversvømmet/km vandløb)	5	5	5	15	15	15	20	20	20
Oversvømmelsesdage, min. (30 dage)	30	30	30	30	30	30	30	30	30
Oversvømmelsesdage, max. (60 dage)	60	60	60	60	60	60	60	60	60
Effekt (kg P/km vandløb/år; 30 oversvømmelsesdage)	75	150	225	225	450	675	300	600	900
Effekt (kg P/km vandløb/år; 60 oversvømmelsesdage)	150	300	450	450	900	1.350	600	1.200	1.800

Med udgangspunkt i det beregnede indkomsttab samt de beregnede etableringsomkostninger og effekter kan reduktionsomkostningerne beregnes. Der er mange kombinationsmuligheder jf. de 3 forskellige vandløbstyper, 3 forskellige deponeringsrater, 3 forskellige omkostningsestimater (min-middel-max) og forskellige antal oversvømmelsesdage (30/60).

Her er det valgt at beregne reduktionsomkostningerne for hver vandløbstype for alle 3 deponeringsrater; alle beregningerne er baseret på middel-estimerne for etableringsomkostninger, ligesom alle beregninger tager udgangspunkt i maksimum-effekten (dvs. en antagelse om 60 dages årlig oversvømmelse). Herved kan resultaterne anvendes for forskellige vandløbstyper og deponeringsrater. Reduktionsomkostningerne beregnes for 2 scenarier vedr. forholdet mellem oversvømmet areal og berørt areal; i det ene antages der at være sammenfald mellem de to arealer, i det andet antages det berørte areal at være dobbelt så stort som det oversvømmede areal.

Reduktionsomkostningerne beregnes for en tidshorisont på 20 år. I forhold til tolkningen af de beregnede reduktionsomkostninger bemærkes det, at en reduktion i antallet af oversvømmelsesdage med 50% (dvs. til 30 dage) alt andet lige medfører en fordobling af reduktionsomkostningerne.

Hvis minimum- eller maksimum-estimerne for etableringsomkostninger anvendes i stedet for middel-estimerne vil reduktionsomkostningerne selv sagt ændres i hhv. nedadgående eller opadgående retning. I forlængelse heraf bemærkes det, at der kan argumenteres for anvendelse af minimumsestimerne, idet de bl.a. ikke indeholder udgifter til udlægning af gydegrus og strygsten, som begge formodes at være tiltag der primært tilgodeser vandløbsfaunaen, og derfor ikke har speciel betydning for fosfor-effekten, som her er den centrale effekt. I praksis må det dog forventes at projektet designes med henblik på at tilgodese andre effekter end blot fosfor-fjernelse, og at man derfor vil udlægge eksempelvis gydegrus og strygsten.

Omvendt kan middelestimerne potentielt repræsentere underestimer af de reelle omkostninger, idet de tager udgangspunkt i restaurering af 1 km vandløb; særligt for mindre vandløb, men også for større, kan det tænkes, at der i praksis vil være tale om restaurering af mindre strækninger, og alt andet lige kan det med reference til størrelsesøkonomiske betragtninger betyde, at omkostningerne per projekt vil være højere end middelestimerne. Endelig bemærkes det, at reduktionsomkostningerne vil være lavere end estimeret her, hvis arealet der medgår til etablering af P-ådalen, ikke er landbrugsareal i omdrift, og der dermed ikke vil opstå et indkomsttab som følge af projektet.

Reduktionsomkostningerne er beregnet med udgangspunkt i maksimumeffekten, dvs. at der antages at være 60 dages årlig oversvømmelse. Hvis reduktionsomkostningerne i stedet beregnes med udgangspunkt i minimumseffekten, svarende til 30 dages årlig oversvømmelse, vil effekten halveres, og reduktionsomkostningerne vil dermed fordobles.

De beregnede reduktionsomkostninger for Type I, Type II og Type III vandløb fremgår af tabel 3.108, tabel 3.109 og tabel 3.110. De totale årlige omkostninger er beregnet som summen af de årlige etableringsomkostninger og det årlige landbrugsrelaterede indkomsttab.

Tabel 3.108. Reduktionsomkostninger for Type I vandløb.

Deponeringsrate (kg P/ dag/oversvømmet ha)	0,5	1	1,5
Effekt (kg P/km vandløb/år)	150	300	450
Berørt areal lig oversvømmet areal			
Totale årlige omkostninger - budgetøkonomiske (kr./km/år; 4%, 20 år), 1000 kr.	78	78	78
Reduktionsomkostninger – budgetøkonomiske (kr./kg P)	517	259	172
Totale årlige omkostninger - velfærdsøkonomiske (kr./km/år; 4%, 20 år), 1000 kr	99	99	99
Reduktionsomkostninger – velfærdsøkonomiske (kr./kg P)	662	331	221
Berørt areal dobbelt så stort som oversvømmet areal			
Totale årlige omkostninger - budgetøkonomiske (kr./km/år; 4%, 20 år), 1000 kr.	87	87	87
Reduktionsomkostninger – budgetøkonomiske (kr./kg P)	580	290	193
Totale årlige omkostninger - velfærdsøkonomiske (kr./km/år; 4%, 20 år), 1000 kr.	111	111	111
Reduktionsomkostninger – velfærdsøkonomiske (kr./kg P)	743	371	248

Tabel 3.109. Reduktionsomkostninger Type II vandløb.

Deponeringsrate (kg P/ dag/oversvømmet ha)	0,5	1	1,5
Effekt (kg P/km vandløb/år)	450	900	1.350
Berørt areal lig oversvømmet areal			
Totale årlige omkostninger - budgetøkonomiske (kr./km/år; 4%, 20 år), 1000 kr.	159	159	159
Reduktionsomkostninger – budgetøkonomiske (kr./kg P)	353	176	118
Totale årlige omkostninger - velfærdsøkonomiske (kr./km/år; 4%, 20 år), 1000 kr.	203	203	203
Reduktionsomkostninger – velfærdsøkonomiske (kr./kg P)	452	226	151
Berørt areal dobbelt så stort som oversvømmet areal			
Totale årlige omkostninger - budgetøkonomiske (kr./km/år; 4%, 20 år), 1000 kr.	187	187	187
Reduktionsomkostninger – budgetøkonomiske (kr./kg P)	416	208	139
Totale årlige omkostninger - velfærdsøkonomiske (kr./km/år; 4%, 20 år), 1000 kr.	239	239	239
Reduktionsomkostninger – velfærdsøkonomiske (kr./kg P)	532	266	177

Tabel 3.110. Reduktionsomkostninger Type III vandløb.

Deponeringsrate (kg P/ dag/oversvømmet ha)	0,5	1	1,5
Effekt (kg P/km vandløb/år)	600	1.200	1.800
Berørt areal lig oversvømmet areal			
Totale årlige omkostninger - budgetøkonomiske (kr./km/år; 4%, 20 år), 1000 kr.	302	302	302
Reduktionsomkostninger – budgetøkonomiske (kr./kg P)	503	252	168
Totale årlige omkostninger - velfærdsøkonomiske (kr./km/år; 4%, 20 år), 1000 kr.	386	386	386
Reduktionsomkostninger – velfærdsøkonomiske (kr./kg P)	644	322	215
Berørt areal dobbelt så stort som oversvømmet areal			
Totale årlige omkostninger - budgetøkonomiske (kr./km/år; 4%, 20 år), 1000 kr.	340	340	340
Reduktionsomkostninger – budgetøkonomiske (kr./kg P)	566	283	189
Totale årlige omkostninger - velfærdsøkonomiske (kr./km/år; 4%, 20 år)	435	435	435
Reduktionsomkostninger – velfærdsøkonomiske (kr./kg P)	724	362	241

Referencer

- Audet, J., Hoffmann, C. C. & Jensen, H. S., 2011. Low nitrogen and phosphorus release from sediment deposited on a Danish restored floodplain. *Annales de Limnologie*, Volume 47, pp. 231-238.
- Brunet, R.C., Pinay, G., Gazelle, F. and Roques. 1994. Role of the floodplain and riparian zone in suspended matter and nitrogen retention in the Adour River, south-west France. *Regulated Rivers: Research & Management*, 9, 55-63.
- Brunet, R.C. and Astin, K. 1998. Variation in phosphorus flux during a hydrological season: the river Adour. *Wat. Res.* 32(3): 547-558. *Regulated Rivers: Research & Management*, 16, 267-277.
- Brunet, R.C. and Astin, K. 2000. A 12-month sediment and nutrient budget in a floodplain reach of the river Adour, southwest France.
- Cooper, J.R., Gilliam, J.W., Daniels, R.B. and Robarge, W.P. 1987. riparian Areas as Filters for Agricultural Sediment. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51: 416-420.
- Fustec, E., Bonte, P., Fardeau, J.C., Khebibeche, L., Chesterifoff, A. and Carru, A.M. 1996. La rétention des MES et des polluants associés dans les zones inondables. In *Piren-Seine Rapport 1996/II, Thème 'corridor Fluvial'*, Laboratoire de Géologie Appliquée, Université Pierre et Marie Curie, Paris: 3-3-16.
- Hoffmann, C.C.; Kjaergaard, C.; Uusi-Kämpä, J.; Hansen, H.C.B. & Kronvang, B. 2009. Phosphorus retention in riparian buffers: Review of their efficiency. *J. Environ. Qual.* 38, 1942-1955.
- 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
- Johnston, C.A., Bubenzer, G.D., Lee, G.B., Madison, F.W. and McHenry, J.R. 1984. Nutrient trapping by sediment deposition in a seasonally flooded lakeside wetland. *J. Environ. Qual.* 13(2): 283-290.
- Johnston, C.A. 1991. Sediment and Nutrient Retention by Freshwater Wetlands: Effects on Surface Water Quality. *Critical Reviews in Environmental Control*, 21 (5,6): 491-565.
- Kronvang, B., Falkum, Ø., Svendsen, L.M. and Laubel, A. 2002. Deposition of sediment and phosphorus during overbank flooding. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 28, 1-5.
- Kronvang, B., Andersen, I. K., Hoffmann, C. C., Pedersen, M. L., Ovesen, N. B. and 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., Hoffmann, C. C. & Dröge, R., 2009. Sediment deposition and net phosphorus retention in a hydraulically restored lowland river floodplain in Denmark: combining field and laboratory experiments. *Marine and Freshwater Research*, 60(7), pp. 638-646.

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>

Kuenzler, E.J, Mulholland, P.J. Yarbrow, L.A. og Smock, L.A. 1980. Distributions and budgets of carbon, phosphorus, iron and manganese in a floodplain swamp ecosystem. Report no. 157, Water Resources Research Institute of The University of North Carolina.

Mitsch, W.J., Dorge, G.L. & Wiemhoff, J.R. 1979. Ecosystem Dynamics and a Phosphorus Budget of an Alluvial Swamp in Southern Illinois. *Ecology*, 60, 1116 - 1124.

Miljøstyrelsens hjemmeside. <https://mst.dk/natur-vand/vandmiljoe/tilskud-til-vand-og-klimaprojekter/kvaelstof-og-fosforvaadomraader/for-projekter/> klik på information til projekter og se nogle dokumenter

Naturstyrelsen / Niras (2014): Prisoverslag for virkemidler til forbedring af de fysiske forhold i vandløb. 10. februar 2014. Notat udarbejdet af NIRAS for Naturstyrelsen. Link: <https://mst.dk/media/121283/14-prisoverslag-for-virkemidler-til-forbedring-af-de-fysiske-forhold-i-vandloeb.pdf>

Pedersen, M.L., Andersen, J.M., Nielsen, K., Linnemann, M., 2007. The restoration of Skjern river and its valley. Project description and general ecological changes in the project area. *Ecol. Eng.* 30, 131–144.

Pedersen, ML, Friberg, N, Skriver, J, Baattrup-Pedersen, A, Larsen, SE. 2007a. Restoration of Skjern River and its valley—Short-term effects on river habitats, macrophytes and macroinvertebrates. *Ecological Engineering* 30: 145–156.

Poulsen, J. B. et al., 2013. Linking floodplain hydraulics and sedimentation patterns along a restored river channel: River Odense, Denmark. *Ecological Engineering*, Volume 66, pp. 120-128.

Walling, D.E. 1999. Linking land use, erosion and sediment yields in river basins. *Hydrobiologia*, 410: 223-240.

Træer langs vandløb mod brinkerosion

Brian Kronvang², Beate Strandberg² (natur og biodiversitet), Marianne Bruus² (natur og biodiversitet), Nicholas Hutchings¹ (klima), Louise Martinsen⁴ (økonomi) og Berit Hasler⁴ (økonomi)

Fagfællebedømmelse: Carl Christian Hoffmann² og Brian H. Jacobsen³ (økonomi)

¹ Agroøkologi AU

² Bioscience, AU

³ Fødevarer- og Ressourceøkonomi, KU

⁴ Miljøvidenskab, AU

Funktion og anvendelse

Træer langs vandløbsbrinker har i mange undersøgelser vist sig at medvirke til at stabilisere vandløbsbrinken og dermed reducere brinkerosionen og tilskuddet af sediment og partikulært bundet fosfor. Træer langs vandløbsbrinker vil forandre, at der er en udyrket bræmme langs vandløbet, hvor træerne kan få rodfæste og gro. Træernes rodnet trænger ned i brinken og er dermed med til at holde på jorden i brinken. Derved reduceres den løbende erosion af brinkerne ved vandets kræfter, og desuden fastholdes brinken, så perioden, der går mellem store brinkkollaps, forventes at blive betydeligt forlænget. Træerne og deres blade påvirker også det lokale mikroklima, så de måske er med til at reducere indvirkningen af frost/tø processer og fugtigheden i brinken, som igen kan påvirke selve erosionsprocessen. Der er i hvert fald generelt i danske vandløb konstateret mindre brinkerosion og nedfald af sediment og partikulært fosfor langs vandløb med høj vegetation i de vandløbsnære arealer (buske og træer) end langs vandløb, hvis brinker fremstår med lav græs- og urtevegetation.

Figur 3.24. Foto af brinker med lav og høj trævegetation langs vandløb.



Effekt. på fosfortab

Brinkerosion er i flere danske undersøgelser påvist at være en betydelig kilde til sediment og fosfor i vandløb (Tabel 3.111). Betydningen for transporten af suspenderet stof er i Gjern Å- og Odense Å-systemerne opgjort til henholdsvis 60-90% (Laubel et al., 1999) og 90-94% (Kronvang et al., 2013). I små 1. og 2. ordens vandløb fandt Laubel et al. (2003), at brinkerosionen bidrog med 40-72% af transporten af suspenderet stof i de to måleår. Betydningen af brinkerosion for leveringen af fosfor til vandløb er i Odense Å-oplandet opgjort til i gennemsnit at udgøre 18-25% af det totale fosfortab og 22-53% af fosfortabet fra diffuse kilder over en treårig måleperiode. Tilsvarende fandt Laubel et al. (2003), at brinkerosionen i mindre vandløb bidrog med 14-40% af den totale fosfortransport i vandløb i de to måleår.

Tabel 3.111. *In situ* målinger af brinkerosion i danske undersøgelser med angivelse af processens betydning for fosfortab på oplandsniveau. (N = antal vandløb).

Undersøgelse		Måleperiode	Brinkerosion rate (mm/år)	Fosfortab via brinkerosion (kg P/ha opland)
Laubel et al., 1999	Gjern Å (N=33)	1 år (1994-95)	11 (6-26)	-
Laubel et al. 2003	15 små vandløb	2 år (1998-2000)	11,1 (9,9-12,2)	0,23-0,28
Kronvang et al., 2012	Vandløb i Odense Å systemet (N=36)	3 år (2006-2009)	25-36	0,28-0,34
Veihe et al., 2011	Harrested Å	4 år (2004-2008)	17,6-30,1	0,27

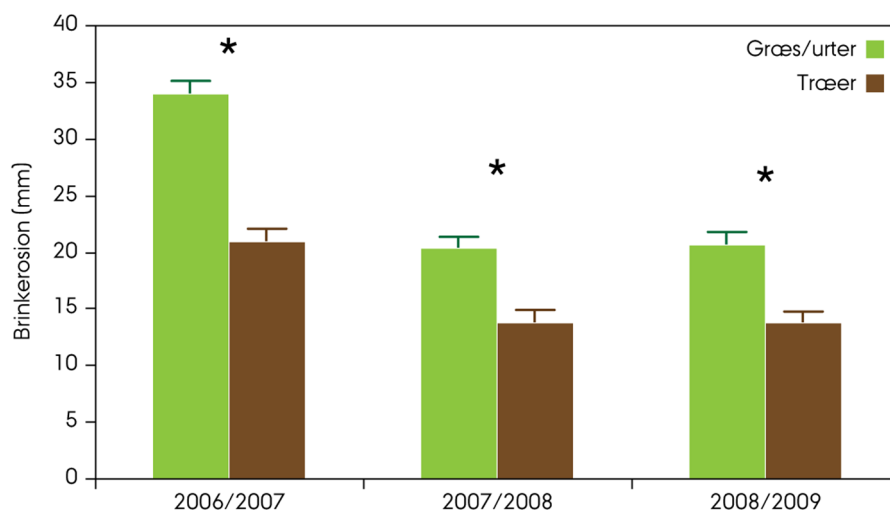
Træer i bræmmen langs med vandløbsbrinker er i flere danske undersøgelser med anvendelse af erosionspinde til måling af brinkerosion påvist at have en stabiliserende virkning på omfanget af brinkerosion i vandløb (Laubel et al., 1999 & 2003; Veihe et al., 2011; Kronvang et al., 2012). Undersøgelserne har mest omhandlet målinger af brinkerosionsprocessen, som foregår løbende, mens processen med egentlige brinkscred, der sker med lange mellemrum (flere år), ikke er særligt godt beskrevet.

Undersøgelserne i danske vandløb viser, at plantede eller naturligt opvoksende træer kan være et vigtigt virkemiddel til at reducere det partikelbundne fosfor, som falder ned i vandløbet ved brinkerosionsprocessen. Tre års målinger i Odense Å-oplandet viste, at brinkerosionen er signifikant mindre ved lokaliteter med træer i randzonen (25-40%), end hvor der er lav vegetation i form af græs og urter (Figur 3.25) (Kronvang et al., 2012). Laubel et al. (1999) dokumenterede i et studie af 33 vandløbsstrækninger i Gjern Å, at strækninger med træer i vandløbsbræmmen kun udviste en brinkerosion på 2 mm / år, mod 14 mm / år på strækninger med græsklædte bræmmer.

Laubel et al. (2003) fandt i et studie af brinker i 15 mindre danske vandløb, at brinker med træer i bræmmen havde en signifikant lavere brinkerosion end andre typer af vegetation i bræmmen. Antallet af strækninger med trævegetation i bræmmen var dog meget begrænset (N=4). Tilsvarende fandt Laubel et al. (2003), at brinkerosion var signifikant større fra brinker langs dyrkede arealer (12,0 mm / år) end fra brinker langs udyrkede arealer (7,6 mm / år), samt at vegetation på selve brinken var en vigtig parameter for at reducere brinkerosionens omfang. De danske studier af brinkerosion på baggrund af *in situ* målinger med erosionspinde over 2-4 år viser derfor entydigt, at træer og buske langs vandløb reducerer brinkerosionens omfang og dermed bidrager af partikelbundet fosfor til vandløb. Det må forventes, at træer i bræmmen langs vandløb reducerer omfanget af brinkerosion med i størrelsesordenen 25-40%, som det er vist i studiet fra Kronvang et al., (2012 & 2013) i et større

dansk vandløbssystem (Odense Å). Det er vigtigt at holde sig for øje, at det tager flere år før effekten af træer, der plantes eller selv indvandrer i vandløbsbræmmen, får den fulde effekt på reduktion af brinkerrosion (antaget 10-20 år). Ud fra disse antagelser er det tidligere blevet beregnet, at en fosforeffekt af træer langs blot 10 % af de udlagte 10 m randzoner i 2012 på begge sider af danske vandløb på længere sigt (10-20 år) ville kunne reducere fosfortilførslen fra brinkerrosion til vandløb med 11-83 tons årligt (Kronvang et al. 2011, Rubæk 2013).

Figur 3.25. Effekt af høj vegetation (buske og træer) i den vandløbsnære bræmme langs brinken af vandløb for reduktion i brinkerrosion, sammenlignet med arealer med græs- eller urtevegetation i Odense Å. (*signifikant effekt ($p < 0,05$)).



Træerne i randzonen skal være naturligt forekommende træer, som kan tåle at stå med rodnettet i vand (f.eks. elletræer, piletræer).

Der er umiddelbart flere fordele ved at tillade plantning af træer i de dele af randzonen, som støder op til vandløb (bræmmen langs vandløbskanten):

- Træernes dybe rødder forbedrer infiltrationen af vand i randzonen.
- Øget optag af vand og næringsstoffer.
- Skyggevirkning som er med til at sænke temperaturen i vandløb.
- Input af blade (kulstof og næringsstoffer) som fødegrundlag for vandløbs smådyr.
- Input af grene og stammer til vandløb som kan give levesteder og dynamik i vandløb og dermed forbedrer de hydro-morfologiske forhold.
- Stabiliserer brinken og reducerer dermed brinkerrosionens omfang og leveringen af jord og partikelbundet fosfor til vandløb.
- Binding og ophobning af kulstof.
- Øget biodiversitet.

Udenlandske erfaringer

Udenlandske undersøgelser viser også, at der er en sammenhæng mellem brinkerrosionens omfang og vegetationstypen på brinken, især når erosionens omfang opgøres over længere perioder (Smith, 1976; Beeson and Doyle, 1995; Harmel et al., 1999; Zaimar et al., 2008). Der er dog også undersøgelser, som finder, at skovvandløb har en større bundbredde end vandløb i det åbne land, hvilket indikerer større brinkerrosion over lange tidsrum pga. nedfaldne store træstykker i vandløbet (se f.eks. Trimble, 1997). Generelt er der dog mest dokumentation for, at riparisk skov som buffer langs vandløb virker reducerende på brinkerrosion. Således påviste Zaimar et al. (2008), at ripariske områder med træer som vandløbsbuffer havde den laveste brinkerrosions-rate ved målinger med erosionspinde (15-46 mm/år) sammenholdt med permanente

græsbuffer (41-106 mm / år) og arealer, der dyrkes helt ud til vandløbskanten (94-171 mm / år).

Effekt i tid og rum

En forventet effekt af plantning eller naturlig indvandring af træer i bræmmen langs vandløbsbrinker vil først vise sig efter flere år (10-20 år). Effekten af træer langs vandløbsbrinken kan ikke for selve erosionsprocessen siges at være relateret til en særlig sæson, men effekten for transporten af partikelbundet fosfor i vandløb er mest relateret til perioder med stor afstrømning i vandløb, hvilket vil sige i vinterperioden.

Overlap i forhold til andre virkemidler

Etablering af træer i bræmmen kan have synergi med etablering af de bredere randzoner.

Sikkerhed på data

Der er anvendt *in situ* målinger af brinkerrosionen med erosionspinde som dokumentation for effekterne angivet i beskrivelsen. Disse målinger inddrager kun i mindre grad de større brinksred, som også må forventes at blive reduceret i både frekvens og udbredelse ved træer i bræmmen langs vandløb. Derfor er de angivne effekter forventeligt et minimums-estimat for effekter.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Der er ikke pt. planer om at foranstalte nye undersøgelser til at afdække effekter af træer i bræmmen langs vandløb.

Forudsætninger og potentiale

Plantning af træer og/eller naturlig indvandring af træer i bræmmen langs vandløb vil være et fosforvirkemiddel som forholdsvist let kan etableres. Der er et stort potentiale for virkemidlet langs især de mindre danske type 1 og 2 vandløb.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Det er let fra satellitfoto eller luftfoto at kontrollere virkemidlet. Der kan være problemer med træer i områder med drænuvløb da træernes rødder kan ødelægge drænet. Træer i vandløbsbræmmen lige over eller omkring drænuvløb bør derfor undgås.

Sideeffekter

Kvælstof

Virkemidlet har ingen større effekt på at reducere nitratudvaskning fra markerne op til vandløbsbræmmen. Dog er der en mindre effekt for optag af nitrat i biomassen og stabiliseringen af brinker, som ofte har et højt organisk stofindhold, vil også reducere tabet af organisk kvælstof til vandløb.

Klima

Træplantning langs vandløbet brinker vil have en begrænset effekt på emission af klimagasser.

Natur og biodiversitet

Flere træer langs vandløbene vil tilføre både strukturel heterogenitet og biodiversitet. Specielt store og aldrende træer giver levested og føde for mange insekter og andre smådyr (Kraus et al. 2016), og blomstrende træarter vil ofte

give de bestøvende insekter pollen og nektar tidligt på året, hvor der ellers kan være knaphed på føde (Rasmussen et al. 2016). Når træerne når en vis størrelse, vil fuglene og i nogle tilfælde også flagermus få flere redesteder, og desuden vil en rigere leddyrfauna betyde mere føde for såvel fugle som små pattedyr.

