



UDVIKLINGSSPOR FOR FOSFOR: FOSFORRISIKOKORT OG VIRKEMIDLER

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 674

2025



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

UDVIKLINGSSPOR FOR FOSFOR: FOSFORRISIKOKORT OG VIRKEMIDLER

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 674

2025

Hans Estrup Andersen¹

Goswin Heckrath²

Berit Hasler³

¹Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience

²Aarhus Universitet, Institut for Agroøkologi

³Københavns 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. 674
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Udviklingsspor for fosfor: fosforrisikokort og virkemidler
Forfatter(e): Institution(er):	Hans Estrup Andersen ¹ , Goswin Heckrath ² , Berit Hasler ³ ¹ Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience, ² Aarhus Universitet, Institut for Agroøkologi, ³ Københavns Universitet, Institut for Fødevare- og ressourceøkonomi
Udgiver: URL:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi © http://dce.au.dk
Udgivelsesår: Redaktion afsluttet:	Oktober 2025 Oktober 2025
Faglig kommentering: Kvalitetssikring, DCE:	Gitte Blicher-Mathiesen Signe Jung-Madsen
Ekstern kommentering:	Kommentarerne findes her:
Finansiel støtte:	Miljøstyrelsen, nu Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø
Bedes citeret:	Andersen, H.E., Hasler, B., Heckrath, G. 2025. Udviklingsspor for fosfor: fosforrisikokort og virkemidler Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 50 s. – Videnskabelig rapport nr. 674
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	I rapporten præsenteres resultaterne af det første af to delprojekter vedrørende videreudvikling af fosforrisikokortlægningen og udvikling af yderligere virkemidler til reduktion af diffuse fosfortab.
Emneord:	Fosfor, fosforrisikokortlægning, virkemidler
Foto forside:	Temafoto af Søren Kjelgaard
ISBN:	978-87-7156-985-8
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	50

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
Summary	8
1 Baggrund	10
2 Formål	11
3 Projektindhold	12
4 Opdatering af fosforrisikokort	14
4.1 Fosfortab fra dyrkede, dræned, organiske jorde	14
4.2 Udvikling af model til beregning og kortlægning af fosfortab ved makroporetransport	14
4.3 Fosforindhold i vandløbsbrinker	19
5 Virkemidler mod diffuse fosfortab	24
5.1 Introduktion	24
5.2 Virkemidler mod brinkerosion	24
5.3 Sandfang	29
5.4 Fosfor-drænfiltre	31
5.5 Integrerede bufferzoner	32
5.6 Fosfor-vådområder	32
6 Integration af risikokortlægning og virkemidler	34
6.1 Introduktion	34
6.2 Effekt ved fuld udnyttelse af virkemiddelpotentialer	34
7 Konklusion	41
8 Referencer	42
Bilag 1. Fosforindhold i brinker: Statistisk analyse	45
Bilag 2. Beregning af potentialet for fosfortilbageholdelse i integrerede bufferzoner	48
Bilag 3. Estimering af potentiale for fosfor-vådområder (P-ådale)	49

Forord

Med det foreslåede indsatsprogram for søer i tredje vandplanperiode 2021-2027 (Miljøministeriet, 2023) imødekommes kun en mindre del af indsatsbehovet for fosfor. Frem mod 2027 skal det resterende indsatsbehov håndteres så omkostningseffektivt som muligt. Miljøstyrelsen har i 2022 igangsat et udviklingsprojekt, der omfatter to delprojekter, hhv. *Udviklingsspor for fosfor: fosforrisikokort og virkemidler* og *Udviklingsspor for fosfor: omkostningseffektiv fosforindsats og testoplande*. I denne rapport præsenteres resultaterne af det første delprojekt vedrørende videreudvikling af fosforrisikokortlægningen og udvikling af yderligere virkemidler til reduktion af diffuse fosfortab. Det andet delprojekt omfatter opsætning af omkostningsminimeringsmodellen TargetEcon-P (Hasler et al. 2023) på 447 søoplande, indarbejdelse af nye virkemidler, følsomhedsanalyser og tests af forudsætninger. Dette delprojekt afrapporteres selvstændigt (Hasler et al., 2025). Projektet er udført i samarbejde mellem Aarhus Universitet (DCE og DCA) og Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi ved Københavns Universitet. Aarhus Universitet har varetaget felt- og laboratorieforsøg samt virkemiddelbeskrivelser mens Københavns Universitet har foretaget de økonomiske vurderinger og modelopsætninger i TargetEcon-P.

Sammenfatning

Som et led i arbejdet med at anvise en omkostningseffektiv opfyldelse af indsatsbehovet for søer med hensyn til fosfor er muligheden for at forbedre den eksisterende fosforrisikokortlægning og for at udvikle nye virkemidler til reduktion af diffuse fosfortab undersøgt.