Tabel 3.112. Forventede effekter af virkemidlet "Træer i den vandløbsnære bræmme" på terrestrisk natur og biodiversitet under forudsætning af, at træerne har nået en vis størrelse og alder. 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 (føde og levesteder)	Insekter og leddyr i øvrigt	Fugle	Pattedyr	Samlet vurdering
0-1	0-1	1-2	1-2	1-2	1	4-9

Skadegørere og pesticider

Ingen effekt

Økonomi

Omkostningerne forbundet med implementering af virkemidlet afhænger af en række forhold, herunder om træerne plantes, eller om de antages at etablere sig naturligt, plantetæthed, bredden af bræmmen, hvor der etableres træer, den hidtidige anvendelse af det berørte areal, og om der er behov for fremtidig pleje eller skovning.

I det følgende betragtes to situationer; én hvor der plantes træer, og én hvor træerne etableres ved naturlig indvandring. I begge tilfælde antages det, at der etableres træer på begge sider af vandløbet, og at etableringen sker i 2 m brede bræmmer langs begge sider af vandløbet. Der antages ikke at være behov for pleje i nogen af de to situationer, og der foretages heller ikke høst af biomasse. Særligt i tilfældet, hvor træerne plantes, kunne det potentielt være relevant at skove, men idet skovningsaktiviteter, og andre biomassehøst aktiviteter, er forstyrrende i forhold til naturkvaliteten, vurderes det ikke hensigtsmæssigt at skove og/eller høste biomasse i træbræmmen.

Hvis etablering af træer sker via naturlig etablering, er der ingen anlægskostninger forbundet med virkemidlet, og den eneste omkostning forbundet med implementering af virkemidlet er derfor den omkostning, der opstår som konsekvens af udtagning af landbrugsjord, hvis implementering sker på jord i omdrift. Hvorvidt implementering indebærer udtagning af landbrugsjord i omdrift afhænger af, om vandløbet i udgangssituationen er underlagt vandløbslovens krav om udlægning af 2 m dyrkningsfrie bræmmer langs vandløb. For vandløb, der er underlagt kravet om 2 m dyrkningsfrie bræmmer, vil der ikke være nogen yderligere omkostninger forbundet med implementering af virkemidlet, hvorimod der for vandløb, som ikke er underlagt kravet om 2 m dyrkningsfrie bræmmer, vil være en omkostning i form af mistet indtjening i landbruget.

Hvis det antages, at den udtagne landbrugsjord har været i almindelig omdrift op til tidspunktet for implementering af virkemidlet, kan omkostningen forbundet med udtagningen opgøres med udgangspunkt i det indkomstab, som landmanden påføres som konsekvens af, at jorden ikke længere kan dyrkes. Det gennemsnitlige indkomstab er beregnet til 1.883 kr. / ha / år. (Bilag 1, redegørelse for økonomiske forudsætninger). Denne omkostning repræsenterer det beregnede gennemsnitlige tab af dækningsbidrag ved at jorden ikke

længere dyrkes. Hvis det antages, at der etableres træer langs 1 km vandløb, vil etablering kræve udtagning af i alt 0,4 ha (0,2 ha på hver side af vandløbet). Omkostningen forbundet med etablering af træer langs vandløb via naturlig etablering på jord i omdrift kan dermed opgøres til 753 kr./km/år.

Hvis træerne etableres via plantning, øges omkostningerne, idet der, ud over indkomsttabet forbundet med udtagning af landbrugsjord, også skal afholdes omkostninger til indkøb af træer og plantning. I Niras (2014) er omkostningerne for plantning af træer langs vandløb opgjort til 65.395 kr./km⁹. Ud af de 65.395 kr. går 52.000 kr. til indkøb og plantning af træer, 6.000 kr. går til etablering og afrigning af arbejdsplads, 5.800 kr. går til projektering og endelig går der 1.595 kr. til tilsyn (Niras, 2014). Niras (2014) antager, at der i alt plantes 200 træer langs 1 km vandløb, hvilket svarer til en gennemsnitlig afstand mellem træerne på hhv. 5 eller 10 m afhængig af, om der kun plantes på den ene eller på begge sider af vandløbet. I praksis kan det dog være relevant at plante med varierende tæthed, således at nogle områder efterlades uden tæt beplantning (Naturstyrelsen, 2014).

Det er tallene fra Niras (2014), der anvendes som udgangspunkt for omkostningsberegningerne her. For at tage højde for den prisudvikling, der har været i perioden 2014-2019, justeres omkostningsestimaterne forud for anvendelsen i beregningerne med udviklingen i nettoprisindekset i perioden. Justeret til 2019 prisniveau bliver de samlede omkostninger til plantning af træer 68.076 kr./km.

I tabel 3.113 ses de beregnede omkostninger for etablering af træer langs vandløb ved enten naturlig etablering eller plantning. For begge etableringsmetoder er der to varianter; en hvor, etablering sker i eksisterende dyrkningsfri bræmme langs vandløb, og én hvor etablering indebærer udtagning af landbrugsjord. Omkostningerne er opgjort som de årlige omkostninger over en tidshorisont på 100 år; på dette punkt adskiller nærværende omkostningsopgørelse sig således fra opgørelserne for flertallet af virkemidler i kataloget, hvor der er anlagt en 20-årig tidshorisont. Valget af en tidshorisont på 100 år skyldes, at effekten af virkemidlet først indtræder 10-20 år efter etablering (se nedenfor), og dermed vurderes det mest retvisende at anlægge en længere tidshorisont. Valget af 100 år betyder at der er konsistens mellem beregnings-tilgangen anvendt for dette virkemiddel og skovrejsnings-virkemidlet.

Etableringsomkostningerne fordeles ud over den 100 årige tidshorisont med en rente på 3 %, og på dette punkt adskiller nærværende beregningstilgang sig også fra tilgangen anvendt for flertallet af de andre virkemidler. I forhold til valg af rente er anbefalingen generelt en realrente på 4%, men fordi dette er et virkemiddel, hvor der er en betydelig tidsmæssig forskydning mellem afholdelse af omkostninger og indtrædelse af effekt, er det iht. Finansministeriet relevant at anvende en lavere rente. Anbefalinger fra Finansministeriet er således, at diskonteringsrenten nedtrappes fra 4 % for projekter, hvor der anlægges en tidshorisont ud over 35 år. Det anbefales således at anvende en diskonteringsrente på 3% for den del af projektet ind / udbetalinger, der falder i

⁹ Anlægsomkostninger for beplantning med træer langs vandløb er også opgjort i Kristensen et al. (2011). Der tages udgangspunkt i beplantning af 3 m bræmme (svarende til 3 rækker træer), og omkostningerne angives at være i intervallet 6.000-120.000 kr./km. Dette indikerer, at der kan være et stort spænd i omkostningerne, og at det her anvendte estimat på 65.000 kr./km dækker over, at der kan forventes at være betydelig variation fra projekt til projekt.

år 35-70 år, og 2% for ind/udbetalinger der falder efter 70 år. Da der her er anlagt en 100 årig tidshorisont, er det derfor valgt at anvende en diskonteringsrente på 3 %, som er beregnet som afrundet, vægtet gennemsnit af renterne anbefalet af Finansministeriet for en 100 årig tidshorisont.

Tabel 3.113. Omkostninger forbundet med etablering af træer langs 1 km vandløb¹ (kr./km/år; 3 %, 100 år).

Etablering:	Naturlig etablering	Naturlig etablering	Plantning	Plantning
Udtagning af omdrifts jord	Nej	Ja	Nej	Ja
Etablering af arbejdsplads	-	-	198	198
Indkøb og plantning af træer	-	-	1.713	1.713
Projektering	-	-	191	191
Tilsyn	-	-	53	53
Indtjeningstab, landbrug	-	753	-	753
I alt	-	753	2.154	2.908

¹ Der etableres træer langs begge sider af vandløbet.

Mange faktorer spiller ind i forhold til størrelsen af de faktiske omkostninger i konkrete projekter, herunder trævalg, plantetæthed, tilgængelighed, samt størrelsesøkonomiske forhold. De i tabel 1 estimerede omkostninger bør derfor primært tolkes som et bedste bud på størrelsesordenen af omkostninger for et ”typisk” / gennemsnitligt projekt.

Den gennemsnitlige effekt af virkemidlet kan beregnes med udgangspunkt i de estimerede fosfortab i tabel 1.1 i det indledende konceptkapitel og den procentvise reduktion for virkemidlet angivet i tabel 1.2 i samme kapitel. Etablering af træer langs vandløb har udelukkende en effekt på fosfortab via brinkerose, og reduktionen vurderes at være mellem 25 og 40 % af fosfortabet. Reduktionen i fosfortab er den samme, uanset om træerne plantes eller etableres naturligt. Fosfortabet via brinkerose ligger jf. tabel 1.1 i konceptkapitlet mellem 0,23 og 0,34 kg P / ha / år. Med udgangspunkt i disse tal, kan fosforreduktionen per ha beregnet til et sted mellem 0,06 og 0,14 kg P / ha / år afhængigt af hvilket tabsestimat og hvilken reduktionsprocent, der tages udgangspunkt i (se tabel 3.114). Med reference til note til tabel 1.1 i konceptkapitlet antages den gennemsnitlige oplandsstørrelse per km vandløb at være 65,4 ha, hvor halvdelen ligger på den ene side af vandløbet, og halvdelen på den anden. Reduktionen i fosfortab per km vandløb kan herefter beregnes til mellem 3,8-8,9 kg P / km / år. Det er dog væsentligt at bemærke, at denne effekt først indtræder efter 10-20 år.

For at kunne estimere reduktionsomkostningerne for virkemidlet er det nødvendigt at sammenholde de estimerede omkostninger med den beregnede effekt. Denne sammenstilling kompliceres af den tidsmæssige forskydning mellem udgifter og effekt. Udgifterne skal afholdes ved etablering, hvorimod effekten først indtræder efter 10 til 20 år. I beregningen af reduktionsomkostninger antages det, at effekten indtræder efter 15 år, og der anlægges en 100 årig tidshorisont. Den totale effekt af virkemidlet over projektets levetid er mellem 320 og 756 kg P / km vandløb afhængigt af hvilket tabsestimat og hvilken reduktionsprocent, der tages udgangspunkt i (se tabel 3.114). Fordelt ud over en levetid på 100 år, svarer dette til en årlig effekt på mellem 3,2 og 7,6 kg P / km vandløb.

Tabel 3.114. Reduktioner i fosfortab som følge af etablering af træer langs vandløb.

Tabsniveau Reduktionsprocent	Lavt		Højt	
	Lav	Høj	Lav	Høj
Fosfortab (kg P/ha/år)	0,23	0,23	0,34	0,34
Reduktion i fosfortab (%)	25	40	25	40
Reduktion (kg P/ha/år; år 15-100)	0,0575	0,092	0,085	0,136
Reduktion (kg P/km vandløb/år; år 15-100)	3,8	6,0	5,6	8,9
Total effekt (kg P/km; år 0-100)	320	511	473	756
Gns. effekt (kg P/km vandløb/år; år 1-100):	3,2	5,1	4,7	7,6

Reduktionsomkostningerne for etablering af træer langs vandløb via plantning eller naturlig etablering fremgår af tabel 3.115, hvor reduktionsomkostningerne er opgjort i både budget- og velfærdsøkonomiske termer. Omregningen fra budget- til velfærdsøkonomiske omkostninger foretages ved at forhøje de budgetøkonomiske omkostninger med en nettoafgiftsfaktor på 1,28 (se evt. Bilag 1 for beskrivelse af beregningstilgang). Som det fremgår af tabellen, er der stor variation i størrelsen af reduktionsomkostninger afhængigt af, hvordan etableringen foregår (plantning vs. naturlig etablering), fosfortabet i etableringsområdet, reduktionen i fosfortab, og om etableringen sker i en allerede eksisterende bræmme, eller om udtagning af landbrugsjord er nødvendig.

Afslutningsvist bemærkes det, at de beregnede omkostninger, som ligger til grund for beregningen af reduktionsomkostningerne udelukkende består af indkomsttab forbundet med udtagning af landbrugsjord samt anlægsomkostninger. Eventuelle udgifter relateret til f.eks. forundersøgelser og tilladelser er *ikke* inkluderet i opgørelsen af omkostninger. Dette skyldes, at der ikke findes viden / data vedrørende relevans og størrelsesorden for disse poster.

Tabel 3.115. Reduktionsomkostninger for etablering af træer langs vandløb (3 %; 100 år).

Fosfortab (kg P/ha/år)	0,23	0,23	0,34	0,34
Reduktion i fosfortab (%)	25	40	25	40
Gns. effekt (kg P/km vandløb/år; år 1-100):	3,2	5,1	4,7	7,6
Budgetøkonomiske reduktionsomkostninger				
Naturlig etablering i eksisterende 2 m dyrkningsfri bræmme (kr./kg P)	0-	0	0	0-
Naturlig etablering, udtagning af omdriftsjord (kr./kg P)	236	147	159	100
Plantning i eksisterende 2 m dyrkningsfri bræmme (kr./kg P)	674	421	456	285
Plantning, udtagning af omdriftsjord (kr./kg P)	910	569	615	385
Velfærdsøkonomiske reduktionsomkostninger				
Naturlig etablering i eksisterende 2 m dyrkningsfri bræmme (kr./kg P)	-	-	-	-
Naturlig etablering, udtagning af omdriftsjord (kr./kg P)	302	189	204	128
Plantning i eksisterende 2 m dyrkningsfri bræmme (kr./kg P)	863	539	584	365
Plantning, udtagning af omdriftsjord (kr./kg P)	1.164	728	788	492

Referencer

- Cooper, A.B., Smith, C.M. & Smith, M.J. (1995). Effects of riparian set-aside on soil characteristics in an agricultural landscape: Implications for nutrient transport and retention. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 55: 61-67.
- Beeson, C.E. and Doyle, P.F. 1996 Comparison of bank erosion at vegetated and non-vegetated channel bends. *Water Resources Bulletin* 31(6): 983-990.
- Harmel, R.D, Hann, C.T. and Dutnell, R. 1999. Bank erosion and riparian vegetation influences: upper Illinois river, Oklahoma.
- Kraus, D., Büttler, R., Krumm, F., Lachat, T., Larrieu, L., Mergner, U., Paillet, Y., Rydkvist, T., Schuck, A., and Winter, S., 2016. Katalog over mikrohabitater på træer – Referenceliste til feltbrug. Integrate+ Teknisk Rapport. 16 s.
- Kristensen, E.A., Jensen, P.N., Baattrup-Pedersen, A., Friberg, N. (2011): Vurdering af alternative virkemidler til ændret vandløbsvedligeholdelse med henblik på forbedring af de fysiske forhold: beskrivelse og prissætning. Notat, udarbejdet af Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet til Naturstyrelsen. Link: https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Alternative_metoder_DMU_4_november.pdf
- Kronvang, B, Andersen, HE, Jensen, PN, Heckrath, GJ, Rubæk, GH & Kjærsgaard, C (2011). Effekt på fosforudledning af 10 m brede randzoner. Nr. 34166, 12 s.
- Kronvang, B., Audet, J., Baattrup-Pedersen, A., Jensen, H.S. and Larsen, S.E. 2012. Phosphorus load to surface water from bank erosion in a Danish lowland river basin. *Journal of Environmental Quality* 41, 304-313.
- Kronvang, B., Andersen, H.E., Larsen, S.E. and Audet, J. 2013. Importance of bank erosion for sediment input, storage and export at the catchment scale. *J. Soils Sediments* 13: 230-241.
- Laubel, A., Svendsen, L.M., Kronvang, B. and Larsen, S.E. 1999. Bank erosion in a Danish stream system. *Hydrobiologia* 410: 279-285.
- Laubel, A., Kronvang, B., Hald, A.B. and Jensen, C. 2003. Hydromorphological and biological factors influencing sediment and phosphorus loss via bank erosion in small lowland rural streams in Denmark. *Hydrological Processes* 17: 3443-3463.
- Naturstyrelsen (2014): Virkemiddelkatalog – Vandløb. Notat. Naturstyrelsen, Miljøministeriet. Link: <https://naturstyrelsen.dk/media/nst/8437103/virkemiddelkatalog.pdf>
- Naturstyrelsen / Niras (2014): Prisoverslag for virkemidler til forbedring af de fysiske forhold i vandløb. 10. februar 2014. Notat udarbejdet af NIRAS for Naturstyrelsen. Link: <https://mst.dk/media/121283/14-prisoverslag-for-virkemidler-til-forbedring-af-de-fysiske-forhold-i-vandloeb.pdf>
- Rasmussen C., Schmidt, H.T., Madsen, H.B. 2016. Distribution, phenology and host plants of Danish bees (Hymenoptera, Apoidea). *Zootaxa* 4212(1), pp 1-100. doi: 10.11646/zootaxa.4212.1.1.

Rubæk et al. / DCA 2013: Supplement til Kronvang et al, 2011. Notat fra DCA til Naturerhvervsstyrelsen af 7. januar 2013. 3 s.

Smith, D.G. effect of vegetation on lateral migration of anastomosed channels of a glacier meltwater river. Geological Society of America Bulletin 87: 857-860.

Trimble, S.W. 1997. Stream channel erosion and change resulting from riparian forests. Geology 25(5): 467-469.

Veihe, A., Jensen, N.H., Schiøtz, I.G. and Nielsen, S.L. 2011. Magnitude and processes of bank erosion at a small stream in Denmark. Hydrological Processes 25, 1597-1613.

Zaimer, G.N., Schultz, R.C. and Isenhardt, T.M. 2008. Streambank soil and phosphorus losses under different riparian land-uses in Iowa. JAWRA 44(4): 935-947.

Okkerfældningsbassiner

Henning S. Jensen³, Sara Egemose³, Kasper Reitzel³, Louise Martinsen² (økonomi) og Berit Hasler² (økonomi)

Fagfællebedømmelse: Frede Østergaard Andersen³ og Michael Friis Pedersen¹ (økonomi)

¹ Fødevarer- og Ressourceøkonomi, KU

² Miljøvidenskab, AU

³ Biologisk Institut, SDU

Funktion og anvendelse

Okkerfældningsanlæg er gravede damme med åbent vandspejl eller lavvandede grødefyldte bassiner, som er etableret på mindre vandløb med henblik på at ilte opløst ferro-jern og tilbageholde partikulært ferrijern. Okkerfældningsanlæg kan etableres med støtte i okkerloven fra 1985, og der er etableret over 100 anlæg i okkerpotentielle afstrømningsområder i Vest- og Sønderjylland (DHI, 2014). Anlæggene har typisk et areal på 0,5 – 2,5 ha. Fosfor, som transporteres i vandløbssystemet, kan tilbageholdes sammen med partikulært jern (ferrioxhydroxider) i anlæggene, og dermed nedsætter de også transporten af total-fosfor til nedstrøms recipienter. Okkerfældningsanlæg er beslægtede med minivådområder og kan som disse placeres, så de opsamler drænuvløb.

Okkerfældningsanlæg har til formål at mindske vandløbenes belastning med ferro-jern, som er toksisk for næsten alle organismer, samt at mindske transporten af partikulære ferrioxhydroxider (okker), som ellers kan aflejres i f.eks. gydebanker, hvor de stopper for vandstrømmen og dermed ilttilførsel til fiskeæg.

Ferrioxhydroxider har høj affinitet for fosfat og som friskdannede hydroxider en kort reaktionstid med fosfat. I okkerfældningsanlæg dannes friske ferrihydroxider ved oxidationen af ferro-jern og yderligere tilføres anlæggene ferrihydroxider, som allerede er på partikelform. Cirka 80% af den totale fosfor (TP), som transporteres i jernrige vandløb, er bundet til partikler (DMU, 1996) og over 60% af fosfor i partiklerne er bundet til jern (Jensen et al. 2006). Dermed kan okkerfældningsbassiner potentielt tilbageholde meget af den fosfor, som kommer til sådanne anlæg, afhængigt af hvor effektivt de tilbageholder partikulært jern.

Okkerfældningsbassiner kræver vedligeholdelse i form af oprensning med typisk 5-10 års mellemrum.

Effekt på fosfortab

Retentionseffektiviteten for fosfor har været undersøgt i seks danske okkerfældningsbassiner ved transportmålinger i ind- og udløb over perioder på en til to måneder (tabel 3.116). Disse målinger viste retentionseffektiviteter mellem 20% og 62% med et gennemsnit på 39,5%. Indløbskoncentrationerne for total-fosfor har i måleperioderne og mellem anlæggene varieret mellem 6 og 311 µg P/L (Tabel 3.116). Total-fosfor-retentionseffektiviteten korellerede positivt med retentionseffektiviteten for total-jern (TFe) ($R^2=0,81$; $p<0,005$) (Fig. 3.26).

Kjærsgaard og Forsmann (2014) estimerer, at med den målte fosfor-retentions-effektivitet vil anlægget i Hvidmose (Tabel 3.116) tilbageholde mellem 48 og 121 kg P / ha / år. Anlæggene ved Hvirlå og Malle-Bovnum Bæk var begge fem år gamle, da de blev undersøgt, og her blev mængden af fosfor, som var aflejret, kvantificeret ved sedimentanalyser. De aflejrede fosfor-mængder svarede til arealspecifikke aflejringsrater på 110 kg / ha / år for Hvirlå og 140 kg / ha / år for Malle-Bovnum Bæk.

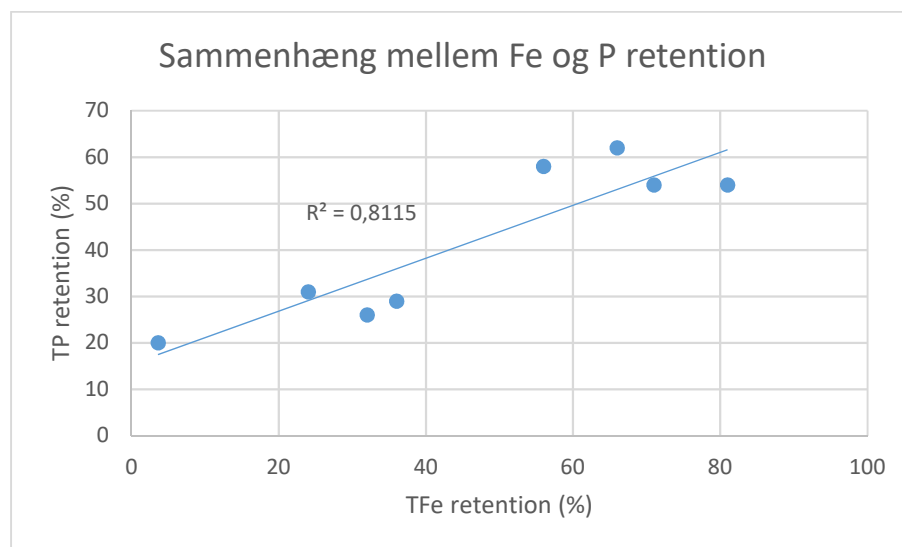
Det bør bemærkes, at alle seks undersøgte anlæg var dårligt vedligeholdte på tidspunktet for undersøgelsen og at retentionseffektiviteterne for jern og fosfor i vedligeholdte anlæg sandsynligvis er højere end værdierne i dette datasæt.

Tabel 3.116. Resultater fra transportmålinger af total-fosfor og total-jern i 6 okkerfældningsanlæg.

Anlæg	Areal (ha)	TP indløb (µg P/ L)	Fe:P forhold indløb (vægtforhold)	P retentions-effektivitet (% af tilført P)	Fe retentions-effektivitet (% af tilført Fe)
Hvirlå, aug. 1998 ^{1,2)}	1,1	12	300	54	81
Hvirlå, sept. 1998 ^{1,2)}	1,1	84	104	58	56
Malle-Bovnum Bæk aug. 1998 ^{1,2)}	0,66	210	50	62	66
Malle-Bovnum Bæk Nov. 1998 ^{1,2)}	0,66	150	17	20	3,6
Hvidmose Mar-maj 2014 ³⁾	1,45	125	121	29	36
Yllebjerg Mar-maj 2014 ³⁾	0,87	52	118	26	32
Floubæk mar-maj 2014 ³⁾	1,24	95	41	31	24
Hoager, mar-maj 2014 ³⁾	1,65	95	123	54	71

1) Pedersen et al. 1999, 2) Vastrup 2000, 3) Kjærsgaard og Forsmann 2014.

Figur 3.26. Sammenhæng mellem retentionseffektiviteterne for total-jern (TFe) og total-fosfor (TP) i de seks undersøgte anlæg. To af anlæggene er målt i to perioder.



Yderligere anbefales nu at bassiner dimensioneres efter en opholdstid på 20 timer mod tidligere 8 timer. Ligeledes anbefales en bassinudformning med et dybt (2 m) bassin ved indløbet og en lavere grødefyldt del i resten. Dermed er det realistisk at forvente arealspecifikke fosfor-tilbageholdelsrater på 140 kg P / ha / år eller højere.

Udenlandske erfaringer

Der findes udenlandske erfaringer mht. okkerfældning i surt afløbsvand fra miner, som er publicerede i internationale tidsskrifter. Da det danske datagrundlag vurderes at være tilstrækkeligt og mere relevant end udenlandske resultater, er disse erfaringer ikke medtaget her.

Effekt i tid og rum

Fosfor, som er blevet tilbageholdt i okkerfældningsanlæg, bliver ikke mobiliseret igen, medmindre partikler resuspenderes og skylles ud af anlægget. Dette kan ske i lavvandede bassiner ved vindpåvirkning og høj gennemstrømning. Fosfortab om vinteren er bl.a. observeret i 13 ud af 48 anlæg i Herning Kommune (Herning Kommune 2015, SEGES 2017). Tabet er dog ikke kvantificeret; men alene baseret på målinger af højere koncentrationer i udløb end i indløb. Fosfortab kan forhindres med dybere sedimentationsområder i bassinerne samt med vedligeholdelse ved oprensning. Hvis anlæggene vedligeholdes, og jern- og fosfortilførslen er uændret, vil effekten være konstant. Den arealspecifikke effekt er blandt de største, som er fundet i ferske vandområder, især når den forholdsvis lave koncentration af total-fosfor i indløbsvandet tages i betragtning.

Overlap i forhold til andre virkemidler

De fleste okkerfældningsanlæg er placerede på mindre vandløb; men enkelte anlæg modtager drænvand, så virkemidlet overlapper med virkemidlet "Minivådområder med åben vandflade". Okkerfældningsbassiner anlægges nogle gange som lavvandede grødefyldte bassiner og andre gange med dybe dele ligesom minivådområder. Okkerfældningsanlæg kan således være både vandløbsvirkemiddel og drænvirkemiddel. P-ådale og okkerfældningsbassiner retter sig begge mod at opfange fosfor, som allerede er tabt til vandmiljøet, og befinder sig i transport i et vandløb. Disse to virkemidler kan principielt overlappe hinanden i det omfang de fysiske forhold, der er nødvendige for etablering af hvert af virkemidlerne er til stede.

Sikkerhed på data

Der er meget god dokumentation for effektiviteten af jerntilbageholdelse i forhold til fysisk udformning af anlæg, hydraulisk belastning, jernbelastning, og (manglende) vedligeholdelse. Der er målt fosfortilbageholdelse i seks anlæg i ca. 2 måneders perioder i 1998 (2 anlæg og 2 perioder i hvert) og i 2014 (4 anlæg og en periode i hvert). Desuden er der målt akkumuleret fosfor (over en femårig periode) i de to anlæg, som blev undersøgt i 1998. Metoder er vel-dokumenterede, og data er sikre.

Beskrivelsen af fosfortab fra anlæg i Herning Kommune er kun baseret på tre sæt målinger af ind- og udløb i hvert bassin. De er således ikke baserede på massebalancer (SEGES 2017).

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Det vurderes at datagrundlaget er tilstrækkeligt.

Forudsætninger og potentiale

Anvendelse og dosering

Okkerfældningsanlæg etableres kun i okkerpotentielle områder som lavbundslande i Vest- og Sønderjylland. Disse områder vurderes at udgøre 300.000 ha svarende til 10% af Jyllands areal (Kjærgaard og Forsmann 2014). Det drejer sig om arealer med høj afstrømning, og de nedstrøms vandløb betegnes som jernrige. Den gennemsnitlige koncentration af total-fosfor i disse vandløb var 112 µg P/L i 1996 (DMU, 1997) og 80% af den transporterede total-fosfor var bundet til partikler. Jensen et al. (2006) fandt ved en enkelt prøvetagning nedstrøms i Vidå, Brede Å, Varde Å og Skjern Å, at jernbundet fosfor i gennemsnit udgjorde 63% af den partikelbundne fosfor.

I de seks anlæg, hvor fosfor-tilbageholdelse er blevet undersøgt ved massebalancer, var Fe:P-forholdet i indløbene 123 (på vægtbasis, w / w) i gennemsnit og med variationer fra 15 til 330. Da sedimenter i lavvandede ferskvandssøer tilbageholder fosfor, når Fe:P forholdet overstiger 15 på vægtbasis (Jensen et al. 1992), kan det antages, at alt partikelbundet fosfor, som sedimenterer i okkerfældningsanlæggene, tilbageholdes varigt. Anlæg, som tilbageholder partikelbundet jern, vil derfor også have et stort potentiale for at tilbageholde total-fosfor (Figur 3.26).

En analyse af data fra amternes undersøgelser (op til 1998) af jern- og fosfortransporter i 13 okkerfældningsanlæg i Sønderjylland, Ribe, og Ringkøbing viste gode resultater for rensning af ferrojern, mens tilbageholdelse af totaljern var ringere. For ferrojern var en lav arealspecifik hydrauliske belastning samt en høj indløbskoncentration afgørende for en høj effektivitet, og denne var sikret, hvis man overholdt forskrifterne om en opholdstid for vandet på mindst 8 timer og en vanddybde på mindst 0,25 m (Pedersen 2000). De samme forhold gjorde sig delvist gældende for total-jern-tilbageholdelse; men en høj volumen/areal ratio virkede også positivt på tilbageholdelse. Der behøves altså dybere (ca. 2 m) sedimentationsbassiner, hvis man skal sikre tilbageholdelse af partikulært jern (Pedersen 2000) og dermed også, hvis man skal sikre en effektiv fosfor-tilbageholdelse. Opholdstider over 8 timer og bassiner med større dybde var ikke til stede i alle seks anlæg, som blev undersøgt for fosfortilbageholdelse. Ved rigtig udformning af anlæg kan der derfor forventes en bedre fosfor-retentionseffektivitet end den gennemsnitlige 39,5%, som er rapporteret her. Det anbefales af Pedersen (2000) samt af Kjærgaard og Forsmann (2014) og DHI (2014), at bassinerne dimensioneres til en gennemsnitlig opholdstid på over 20 timer.

Arealspecifikke fosfor-tilbageholdelser på 48-140 kg P / ha / år, som er fundet for de seks undersøgte anlæg, er nogle af de højeste rater, som er målt i vandigt miljø. Etablering af flere anlæg vil derfor have en mærkbar effekt på fosfortransporten i de jernrige vandløb.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Okkerfældningsanlæg skal ikke tilses; men sedimentationsbassinet i indløbsenden skal dog oprenses med typisk 5-10 års mellemrum.

Sideeffekter

Kvælstof

Effekten af okkerfældningsanlæg på kvælstoftilbageholdelse er kun undersøgt med massebalancer for to anlæg (Vastrup 2000), og her var der ingen målelig effekt. Da opholdstiden i okkerfældningsanlæg generelt er noget under 20 timer, kan der heller ikke forventes en målelig kvælstoffjernelse. Zacho og Gertz (SEGES 2017) observerede dog, at udløbskoncentrationer for totalkvælstof var i gennemsnit 6,5% lavere end indløbskoncentrationerne i 50 anlæg i Herning Kommune. Dette kan indikere en vis begrænset positiv effekt på kvælstoffjernelse.

Klima

Hvis okkerfældningsanlæg udformes med dybere dele til at fremme partikelsedimentation, vil man få tilbageholdelse af alle partikler inklusive kulstofholdige partikler. På grund af den høje akkumulering af ferrijern i disse områder kan man forvente, at der er så rigelig tilgang af denne elektronacceptor,

at metandannelse ikke finder sted. Sammenholdt med andre sedimentationsbassiner i ferskvand kan dette betragtes som en klimagevinst.

Natur og biodiversitet

Okkerfældningsanlæg har beviseligt gavnlig effekt på vandløbstilstanden nedstrøms anlæggene. Dette er deres primære formål. Okkerfældningsanlæg er små søer, som er placeret i landbrugsområder. De vil dermed bidrage med øget fysisk diversitet og forventeligt også med en øget biodiversitet i landskabet.

Der forventes ingen effekt på terrestrisk natur og biodiversitet, da virkemidlet etableres i vandløb.

Tabel 3.117. Forventede effekter af virkemidlet "Okkeranlæg" på terrestrisk natur og biodiversitet.

Jordbunds- fauna	Vilde planter	Vilde bier (føde og levesteder)	Insekter og led dyr i øvrigt	Fugle	Pattedyr	Samlet vurdering
0	0	0	0	0	0	0

Potentielle negative effekter

Modsat minivådområder er okkerfældningsanlæg små søer i vandløbssystemet. Søer i vandløbssystemer skal helst undgå af hensyn til vandrefiskenes livscyklus, hvor smoltdødeligheden er stor ved prædation i søer. Dette er dog næppe et problem i vandløb, hvor jernbelastningen er så høj, at der etableres okkerfældningsanlæg. I sådanne vandløb kan laksefisk alligevel ikke vokse op. Okkerfældningsanlæg kan måske også føre til en vis opvarmning af vandet om sommeren, hvor opholdstiden kan overstige 20 timer.

Økonomi

Omkostningerne forbundet med virkemidlet består overordnet af tre delelementer: tab af indkomst fra landbrugsdrift på det areal, hvorpå anlægget placeres, anlægsomkostninger og løbende vedligeholdelsesomkostninger.

Indkomsttabet fra det landbrugsareal, der inddrages kan opgøres med udgangspunkt i dækningsbidraget for dyrkning af landbrugsjord. Med reference til Bilag 1, kan det gennemsnitlige dækningsbidrag for danske landbrugsjorde opgøres til 1.883 kr./ha; dette gennemsnit dækker dog over betydelig variation afhængig af sædskifte, og jordtype. Okkerfældningsanlæg placeres i eller i tilknytning til okkerbelastede vandløb, og disse findes primært på lavbundsjorde i Vest- og Sønderjylland. Virkemidlet er dermed ikke relevant på tværs af regioner og jordtyper, hvilket betyder at der i praksis bør anvendes et mere lokalt specifikt estimat for dækningsbidrag som udgangspunkt for estimering af indkomsttabet for udtagning af landbrugsjord. I Vest- og Sønderjylland er sandjorde den dominerende jordtype, og med reference til Bilag 1, ses det at dækningsbidraget for landbrugsdrift generelt er lavere for sandjorde end for lerjorde. Med dette in mente opgøres indkomsttabet som følge af udtagning af landbrugsjord til etablering af okkerfældningsanlæg med udgangspunkt i det gennemsnitlige dækningsbidrag for sandjorde, som er opgjort til 1.193 kr./ha/år.

I nærværende analyse betragtes udelukkende okkeranlæg i tilknytning til Type 1 vandløb, idet virkemidlet primært vurderes relevant i forhold til denne type vandløb. Virkemidlet kan også være relevant i forhold til mindre Type 2 vandløb, men det vurderes ikke relevant for Type 2 vandløb af middel og stor størrelse, og derfor vurderes det ikke retvisende at beregne redukti-

onsomkostningerne for Type 2 vandløb mere generelt. Omkostningsberegningerne tager udgangspunkt i et anlæg med en bassinstørrelsen på 10.000 m². Udover selve bassinet er der også behov for areal til afvandingsplads, og det samlede areal af anlægget antages derfor at være 30% større end selve bassinarealet. Det samlede areal af anlægget bliver dermed 1,3 ha. Indkomsttabet fra landbrugsdrift opgøres med udgangspunkt i dette areal kombineret med det gennemsnitlige dækningsbidrag for sandjorde, og samlet bliver indkomsttabet dermed estimeres til 1.551 kr./år for et anlæg med en samlet størrelse på 1,3 ha.

Anlægsomkostninger for okkerfældningsanlæg er opgjort med udgangspunkt i Miljø- og Fødevarerministeriet, 2019 (Bekendtgørelse om kriterier for vurdering af kommunale projekter vedrørende Vandløbsrestaurering). Her er de samlede omkostninger til etablering af okkerfældningsanlæg i Type 1 vandløb opgjort til 1.144.000 kr., hvoraf de 208.000 kr. udgør udgifter til forundersøgelser. Ud over opdeling i udgifter til forundersøgelse og udgifter til etablering fremgår det ikke, hvilke poster der indgår i omkostningsopgørelsen. I Tabel 3.118 fremgår de samlede og de årlige anlægsomkostninger for okkeranlæg etableret i tilknytning til Type 1 vandløb. Omregningen fra totale til årlige omkostninger er baseret på en tidshorisont på 20 år, samt en diskonteringsrente på 4%.

Tabel 3.118. Anlægsomkostninger for okkerfældningsanlæg i Type 1 vandløb (incl. detailprojektering).

	Anlægsomkostninger	
	I alt (kr.)	Kr./år. (20 år; 4%)
Forundersøgelse	208.000	15.305
Etablering	936.000	68.873
I alt	1.144.000	84.178

Det er nødvendigt med oprensning hvert 5. til 10. år, og i Ringkøbing-Skjern Kommune (2014) indikeres det, at frekvensen kan nedsættes fra hvert 5. til hvert 10. år for store anlæg. På denne baggrund, kombineret med input fra Syddansk Universitet, antages det, at oprensningsfrekvensen er 7 år for et okkerfældningsanlæg på med et bassinareal på 1.000 m². Ringkøbing-Skjern Kommune (2014) indeholder oplysninger om oprensningsomkostninger for 5 okkerrensingsanlæg; omkostningerne varierer mellem 15 og 40 kr. per m² bassinstørrelse. Den uvægtede gennemsnitsomkostning for de 5 anlæg blev i 2014 opgjort til 26 kr. per m² bassinstørrelse. For at tage højde for prisændringer i perioden 2014 til 2019 justeres gennemsnitsomkostningen med udviklingen i nettoprisindekset i denne periode (stigning på 4,1 %), og omkostningen bliver derved 27 kr. per m² bassinstørrelse. Med udgangspunkt i denne gennemsnitsomkostning kan oprensningsomkostningerne for anlægget i nærværende analyse beregnes til 266.496 kr. Denne omkostninger skal afholdes hvert 7. år. I nærværende analyse, hvor der anlægges en 20-årig tidshorisont, betyder det, at der skal foretages oprensning af anlægget 2 gange (hhv. år 7 og år 14). Den samlede udgift til oprensning beregnes ved fremskive oprensningsomkostningerne med en inflation på 2% for at beregne størrelsen af udgiften på oprensningstidspunktet. Nutidsværdien af oprensningsomkostningerne beregnes herefter ved at tilbage diskontere de prisjusterede beløb over den relevante tidshorisont med en diskonteringsrente på 4%. Efterfølgende fordeles den beregnede nutidsværdi af oprensningsomkostningerne ud over den

20-årige periode med en rente på 4 %. De beregnede oprensningssomkostninger fremgår af tabel 3.119, hvor både de totale og de tilsvarende årlige oprensningssomkostninger er angivet.

Tabel 3.119. Oprensningssomkostninger.

	Oprensningssomkostninger i alt (kr.)	Oprensningssomkostninger (kr./år; 20 år, 4%)
Type 1 vandløb	435.687	32.059

Iht. erfaringer fra bl.a. Ringkøbing-Skjern Kommune (2014) bør et okkerrensningssanlæg som minimum tilses 1-2 gange årligt, og det vurderes, at der bruges 1-2 dage per år til drift og vedligehold af anlægget. Andre vurderer, at der ikke er behov for tilsyn de første 3 år efter oprensning. Da der ikke findes præcise data for behovet for oprensning, antages der her, at der i alt bruges 2 dage årligt på tilsyn og løbende drift og vedligehold per anlæg. Med udgangspunkt i en timeløn på 250 kr. bliver de årlige omkostninger til tilsyn og løbende drift og vedligehold 3.750 kr./år / anlæg. Det bemærkes, at disse omkostninger kan være overvurderede, idet der er usikkerhed omkring behovet for tilsyn, og ved konkret viden om behovet kan disse omkostninger justeres til brug for konkret projektvurdering.

De samlede omkostninger i forbindelse med etablering af okkeranlæg opgøres kan nu beregnes som vist i tabel 3.120, hvor omkostningerne er opgjort både i budgetøkonomiske og velfærdsøkonomiske termer. De velfærdsøkonomiske omkostninger er beregnet ved at forhøje de budgetøkonomiske omkostninger med en nettoafgiftsfaktor på 1,28 (se evt. Bilag 1 for beskrivelse af beregningstilgang).

Tabel 3.120. Samlede omkostninger for etablering og drift af okkerrensningssanlæg.

	Type 1 vandløb
Budgetøkonomiske omkostninger	
Anlæg (kr./år)	84.178
Oprensning (kr./år)	32.059
Tilsyn mv. (kr./år)	3750
Indkomsttab landbrugsdrift (kr./år)	1.551
I alt (kr./år)	121.537
Velfærdsøkonomiske omkostninger	
	155.567
I alt (kr./år)	

Med reference til afsnit 2 forventes effekten af okkerfældningsbassiner at være omkring 140 kg P/ha bassinareal per år, hvilket betyder at den årlige effekt for anlægget i nærværende analyse vil være 140 kg P. Med udgangspunkt i dette effekt estimat, kombineret med de estimerede omkostninger i tabel 3.120, kan reduktionsomkostningerne beregnes som vist i tabel 3.121.

Tabel 3.121. Reduktionsomkostninger for okkerrensingsanlæg.

	Type 1 vandløb
Bassin areal (ha)	1
P effekt (kg P/år)	140
Budgetøkonomiske reduktionsomkostninger (kr./kg P)	868
Velfærdsøkonomiske reduktionsomkostninger (kr./kg P)	1.111

Det bemærkes, at anlægsomkostningerne, som ligger til grund for de beregnede reduktionsomkostninger, omfatter både forundersøgelse og etablering. Hvis forundersøgelsesomkostningerne udelades af beregningen, falder reduktionsomkostningerne med 13 % til hhv. 759 (budgetøkonomisk) og 971 (velfærdsøkonomisk) kr./kg P.

Referencer

DHI, 2014. Status for okkerrensning. Vurdering af behovene for og effekterne af alternative rensningsmetoder for okker. Teknisk notat, Naturstyrelsen.

DMU 1997. Ferske vandområder - vandløb og kilder. Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1996. Faglig Rapport fra DMU nr. 214. ISBN 87-7772-358-9.

Herning Kommune 2015. Undersøgelse af effektiviteten af 50 okkerrenseanlæg i Herning Kommune 2013-14. Udarbejdet af Invertconsult.

Jacobsen, B.H. (2014): Beregning af vandløbsvirkemidlers omkostningseffektivitet. IFRO Udredning Nr. 2014/8. Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet. Link: https://static-curis.ku.dk/portal/files/118048929/IFRO_Udredning_2014_8.pdf

Jensen, H.S., P. Kristensen, E. Jeppesen & A. Skytthe 1992: Iron:Phosphorus ratio in surface sediment as an indicator of phosphate release from aerobic sediments in shallow lakes. *Hydrobiologia* 235/236, 731-743.

Jensen, H.S., T. Bendixen og F.Ø. Andersen 2006. Transformation of particle-bound Phosphorus at the land-sea interface in a Danish estuary.

Kjærgaard, C. og D. Forsmann 2014. Fosforfældningsbassiner. Faglig udregning vedrørende fosforretention i okkerfældningsbassiner som supplerende virkemiddel til P-reduktion. Teknisk rapport fra Aarhus Universitet, Institut for Agroøkologi.

Miljø- og Fødevarerministeriet (2019): Bekendtgørelse om kriterier for vurdering af kommunale projekter vedrørende Vandløbsrestaurering (BEK 386; 09/04/19). Link: <https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=208405>

Naturstyrelsen (2014a): Status for okkerrensning. Vurdering af behovene for og effekterne af alternative rensningsmetoder for okker. Teknisk notat udarbejdet af DHI, Januar 2014. Link: https://mst.dk/media/118776/okkerudredning_for_nst_final_feb_2014.pdf

Naturstyrelsen (2014b): Virkemiddelkatalog – Vandløb. Notat. Naturstyrelsen, Miljøministeriet. Link: <https://naturstyrelsen.dk/media/nst/8437103/virkemiddelkatalog.pdf>

Pedersen, G.D., T. Vastrup og H.S. Jensen 1999. Sammenligning af renseeffektivitet i to okkerfældningsbassiner. Teknisk rapport til Miljøstyrelsen. Syddansk Universitet, Biologisk Institut.

Pedersen, G.D. 2000. Effektivitet af okkerfældningsbassiner ved forskellig udformning og hydraulisk belastning. Specialrapport fra Biologisk Institut, Syddansk Universitet, 2000.

Ringkøbing-Skjern Kommune (2014): Drift- og vedligeholdelse af okkerrensningsbassiner, Notat, Land, By og Kultur, Land og Vand, Ringkøbing-Skjern Kommune. Bilag D i: Naturstyrelsen (2014): Status for okkerrensning. Vurdering af behovene for og effekterne af alternative rensningsmetoder for okker. Teknisk notat udarbejdet af DHI, Januar 2014. Land, By og Kultur, Land og Vand, Ringkøbing-Skjern Kommune.

SEGES 2017. Zacho, S.P og F. Gertz 2017. Undersøgelse af okkeranlægs potentiale som N-virkemiddel. SEGES 2017.

Vastrup, T. 2000. Biogeokemisk omsætning af jern, mangan, cadmium, fosfor og kvælstof i okkerfældningsbassin. Specialrapport fra Biologisk Institut, Syddansk Universitet, 2000.

Aluminium-behandling af søer

Kasper Reitzel³, Sara Egemose³, Henning S. Jensen³, Louise Martinsen² og Berit Hasler²

Fagfællebedømmelse: Frede Østergaard Andersen³ og Michael Friis Pedersen¹ (økonomi)

¹ Fødevare- og Ressourceøkonomi, KU

² Miljøvidenskab, AU

³ Biologisk Institut, SDU

Funktion og anvendelse

Aluminium (Al) er det næstmest anvendte metal i industrien (efter jern) og det er det mest udbredte metal på jorden, hvor det indgår i diverse mineraler, som sand og ler, og danner tungtopløselige hydroxider ved pH værdier mellem ca. 6-8.

Aluminiumsalte anvendes bl.a. til fældning af fosfor (P) i spildevand og til fosforfældning i overfladevand, som skal bruges til drikkevand. Aluminiumsalte har også været anvendt til immobilisering af fosfor i søers vand og sediment samt i indløbsvand til søer i over 200 tilfælde i USA (f.eks. Huser et al. 2016). I Danmark er 7 søer blevet behandlet med aluminium siden 2001, og Jensen et al. (2015) har samlet op på de danske erfaringer fra 6 af disse søer, og konkluderer bl.a., at aluminium-behandling især er egnet i søer med alkalinitet $> 1 \text{ meq L}^{-1}$.

Ved brug af aluminium til kemisk sørestauration benyttes aluminiums egenskaber til at danne tungtopløselige hydroxider, der har en høj affinitet for fosfor, der bindes via overfladeadsorption. Aluminium tilsættes generelt søvandet som opløste sure aluminiumsalte (ofte polyaluminiumklorid), for derved at opnå en kemisk fældning af fosfor fra vandfasen under selve udbringningen og efterfølgende en kemisk binding af fosfor frigivet fra sedimentet.

Aluminiumsalte tilsættes direkte til søvandet, hvor det reagerer med vandet og danner $\text{Al}(\text{OH})_3$ (aluminiumhydroxid), som har en stor affinitet for fosfat og de fleste opløste organiske fosfor-forbindelser (Reitzel et al. 2009). Under udbringningen flokkulerer $\text{Al}(\text{OH})_3$ og binder fosfor i vandfasen, og bundfælder inden for få timer, og lægger sig som et "tæppe" over sedimentet. I løbet af de efterfølgende måneder vil aluminium-hydroxiderne blive opblandet og permanent indbygget i de øverste sedimentlag, og bevirke at der dannes et aktivt lag, der bremser sedimentets fosfor-frigivelse. Aluminium skal kun bruges i søer, der påvirkes af en intern fosfor-belastning.

Et overslag over størrelsen af den interne belastning kan fås ved at anvende månedlige målinger af total-fosfor i søvandet inden for perioden maj-september (begge måneder inklusiv). Disse målinger vil normalt foreligge fra overvågningsprogrammet. Den maksimale stigning i fosfor-koncentration over sommeren kan dermed bruges til at beregne nettofrigivelsen af fosfor fra sedimentet. Den totale mængde fosfor i søvandet beregnes ud fra total-fosfor-koncentrationen og volumen af søen, og i søer med sommerlagdeling benyttes målinger af total-fosfor både over og under springlaget, idet fosfor-mængden beregnes i de respektive dybdeintervaller (ud fra hypsografen). Bemærk, at

metoden altid undervurderer størrelsen af den interne fosfor-belastning, idet der også foregår sedimentation af fosfor fra vandsøjlen hen over sommeren. Især i lavvandede søer er metoden unøjagtig.

Effekt på fosfortab

Effekt af virkemidlet

Aluminiumbehandling er en veldokumenteret metode til effektivt at binde fosfor i søer (Huser et al. 2016). Oftest ses meget høje reduktioner af den interne fosforbelastning f.eks. 93 % i Sønderby Sø (Reitzel et al. 2005) og 94 % i Nordborg Sø (Egemose et al. 2011), og en undersøgelse foretaget af Huser et al. (2016) viste, at der var signifikante effekter på fosfor i gennemsnitligt 11 år, men at det varierede fra 0-45 år.

Udenlandske erfaringer

Aluminiumbehandling af søer er generelt en veldokumenteret metode, og der foreligger en stor mængde af erfaringer både nationalt og internationalt, hvor især artiklen af Huser et al. (2016), der sammenligner de langvarige resultater af aluminiumbehandling i 114 søer på verdensplan, giver et godt indblik i de parametre, der er vigtige for at kunne foretage en succesfuld aluminiumbehandling.

Effekt i tid og rum

Aluminiumbehandling virker omgående på søvandets fosforindhold, og man vil umiddelbart efter behandlingen se markante forbedringer i søvandets klarhed. Den aluminium, der ikke binder fosfor fra søvandet umiddelbart efter udbringningen, vil forblive i sedimentet og udgøre en aktiv fosfor-bindende barriere, der reducerer fosfor-frigivelsen fra vandfasen i de efterfølgende år. Som nævnt ovenfor viste Huser et al. (2016), at den gennemsnitlige varighed af en aluminiumbehandling er 11 år, men at effekterne især afhænger af aluminiumdosen, hvorvidt søen er lagdelt, samt arealet af oplandet, således at lagdelte søer, med et lille opland, der havde modtaget en høj aluminium-dosis, viste de længste positive effekter på fosfortilbageholdelsen. Det må derfor forventes, at der vil være en varig effekt af aluminiumbehandlingen, hvis der er anvendt den rette aluminiumdosis, og hvis de eksterne kilder er blevet reduceret tilstrækkeligt til at opnå en ny fosforligevægt, der sikrer at søen opfylder målsætningen.

Overlap i forhold til andre virkemidler

Aluminiumbehandling udelukker ikke brugen andre virkemidler.

Sikkerhed på data

Aluminiumbehandling er fuldt testet og dokumenteret både nationalt og internationalt. Det er derfor veldokumenteret at aluminiumbehandling virker til restaurering af danske søer, og der henvises specifikt til "Vejledning for gennemførelse af sørestaurering" (Søndergaard et al. 2015) for yderligere detaljer, omkring hvilke søer, der er egnede til en aluminiumbehandling.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Det vurderes, at de relevante data foreligger.

Forudsætninger og potentiale

Anvendelse og dosering

Aluminium skal doseres i en molær ratio på 10:1 i forhold til den potentielt mobile fosfor-pulje i søen. Da molvægten for aluminium og fosfor er hhv. 27 og 31,

svarer denne doseringsratio til en vægt-ratio på 8,7 (DeVicente et al. 2008a). Den potentielt mobile fosfor-pulje er summen af total-fosfor i vandfasen og mobilt fosfor i sedimentet. Den mobile pulje i sedimentet udregnes ud fra mindst tre stationer i søen (én på største dybde og to stationer på middeldybde). Den mobile pulje beregnes i de øverste 10 cm af sedimentet, da dette lag antages at udgøre den vigtigste kilde til fosfor-frigivelse fra sedimentet (Reitzel et al. 2005). Dog kan der i visse tilfælde finde en fosforfrigivelse sted fra dybere sedimentlag, hvorfor denne dybde bruges. Til "potentielt mobilt" fosfor i sedimentet medregnes porevandsfosfor, jernbundet fosfor, og organisk fosfor, beregnet ud fra en såkaldt sekventiel ekstraktion (se f.eks. Reitzel 2005). Ofte er det netop disse tre fosfor-puljer, som udgør størstedelen af den koncentrationsforøgelse (målt i $\mu\text{g P/g TV}$), som iagttages i den øverste del af en koncentrationsprofil for total-fosfor i sediment (TP_{sed}), se Søndergaard et al. (2015).

Uanset hvad den beregnede aluminiumdosis er, så skal der dog altid udbringes så meget af det sure aluminiumprodukt, at pH i søvandet falder til under 7,5 i forbindelse med udbringningen, men dog aldrig under 6,5. Dette sikrer en lav restkoncentration af opløst aluminium i søvandet. Når aluminium tilsættes i overfladen, skal aluminiumdosis opblandet i hele søens volumen (mg Al/L søvand) beregnes sammen med den resulterende effekt på pH. Hvis aluminium kun tilsættes hypolimnion skal doseringen (mg Al/L) beregnes på baggrund af hypolimnions volumen.

For aluminium gælder, at fosforbindingen kan svækkes af humusstoffer i vandet og af høj pH (DeVicente et al. 2008b, Reitzel et al. 2013). I sådanne tilfælde kan det være nødvendigt at dosere mere aluminium relativt til den fosforpulje, som man ønsker at binde. Ønsker man således at behandle en sø med højt humusindhold ($\text{DOC} > 1 \text{ mM}$; farve $> 75 \text{ mg Pt/l}$) eller høj pH, skal man derfor teste produktet i vand fra søen inden behandling for at vurdere det endelige bindingsforhold mellem aluminium og fosfor og for at sikre sig, at restkoncentrationen af opløst aluminium ikke overskrider grænseværdien på $50 \mu\text{g/L}$.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Før der kan foretages en sørestauration med aluminium kræves der tilladelse fra Miljøstyrelsen og en §3 dispensation fra kommunen. Specifikke detaljer i forhold til ansøgningen kan ses i "Vejledning for gennemførelse af sørestauration" (Søndergaard et al. 2015).

Der foreligger også minimumskrav for monitoring af forskellige parametre i søen før under og efter en aluminiumsbehandling, der ligeledes kan findes i vejledningen for gennemførelse af sørestauration (Søndergaard et al. 2015). Det vil bl.a. gælde, at koncentrationen af opløst aluminium ikke må overskride en grænseværdi på $50 \mu\text{g L}^{-1}$, hvilket sikres ved at holde pH i området 6-8.

Sideeffekter

Kvælstof

Ved en korrekt udført aluminiumbehandling vil vandkvaliteten i søen forbedres, således at der vil kunne trænge lys ned til et større areal af søbunden i forhold til den ubehandlede sø. Ved indvandring af rodfæstede makrofytter vil dette have en positiv effekt på kvælstof qua et øget optag fra makrofyterne. Derudover må det forventes at et større areal af sedimentet vil opleve iltrigt overfladevand efter en succesfuld aluminium-behandling, hvorved nitratkoncentrationen i porevandet vil stige. Dette vil øge potentialet for denitrifikation. Det må omvendt kunne forventes at ammonium-koncentrationen i

søvandet kan falde efter en aluminium-behandling, hvilket kan tilskrives øget nitrifikation i vandfasen pga. et mindre iltforbrug/øget iltproduktion i sedimentet, og/eller en reduceret ammonifikation pga. fosfor-begrænsning af bakterierne, som observeret i den aluminium-behandlede Nordborg Sø (Egemose et al. 2011).

Klima

Mere og flere klarvandede søer vil generelt bidrage til mindre klimabelastning, fordi frigivelsen af metan er større fra uklare end klarvandede søer (Davidson mfl., 2018).

Natur og biodiversitet

Som nævnt ovenfor vil en korrekt udført aluminiumbehandling reducere søvandets koncentration af fosfor, der oftest er det begrænsende næringsstof for primærproducenterne i søen. Dette vil medføre markante natureffekter, da søens tilstand vil skifte fra uklart vand med ingen eller få rodfæstede makrofytter til en klarvandet sø med færre planktoniske alger og en større udbredelse af rodfæstet undervandsvegetation. Dette vil forbedre iltforholdene i søvandet til gavn for dyrelivet og biodiversiteten generelt. De forbedrede lysforhold vil også kunne muliggøre genindvandring af sjældne plantearter, som f.eks. sortgrøn Brasenføde, som blev observeret i den aluminium-behandlede Vedsted Sø.

Skadegørere og pesticider

Ingen kendte effekter på pesticider i søvandet eller i sedimentet.

Potentielle negative effekter

Generelt vil der være få usikkerheder forbundet med en aluminiumbehandling, hvis de rette kriterier er opfyldt (se Vejledning for gennemførelse af sørestaurering) Søndergaard et al. 2015). Dog er der både nationalt og internationalt observeret restaureringer med aluminium, hvor restkoncentrationen af aluminium i søvandet har været for høj eller for lav, hvilket har betydet at f.eks. fisk og krebs er døde pga. akut toksicitet. Dette skyldes i begge tilfælde, at det opløste aluminium i søvandet udfælder på dyrenes gæller, hvorved de kvæles. Dette kan dog forebygges ved at sikre sig at pH i søvandet ligger i det ønskede interval, som beskrevet ovenfor.

Hvis søen er meget vindeksponeret, vil den udbredte aluminium potentielt kunne transporteres fra lavvandede områder til dybere akkumuleringsområder, således at der ikke længere vil være den tilsigtede jævne fordeling af aluminium i søen. I tilfælde med resuspension i lavvandede søer, frarådes det at anvende aluminium, da der er risiko for få ophvirvlet aluminium til de øvre vandmasser, hvor pH kan være relativ høj (pga. primærproduktionen). Denne højere pH vil kunne opløse aluminium-hydroxiden, hvorved de fosforbindende egenskaber mistes, samtidig med risiko for at få udvasket aluminium af søer med lav opholdstid.

Derudover er det vist, at fosforbindingen til aluminium kan svækkes af f.eks. humusstoffer i vandet (deVicente et al. 2008b). En mere detaljeret beskrivelse af overvejelserne omkring kemisk sørestaurering med bl.a. aluminium kan ses i "Vejledning for gennemførelse af sørestaurering", Søndergaard et al. (2015).

Andre sideeffekter

En aluminiumbehandling vil kunne medføre så markante forbedringer i vandkvaliteten, at søen vil kunne bruges som f.eks. badesø, som Vedsted Sø.

Dette vil have en stor rekreativ værdi for lokalsamfundet. Derudover vil lugtgener fra nedbrydningen af en stor pelagisk primærproduktion også mindskes, når den reducerede fosfor-koncentration i søvandet reducerer fytoplanktons primærproduktion.

Økonomi

Omkostningerne forbundet med fosforfældning med aluminium afhænger af mængden af aluminiumprodukt, der skal udbringes, og denne afhænger af størrelsen af det areal, der skal behandles, samt størrelsen af den mobile fosforpulje i søsedimentet.

Ved fosforfældning med aluminium er det ikke hele søens areal, der behandles, men oftest kun arealer, hvor dybden er over 2 m. Aluminiumproduktet udbringes fra båd, og fordeles jævnt ud over de områder, der skal behandles. Baseret på danske og udenlandske erfaringer anslås omkostninger til fosforfældning med aluminium at være som vist i tabel 3.122, hvor det ses, at omkostningerne per ha falder i takt med, at størrelsen af det behandlede areal stiger. Omkostningsestimaterne i tabel 3.122 er estimeret med udgangspunkt i en immobilisering af en mobil fosforpulje på 5,75 g P m⁻² søbund, og det er antaget at alt fældningsmiddel udbringes på én gang. Hvis fældningsmidlet i stedet udbringes over to gange, f.eks. med et års mellemrum, øges omkostningerne. I Søndergaard et al. (2015) vurderes stigningen i omkostninger at være i intervallet 7-30%, og stigningen vurderes at være størst i små søer. Omkostningerne i tabel 3.122 referer udelukkende til selve aluminiumbehandlingen; derudover vil der også skulle afholdes udgifter til forundersøgelse og sedimentanalyser, samt evt. monitorering af diverse parametre i en periode efter aluminium-behandlingen.

Tabel 3.122. Anslåede omkostninger ved kemisk fældning af fosfor med aluminium for forskellige størrelser af behandlet areal*.

Behandlet areal (ha)	Aluminium (ton)	Prisestimat (kr.)	Kr./ha
5	2,6	312.000	62.400
30	15,7	1.060.000	35.333
100	52,2	3.065.000	30.650

*anslåede omkostninger er oplyst af Kasper Reitzel, SDU, og de er baseret på danske og udenlandske erfaringer med aluminiumbehandlinger.

Søndergaard et al. (2015) opgør referenceværdier for aluminiumbehandling for tre intervaller for søstørrelse. Disse referenceværdier indgår i den nuværende "Vejledning om tilskud til kommunale projekter til restaurering af søer under vandområdeplanerne 2015-2021" (Miljøstyrelsen, 2019). Der er opgjort separate referenceværdier for hhv. forundersøgelse, sedimentanalyse, monitorering, selve aluminium-behandlingen, samt efterbehandling (se tabel 3.123). Sammenligning af behandlingsomkostningerne per ha behandlet søareal i sidste kolonne af tabel 3.122 med aluminium-behandlingsomkostningerne per ha i tabel 3.123 indikerer, at referenceværdierne ligger lidt under de senest opdaterede prisestimer baseret på danske og udenlandske erfaringer.

Tabel 3.123. Referenceværdier for aluminium-behandling af søer (Miljøstyrelsen, 2019).

	Referenceværdier		
	under 10	10-50	over 50
Sø areal, ha			
Forundersøgelse, kr.	53.000	63.000	74.000
Sedimentanalyse, kr.	53.000	58.000	63.000
1 års monitoring, kr.	32.000	42.000	53.000
AL-behandling, kr./ha; kr.	33.000	20.000	18.000
AL-efterbehandling, kr./ha; kr.	10.000	6.000	5.500

Prisestimerne i tabel 3.122 er opdateret i 2019 baseret på erfaringer med aluminium-behandling af søer, og det vurderes derfor at være det mest retvisende estimat for omkostningerne forbundet med virkemidlet. Følgelig er det dette prisestimat, der lægges til grund for de videre omkostningsberegninger. Idet prisestimerne i tabel 3.122 udelukkende omfatter selve behandlingsomkostningerne, skal omkostninger til forundersøgelse og sedimentanalyse lægges til behandlingsomkostningerne for at få et retvisende estimat af de samlede omkostninger forbundet med implementering af virkemidlet. Størrelsen af omkostningerne til forundersøgelse og sedimentanalyse for de tre størrelser af behandlet søareal fastsættes med udgangspunkt i referenceværdierne i tabel 3.125, idet det antages at referenceværdierne for søer under 10 ha kan anvendes i beregningen for et behandlet areal på 5 ha, og at referenceværdierne for søer i intervallet 10-50 ha, samt søer over 50 ha, kan anvendes i omkostningsberegningerne for hhv. 30 og 100 ha behandlet søareal. Det bemærkes, at forundersøgelser- og sedimentanalyse-omkostningerne er angivet som faste beløb for søer i de specificerede intervaller. Baseret på ovenstående beregnes det, at omkostningerne til aluminium-behandling ligger mellem 32.020 og 83.600 kr. per ha behandlet areal afhængigt af den totale størrelse af det behandlede areal (tabel 3.124). Det bemærkes, at beregningen er baseret på en antagelse om, at der ikke er behov for efterbehandling, samt at der ikke er inkluderet udgifter til evt. monitoring.

Tabel 3.124. Omkostninger og effekt for Al-behandling af søer.

Behandlet areal (ha):	5	30	100
Omkostninger			
Omkostningspost			
Forundersøgelse (1000 kr.)	53	63	74
Sedimentanalyse (1000 kr.)	53	58	63
Behandlingsomkostninger (1000 kr.)	312	1.060	3.065
Omkostninger i alt (1000 kr.)	418	1.181	3.202
Gennemsnitsomkostning (1000 kr./ha behandlet areal)	84	39	32
Effekt			
Effekt (kg P/ha behandlet)	57,5	57,5	57,5
Effekt for samlet behandlede areal (kg P)	288	1.725	5.750
Reduktionsomkostninger			
Budgetøkonomisk (kr./kg P)	1.454	685	557
Velfærdsøkonomisk (kr./kg P)	1.861	876	713

Som beskrevet i afsnit ovenfor, ses effekten af aluminiumbehandlingen umiddelbart efter udbringning. Effekten afhænger af den udbragte mængde aluminium. Omkostningsestimaterne er baseret på, at der udbringes aluminiumfældningsmiddel svarende til, at der skal bindes 5,75 g P/m² søbund. Dette svarer til en total-fosforeffekt på 288 kg, 1.725 og 5.750 kg for behandlede arealer på hhv. 5, 30 og 100 ha (se tabel 3.124). Det er dog vigtigt at påpege, at dette kan og vil variere fra sø til sø.

Med udgangspunkt i de estimerede effekter og omkostninger kan reduktionsomkostningerne beregnes; se tabel 3.124. Det ses, at de budgetøkonomiske reduktionsomkostninger ligger i intervallet 557 til 1.454 kr./kg P, hvor forskellen skyldes størrelsen af det behandlede areal. Reduktionsomkostningerne er beregnet som det simple forhold mellem effekt og omkostninger for de forskellige størrelser behandlet areal, og afspejler dermed ikke tidsmæssige aspekter relateret til varighed af effekten.

De velfærdsøkonomiske reduktionsomkostninger fremgår også af tabel 3.124; de er beregnet ved at forhøje de budgetøkonomiske omkostninger med en nettoafgiftsfaktor på 1,28 (se evt. Bilag 1 for beskrivelse af beregningstilgang).

I forhold til den tidsmæssige dimension, og i forhold til sammenligning af reduktionsomkostninger på tværs af virkemidler, er det væsentligt at bemærke, at dette virkemiddel adskiller sig fra mange af de andre virkemidler, hvor effekten optræder i form af en mere eller mindre konstant årlig effekt over en given tidsperiode. For fosforfældning med aluminium er der ikke tale om en konstant årlig effekt, men om en engangseffekt, som i teorien burde være varig, idet den bundne mængde fosfor ikke frigives igen. Som beskrevet ovenfor ses den gennemsnitlige varighed af en aluminiumbehandling i praksis at være 11 år. Denne tilsyneladende tidsbegrænsede varighed skyldes dog formentlig ikke, at fosfor frigives, og at effekten dermed ophører, men skyldes i højere grad, at fosforindholdet stiger pga. andre faktorer, f.eks. ekstern fosfortilførsel.

Sammenligning af virkemidlet med et andet virkemiddel, som f.eks. reducerer den årlige fosfortilførsel til en sø over en 10-årig periode, så kan effekten af aluminium-behandling anskues på to måder. En mulighed er at beregne den gennemsnitlige effekt per år, hvilket ved antagelse om en varighed på 10 år, svarer til 10% af effekten angivet i tabel 3.124. Reduktionsomkostningerne kunne så beregnes som forholdet mellem denne årlige reduktion og de årlige omkostninger (beregnet ved at fordele de samlede omkostninger ud over en periode på 10 år baseret på en diskonteringsrente på 4%). Reduktionsomkostningerne ved valg af denne tilgang vil være en lidt højere end dem præsenteret i tabel 3.124. En anden tilgang er at anskue den totale effekt som den årlige effekt; rationalet bag denne betragtning er, at virkemidlet betyder at fosforniveauet i en periode (uendelig eller f.eks. 10 år afhængig af, hvilke antagelser om varighed, der lægges til grund for sammenligningen) holdes på et lavere niveau end baseline fosfor-niveauet. Forskellen mellem det nye niveau og baseline-niveauet er lig med den totale effekt, og hvis man skulle opnå det samme nye fosforniveau i søen via implementering af et andet virkemiddel, så skulle det være et virkemiddel, der reducerede den årlige fosfortilførsel med en mængde svarende til effekten af aluminium-behandlingen. Denne tilgang vil resultere i markant lavere reduktionsomkostninger end dem præsenteret i tabel 3.124.

Referencer

- Davidson, T. A., Audet, J., Jeppesen, E., Landkildehus, F., Lauridsen, T. L., Søndergaard, M., & Syväranta, J. (2018). Synergy between nutrients and warming enhances methane ebullition from experimental lakes. *Nature Climate Change*, 8(2), 156-160.
- de Vicente, I., Huang, P., Andersen, F.Ø. and Jensen, H.S. (2008a). Phosphate adsorption by fresh and aged aluminum hydroxide. Consequences for lake restoration. *Environmental Science & Technology* 42(17), 6650-6655.
- de Vicente, I., Jensen, H.S. and Andersen, F.Ø. (2008b). Factors affecting phosphate adsorption to aluminum in lake water: Implications for lake restoration. *Science of the Total Environment* 389(1), 29-36.
- Egemose, S., de Vicente, I., Reitzel, K., Flindt, M.R., Andersen, F.Ø., Lauridsen, T.L., Søndergaard, M., Jeppesen, E. and Jensen, H.S. (2011). Changed cycling of P, N, Si, and DOC in Danish Lake Nordborg after aluminum treatment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68(5), 842-856.
- Huser, B.J., Egemose, S., Harper, H., Hupfer, M., Jensen, H., Pilgrim, K.M., Reitzel, K., Rydin, E. and Futter, M. (2016). Longevity and effectiveness of aluminum addition to reduce sediment phosphorus release and restore lake water quality. *Water Research* 97, 122-132.
- Jensen, H.S., Reitzel, K. and Egemose, S. (2015). Evaluation of aluminum treatment efficiency on water quality and internal phosphorus cycling in six Danish lakes. *Hydrobiologia* 751(1), 189-199.
- Miljøstyrelsen (2019): Sørestaurering. Vejledning om tilskud til kommunale projekter til restaurering af søer under vandområdeplanerne 2015-2021. Oktober 2019. Miljøstyrelsen, Miljø- og Fødevareministeriet.
- Reitzel, K., Hansen, J., Andersen, F.Ø., Hansen, K.S. and Jensen, H.S. (2005). Lake restoration by dosing aluminum relative to mobile phosphorus in the sediment. *Environmental Science & Technology* 39(11), 4134-4140.
- Reitzel, K., Jensen, H.S., Flindt, M. and Andersen, F.Ø. (2009). Identification of Dissolved Nonreactive Phosphorus in Freshwater by Precipitation with Aluminum and Subsequent P-31 NMR Analysis. *Environmental Science & Technology* 43(14), 5391-5397.
- Reitzel, K., Jensen, H.S. and Egemose, S. (2013b). pH dependent dissolution of sediment aluminum in six Danish lakes treated with aluminum. *Water Research* 47(0), 1409-1420.
- Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Jensen, H. S., Egemose, S. & Reitzel, K. (2015). Vejledning for gennemførelse af sørestaurering. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 42 s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt center for Miljø og Energi nr. 149.

Iltning af søvand

Martin Søndergaard¹, Liselotte Sander Johansson¹, Louise Martinsen³ (økonomi) og Berit Hasler³ (økonomi)

Fagfællebedømmelse: Torben Linding Lauridsen¹ og Michael Friis Pedersen² (økonomi)

¹ Bioscience, AU

² Fødevarer- og Ressourceøkonomi, KU

³ Miljøvidenskab, AU

Funktion og anvendelse

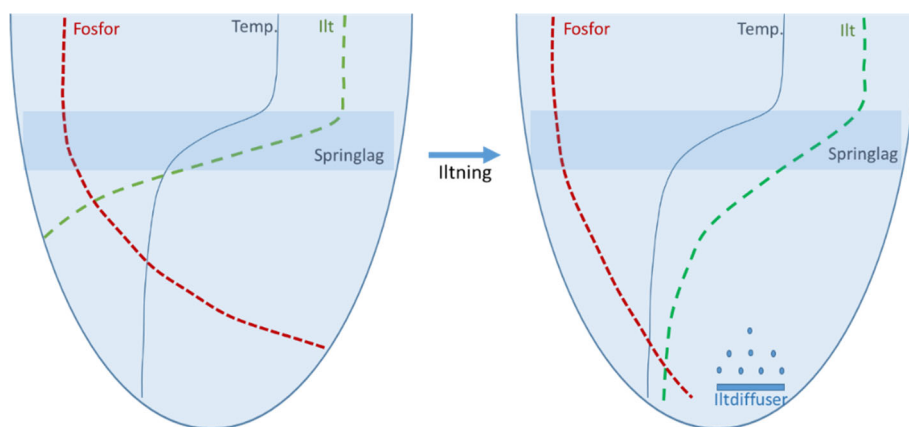
Iltning af søvand er et virkemiddel, der kan anvendes i dybe søer, hvor der sker en temperaturlagdeling (springlagsdannelse) af vandmasserne i et øvre varmt, et mellemliggende springlag med temperaturændring og et nedre koldere vandlag om sommeren. Lagdelingen etableres i løbet af foråret, når vandet opvarmes, og nedbrydes igen i løbet af efteråret, når vandet afkøles og opblandes i blæsende perioder. Udviklingen af springlag sker primært i søer, hvor middeldybden er over ca. 3 m, men afhænger også af søstørrelse, og hvor vindpåvirket søen er (Søndergaard mfl., 2018). Lagdelingen medfører, at iltindholdet i bundvandet falder, når organisk materiale i sedimentet omsættes. I næringsrige søer sker dette i løbet af få uger efter springlagsdannelsen, og vandlaget med iltfrie eller iltfattige forhold vil i løbet af sommeren bevæge sig længere og længere op mod springlaget.

Iltfrie forhold betyder blandt andet en øget frigivelse af fosfor fra sedimentet, hvor der ofte findes store mængder af fosfor bundet til oxiderede jernforbindelser. Under iltfrie forhold reduceres jern imidlertid, hvorved den bunde fosfor kan frigives og diffundere op til vandfasen. Derfor vil der gennem sommerens lagdeling ske en gradvis ophobning af opløst fosfor (fosfat) i bundvandet. Dette fosfor kan føres fra bundvandet og op i overfladevandet i forbindelse med lagdelingens ophør og vandmassernes opblanding om efteråret, men der kan også i en vis grad ske en transport fra bundvandet til overfladevand hen over springlaget i løbet af sommeren. Omfanget af denne transport er vanskelig at bestemme og formentlig søspecifik. I søer med langsom vandgennemstrømning vil øgede koncentrationer om efteråret også kunne påvirke fosforindholdet det følgende års vækstsæson.

Ved at ilte bundvandet kan reduktionen af de oxiderede jernforbindelser i overfladesedimentet mindskes, og dermed kan sedimentets evne til at binde fosfor i nogen grad opretholdes. Derved kan også frigivelsen og ophobningen af fosfor i bundvandet reduceres (se principskitse nedenunder, Figur 3.27).

Iltningen kan gennemføres ved flere metoder, men oftest er der i Danmark anvendt et princip, hvor der via et antal diffusorer forbundet med en ilttank ved bredden tilføres ren ilt til de nedre vandlag på de dybe områder af søen, hvor ilten opløses i vandet (se også Liboriussen mfl. 2007). Iltningens omfang (længde af iltningssperiode og mængden af ilt, der tilføres) kan tilpasses behovet i den enkelte sø. I enkelte søer har der også været anvendt beluftningsanlæg med atmosfærisk luft.

Figur 3.27. Konceptet bag iltningen af lagdelte søer (højre del) og effekten på indhold af fosfor i forhold til ikke-iltede søer i en sommersituation (venstre del).



Effekt på fosfortab

Effekten af iltningen på tilbageholdelsen af fosfor opnås i første omgang ved mindsket ophobning af fosfor i bundvandet i den sø, som iltes. Mindsket ophobning i bundvandet kan i større eller mindre grad også føre til mindsket fosforindhold i overfladevandet og dermed forbedre søens tilstand. Ved reduceret fosforindhold i søen kan det samlede tab af fosfor til nedstrømsbeliggende vandområder ligeledes mindskes (= tilbageholdelsen i søen øges).

Iltning er gennemført i seks danske søer og erfaringer herfra viser generelt, at ophobningen af fosfor i bundvandet reduceres væsentlig under iltningen. Sammenlignet med før iltningen blev fosforkoncentrationen i bundvandet typisk reduceret med 50 til 90%, men der var store variationer fra sø til sø og fra år til år. Det var imidlertid vanskeligt at se forbedringer i søvandets kvalitet, som entydigt kunne tilskrives effekter af iltningen (Liboriussen mfl. 2007). Dette hænger sammen med, at iltningsindgreb ofte er gennemført samtidigt med andre tiltag, herunder reduktion af den eksterne fosfortilførsel og biomanipulation ved opfiskning. Endvidere er det ofte usikkert, i hvor høj grad den mindskede ophobning i bundvandet fører til mindskede koncentrationer i overfladevandet. De danske erfaringer viser ligeledes, at det er nødvendigt at gennemføre iltningen gennem en lang årrække for at bevare effekten. Det længstvarende danske eksempel er Hald Sø ved Viborg, hvor iltningen startede i 1985, og hvor der stadigvæk iltes i en del af sommerperioden (Liboriussen m.fl., 2008). Et andet langvarigt eksempel er Furesøen, der er blevet iltet siden 2003 (Geertz-Hansen & Sand-Jensen, 2018). Her er der ikke opnået stabile og vedvarende forbedringer i den generelle vandkvalitet. Det er derfor blevet foreslået, at iltningen nu stoppes, og at søen får lov til udvikle sig naturligt (Geertz-Hansen & Sand-Jensen, 2018). Der er også eksempler på, hvordan beluftningsanlæg har været anvendt til at forbedre iltforholdene i små søer og vandhuller, eksempelvis for at forbedre tilstanden for flodkrebs (Nielsen, 2012).

Effekt i tid og rum

Effekten af iltningen på ophobningen af fosfor i bundvandet indtræder allerede det år, hvor iltningen påbegyndes. Tilsvarende er der eksempler på, at hvis iltningen stoppes et år, så øges ophobningen af fosfor igen i bundvandet (Liboriussen mfl., 2007). Der findes ingen ordentlig dokumentation for den rumlige effekt af et iltningsindgreb og heller ikke for hvor store områder af bundvandet, der eksempelvis kan påvirkes af én diffuser. På trods af en ilttilførsel ses der ofte stadigvæk meget lave iltkoncentrationer i bundvandet, fordi den tilsatte ilt hurtigt forbruges ved mineraliseringen af organisk materiale. En undtagelse er dog Furesøen, hvor der under iltningen kunne skabes

tæt ved mættede iltkoncentrationer i bundvandet. Selvom iltningen ikke nødvendigvis fører til øgede iltkoncentrationer, kan der godt opnås effekter i form af mindre ophobning af fosfor, som set i de fleste danske eksempler (Liboriussen mfl., 2007).

Overlap i forhold til andre virkemidler

Restaureringsindgreb via iltning af bundvand er, som nævnt ovenfor, ofte gennemført samtidigt med andre tiltag, der skal forbedre søens tilstand. Den resulterende effekt vil ofte være et komplekst samspil mellem kemiske og biologiske mekanismer, og det er svært, isoleret set, at vurdere betydningen af iltningen. Søspecifikke forhold kan desuden spille ind.

Sikkerhed på data

De danske erfaringer med iltning er begrænset til få søer, og i de fleste tilfælde er der mangelfulde data til fuldt at klarlægge de fysisk-kemiske og økologiske sammenhænge. Det er endvidere vanskeligt at kvantificere hvilken effekt, iltningen har haft på mindsket frigivelse af fosfor fra sedimentet (intern fosforbelastning), ligesom den videre transport af fosfor hen over springlaget til de øvre vandlag gennem sommeren er vanskeligt kvantificerbar. Det er derfor usikkert, hvor stor en effekt iltningen har haft på søernes generelle tilstand.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Effekter i de søer, hvor iltning er gennemført eller planlægges gennemført, bør til stadighed følges via et dækkende monitoringsprogram. Dette bør også omfatte projekter, hvor effekten af iltning alene kan vurderes.

Forudsætninger og potentiale

En vigtig forudsætning for gennemførelse af alle former for restaureringsindgreb i søer er, at den eksterne næringsstofftilførsel er reduceret tilstrækkeligt.

Iltning af søvand er kun relevant at anvende i søer med en vis vanddybde, hvor der sker en lagdeling (springlagsdannelse) af vandmasserne om sommeren. For de 857 søer omfattet af de nuværende vandområdeplaner vurderes kun 17% at være permanent lagdelte om sommeren, og blandt disse er iltning kun et potentielt relevant eller muligt indgreb for nogle søer. Endvidere er det en forudsætning for øget binding af fosfor ved iltning, at bindingen til oxiderede jernforbindelser øges.

Iltningsprojekter er som udgangspunkt en meget langvarig indgrebstype, der må gennemføres over en årrække. Det er usikkert, hvorvidt iltning kan føre til permanente forbedringer så effekten opretholdes, hvis iltningen stoppes. Selv hvis iltningen fortsætter, er der eksempler på, at effekten på fosforophobningen efterhånden mindskes (Geertz-Hansen & Sand-Jensen, 2018). Iltningen fører endvidere til en øget, iltforbrugende omsætning af organisk materiale i sedimentet, hvoraf noget ellers ikke ville være omsat og med tiden eventuelt ville blive begravet dybt i sediment. Iltning kan derfor potentielt øge den mobile fosforpulje, hvis ikke den omsatte organisk bundne fosfor kan bindes til uorganiske partikler og mineraler.

Ved for kraftig gennembobling med ilt er der risiko for at springlaget brydes, så søen mister sin karakter som lagdelt sø, eller at alt ilten ikke når at blive opløst i bundvandet, før det når op i overfladevandet. Dette er især en risiko i forholdsvis lavvandede, lagdelte søer, hvor vandmassen, som ilten kan opløses i, har begrænset udstrækning.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Iltning af bundvand bør følges op af et monitoringsprogram, der vurderer effekterne og nødvendigheden af fortsat eller justeret behandling.

Sideeffekter

Kvælstof

Tilførsel af ilt betyder at også, at ophobningen af reducerede kvælstofformer reduceres, fordi der sker en oxidation af ammonium til nitrat. Ved lave iltkoncentrationer vil nitraten ofte via denitrifikation anvendes i den mikrobielle omsætning af organisk materiale, hvorved kvælstof kan afgasses som N_2 til atmosfæren. Iltningen kan dermed også føre til lavere kvælstofkoncentrationer i bundvandet og øge søens samlede tilbageholdelse af kvælstof.

Klima

Tilførsel af ilt til bundvandet kan eventuelt føre til mindre frigivelse metan, som har større klimaeffekt end kuldioxid, men det er ikke en effekt, som er kvantificeret / dokumenteret.

Natur og biodiversitet

Iltning af bundvand forbedrer levevilkårene og leveområderne for dyr knyttet til de dybe områder om sommeren (bunddyr, fisk, mm.).

Skadegørere og pesticider

Der er ingen kendte sideeffekter på indhold og effekter af pesticider.

Økonomi

Der er ikke datagrundlag til at beregne reduktionsomkostninger for fosforfjernelse ved iltning af søvand pga. begrænsede danske erfaringer med iltning. Der findes omkostningsestimater, men der er meget stor variation i disse. Den store variation i omkostningsestimaterne, samt stor usikkerhed omkring opgørelse af effekten, bevirker en så stor samlet usikkerhed, at vi vurderer, at hverken den relative eller den absolutte fordelagtighed af iltning som virkemiddel kan opgøres med det nuværende data- og erfaringsgrundlag. I det følgende redegøres for datagrundlaget for omkostningerne ved iltning.

I Liboriussen et al. (2007) er gennemsnitsomkostningen forbundet med iltning af søvand opgjort til 20.000 kr./ha, men dette gennemsnit dækker over betydelig variation, idet minimum og maksimum er hhv. 10.000 og 31.000 kr./ha. Der er i denne kilde ikke oplysninger til at specificere nærmere, hvilke omkostningsposter, der er inkluderet i opgørelsen, og hvor lang en tidsperiode, omkostningerne skal fordeles over. Opgørelsen bygger på erfaringer fra fire projekter.

I Søndergaard et al. (2015) er prisen for iltning angivet til et sted mellem 10 og 40.000 kr./ha søoverflade over en 10-årig periode; her er det heller ikke specificeret nærmere, hvilke udgiftsposter, der er inkluderet i opgørelsen.

Der er heller ikke angivet referenceværdier for iltning i ”Vejledning om tilskud til kommunale projekter til restaurering af søer under vandområdeplanerne 2015-2021” (Miljøstyrelsen, 2019), idet iltning sammen med sedimentfjernelse ikke vurderes relevant for de udvalgte søer jf. høje omkostninger og lange behandlingshorisonter.

Iltning er kun anvendt i begrænset omfang i Danmark, og der er derfor begrænset mulighed for beregne omkostningerne med udgangspunkt i praktiske erfaringer. Iltning af søvand er dog implementeret et par steder, herunder Hald sø og Furesøen, som begge er inkluderet i opgørelsen i Liboriussen et al. (2007). I Hald sø (340 ha) startede iltningen i 1985, og den oprindelige forventning var, at iltningen kunne stoppes efter 10 år. Denne forventning holdt imidlertid ikke stik, og efter ca. 35 år er iltningen fortsat i gang, om end ilttilførslen er reduceret. Vandkvaliteten i søen er blevet forbedret, men forbedringen kan ikke alene tilskrives iltningen, idet der sideløbende har været gennemført andre tiltag. I Furesøen (941 ha) startede iltningen i 2003, og er indtil videre gennemført indtil 2019, men der er planer om at stoppe iltningen, idet det antages at søen nu vil kunne fortsætte den gode udvikling uden yderligere tilførsel af ilt.

I en pjece "Rent vand i Hald sø" (Viborg Amt, 2006) er anlægsprisen for iltanlægsanlægget listet til 400.000 kr., svarende til 1.666 kr./ha, og de årlige driftsomkostninger (ilt) er sat til 100-150.000 kr., svarende til 300-450 kr./ha. Simpel aggregering af de årlige omkostninger over en 10 årig periode, giver samlede omkostninger per ha på 4.666-6.166 kr./ha, hvilket ligger i den lave ende af intervallerne i Liboriussen et al. (2007) og Søndergaard et al. (2015). Det må dog formodes, at der også vil være yderlige driftsomkostninger, fx. lønninger, og at der bør indregnes stigende vedligeholdelsesomkostninger i takt med at anlæggets alder stiger. Derudover bør omkostningerne, hvis de skal anvendes til beregning af reduktionsomkostninger for fosforfjernelse, justeres for ændringer i prisniveau.

Iltningen af Furesøen har de seneste år kostet mellem 600.000 kr. og 1,1 mio. kr. pr. år svarende til mellem 640-1.170 kr./ha/år (Furesø Kommune (2008); Lokalavisen.dk (2019)). Hertil skal lægges investeringsomkostninger, hvilket betyder at de totale omkostninger per arealenhed vil være højere end de 640-1.170 kr./ha/år; det vurderes dog stadig, at omkostningerne for Furesøen vil ligge i den lave ende af intervallerne fra Liboriussen et al. (2007) og Søndergaard et al. (2015). Dette kan delvis skyldes, at begge søer er relativt store - hhv. nr. 7. (Furesø, 9,41 km²) og 31. (Hald sø, 3,42 km²) på listen over de største søer i Danmark¹⁰ - og alt andet lige vil omkostningerne forventes at være omvendt proportionale med søstørrelsen.

Med reference til de begrænsede erfaringer med iltning, og dermed begrænset datagrundlag, vurderes det som nævnt indledningsvist ikke muligt at beregne reduktionsomkostningerne for fosforfjernelse ved implementering af tiltaget.

Referencer

Geertz-Hansen O. og Sand-Jensen K., 2018. Furesøs miljøtilstand 2017. Effekten af ilttilførsel 2003-2017. Rapport til Furesø, Lyngby-Taarbæk og Rudersdal Kommuner.

Liboriussen L, Søndergaard M, Jeppesen E, Pedersen AR, Skov C, Skovgaard H, Christensen I, Bramm M, Marsbøl S, Pedersen L-L 2007. Sørestaurering i Danmark: Del 1: Tværgående analyser. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 88 s. (Faglig rapport fra DMU, Bind 636).

¹⁰ Der er i alt ca. 120.000 søer, der er større end 100 m², i Danmark.

Miljøstyrelsen (2019): Sørestauration. Vejledning om tilskud til kommunale projekter til restaurering af søer under vandområdeplanerne 2015-2021. Oktober 2019. Miljøstyrelsen, Miljø- og Fødevareministeriet.

Nielsen B. 2012. Iltning bringer nyt liv i en krebsetæt sø. Flodkrebsen 3: 22-29 (<http://www.flodkrebs.dk/Dokumenter/krebsetaet-soe.pdf>).

Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Jensen, H., Egemose, S., Reitzel, K. (2015): Vejledning for gennemførelse af sørestauration. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet.

Søndergaard, M., Johansson, L. S., & Levi, E. E. (2018). *Danske søtyper*. Aarhus Universitet, DCE Nationalt Center for Miljø og Energi. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Nr. 282.

Viborg Amt (2006): Rent vand i Hald Sø. Folder udgivet af Miljø og Teknik, Viborg Amt. Link: https://kommune.viborg.dk/Borger/Natur,-miljoe-og-affald/Soer-og-vandloeb/Soer/Hald_Soe

Opfiskning af fredfisk

Martin Søndergaard¹, Liselotte Sander Johansson¹, Louise Martinsen³ (økonomi) og Berit Hasler³ (økonomi)

Fagfællebedømmelse: Torben Linding Lauridsen¹ og Michael Friis Pedersen² (økonomi)

¹ Bioscience, AU

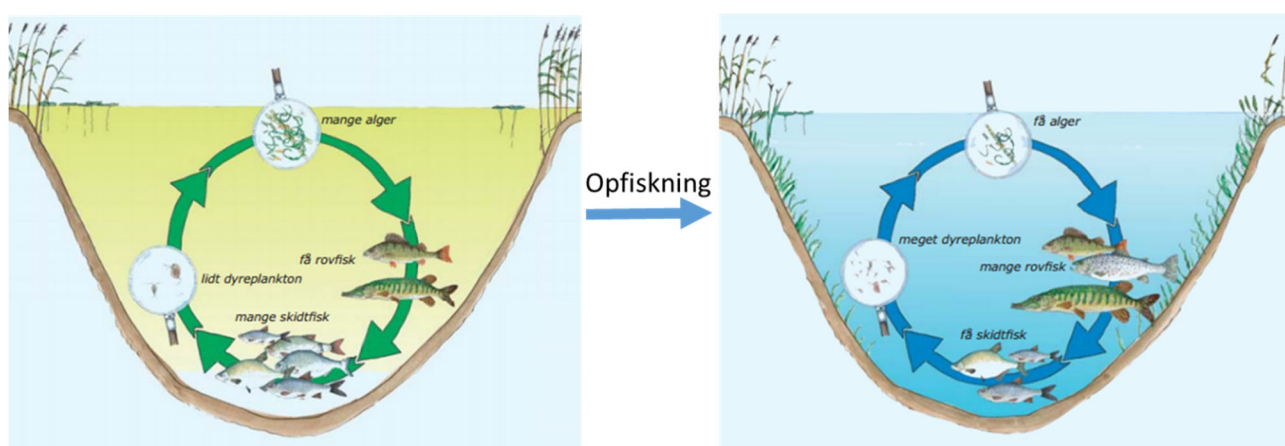
² Fødevare- og Ressourceøkonomi, KU

³ Miljøvidenskab, AU

Funktion og anvendelse

Opfiskning af fredfisk (skidtfisk) har til formål at øge dyreplanktonets mulighed for at kontrollere mængden af planteplankton og dermed skabe mere klart vand (Figur 3.28). Fredfiskene, som oftest udgøres af skaller og brasen, æder de store, effektive algeædende dyreplankton, som ellers bidrager til at holde mængden af planteplankton nede. Bundlevende fisk som f.eks. karpe og brasen øger endvidere tit mængden af partikler i vandet, når de søger føde på bunden, så en effekt af opfiskningen på vandets klarhed opnås også ad denne vej.

Opfiskning af fredfisk kan have en række afledte effekter på de øvrige trofiske niveauer, eksempelvis større udbredelse af undervandsplanter, som vokser bedre og kan få større udbredelse, hvis vandet bliver mere klart. Etableringen og øget udbredelse af undervandsplanter kan være med til at stabilisere en klarvandet tilstand via en række mekanismer (Jeppesen m.fl., 1998). Skiftet fra uklare til mere klarvandede forhold fører endvidere ofte til reduceret indhold af fosfor i søvandet, fordi den interne frigivelse af fosfor fra sedimentet reduceres, blandt andet som følge af bedre lysforhold og dermed bedre iltforhold ved bunden. Dermed øges også tilbageholdelse af fosfor i søen og fosfortilførsel til nedstrømsbeliggende vandområder reduceres.



Figur 3.28. Konceptet bag opfiskning af fredfisk og ændringen fra en uklar tilstand med mange alger (venstre) til en klarvandet (højre) tilstand med få alger (figur baseret på Aarhus Kommune).

Effekt på fosfortab

Effekten af opfiskning af fredfisk er først og fremmest forbedret vandkvalitet og økologisk tilstand i den sø, hvor opfiskningen har fundet sted. Som nævnt ovenfor har opfiskningen også ofte en betydelig effekt på tilbageholdelsen af fosfor (større tilbageholdelse = mindsket fosfortab fra søen) og dermed også på indholdet af næringsstoffer i søen.

Opfiskning af fredfisk er gennemført i mere end 50 danske søer, hvoraf mange blev gennemført i 1990'erne og 00'erne (Liboriussen mfl. 2007). De fleste opfiskninger er gennemført i lavvandede søer. De første år efter opfiskningen reduceres indholdet af fosfor typisk til 70-80% af koncentrationerne forud for opfiskningen, men der er meget store forskelle i graden af fosforreduktion, hvilket også kan tilskrives at indgrebenes omfang har været meget varierende.

De 40 danske søer med opfiskninger, som er omtalt i Liboriussen mfl. (2007), havde som medianværdi en fosforkoncentration om sommeren før opfiskningen på 0,16 mg/l og en middelvanddybde på 1,8 m. Anvendes disse medianværdier, og regnes der med en gennemsnitlig reduktion af fosforindholdet til 75% af før-situationen, svarer dette til en fosforreduktion på 73 mg P/m² betinget af opfiskningen. For en sø på 10 hektar svarer dette til en reduktion på 7,3 kg P i vandfasens indhold af fosfor (0,7 kg P/hektar). Ved opfiskningen i Arreskov Sø (317 hektar) på Fyn øgedes fosfortilbageholdelsen med 431 kg/år, fra -329 til +102 kg/år, svarende til 1,4 kg øget fosfortilbageholdelse per hektar (Sandby Hansen & Hansen, 2007).

Effekt i tid og rum

Hvis der fjernes en tilstrækkelig mængde fredfisk (mindst 200 kg per hektar), er der generelt opnået markante effekter en årrække efter opfiskningen, men der er en klar tendens til, at effekten af opfiskningen fortager sig efter 5-10 år. Mange af de søer, hvor der er foretaget opfiskning, har dog været søer med en forholdsvis høj næringsstoftilførsel, hvor der ikke kan forventes permanente effekter.

Overlap i forhold til andre virkemidler

I restaureringssammenhæng kan det være optimalt at anvende opfiskning i kombination med et af fosfor-fixeringmidlerne (Phoslock eller aluminium). Dette giver mulighed for at opnå effekter på mængden af planteplankton via effekter af både "top-down"- (græsningsføddekæden) og "bottom-up"- (næringsstofbegrænsning og reduktion af den interne fosforbelastning) mekanismer.

Sikkerhed på data

De fleste data fra søer, hvor der er gennemført opfiskning af fredfisk, beskriver de første få år efter opfiskningen, og der er stor usikkerhed om langtids-effekterne. Fra enkelte søer findes dog tidsserier, som beskriver effekter på længere sigt (Søndergaard mfl., 2017). De nuværende data tyder på, at der sjældent kan opnås vedvarende effekter, men disse data er som nævnt baseret på indgreb foretaget i forholdsvis næringsrige søer.

En øget tilbageholdelse af fosfor i forbindelse med en opfiskning betyder også, at puljen af fosfor i ophobet søbunden øges. Denne ophobede fosforpulje kan potentielt senere bidrage til en intern fosforbelastning, hvis ikke de klarvandede forhold kan fastholdes.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Effekter af opfiskning bør følges via overvågningsprogrammer. Data indsamles i et vist omfang via det nationale overvågningsprogram for søer, NOVANA. I de nuværende vandområdeplaner er der fastsat 24 søer, som skal restaureres, herunder blandt andet via biomanipulation. Gennemføres disse restaureringer, vil der blive indsamlet flere data til at beskrive effekterne.

Forudsætninger og potentiale

En vigtig forudsætning for gennemførelse af alle former for restaureringsindgreb i søer er, at den eksterne næringsstofftilførsel er reduceret tilstrækkeligt (hvad der er tilstrækkelig vil afhænge af den enkelte sø). Opfiskning af fredfisk kan også skabe effekter ved høje næringsstofkoncentrationer, men så vil effekterne være mere kortvarige.

Hvis der gennemføres en tilstrækkelig opfiskning, kan der opnås effekter også ved høje næringsstofkoncentrationer (jo mere næringsrigt, jo større indsats), men der kan ikke forventes længerevarende effekter. Selve opfiskningen fjerner også fosfor fra søsystemet, fordi fisk indeholder fosfor (2-3% af tørstofindholdet), men den samlede mængde fosfor er ofte lille i forhold til andre fosforkilder.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Effekter af opfiskning af fredfisk bør følges igennem en årrække for eventuelt at justere indgrebet.

Sideeffekter

Kvælstof

Opfiskning af fredfisk har også effekter på indholdet af kvælstof lige som på indholdet af fosfor. Ofte ses en reduktion i indholdet af totalkvælstof efter en succesfuld opfiskning på 20-30%.

Klima

Mere og flere klarvandede søer vil generelt bidrage til mindre klimabelastning fordi frigivelsen af metan er større fra uklare end klarvandede søer (Davidson mfl., 2018).

Natur og biodiversitet

Opfiskning af fredfisk kan forbedre den generelle økologiske tilstand og forbedre levevilkårene for en række grupper af organismer og dermed også bidrage til øget biodiversitet.

Skadegørere og pesticider

Der er ingen kendte sideeffekter på indhold og effekter af pesticider.

Økonomi

I ”Vejledning om tilskud til kommunale projekter til restaurering af søer under vandområdeplanerne 2015-2021” (Miljøstyrelsen, 2019) er der angivet vejledende referenceværdier for biomanipulation (opfiskning af fredfisk) til brug i forbindelse med ansøgning om tilskud til sørestaurering. Der er ikke fundet yderligere data til at opdatere opgørelsen i vejledningen, men omkostningerne er tjekket med en virksomhed, der udfører opfiskning.

Referenceværdierne, der varierer afhængig af søens størrelse, er gengivet i tabel 3.125 nedenfor. Det bemærkes, at omkostninger til forundersøgelse, fiskeundersøgelse og monitorering er opgjort per sø i det givne størrelsesinterval, hvorimod selve opfiskningsomkostningerne er opgjort på hektar basis.

Tabel 3.125. Referenceværdier for biomanipulation/opfiskning af skidtfisk.

Søareal, ha	<10	10-50	50-250
Forundersøgelse 1000 kr.	53	63	74
1 fiskeundersøgelse 1000 kr.	42	42	58
1 års monitorering 10 00kr.	32	42	53
1 års behandling 1000 kr./ha	21	21	21

Ligesom det er svært at opgøre en generel effekt af biomanipulation, er det også svært at lave en generel opgørelse af omkostningerne forbundet med biomanipulation, idet begge afhænger af de specifikke lokale forhold, herunder typen af sø (størrelse, dybde, næringsstoftilførsel) og fiskesammensætningen i søen. Referenceværdierne er som nævnt søgt kvalificeret hos en virksomhed, der beskæftiger sig med den praktiske udførelse af opfiskninger. Deres vurdering er, at opfiskningsprisen på 21.000 kr./ha passer meget godt med virkeligheden, om end tilbudspriserne ofte ligger lidt under referenceværdien, men også en gang i mellem over. Referenceværdien for fiskeundersøgelser vurderes at være sat lidt højt, hvorimod monitoringsomkostningerne vurderes lavt sat. Sammenlagt vurderes omkostningerne til de to udgiftsposter at være lidt højere end angivet i tilskudsvejledningen, men afvigelsen vurderes ikke at være betydelig. Med udgangspunkt i denne vurdering, vurderes det derfor, at reference værdierne samlet set repræsenterer det bedste grundlag for at opgøre omkostningerne forbundet med opfiskning. Idet tre af omkostningskomponenterne er knyttet til projektet som helhed frem for værende lineært afhængige af søens størrelse, er det ikke muligt på baggrund af referenceværdierne at beregne en generel gennemsnitlig omkostning per hektar søareal.

Hvis man for søkategorierne i tabel 3.125 definerer en standardsø, som en sø med et areal i midten af intervallet kan de gennemsnitlige omkostninger per ha for søer under 10 ha, søer i intervallet 10-50 ha og søer i intervallet 50-250 ha beregnes til hhv. 46.400, 25.900 og 22.200 kr. Denne beregning forudsætter, at det er tilstrækkeligt med én opfiskning. Ofte vil det dog være nødvendigt at gentage opfiskning det følgende år, og hvis der justeres for dette bliver de gennemsnitlige omkostninger hhv. 67.400, 46.900 og 43.200 kr. per ha. Sammenligning af disse gennemsnitstal viser, at omkostningerne per ha falder i takt med at størrelsen af søen stiger; denne effekt vil dog aftage.

De ovenfor estimerede omkostninger per ha for de tre standardsøer kan bruges som udgangspunkt for beregning af omkostningseffektiviteten af opfiskning som fosforvirkemiddel, men der er en række forbehold til beregningerne, jf. den betydelige variation i omkostninger, der må forventes at være afhængig af de mere specifikke forhold i den enkelte sø, samt de beregnede effekter. En forudsætning for at der i praksis kan beregnes reduktionsomkostninger for virkemidlet er, at der kan beregnes en gennemsnitseffekt af virkemidlet. Som det fremgår af beskrivelsen i afsnit 2, er der betydelig usikkerhed forbundet opgørelsen af effekten af opfiskning, men der nævnes et reduktionsinterval på 0,7-1,4 kg fosfor per ha. Effekten refererer til den årlige effekt

af indgrebet over en periode på 5 til 10 år; opfiskning kan således ikke forventes at have en varig effekt, og med mindre næringsstofftilførslen til søen reduceres tilstrækkeligt, så vil det formentlig være nødvendigt at gentage opfiskning efter 5 til 10 år eller hyppigere, hvis fosforreduktionen ønskes bibeholdt. Et eksempel på dette er Dystrup og Ramten søerne i Norddjurs, hvor opfiskning pt. er i gang for tredje gang; tidligere opfiskninger fandt sted i hhv. slut halvfemserne og starten af nullerne (se evt. Liboriussen et al., 2007, Del II).

Hvis effektintervallet 0,7-1,4 kg P/ha sammen med de ovenfor estimerede omkostninger for de tre standardsøer anvendes som udgangspunkt for beregning af reduktionsomkostningerne ved opfiskning i søer, fås et meget stort spænd for reduktionsomkostningerne til at lige mellem 2.281 og 21.369 kr./kg P, alt afhængig af søstørrelse, effekt, varighed af effekt og antal opfiskninger (se tabel 3.126).

Tabel 3.126. Reduktionsomkostninger for opfiskning (budgetøkonomisk).

	Reduktionsomkostninger - kr./kg P (ved 0,7 kg P/ha)		Reduktionsomkostninger - kr./kg P (ved 1.4 kg P/ha)	
	Varighed 5 år	Varighed 10 år	Varighed 5 år	Varighed 10 år
Standardsø, 0-10 ha, 1 opfiskning	14.890	8.172	7.445	4.086
Standardsø, 0-10 ha, 2 opfiskninger	21.369	11.729	10.685	5.864
Standardsø, 10-50 ha, 1 opfiskning	8.311	4.562	4.156	2.281
Standardsø, 10-50 ha, 2 opfiskninger	14.791	8.118	7.395	4.059
Standardsø, 50-250 ha, 1 opfiskning	7.135	3.916	3.567	1.958
Standardsø, 50-250 ha, 2 opfiskninger	13.873	7.615	6.937	3.807

I tabel 3.127 er de budgetøkonomiske reduktionsomkostninger fra tabel 2 omregnet til de tilsvarende velfærdsøkonomiske omkostninger. Omregningen er baseret på en nettoafgiftsfaktor på 1,28 (se evt. Bilag 1 for en nærmere beskrivelse af beregningstilgang).

Tabel 3.127. Velfærdsøkonomiske reduktionsomkostninger for opfiskning

	Reduktionsomkostninger - kr./kg P (ved 0,7 kg P/ha)		Reduktionsomkostninger - kr./kg P (ved 1.4 kg P/ha)	
	Varighed 5 år	Varighed 10 år	Varighed 5 år	Varighed 10 år
Standardsø, 0-10 ha, 1 opfiskning	19.059	10.461	9.529	5.230
Standardsø, 0-10 ha, 2 opfiskninger	27.353	15.013	3.676	7.506
Standardsø, 10-50 ha, 1 opfiskning	10.638	5.839	5.319	2.920
Standardsø, 10-50 ha, 2 opfiskninger	18.932	10.391	9.466	5.196
Standardsø, 50-250 ha, 1 opfiskning	9.132	5.012	4.566	2.506
Standardsø, 50-250 ha, 2 opfiskninger	17.758	9.747	8.879	4.873

Som det fremgår af tabellerne, er der meget stor variation i de beregnede reduktionsomkostninger, og sammenholdt med den høje grad af usikkerhed, der derudover er forbundet med de omkostnings- og effektestimater, der ligger til grund for beregningerne, vurderes det, at de beregnede reduktionsomkostninger er meget usikre.

Referencer

- Aarhus Kommune. <https://aarhus.dk/media/7702/det-gode-og-det-onde-kredsloeb.pdf>
- Davidson, T. A., Audet, J., Jeppesen, E., Landkildehus, F., Lauridsen, T. L., Søndergaard, M., & Syväranta, J. (2018). Synergy between nutrients and warming enhances methane ebullition from experimental lakes. *Nature Climate Change*, 8(2), 156-160.
- Liboriussen L, Søndergaard M, Jeppesen E, Pedersen AR, Skov C, Skovgaard H, Christensen I, Bramm M, Marsbøl S, Pedersen L-L 2007. Sørestaurering i Danmark: Del 1: Tværgående analyser. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 88 s. (Faglig rapport fra DMU, Bind 636).
- Miljøstyrelsen (2019): Sørestaurering. Vejledning om tilskud til kommunale projekter til restaurering af søer under vandområdeplanerne 2015-2021. Oktober 2019. Miljøstyrelsen, Miljø- og Fødevareministeriet.
- Sandby Hansen K. & Hansen J. 2007. Arreskov Sø. I Liboriussen, L., Søndergaard, M. & Jeppesen, E. (red.) 2007: Sørestaurering i Danmark. Del II: Eksempelsamling. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 312 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 636
- Jeppesen E, Søndergaard M, Søndergaard M, Christoffersen K, red. 1998. The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes. Springer. 423 s. (Ecological Studies, Bind 131).
- Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Jensen, H., Egemose, S. & Reitzel, K. 2015. Vejledning for gennemførelse af sørestaurering. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 42 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 149. <http://dce2.au.dk/pub/SR149.pdf>.
- Søndergaard M, Lauridsen TL, Johansson LS, Jeppesen E. 2017. Repeated Fish Removal to Restore Lakes: Case Study of Lake Væng, Denmark—Two Biomaniipulations during 30 Years of Monitoring. *Water*. 9(1). <https://doi.org/10.3390/w9010043>.

Phoslock-behandling af søer

Kasper Reitzel³, Sara Egemose³, Henning S. Jensen³, Louise Martinsen² (økonomi) og Berit Hasler² (økonomi)

Fagfællebedømmelse: Frede Østergaard Andersen³ og Michael Friis Pedersen¹ (økonomi)

¹ Fødevare- og Ressourceøkonomi, KU

² Miljøvidenskab, AU

³ Biologisk Institut, SDU

Funktion og anvendelse

Phoslock er et kommercielt sørestaureringsprodukt, der består af en modificeret lermatrice med et indbygget fosfor-bindende element. Phoslock blev opfundet og patenteret i Australien i 1997. Det fosfor-bindende element i Phoslock er grundstoffet lanthan (La) i oxidationstrinnet +3, hvilket giver en høj affinitet for fosfor (P). Lanthan er indbygget i en lermatrice vha. ionbytning, således at de normalt forekommende positive ioner, der sidder mellem de enkelte lag i lerminerallerne er udskiftet med La. Phoslock indeholder ca. 5 % La på vægtbasis, og bindingen mellem La og fosfor fører til dannelsen af de tungtopløselige mineraler Rhabdophan og Monazite (Dithmer et al. 2015a). Phoslock er indtil videre primært blevet brugt i Tyskland, Skotland og Holland, men er også blevet godkendt i f.eks. USA. Samlet er Phoslock blevet brugt til at behandle mere end 300 søer større end 1 hektar. Da Phoslock ikke er blevet anvendt til fuldskala-sørestaurering i Danmark, eksisterer der ikke nogen studier af dets langtidsvirkning i danske søer, men især resultater fra Tyskland og Holland indikerer, at Phoslock virker og effektivt kan mindske sedimentets fosfor-frigivelse over en længere årrække.

Phoslock bruges ligesom aluminium (Al) til fældning af fosfor i søer, der er eutrofe pga. stor intern P-belastning. Ligesom aluminium binder Phoslock fosfor under både iltede og iltfrie forhold, og bindingen er dermed ikke afhængig af redoxforhold.

Phoslock bruges ligesom aluminium til kemisk sørestaurering hvor produktet anvendes til at binde den mobile fosfor-pulje i søvandet og sedimentet. Phoslock virker ved, at produktet tilsættes søvandet (som ved en aluminiumbehandling). Phoslock reagerer efterfølgende med fosfor i søvandet, mens det fælder ud. I modsætning til aluminium, der binder fosfor via overfladeadsorption, sker der ved brug af Phoslock en mineralformation mellem La og fosfor, der resulterer i meget tungtopløselige La-P forbindelser, som f.eks. Rhabdophan og Monazit (Dithmer et al. 2015a). Denne mineralformation tager længere tid end overfladeadsorptionen til aluminium, og oftest vil Phoslock derfor være mindre effektiv til at fjerne fosfor fra søvandet under selve udbringningen, mens produktet sedimenterer ud af vandfasen. Som for aluminium vil Phoslock sedimentere ud af vandfasen og lægge sig som et "tæppe" over sedimentet, og vil her binde den fosfor, der frigives fra den mobile fosforpulje i sedimentet. I meget lavalkaline søer vil denne sedimentering kunne tage længere tid, da Phoslock dispergerer til små lerpartikler (kolloider), der har en længere opholdstid i vandfasen (Reitzel et al. 2017). Det skal derfor tilstræbes at udbringe Phoslock i en stille periode, hvis meget lavalkaline søer <0.6 meq/L behandles.

I modsætning til aluminium, vil Phoslock potentielt kunne anvendes i mere lavalkaline søer, da det ikke påvirker pH og alkalinitet negativt. Det vil dog kræve forudgående undersøgelser, da studier har vist, at der i lavalkaline søer med et højt indhold af opløst organisk stof vil kunne ses forhøjede La-koncentrationer, der potentielt kan være toksiske (Reitzel et al. 2017). Det anbefales derfor, at man ved Phoslock-behandling af søer med en alkalinitet lavere end 0,6 meq/l laver forudgående test for at sikre, at La-koncentrationen ikke overstiger 10 µg/l, efter at Phoslock er udfældet, hvilket svarer til den hollandske grænseværdi for frit opløst La (Lürling & Tolman 2010). Sådanne tests vil i praksis kunne udføres i laboratoriet ved at dosere Phoslock til søvandet (i det forhold, der vil gælde under en fuldskaladosering), der efterfølgende filtreres gennem et 0,22 µm filter, hvorefter La kan måles. Lerkolloider fra Phoslock kan dog holde sig svævende i vandet i 3-6 måneder alt efter søens turbulens og alkalinitet (Egemose et al. 2010). Det anbefales derfor, at La-koncentrationen altid måles på en vandprøve, som er filtreret på et 0,22 µm filter, som vil tilbageholde de fleste kolloider.

En yderligere fordel ved Phoslock er, at de dannede fosfor-mineraler ikke påvirkes af pH indenfor de pH-niveauer, der må forventes i danske søer (pH 5-9), som tilfældet vil være for Al-P (Reitzel et al. 2013a,b). Der vil derimod kunne observeres en svagt reduceret fosfor-binding hvis Phoslock udbringes i søvand med pH omkring 9, men dette er en reversibel effekt, og bindingskapaciteten øges derfor igen når Phoslock når sedimentet, der oftest vil have en lavere pH (Reitzel et al. 2013a).

Phoslock skal kun bruges i søer, der påvirkes af en intern fosfor-belastning. Et overslag over størrelsen af den interne belastning kan fås ved at anvende månedlige målinger af total-fosfor i søvandet inden for perioden maj-september (begge måneder inklusiv). Disse målinger vil normalt foreligge fra overvågningsprogrammet. Den maksimale stigning i fosfor-koncentration over sommeren kan dermed bruges til at beregne netto-frigivelsen af fosfor fra sedimentet. Den totale mængde fosfor i søvandet beregnes ud fra total-fosfor-koncentrationen og volumen af søen, og i søer med sommerlagdeling benyttes målinger af total-fosfor både over og under springlaget, idet fosfor-mængden beregnes i de respektive dybdeintervaller (ud fra hypsografen). Bemærk, at metoden altid undervurderer størrelsen af den interne fosfor-belastning, idet der også foregår sedimentation af fosfor fra vandsøjlen hen over sommeren. Især i lavvandede søer er metoden unøjagtig.

Effekt på fosfortab

En korrekt udført Phoslock-behandling vil betyde at den interne belastning i søen fjernes. Der er som nævnt tidligere ingen danske erfaringer med brug af Phoslock til kemisk sørestauring, og generelt er der ikke mange veldokumenterede langtids Phoslock-behandlinger, da det er et nyere produkt end aluminium og derfor ikke anvendt i samme grad. Dog viser upublicerede erfaringer fra f.eks. Tyskland, at Phoslock må forventes at have en mindst ligeså god effekt på fosfortilbageholdelsen i søsedimenterne som en aluminium-behandling.

Udenlandske erfaringer

Der findes som nævnt tidligere ingen erfaringer fra fuldskalaforsøg i Danmark, men effekten af Phoslock på fosfor er veldokumenteret og der findes pt. mere end 70 internationale artikler, der omhandler brugen af Phoslock til sørestauring.

Effekt i tid og rum

Som for aluminium-behandling virker Phoslock også omgående på søvandets fosforindhold, dog mangler den flokkulerende effekt fra aluminium, der gør at f.eks. opløst organisk stof ikke fjernes under selve udbringningen. Derudover ses det ofte, at det tager nogle uger før fosfor-koncentrationen når et minimum, hvilket skyldes at det tager længere tid at få dannet La-P mineralerne. Den Phoslock, der ikke binder fosfor fra søvandet umiddelbart efter udbringningen, vil forblive i sedimentet og udgøre en aktiv fosfor-bindende barriere, der reducerer fosfor-frigivelsen fra vandfasen i de efterfølgende år.

Overlap i forhold til andre virkemidler

Phoslockbehandling udelukker ikke brugen af andre virkemidler. I søer med store mængder cyanobakterier, som man gerne vil have udfældet, vil man kunne anvende en kombination af Phoslock og aluminium (Flock'n Lock). Her bruges en lille mængde aluminium til at udfælde cyanobakterierne, mens Phoslock doseres efter sedimentets mobile fosforpulje.

Sikkerhed på data

Phoslock er fuldt testet og dokumenteret internationalt, hvor mere end 300 søer fordelt på over 25 lande er blevet behandlet med Phoslock. I Danmark findes ikke erfaringer fra fuldskala-forsøg med Phoslock, men man har testet produktet intensivt i laboratoriet. Disse undersøgelser samt de internationale erfaringer gør, at man må anse brugen af Phoslock til restaurering af danske søer for at være sikker. Der henvises specifikt til "Vejledning for gennemførelse af sørestaurering" (Søndergaard et al. 2015) for yderligere detaljer omkring hvilke søer, der er egnede til en Phoslock-behandling.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Det vurderes at de relevante data foreligger med f.eks. mere end 70 internationale publikationer omkring brugen og effekterne af Phoslock til sørestaurering.

Forudsætninger og potentiale

Anvendelse og dosering

Phoslock tilsættes direkte til søvandet, hvorefter det sedimenterer og lægger sig på søbunden.

Det anbefales fra producentens side at dosere Phoslock i et forhold på 100 g Phoslock pr 1 g fosfor (fosfat), der ønskes bundet (mobilt fosfor). Dette forudsætter, at hver La-ion i Phoslock er i stand til at binde ét fosfatmolekyle. Dosis beregnes som for aluminium-behandling ud fra søens mobile fosfor-pulje, der består af fosfor i søvandet samt sedimentets mobile fosfor-puljer, bestemt ved sekventiel fraktionering (f.eks. Reitzel 2005, og se virkemiddelbeskrivelsen Aluminium-behandling af søer). Ligesom for aluminium (DeVicente et al. 2008) gælder det dog, at fosfor-bindingen til Phoslock kan svækkes af f.eks. humusstoffer i vandet (Dithmer et al. 2015b). I søer med højt indhold af humusstoffer kan det således være nødvendigt at overdosere Phoslock relativt til den mobile fosfor-pulje. Under alle omstændigheder anbefales det at teste produktet i det relevante søvand, hvis man ønsker at behandle en sø med højt humusindhold (DOC > 1 mM; farve > 75 mg Pt/l) eller høj pH.

I Danmark vurderes det, at Phoslock især har potentiale i forbindelse med restaurering af søer med en alkalinitet under 1 meq/l, da det ikke kan anbefales at bruge aluminium i disse søer.

Som for aluminium vil mindsket effektivitet af behandlingen kunne opstå, hvis søens fosfor-dynamik ikke er præget af intern fosfor-belastning, men af eksternt tilført fosfor fra f.eks. diffus afstrømning og fugle. Kemisk fældning bør derfor kun bruges til at immobilisere overskud af fosfor i søvandet samt fra den pulje af fosfor i sedimentet, som kan frigives til søvandet. Kemisk fældning bør altså ikke bruges i søer for at skabe et fældningsbassin for fosfor tilført fra oplandet.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Før der kan foretages en sørestaurering med Phoslock kræves der tilladelse fra Miljøstyrelsen og en §3 dispensation fra kommunen. Specifikke detaljer i forhold til ansøgningen kan ses i "Vejledning for gennemførelse af sørestaurering" (Søndergaard et al. 2015).

Der foreligger også minimumskrav for monitoring af forskellige parametre i søen før under og efter en Phoslockbehandling, der ligeledes kan findes i "Vejledningen for gennemførelse af sørestaurering" (Søndergaard et al. 2015).

Sideeffekter

Kvælstof

Ved en korrekt udført Phoslock-behandling vil vandkvaliteten i søen forbedres, således at der vil kunne trænge lys ned til et større areal af søbunden i forhold til den ubehandlede sø. Ved indvandring af rodfæstede makrofyter vil dette have en positiv effekt på kvælstof qua et øget optag fra makrofyterne. Derudover må det forventes, at et større areal af sedimentet vil opleve iltrigt overfladevand efter en succesfuld Phoslock-behandling, hvorved nitratkoncentrationen i porevandet vil stige. Dette vil øge potentialet for denitrifikation. Det må omvendt forventes, at ammonium-koncentrationen i søvandet kan falde efter en Phoslock-behandling, hvilket kan tilskrives øget nitrifikation i vandfasen pga. et mindre iltforbrug / øget iltproduktion i sedimentet, og / eller en reduceret ammonifikation pga. fosfor-begrænsning af bakterierne, som observeret i den aluminium-behandlede Nordborg Sø (Egemose et al. 2011).

Klima

Mere og flere klarvandede søer vil generelt bidrage til mindre klimabelastning, fordi frigivelsen af metan er større fra uklare end klarvandede søer (Davidson mfl., 2018).

Natur og biodiversitet

Som nævnt ovenfor vil en korrekt udført Phoslock-behandling reducere søvandets koncentration af fosfor, der oftest er det begrænsende næringsstof for primærproducenterne i søen. Dette vil medføre markante natureffekter, da søens tilstand vil skifte fra uklart vand med ingen eller få rodfæstede makrofyter til en klarvandet sø, med færre planktoniske alger og en større udbredelse af rodfæstet undervandsvegetation. Dette vil forbedre iltforholdene i søvandet til gavn for dyrelivet og biodiversiteten generelt. De forbedrede lysforhold vil også kunne muliggøre genindvandring af sjældne plantearter, som f.eks. Sortgrøn Bransenføde, som blev observeret i den aluminium-behandlede Vedsted Sø.

Skadegørere og pesticider

Ingen kendte effekter på pesticider i søvandet eller sedimentet.

Potentielle negative effekter

Der er ikke observeret nogen akutte toksiske effekter på fauna, der kan tilskrives La, i forbindelse med tidligere Phoslock-behandlinger i udlandet (Waajen et al. 2017). Laboratorieforsøg med Dafnier har også vist, at der ikke observeres nogen negativ effekt ved La-koncentrationer under 100 µg/l (Lürling & Tolman 2010). Der er dog observeret enkelte effekter på dafniers overlevelse efter Phoslock-behandling i den hollandske sø Rauwbraken (Van Oosterhout & Lürling 2011), hvor dafnierne forsvandt en uge efter en kombineret Phoslock/Al-behandling. Dafnierne genindfandt sig først ca. 3 måneder efter Phoslock-behandlingen, og dette skyldes sandsynligvis ikke La-toksicitet, men snarere lav fødetilgængelighed, øget græsningstryk i det klare vand samt midlertidig græsningshæmning pga. aluminium-flokke (Van Oosterhout & Lürling 2011). Rauwbraken er en kalkfattig sø (ca. 0,4 meq/l), og det skal nævnes, at man i en kort periode efter udbringningen af Phoslock observerede La-koncentrationer op til 90 µg/l, hvilket ligger meget tæt på en NOEC værdi (dafniereproduktion) på 100 µg/l fundet af Lürling og Tolman (2012). Derudover, fandt Waajen et al. (2017) forhøjede La-koncentrationer i makrofytter dafnier og forskellige fisk, men fandt ingen akutte eller kroniske toksiske effekter, og konkluderede at risikoen for toksiske effekter for mennesker var ikke-eksisterende. Generelt vil der være få usikkerheder forbundet med en Phoslock-behandling, hvis de rette kriterier er opfyldt (se Vejledning for gennemførelse af sørestauration). Hvis søen er meget vindeksponeret, vil den udbrede Phoslock potentielt kunne transporteres fra lavvandede områder til dybere akkumuleringsområder, således at der ikke længere vil være den tilsigtede jævne fordeling af Phoslock i søen. I tilfælde med resuspension og lav opholdstid for søvandet, vil man kunne forestille sig at noget Phoslock vil kunne transporteres ud af søen via afløb.

Frit opløst La kan være giftigt for faunaen ved La-koncentrationer >100 µg/l (f.eks. Oosterhout & Lürling 2011; Barry & Meehan 2000). Studier af 16 Phoslock-behandlede søer (Spears et al. 2013) samt laboratorieforsøg har vist, at man kan forvente en højere (målt) koncentration af La i søer med lav alkalinitet (< 0,8 meq/l), hvis der samtidigt er et højt indhold af humusstoffer i vandfasen (Reitzel et al. 2017). Dette skyldes, at lermatricen dispergerer til mindre partikelstørrelser i lavalkalint vand (Reitzel et al. 2013b), hvilket giver en større overflade, hvor de negativt ladede humusstoffer kan reagere med de positivt ladede La-ioner. Det vides dog endnu ikke om disse La-humuskomplekser, vil have samme negative effekter som frit La, men igangværende undersøgelser tyder på, at den negative effekt på dafnier er mindre, når der er humusstoffer tilstede i vandfasen. I det ovennævnte studie foretaget af Spears et al. (2013) blev vand fra forskellige Phoslock-behandlede søer dog filtreret med forskellige filterstørrelser varierende fra 0,45 µm til 1,2 µm, og der er sandsynligvis ikke tale om frit La, men nærmere om små lerkolloider med bundet La, som kan passere gennem filtrene. Vi anbefaler derfor, at man tester Phoslock inden udbringning i lavalkaline søer.

Andre sideeffekter

En Phoslock-behandling vil kunne medføre så markante forbedringer i vandkvaliteten, at søen vil kunne bruges som f.eks. badesø, hvilket vil have en stor rekreativ værdi for lokalsamfundet. Derudover vil lugtgener fra nedbrydningen af en stor pelagisk primærproduktion også mindskes, når den reducerede fosfor-koncentration i søvandet reducerer fytoplanktons primærproduktion.

Økonomi

Omkostningerne forbundet med fosfor-fældning med Phoslock vil afhænge af størrelsen af det behandlede areal samt størrelsen af den mobile fosfor-pulje i sedimentet, men vil som udgangspunkt være dyrere end en aluminiumbehandling. Omkostningerne omfatter udgifter til forundersøgelser af søen, sedimentanalyse og selve Phoslock-behandlingen. Nedenfor i tabel 3.128, er givet et estimat af prisen for Phoslock-behandling af forskellige størrelser søarealer. Estimaterne er udtryk for grove prisestimer baseret på udenlandske erfaringer, samt udbudsmateriale vedrørende den danske Lyng Sø. Prisestimaterne i tabel 3.128 referer udelukkende til selve Phoslock behandlingen; derudover vil der også skulle afholdes udgifter til forundersøgelser og sedimentanalyse.

Tabel 3.128. Anslåede omkostninger ved kemisk fældning af fosfor med Phoslock for forskellige størrelser af behandlet areal*.

Behandlet areal (ha)	Phoslock (ton)	Prisestimat (1000 kr.)	1000 kr./ha
5	29	544	109
30	173	2.691	90
100	575	8.300	883

*Omkostningerne er anslået af Kasper Reitzel, SDU, baseret på udenlandske erfaringer med Phoslock-behandling samt udbudsmateriale ved Lyng Sø i Danmark.

Der er i beregningen af omkostningsestimaterne i tabel 1 taget udgangspunkt i en immobilisering af en mobil fosfor-pulje på $5,75 \text{ g P m}^{-2}$ søbund (hvilket kan og vil variere fra sø til sø), og alt fældningsmiddel er antaget udbragt ad én gang. Hvis fældningsmidlet i stedet udbringes over 2 gange, f.eks. med et års mellemrum, øges omkostningerne. I Søndergaard et al. (2015) vurderes stigningen i omkostninger at være i intervallet 2-5%, og stigningen vurderes at være størst i store søer. Det bemærkes, at det ved fosfor-fældning med Phoslock ikke er hele søarealet som behandles; oftest behandles kun arealer, hvor dybden er over 2 meter.

I "Vejledning om tilskud til kommunale projekter til restaurering af søer under vandområdeplanerne 2015-2021" (Miljøstyrelsen, 2019) angives referenceværdier for omkostningerne ved Phoslock-behandling, disse referenceværdier anvendes til at vurdere projekter i forbindelse med ansøgninger om tilskud til sørestaureringsindsatser. Referenceværdierne i Miljøstyrelsens vejledning er baseret på Søndergaard et al. (2015), og de er opgjort for tre søstørrelsesintervaller. Der er opgjort separate referenceværdier for hhv. forundersøgelse, sedimentanalyse, monitoring, selve Phoslock-behandlingen, samt efterbehandling (se tabel 3.129).

Tabel 3.129. Referenceværdier for Phoslock-behandling af søer (Miljøstyrelsen, 2019).

	Referenceværdier		
	under 10	10-50	over 50
Søareal, ha			
Forundersøgelse, 1000 kr.	53	63	74
Sedimentanalyse, 1000 kr.	53	58	63
1 års monitoring, 1000 kr.	32	42	53
Phoslock-behandling, 1000 kr./ha.	116	99	91
Phoslock-efterbehandling, 1000 kr./ha.	6	5	4.5

Prisen på Phoslockbehandling er jvf. tabel 3.129 i intervallet 91.000-116.000 kr./ha, mens den jvf. tabel 3.128 er i intervallet 83.000-108.800 kr./ha. Begge kilder er anvendt i det følgende. Referenceværdierne for forundersøgelse og sedimentanalyse fra tabel 3.129 anvendes sammen med prisestimerne for selve behandlingen fra tabel 3.128 til at beregne de samlede omkostninger for fosfor-fældning med Phoslock. Det er valgt at anvende prisestimatet for selve behandlingen fra tabel 3.128, frem for referenceværdien for behandlingsomkostninger, idet estimerne fra tabel 3.128 er de mest opdaterede og derfor vurderes at være mest retvisende. De samlede beregnede omkostninger for Phoslock behandling af søer, som anvendes til beregning af reduktionsomkostninger, fremgår af tabel 3.130.

Tabel 3.130. Omkostninger og effekt for Phoslock behandling af søer.

Behandlet areal (ha):	5	30	100
Omkostninger			
Omkostningspost			
Forundersøgelse (1000 kr.)	53	63	74
Sedimentanalyse (1000 kr.)	53	58	63
Behandlingsomkostninger (1000 kr.)	544	2.691	8.300
Omkostninger i alt (1000 kr.)	650	2.812	8.437
Gennemsnitsomkostning (1000 kr./ha behandlet areal)	130	94	84
Effekt			
Effekt (kg P/ha behandlet)	57,5	57,5	57,5
Effekt for samlet behandlede areal (kg P)	288	1.725	5.750
Reduktionsomkostninger			
Budgetøkonomisk (kr./kg P)	2.261	1.630	1.467
Velfærdsøkonomisk (kr./kg P)	2.894	2.087	1.878

Som beskrevet ovenfor, ses effekten af Phoslock-behandlingen umiddelbart efter udbringning. Omkostningsestimerne er baseret på, at der udbringes Phoslock svarende til binding af 5,75 g P / m² søbund. Dette svarer til en total fosforeffekt på 288 kg, 1.725 og 5.750 kg for behandlede arealer på hhv. 5, 30 og 100 ha (se tabel 3.130).

Med udgangspunkt i de estimerede effekter og omkostninger estimeres reduktionsomkostningerne for fosforfældning med Phoslock. Som det fremgår af tabel 3.130, ligger de budgetøkonomiske reduktionsomkostninger i intervallet 1.467 til 2.261 kr./kg P, og der ses dermed at være en betydelig forskel i omkostninger afhængig af størrelsen af det behandlede areal. Reduktionsomkostningerne er beregnet som det simple forhold mellem effekt og omkostninger for de forskellige søstørrelser, og de afspejler dermed ikke tidsmæssige aspekter relateret til varighed af effekten. Denne beregningstilgang bygger på en antagelse om, at der tidsmæssigt er sammenfald mellem omkostninger og effekt, samt at effekten kan betragtes som en engangseffekt. Den manglende tidsmæssige dimension i beregningen af reduktionsomkostningerne er dog væsentlig at holde sig for øje, når reduktionsomkostninger sammenlignes på tværs af virkemidler, herunder særligt virkemidler, hvor effekten realiseres i form af årlige reduktioner over en given årrække.

De velfærdsøkonomiske reduktionsomkostninger fremgår også af tabel 3.130; de er beregnet ved at forhøje de budgetøkonomiske omkostninger med en nettoafgiftsfaktor på 1,28 (se evt. Bilag 1 for beskrivelse af beregningstilgang).

Referencer

Barry, M.J. and Meehan, B.J. (2000). The acute and chronic toxicity of lanthanum to *Daphnia carinata*. *Chemosphere* 41(10), 1669-1674.

Davidson, T. A., Audet, J., Jeppesen, E., Landkildehus, F., Lauridsen, T. L., Søndergaard, M., & Syväranta, J. (2018). Synergy between nutrients and warming enhances methane ebullition from experimental lakes. *Nature Climate Change*, 8(2), 156-160.

de Vicente, I., Jensen, H.S. and Andersen, F.Ø. (2008). Factors affecting phosphate adsorption to aluminum in lake water: Implications for lake restoration. *Science of the Total Environment* 389(1), 29-36.

Dithmer, L., Lipton, A.S., Reitzel, K., Warner, T.E., Lundberg, D. and Nielsen, U.G. (2015a). Characterization of Phosphate Sequestration by a Lanthanum Modified Bentonite Clay: A Solid-State NMR, EXAFS, and PXRD Study. *Environmental Science & Technology* 49(7), 4559-4566.

Dithmer, L., Nielsen, U.G., Lundberg, D. and Reitzel, K. (2015b). Influence of dissolved organic carbon on the efficiency of P sequestration by a lanthanum modified clay. *Water Research* 97, 39-46.

Egemose, S., Reitzel, K., Andersen, F.Ø. and Flindt, M.R. (2010). Chemical Lake Restoration Products: Sediment Stability and Phosphorus Dynamics. *Environmental Science & Technology* 44(3), 985-991.

Egemose, S., de Vicente, I., Reitzel, K., Flindt, M.R., Andersen, F.Ø., Lauridsen, T.L., Søndergaard, M., Jeppesen, E. and Jensen, H.S. (2011). Changed cycling of P, N, Si, and DOC in Danish Lake Nordborg after aluminum treatment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68(5), 842-856.

Lurling, M. and Tolman, Y. (2010). Effects of lanthanum and lanthanum-modified clay on growth, survival and reproduction of *Daphnia magna*. *Water Research* 44(1), 309-319.

Miljøstyrelsen (2019): Sørestaurering. Vejledning om tilskud til kommunale projekter til restaurering af søer under vandområdeplanerne 2015-2021. Oktober 2019. Miljøstyrelsen, Miljø- og Fødevareministeriet.

Reitzel, K. (2005). Separation of aluminum bound phosphate from iron bound phosphate in freshwater sediments by a sequential extraction procedure. *Phosphates in Sediments, Proceedings*, 109-117.

Reitzel, K., Andersen, F.Ø., Egemose, S. and Jensen, H.S. (2013a). Phosphate adsorption by lanthanum modified bentonite clay in fresh and brackish water. *Water Research* 47(0), 2787-2796.

Reitzel, K., Jensen, H.S. and Egemose, S. (2013b). pH dependent dissolution of sediment aluminum in six Danish lakes treated with aluminum. *Water Research* 47(0), 1409-1420.

Reitzel, K., Balslev, K.A. and Jensen, H.S. (2017). The influence of lake water alkalinity and humic substances on particle dispersion and lanthanum desorption from a lanthanum modified bentonite. *Water Research* 125, 191-200.

Spears, B.M., Lüring, M., Yasseri, S., Castro-Castellon, A.T., Gibbs, M., Meis, S., McDonald, C., McIntosh, J., Sleep, D. and Van Oosterhout, F. (2013). Lake responses following lanthanum-modified bentonite clay (Phoslock®) application: An analysis of water column lanthanum data from 16 case study lakes. *Water Research* 47(15), 5930-5942.

Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Jensen, H. S., Egemose, S. & Reitzel, K. (2015). Vejledning for gennemførelse af sørestaurering. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 42 s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt center for Miljø og Energi nr. 149.

Van Oosterhout, F. and Lüring, M. (2011). Effects of the novel 'Flock & Lock' lake restoration technique on *Daphnia* in Lake Rauwbraken (The Netherlands). *Journal of Plankton Research* 33(2), 255-263.

Waajen, G., van Oosterhout, F. and Lüring, M. (2017). Bio-accumulation of lanthanum from lanthanum modified bentonite treatments in lake restoration. *Environmental Pollution* 230, 911-918.

Fjernelse af sediment fra søer

Martin Søndergaard¹ og Liselotte Sander Johansson¹,

Fagfællebedømmelse: Torben Linding Lauridsen¹

¹ Bioscience, AU

Funktion og anvendelse

Fjernelse af sediment fra søer har primært til formål at mindske den interne fosforfrigivelse og dermed reducere fosforkoncentrationen i søvandet. Sedimentet i søer kan være meget næringsrigt, hvis der gennem en årrække er ophobet fosfor i de øverste sedimentlag, som følge af eksempelvis tilførsel af spildevand fra byerne. Dette gælder især, hvis også tilførslen af jern er højt, så der er et stort bindingspotentiale. Når den eksterne fosfortilførsel mindskes, eksempelvis via afledning eller forbedret rensning af spildevand, vil der indstilles en ny ligevægt mellem vand og sediment, og der vil stadig frigives fosfor fra den ophobede fosforpulje. Denne frigivelse kan fortsætte mange år afhængig af blandt andet den ophobede puljes størrelse. Generelt vurderes denne interne fosforbelastning at vare 10-15 år (Jeppesen m.fl., 2005), men der er også eksempler på, at den kan vare endnu længere (Søndergaard mfl. 2019). Indgrebet er primært relevant i lavvandede søer, hvor man ved hjælp af forskellige teknikker kan komme til at grave eller suge sedimentet op.

Ved at fjerne det øverste sedimentlag, hvor størstedelen af det næringsrige sediment er ophobet, kan den interne fosforfrigivelse mindskes (Figur 3.29). Typisk vil der skulle fjernes 20-50 cm, men ikke nødvendigvis fra hele søfladen. Afhængig af søstørrelse kan selve sedimentfjernelsen tage fra få uger til flere år. Den nye sedimentoverflade vil derefter bestå af ældre sediment, som har et mindre fosforindhold og eventuel en bedre fosforbindingskapacitet.



Figur 3.29. Konceptet bag sedimentfjernelse i søer, hvor der er ophobet en stor pulje af mobilt fosfor. Pilens tykkelse illustrerer omfanget af nettofosforfrigivelse fra søbunden om sommeren.

Effekt på fosfortab

Effekten af sedimentfjernelse vil primært kunne ses på reducerede fosforkoncentrationer i søvandet i sommerperioden, hvor den interne fosforfrigivelse finder sted i lavvandede søer. Dette vil også reducere tilførslen af fosfor til nedstrømsbeliggende områder.

Sedimentfjernelse i stor skala er kun gennemført på én dansk sø, Brabrand Sø ved Aarhus. Fra denne 150 hektar store sø blev der fra 1988 til 1995 fjernet omkring 500.000 m³ sediment (Liboriussen mfl. 2007). Sedimentfjernelsen reducerede den interne belastning med fosfor, men effekten på søens tilstand var begrænset, fordi den eksterne fosfortilførsel stadigvæk var for høj.

Ud over Brabrand Sø er der også gennem årene fjernet sediment fra en del småsøer og vandhuller, herunder den knap 5 ha store Sorte Sø/Svanesø ved Skanderborg (Schelde mfl., 2010). For flere af småsøerne, hvor der er fjernet sediment, kan formålet også have været at skabe mere åbne vandflader og øge vækstmulighederne for undervandsplanter. Eksempler er en række mindre søer (2-13 hektar) ved Oksbøl, hvor baggrunden ud over at mindske den interne fosfor-belastning også i nogle søer var at skabe bedre vækstvilkår for grundskudsplanter ved at fjerne et organisk rigt sedimentlag (Ejbye-Ernst et al., 2001), samt Birksø, nordvest for Viborg, hvor sediment blev fjernet for at genskabe den naturlige mineralbund på de brednære arealer og med henblik på at fremme væksten af den oprindelige grundskudsvegetation (Viborg Kommune, 2016).

Effekt i tid og rum

Hastigheden, hvormed effekten af sedimentfjernelse slår igennem, vil afhænge af, hvor lang tid den samlede sedimentfjernelse tager. Den interne fosforfrigivelse vil aftage i takt med, at sedimentpuljen fjernes. Der kan endvidere også være en påvirkning af søvandets næringsstofindhold og vandkvalitet under og kort efter selve sedimentfjernelsen. Der er kun få danske erfaringer.

Overlap i forhold til andre virkemidler

Effekten af sedimentfjernelsen er afhængig af, at den eksterne fosfortilførsel er nedbragt tilstrækkeligt, hvilket kan indebære igangsættelsen af andre virkemidler.

Sikkerhed på data

I forbindelse med selve sedimentfjernelsen og oprodning af sedimentet kan der være en overgangsperiode, hvor der frigives fosfor til vandfasen. De få danske eksempler/data medfører en ringe sikkerhed på en vurdering af effekterne af en sedimentfjernelse.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Hvis danske data skal anvendes, må der afventes gennemførelsen af flere projekter med sedimentfjernelse sammen med den opfølgende monitoring.

Forudsætninger og potentiale

En vigtig forudsætning for gennemførelse af alle former for restaureringsindgreb i søer er, at den eksterne næringsstofftilførsel er reduceret tilstrækkeligt.

Det opgravede sediment kan potentielt anvendes som gødning på marker, men det kræver passende afsætningsmuligheder, og samtidigt at sedimentet ikke er forurenet med miljøfarlige stoffer, som forhindrer udbringning på landbrugsjord.

Fosforholdigt sediment kan potentielt være en vigtig ressource, fordi verdens kilder til fosfor efterhånden udtømmes og måske allerede inden for de næste årtier bliver begrænsede (Reitzel mfl. 2019). Teknikker og procedurer til genanvendelse af fosfor i forbindelse med sedimentfjernelsen kan bidrage til at mindske dette problem.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Effekter af sedimentfjernelse bør følges løbende og i en årrække efter indgrebet for eventuelt at justere indgrebet. Der kan opstå udfordringer i forbindelse med håndteringen af det opgravede sediment (deponering, transport, afvanding, mm.).

Sideeffekter

Kvælstof

Den interne belastning med kvælstof er normalt lille i forhold til betydningen af fosfor og vil kun i ringe grad påvirkes ved sedimentfjernelse.

Klima

Sedimentfjernelse vil potentielt reducere udslippet af metan fra søers sediment, fordi den anaerobe omsætning af organisk materiale kan mindskes. Denne effekt er ikke undersøgt eller kvantificeret nærmere.

Natur og biodiversitet

Ved sedimentfjernelse uddybes søen, og det kan skabe flere åbne vandflader og bedre levevilkår for planter og dyr knyttet til de åbne vand. Når selve sedimentfjernelsen foregår, kan den eksisterende natur (planter og dyr) påvirkes negativt.

Skadegørere og pesticider

Der kan være ophobet miljøfarlige stoffer i søers sediment, som der må tages højde for ved deponering eller udbringning på landbrugsarealer.

Økonomi

Fjernelse af sediment er dyrt i forhold til andre restaureringsmetoder. Sedimentfjernelsen i Brabrand Sø kostede omkring 22 millioner kroner (dåværende priser), svarende til 147.000 kr. per hektar søoverflade. For en række småsøer ved Ribe blev udgifterne i forbindelse med oppumpning af sediment angivet til 28-37 kr. per oppumpet og deponeret m³ sediment.

I Liboriussen mfl. (2007) blev prisen for vådopgravning eller pumpning og efterfølgende afvanding nær søen estimeret til 100-200 kr. per m³ sediment.

Referencer

Ejbye-Ernst, M., Jepsen, E.O. & Rechar, P. 2001. Sedimentfjernelse i søer. Vand & Jord 8: 61-66.

Jeppesen E, Søndergaard M, Jensen JP, Havens KE, Anneville O, Carvalho L, Coveney MF, Deneke R, Dokulil MT, Foy B, Gerdeaux D, Hampton SE, Hilt S, Kangur K, Köhler J, Lammens EHHR, Lauridsen TL, Manca M, Miracle MR, Moss B, Nöges P, Persson G, Phillips G, Portielje R, Romo S, Schelske CL, Stralile D, Tatrai I, Willén E, Winder M. 2005. Lake responses to reduced nutrient loading - an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology*. 50(10):1747-1771. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01415.x>

Liboriussen L, Søndergaard M, Jeppesen E, Pedersen AR, Skov C, Skovgaard H, Christensen I, Bramm M, Marsbøl S, Pedersen L-L 2007. Sørestaurering i Danmark: Del 1: Tværgående analyser. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 88 s. (Faglig rapport fra DMU, Bind 636).

Reitzel K., Qu H., Lykkegaard M., Nielsen U.G., Nielsen P.H. 2019. Den globale phosphorudfordring. *Aktuel Naturvidenskab* 5:16-20.

Schelde J., Vestergaard A., Mølgaard K. 2010. Ny afvandingsteknik giver store besparelser. *Teknik og Miljø*, januar 2010: 36-38.

Søndergaard M. & Jeppesen E. 2019. Lake Søbygaard, Denmark: Phosphorus dynamics during the first 35 years after an external loading reduction. I: *Internal Phosphorus Loading in Lakes* (eds. Steinman & Spears) J. Ross Publishing.

Viborg Kommune 2016. Restaurering af Birkesø. https://kommune.viborg.dk/Borger/Natur,-miljoe-og-affald/Soer-og-vandloeb/Soeer/Projekter_i_soer/Birkesoe.

Forbud mod andefodring

Martin Søndergaard¹ og Liselotte Sander Johansson¹,

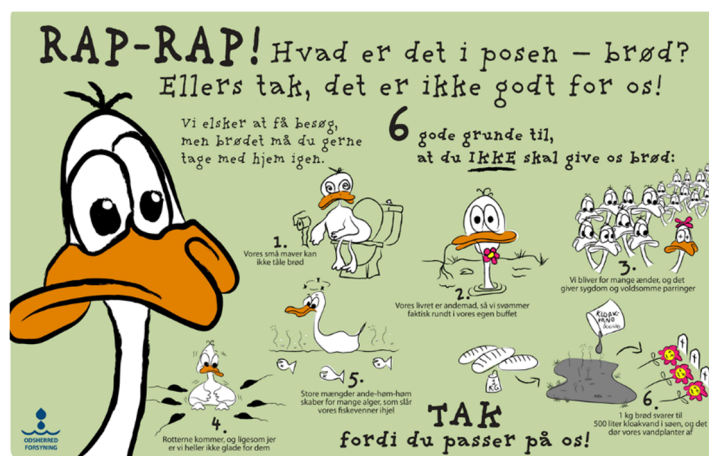
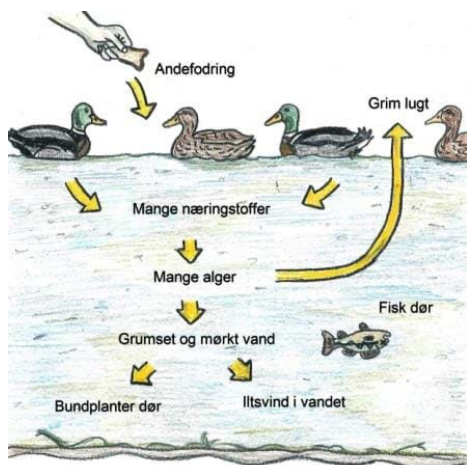
Fagfællebedømmelse: Torben Linding Lauridsen¹

¹ Bioscience, AU

Funktion og anvendelse

Fodring af ænder bidrager til søers og vandhullers næringsstoffertilførsel og kan derved forringe deres vandkvalitet, herunder medføre uønsket vækst af planktonalger. Fodring af ænder finder især sted i mindre søer, enten i forbindelse med en rekreativ udnyttelse (f.eks. i parker) eller i forbindelse med opdræt og udsætning af ænder af jagtmæssige interesser (Søndergaard mfl. 2006; Noer mfl. 2008). Der er fastsat grænser for antallet af ænder, der udsættes i jagtmæssig sammenhæng. Ved den rekreative fodring i parker og lignende anvendes typisk brød, mens der ved fodring i jagtlige sammenhænge anvendes korn.

Brøds indhold af næringsstoffer er blevet sammenlignet med indholdet af næringsstoffer fra kloakspildevand, hvor et kg tørt brød giver lige så meget næring som 500 liter kloakspildevand (Vordingborg Kommune). I flere kommuner søger man at begrænse fodringen af ænder ved forskellige former for formidling (Figur 3.30). Der kan være tale om både henstillinger og påbud.



Figur 3.30. Illustration af andefodringens effekter. Venstre: fra Vordingborg Kommune, højre: fra Odsherred Forsyning.

Effekt på fosfortab

Det er vanskeligt og meget usikkert at beregne effekten af andefodring på tilførslen af fosfor og dens effekt på søens vandkvalitet, fordi man ofte ikke ved, hvor meget der bliver fodret, hvilke typer af foder, der anvendes, og i hvilket omfang fodringens effekter overskygges af andre fosforkilder. Der kan laves antagelser i forhold til antal fugle og besøgende. Den negative effekt vil normalt være størst i næringsfattige søer og i mindre søer, hvor vandmængden og gennemstrømningen af nyt vand er begrænset (Søndergaard & Lauridsen, 2014). Et forbud på andefodring vil mindske fosfortilførslen til en række søer og vandhuller med positive effekter på søer, hvor denne fosfortilførsel via fodring og udsætning udgør en væsentlig andel af den samlede tilførsel. Et

forbud vil alt andet lige også medvirke til øget biodiversitet og naturværdi, men det er ukendt i hvor mange søer, det kan forbedre deres tilstand.

Effekt i tid og rum

Fodring og ekstra tilførsel af næringsstof vil normalt kunne spores inden for kort tid. Efter ophør af fodring kan ophobet fosfor på bunden til gengæld betyde, at effekten af fodring opretholdes over en årrække. Dette vil især være tilfældet i søer med langsom vandudskiftning. Søer, hvor de gældende arealkrav til udsætning og fodring overholdes, kan derfor eventuelt stadigvæk være påvirkede af tidligere tiders mere lempelige krav.

Overlap i forhold til andre virkemidler.

Der kan være overlap i forhold til virkemidler over for naturlige fuglebestande (se Virkemidlet Regulering af gæs og andre vandfugle).

Sikkerhed på data

Det er ukendt, i hvor mange søer andefodring finder sted. Der er stor usikkerhed om omfanget af den rekreative fodring og i hvor stort et omfang, fodring af ænder udgør et problem. Fodring af jagtmæssige interesser er til dels belyst i Noer mfl. (2008), men omfanget af udsætningen af ænder har formentlig været nedadgående de seneste 10-20 år.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Effekter af fodring ville kunne dokumenteres nærmere og forholdsvis hurtigt, hvis der blev igangsat målrettede undersøgelser.

Forudsætninger og potentiale

En vigtig forudsætning for gennemførelse af alle former for restaureringsindgreb i søer er, at den eksterne næringsstofftilførsel er reduceret tilstrækkeligt, herunder også øvrige former end tilførsel fra fugle eller direkte fra foderet.

Der er formentlig potentiale for yderligere oplysning til besøgende for at mindske fodringen af ænder, som flere kommuner allerede gør. Det naturmæssige og vandkvalitetsmæssige udbytte ved at begrænse fodring vil være størst for sårbare lokaliteter, herunder næringsfattige søer.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Igangsætning af undersøgelser, som dokumenterer effekten af andefodring under forskellige betingelser.

Sideeffekter

Kvælstof

Hvis der gennemføres forbud mod fodring af ænder, vil det også mindske tilførslen af kvælstof, hvilket kan bidrage til positive effekter på vandkvaliteten.

Klima

Forbud mod fodring af ænder vil mindske tilførslen af organisk stof og opbygning af organisk rigt sediment, hvilket kan bidrage til mindsket frigivelsen af klimagasser, herunder metan. Det er ikke et område, som er nærmere undersøgt.

Natur og biodiversitet

Fodring af ænder og den tilhørende forurening med organisk stof og næringsstoffer påvirker levevilkårene i negativ retning for en række organismer og vil generelt bidrage til mindsket biodiversitet. Et forbud mod andefodring vil for nogle områder påvirke den rekreative værdi.

Skadegørere og pesticider

Der er ingen kendte effekter på mængden af pesticider ved andefodring

Økonomi

Der findes ingen beregninger over det eventuelle tab af rekreative værdier, hvis fodring af ænder ikke tillades. Imidlertid vil en eventuel jagtgleje kunne påvirkes negativt. Danmarks Jægerforbund (prs.komm.) vurderer, at jagtglejen vil falde med 1/4 - 1/3. Da jagtglejeniveauet svinger meget fra landsdel til landsdel, er det svært at opgøre et nøjagtigt tab. I nogle egne er en hektar-pris på 800 kr. ikke unormalt, så et fald på 300 kr. pr ha. er ikke urealistisk, vurderer Danmarks Jægerforbund.

Referencer

Noer H., Søndergaard M. & Bramming T. (2008): Udsætning af gråænder i Danmark og påvirkning af søers fosforindhold. Faglig rapport fra DMU nr. 687. 44 sider.

Odsherred Forsyning. <https://www.odsherredforsyning.dk/om-odsherred-forsyning-a-s/nyheder/@446/rap-skilt-mod-fodring-af-%C3%A6nder>.

Søndergaard, M., Wiberg-Larsen, P. & Noer, H. (2006): Miljøpåvirkninger af søer som følge af udsætning af gråand. Notat, Danmarks Miljøundersøgelser 2006. 16 s.

Søndergaard, M. & Lauridsen, T.L. 2014. Fugle og karpers påvirkning af søer. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 50 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 84. <http://dce2.au.dk/pub/SR84.pdf>.

Vordingborg Kommune. <https://vordingborg.dk/kommunen/nyheder/nyhedsarkiv/raad-om-fuglefodring-i-soeer>.

Regulering af gæs og andre vandfugle

Martin Søndergaard¹, Liselotte Sander Johansson¹ og Henning Jensen²

Fagfællebedømmelse: Torben Linding Lauridsen¹

¹ Bioscience, AU

² Biologisk Institut, SDU

Funktion og anvendelse

Rastende fugle, som fouragerer på land eller i havet; men tilbringer hvileperioder på eller ved en sø, bidrager med en forøget næringsstofftilførsel til søer, og derved potentielt til reduceret vandkvalitet og økologisk kvalitet. Regulering af bestanden lokalt af disse fugle, typisk gæs, skarver og svaner, ville kunne mindske denne påvirkning.

Mindsket jagttryk på grågås, vintergrønne marker og isfri søer har betydet, at grågæs og svaner, bl.a. sangsvaner, nu overvintrer inde i landet, hvor de græsser på vintersæd og tilbringer natten på søernes vandflade. Totalfredning af skarv, som mest fouragerer i havet og i den nedre del af vandløbene, har medført, at den danner kolonier ved flere og flere søer. Især skarvens fækaler er meget fosforrige.

Fugletællinger og modelberegninger af næringsstofftilførsel fra fækaler har vist, at denne kilde kan være meget betydelig i nogle søer. I den lavvandede eutrofe Hvidkilde Sø (Fyn) blev det beregnet, at rastende grågæs tilførte søen 40-50 kg P / år af en samlet tilførsel på omkring 150 kg P / år (Nissen 2016). I den næringsfattige lobeliesø Kalgaard Sø i Midtjylland blev det vurderet, at skarver og sangsvaner tilførte søen 17-25 kg P / år mens den øvrige tilførsel fra opland og atmosfære kun var 4,5 kg (Pedersen 2019). Andre eksempler er beskrevet i Skriver (2016). I de næringsfattige søtyper, som eksempelvis lobeliesøer, kan rastende vandfugle, som bidrager til en øget fosfortilførsel således have afgørende negativ betydning for tilstanden. For danske søer som helhed vil tilførslen af fosfor via fugle dog i langt de fleste tilfælde være af ringe betydning i forhold til øvrige fosforkilder (Søndergaard og Lauridsen, 2014 og referencer deri).

Effekt på fosfortab

Mindsket antal rastende gæs på søfladen vil reducere fosfortilførslen og dermed alt andet lige forbedre vandkvaliteten og den økologiske tilstand. Effekten af rastende fugle i forhold til arter og antal af fugle kan vurderes på baggrund af erfaringstal (se mere i Søndergaard og Lauridsen, 2014). Næringsfattige søer og søer med langsom vandudskiftning vil være i størst risiko for potentielt at blive påvirket negativt af gæs og andre vandfugle.

Effekt i tid og rum

Forudsat gæs har haft væsentlig betydning for næringsstofftilførslen til en sø, vil regulering af gæs med det samme reducere næringsstofftilførslen og dermed forbedre vandkvaliteten. I søer, som gennem længere tid har haft en stor bestand af rastende gæs / vandfugle, kan der være opbygget en pulje af fosfor i sedimentet. Denne pulje kan bidrage til en intern fosforbelastning over længere tid, også efter at antallet af gæs er reduceret.

Regulering af ”bestanden af gæs” bør ikke ses som en generel manøvre, blandt andet fordi der findes mange forskellige arter, bestande og delbestande. Endvidere vil en regulering af gæs på landsplan ikke nødvendigvis have en effekt på eksempelvis de næringsfattige, sårbare lobeliesøer søer i Vestjylland. Her er det nødvendigt med et lokalt kendskab, herunder viden om fx trækkende gæs, som blot raster i Danmark i en periode. En regulering af gåsebestande kan foretages f.eks. ved bortskræmning fra lokaliteter, hvor det er sandsynligt, at gæssene eller andre vandfugle spiller en væsentlig rolle for fosfortilførslen og søernes tilstand.

Overlap i forhold til andre virkemidler

Der kan være overlap i forhold til virkemidlet Forbud mod andefodring (denne rapport).

Sikkerhed på data

Der er generelt ringe kendskab til effekten af gæs og andre vandfugle, men i takt med en øget gåsebestand vurderes deres effekt at være stigende på sårbare lokaliteter.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Moniteringsprogrammer, hvor der på standardiseret vis indsamles data om fugle og deres ophold på søer, kan igangsættes.

Forudsætninger og potentiale

En vigtig forudsætning for gennemførelse af alle former for restaureringsindgreb i søer er, at den eksterne næringsstofftilførsel er reduceret tilstrækkeligt, herunder også øvrige former end den fra fugle.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

For at kunne vurdere gæs og andre vandfugles effekt på specifikke søer vil det være nødvendigt at gennemføre undersøgelser for de berørte områder. Efterfølgende kan det være nødvendigt med kontrolforanstaltninger.

Sideeffekter

Kvælstof

Tilførslen af kvælstof vil reduceres parallelt til reduktionen af fosfortilførslen, hvis antallet af gæs reguleres.

Klima

Mere og flere klarvandede søer vil generelt bidrage til mindre klimabelastning, fordi frigivelsen af metan er større fra uklare end klarvandede søer (Davidson mfl., 2018).

Natur og biodiversitet

Reduceret næringsstofftilførsel til søer vil forbedre den økologiske tilstand. Mængden af gæs vil blive reduceret og evt. påvirke den rekreative værdi for det fugleinteresserede publikum.

Skadegørere og pesticider

Der er ingen effekter på mængden af pesticider ved regulering af gæs

Referencer

Nissen, N., K. 2016. Tilstanden i Hvidkilde Sø. Vurdering af fosfor-massebalance og af mulighederne for at opnå en god vandkvalitet ved manipulation af den trofiske struktur. Bachelorrapport fra Biologisk Institut, Syddansk Universitet.

Pedersen, C. 2019. Undersøgelse af miljøtilstanden i Kalgaard Sø med henblik på restaurering. Bachelorprojekt fra Biologisk Institut, Syddansk Universitet.

Skriver, J. 2016. Gæs forurener sjældne lobeliesøer. *Natur og Miljø*, juni.: <http://old.dn.dk/Default.aspx?ID=47929>

Søndergaard, M. & Lauridsen, T.L. 2014. Fugle og karpers påvirkning af søer. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 50 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 84 <http://dce2.au.dk/pub/SR84.pdf>.

Bilag 1. Beregning af indkomsttab ved arealvirkemidler – metodisk tilgang, justeringer og underliggende antagelser

Louise Martinsen¹, Michael Fris Pedersen², Brian H. Jacobsen² og Berit Hasler¹

¹ Miljøvidenskab, AU

² Fødevarer- 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. Derefter følger i afsnit 2 en mere detaljeret gennemgang af det opgjorte indkomsttab, der er anvendt for en række virkemidler i nærværende virkemiddelkatalog. I kapitel 3 sammenlignes indkomsttab opgjort efter forskellige principper.

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, 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 udbyttelniveau skal være på niveau med de faktiske udbytter opgjort af fx Danmarks statistik. 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 indtjening (dækningsbidrag II) 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 relativt lav, idet resultaterne opgøres som gennemsnit på tværs af hovedgrupper af afgrøder (fx 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 Dækningsbidrag II (DBII) på basis af regnskaber giver en gennemsnits betragtning i to dimensioner, dels er det en gennemsnitlig betragtning på tværs af bedrifter og 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 (fx fra regnskab) og de aftaler (fx 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, så beskriver det den marginale indtjening (DBII) på tværs af størrelses grupper. 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 B1., er der ikke så stor en variation over årene, da forpagtningsaftaler typisk indgås for en årrække. Den gennemsnitlige niveau er omkring 2.368 kr. pr. ha for 2013-2018.

Tabel B1. Forpagtningsværdier landbrug (heltid) 2013-2018.

År	2013	2014	2015	2016	2017	2018	Gns.
3.2. Forpagtning, ha, primo (jordbrugsareal)	53	55	56	64	69	73	62
12.1.3. Forpagtningsafgift (finansieringsomkostninger), 1000 kr.	230	236	235	271	289	310	262
Forpagtningsafgift pr. ha (kr. pr. ha)	4.377	4.264	4.181	4.213	4.211	4.251	4.250
Grundbetaling	2.016	1.977	1.938	1900	1.862	1.825	1.882
Forpagtningsafgift pr. excl. Enkeltbetaling	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 B2 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 forpagtningsafgiften er højest på Fyn, mens jordprisen er højest på Lolland-Falster (se tabel B3 og andre analyser af jordprisen). Det vurderes generelt, at de højeste forpagtningsafgifter betales af større husdyrbedrifter, mens planteavlsbedrifter betaler mindst (se også Olsen og Elleby, 2017).

Tabel B2. Forpagtningsværdier 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 B3. 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 B4 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 B4 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, hvilket 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 B10 – tabel B12, hvor dækningsbidragene 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 dækningsbidragene for sædskifter såvel som enkelt afgrøder 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, så vurderes denne tilgang at være den mest overskuelige tilgang, idet antallet af estimater til at beregne reduktionsomkostningerne for N og P 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 B4. 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 dækningsbidrag II (DB II) 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 (DB I) for på sigt – efter omkostningstilpasningen – kun at miste forskellen på DB II.

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 (jordreje), 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 DB I før og efter tiltaget og forskellen på DB II før og efter tiltaget.

På lang sigt er forskellen mellem DB II 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. Dette indikerer, at de her estimerede indkomsttab underestimerer de reelle tab – i hvert fald på det korte 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 dækningsbidrag 2 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 højbærdiafgrøder så som frøgræs, kartofler og andre grøntsager¹¹, 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 højbærdiafgrøder indgår i sædskiftet, vil derfor naturligt ligge højere end indkomsttabet for bedrifter / arealer uden højbærdiafgrøder.

I det gennemsnitlige indkomsttab beregnet i nærværende sammenhæng inkluderes der ikke højbærdiafgrøder, 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 højbærdiafgrøder, idet tiltagene typisk ikke forventes at berøre arealer, hvor der dyrkes højbærdiafgrøder.

I praksis vil det dog være muligt, og relativt nemt, at inddrage højbærdiafgrøder 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 højbærdiafgrøde. For omdriftsarealer uden højbærdiafgrøder kunne det gennemsnitlige indkomsttab (uden højbærdiafgrøder) anvendes, mens der for arealer med højbærdiafgrøder kunne anvendes det samme gennemsnit plus et tillæg, der afspejler den gennemsnitlige indkomstforskel mellem sædskifter hhv. med og uden højbærdiafgrøder (eventuelt også differentieret ud fra andre kriterier). I forhold til størrelsen af tillægget, så vurderes det i at arealer, der anvendes til sædskifter med højbærdiafgrøder, i gennemsnit over en årrække vil få et ekstra indkomsttab på cirka 600 kr. pr. ha pr. år mere end tilsvarende arealer, der ikke anvendes til højbærdiafgrøder (Pedersen og Jacobsen, 2019). Estimatet er baseret på dækningsbidrag fra Danmarks Statistik (2019) for perioden 2008-2017, og DB II for omdriftsarealer uden højbærdiafgrøder i sædskiftet er beregnet til 900 kr. pr. ha pr. år, mens DB II er beregnet til 1.500 kr. pr. ha for arealer med højbærdiafgrøder 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 B5 nedenfor. Som følge af fødevare- og landbrugspakken fra 2015 er kravene til harmoniarealer for slagtesvin lempet fra 1,4 til 1,7 dy-

¹¹ Tidligere ville afgrødekode 160, sukkerroer, være anset for en højbærdiafgrøde. Fra 2017 er EU's markedsordning for sukker blevet liberaliseret, og produktionen er derfor nu baseret på verdensmarkedspriser. Det historiske niveau af DB II afspejlet i appendiks B er derfor ikke længere retningsgivende. Omvendt er det usikkert, hvorvidt niveauet i 2017 er retningsgivende. Det forventes, at sukkerroer i en årrække fremover vil være en konkurrencedygtig afgrøde, uden at den længere kan betragtes som en højbærdiafgrøde.

reenheder (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 og Jacobsen (2019) vurderer, at indkomsttab knyttet til tab af harmoniareal udgør ca. 200 kr. pr. 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. pr. ha.

Tabel B5. Indkomsttab som følge af tab af harmoniareal.

	Jacobsen (2015)	Ørum et al. (2017)	Jacobsen (2017a)	Aktuelt skøn
Omdriftsarealer	100 kr./ha	330 kr./ha (ved 1,7 DE/ha)	200 - 725 kr./ha	200 kr./ha (0 - 725 kr./ha)
Permanente græsarealer	0 kr./ha	330 kr./ha (ved 1,7 DE/ha)	200 - 725 kr./ha	0 kr./ha (0 - 725 kr./ha)
Natur	0 kr./ha	330 kr./ha (ved 1,7 DE/ha)	0 - 100 kr./ha	0 kr./ha (0 - 100 kr./ha)

Kilder: Jacobsen (2015); Jacobsen (2017a); Ørum et al. (2017) Pedersen og Jacobsen (2019)

Fordelingsmæssige antagelser – sædskifter, jordtyper og anvendelse af husdyrgødning

Som nævnt er der i lighed med tidligere beregninger (Eriksen et al., 2014) anvendt Dækningsbidrag II (DBII) som mål for den tabte produktion. Dækningsbidragsberegningerne er baseret på budgetkalkuler fra SEGES (www.farmtalonline.dk). DBII omfatter indtægterne fra produktionen fratrasket de variable omkostninger og kapacitetsomkostningerne, herunder maskinomkostninger, da det antages, at disse omkostninger vil spares¹². Afskrivninger til bygninger m.v. fratrækkes ikke, da disse antages ikke at blive berørt af arealvirkemidlerne¹³.

¹² 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.

¹³ Hvis disse udgifter blev trukket fra, ville det beregnede økonomiske tab blive mindre.

Der er beregnet et gennemsnitligt dækningsbidragstab 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 5 år, da der ikke foreligger regnskabstal for 2018.

Reduktionsomkostningerne for de virkemidler, hvor arealerne udtages af om-driften, 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 vanding¹⁴ (JB 1-4) og to kategorier af sandjorde uden vanding (JB 1+3 og JB 2+4). Generelt betyder vanding et øget udbytte og et højere forbrug af bl.a. gødning. De to 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 JB 5-6 i Farmtal Online, som antages at være repræsentative for lerjord. Som nævnt opereres der i nærværende analyse med 3 forskellige sandjords kategorier; JB 1+3, JB 2+4 og JB 1-4 med vanding. For to af disse, JB 1+3 og JB 1-4 med vanding, eksisterer det kalkuler i Farmtal Online, som direkte kan anvendes i analysen. For JB 2 og 4 forventes DBII at være højere end på jorde i JB 1+3 kategorien, og idet de tilsammen udgør godt 30% af det dyrkede areal, vurderes det nødvendigt at opføre DBII særskilt for denne jordtype kategori. Der er imidlertid ikke udarbejdet en kalkule for JB 2+4 i Farmtal Online, og for denne kategori er det derfor nødvendigt at estimere DBII. DBII for JB 2+4 sandjorde estimeres med udgangspunkt i DBII for sandjorde (JB 1+3) og lerjorde (JB 5-6), samt de jordtype specifikke normudbytter¹⁵ for de enkelte afgrøder i de to type sædskifter. Med reference til normudbytterne er der for hver enkel afgrøde udledt et sæt vægte, der angiver forholdet mellem DBII for hhv. sandjorde JB 1+3 og sandjorde JB 2+4, og lerjorde JB 5-6 og sandjorde JB 2+4. De beregnede vægte fremgår af tabel B6.

Tabel B6. Vægte brugt i estimering af DBII for sandjorde JB 2+4.

Afgrøde	Vægt - JB 1+3	Vægt - JB 5+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

¹⁴ I beregningen af dækningsbidraget for sædskifter på sandjorde med vanding fra-regnes faste vandingsomkostninger, idet disse omkostninger ikke formodes at bortfalde som følge af driftsophør på arealerne.

¹⁵ Normudbytterne fremgår af "Vejledning Vejledningen om gødsknings- og harmoniregler", der udgives årligt. Beregningerne i nærværende analyse omfatter norudbytter opgjort for 6 planperioder (2013/ 14 til 2018/ 19).

I lyset af højere krav om flere målrettede efterafgrøder kan DB II 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, så er efterafgrøder ikke med i disse beregninger.

Tabel B7. Typesædskifter.

Afgrøder	Afgrøder
- Sædskifte på plante- og svinebedrifter	- 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 det, 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 vandoplande og deloplande bør der tages udgangspunkt i opgørelser af tilgængeligt harmoniareal/friharmoniareal.

Det gennemsnitlige dækningsbidrag, og dermed indkomsttab, på tværs af sædskifter, jordtyper og anvendelse af husdyrgødning beregnes til 1.883 kr./ha. I tabel B8 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 B10, tabel B11 og tabel B12, og disse kan anvendes i mere detaljerede beregninger på oplandsniveau, hvor man har data om afgrødefordeling og husdyrproduktion.

Tabel B8. Gennemsnits dækningsbidrag (DKK/ha/år; perioden 2013-2018).

	Sandjord - JB 1+3	Sandjord - JB 2+4	Sandjord JB 1- 4 med vanding	Lerjord	Gennemsnit DB, Vægtet (DKK/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 DB, Vægtet (DKK/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 B9.

Gennemsnitsdækningsbidraget er ikke beregnet som et simpelt gennemsnit over jordtyper og sædskifter, men som et vægtet gennemsnit, hvor hver jordtype/sædskiftekomination 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 af tabel B9. Der er i beregningerne af arealvægte taget udgangspunkt JB 1 -9, og JB 11 indgår således ikke i vægtning, ligesom den heller ikke er inkluderet i beregningen af DBII i tabel B7. 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. $\frac{3}{4}$ af det vandede areal findes på JB 1+3 og ca. $\frac{1}{4}$ er JB 2+4. Det faktiske areal, der fremadrettet kan vandes kan være højere, og opgøres f.eks. for 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 B10-B12 fremgår dækningsbidrag for de enkelte afgrøder for de 4 jordtyper over de 6 år (2013-2018). I nogle tilfælde indgår de samme afgrøder flere gange, og det er fordi de indgår i to år i det opstillede sædskifte.

Tabel B9. Estimerede relative arealvægte for DB II vurderinger i tabel B8 for bedriftstyper og JB 1-9.

	Sandjord JB 1+3	Sandjord JB 2+4	Sandjord JB 1-4 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 JB 1-9	0,20	0,32	0,12	0,37

Tabel B10. Dækningsbidrag for typesædskifte for plante- og svinebedrifter, med tildeling af husdyrgødning

Sandjord (JB 1+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 (JB 2+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 (JB 1-4)

	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 (JB 5-6)

	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 B11. Dækningsbidrag for typesædskifte for plante- og svinebedrifter, uden tildeling af husdyrgødning.

Sandjord (JB 1+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 (JB 2+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 (JB 1-4)

	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 (JB 5-6)

	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 B12. Dækningsbidrag for typesædskifte for kvægbedrifter, med tildeling af husdyrgødning.

Sandjord (JB 1+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 (JB 2+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 (JB 1-4)

	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 (JB 5-6)

	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 den korte gennemgang af de forskellige mulige metodiske tilgange til opgørelse af indkomsttab, så er 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 gennemsnits dækningsbidragene for de to type sædskifter opgjort på baggrund af data fra Danmarks Statistik som vist i tabel B13 (plante- og svine-sædskifte) 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 det, 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. pr. ha hvilket er lavere end de 1.605-2.480 kr. pr. ha der fremgår af tabel B8. For kvæg ligger de 75 kr. pr. ha i tabel B14 også under de 2.213 kr. pr. ha der fremgår af tabel B8.

Tabel B13. DB II 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 B14. DB II 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 B9, 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 (fx 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 DB II 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 dækningsbidraget for korn (som en samlet afgrødekategori) opgøres særskilt for forskellige bedriftsstørrelseskategorier. Som det fremgår af tabel B15, er der betydelig variation i dækningsbidrag afhængigt af størrelsen af det samlede dyrkede areal. Forskellen i dækningsbidrag II 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 DKK/ha.

Tabel B15. Dækningsbidrag for korn for forskellige bedriftsstørrelseskategorier (DKK/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 estimer. Med reference til tabel B10, B11 og B12 ses det, 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 i fht. 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 JB 2+4 højere end dækningsbidraget for JB 1+3.

Der er også lavet mindre justeringer i typesædsiftet for kvægbedrifter; mere specifikt er efterafgrøde efter helsæd fjernet for kvægsædsiftet på lerjord, og derudover er afgrøden "Byghelsæd" udskiftet med "Majs til helsæd".

En anden forskel relateret til typesædsiftet for kvægbedrifter er, at der i det tidligere katalog var inkluderet to versioner af dette sædsifte; én med husdyrgødning, og én uden husdyrgødning. I de nye beregninger antages det, 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. pr. hkg, mens kornprisen i anden periode var 121 kr. pr. hkg. (Kilde: DST, 2020; LPRIS10)

Endelig er der den væsentlige forskel, at gennemsnittet i det tidligere katalog blev beregnet som et simpelt gennemsnit på tværs af sædsifte, 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 sædsifte- og jordtypekombinationer, og som det fremgår af tabel 9, afviger denne betydeligt fra den lige fordeling, der lå til grund for de tidligere beregninger.

Kilder:

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

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

[Tom side]

VIRKEMIDLER TIL REDUKTION AF FOSFORBELASTNINGEN AF VANDMILJØET

Rapporten er et katalog over virkemidler, som kan målrettes til de områder, hvor både risikoen for fosfortab er stor, og hvor vandmiljøet er fosforfølsomt. Virkemidlerne kan anvendes i en målrettet fosforindsats i de kommende vandområdeplaner 2021- 2027. Kataloget indeholder samtidig forslag til afværgesforanstaltninger mod fosfortab i den nationale vådområdeindsats.