I en række projekter foregår der pt. målinger af fosfortab fra dyrkede, dræned organiske jorde. Tidsserierne er dog endnu så korte (< 2 år), at det anses som værende for tidligt at inddrage disse i en revurdering af tabsestimerne.

Mens risikoen for makroporetransport er blevet kortlagt for landbrugsjord i Danmark, savnes der modeller, der kan knytte fosformobilisering og makroporestrømning sammen og dermed kvantificere fosfortab på markniveau. Sammenhænge mellem jordkarakteristika og fosfortab blev undersøgt på et stort datasæt omfattende eksperimentelt bestemt udvaskning af opløst og partikelbundet fosfor fra 193 intakte jordsøjler fra 11 lokaliteter i Danmark. De statistiske analyser viser, at fosfortabet i opløst og partikelbundet form under makroporeafstrømningsscenarier i rimelig grad kan forklares ud fra forskellige jordegenskaber, der enten er kortlagt i Danmark eller har potentialet til at blive kortlagt. Der er dog en betydelig variation, der ikke forklares af modellerne; hhv. 32 % og 24 % for tab af opløst og partikelbundet fosfor.

Brinkerosion udgør en stor kilde til diffuse fosfortab, og det er tidligere påvist, at fosforindholdet i brinkerne i mange landskabstyper er højt. Imidlertid er der ikke udført systematiske prøvetagninger med gentagelser, hvorfor der ikke er viden om variationen og dermed usikkerheden på de eksisterende estimater for fosforindhold. En undersøgelse omfattende udtagning af 360 brinkprøver fra tre vandløbsstrækninger indenfor den samme landskabstype (yngre moræne) bekræftede det tidligere estimat, men viste, at der er meget stor variation i fosforindholdet i brinker selv indenfor samme vandløbsstrækning, hvorfor der er behov for yderligere prøvetagninger og analyser for at konsolidere estimaterne.

Tre nye virkemidler mod diffuse fosfortab udviklet i tidligere projekter er her operationaliseret og beskrevet med hensyn til effekt, potentiale og omkostninger: genslyngning af vandløb og hævning af vandløbsbunden, som begge retter sig mod fosfortab ved brinkerosion, og sandfang, som opfanger fosfor, som transporteres i vandløb. Virkemidlerne kan herved indarbejdes i modellen TargetEcon-P.

Potentialer for integrerede bufferzoner og for fosfor-vådområder er opgjort landsdækkende med henblik på anvendelse i TargetEcon-P. Potentialet for integrerede bufferzoner er fastlagt i samarbejde med projektet *Second Opinion, fase III (styrket modelgrundlag)* og udgør 25.000 ha. Potentialet for fosfor-vådområder har tidligere været opgjort for en række søoplande, mens det landsdækkende potentiale opgjort på grundlag af en række fastlagte kriterier udgør 130.000 ha.

Forud for opsætning og beregninger med optimeringsmodellen TargetEcon-P er der for oplandene til 447 søer beregnet reduktioner i oplandstab af fosfor ved anvendelse af en række virkemidler ved fuld udnyttelse af virkemid-

delpotentialerne. Disse beregninger belyser den absolutte, teoretiske mulighed for reduktion af det diffuse fosfortab. Beregningerne kan blandt andet anvendes i gap-analyser; dvs. tilfælde hvor TargetEconP med den modellerede dosering og sammensætning af virkemidler ikke kan anvise målopfyldelse mht. fosforreduktion til en given sø. Beregningerne er foretaget på ID15-oplandsniveau og derefter aggregeret til de respektive søoplande. Metoderne er de samme som anvendt i projektet *Second Opinion, fase III, styrket modelgrundlag*, men er her anvendt i en finere, rumlig opløsning. Resultaterne er overdraget til Miljøstyrelsen og vises ikke her, men anvendes i delprojektet *Udviklingsspor for fosfor: omkostningseffektiv fosforindsats og testoplande*.

Summary

As part of the work to determine a cost-effective fulfillment of the need for action for lakes regarding phosphorus, the possibility of improving the existing phosphorus risk mapping and of developing new measures to reduce diffuse phosphorus losses is investigated.

Currently, in several projects, measurements of phosphorus loss from cultivated, drained organic soils are carried out. However, the time series are still so short (< 2 years) that it is considered too early to include them in a reassessment of the loss estimates.

While the risk of macropore transport has been mapped for agricultural land in Denmark, there is a lack of models that can link phosphorus mobilization and macropore flow together and thus quantify phosphorus loss at field level. Correlations between soil characteristics and phosphorus loss were investigated on a large data set comprising experimentally determined leaching of dissolved and particle-bound phosphorus from 193 intact soil columns from 11 locations in Denmark. The statistical analyses show that the phosphorus loss in dissolved and particle-bound form under macropore runoff scenarios can be reasonably explained based on various soil properties that have either been mapped in Denmark or have the potential to be mapped. However, there is considerable variation not explained by the models; respectively 30% and 77% for loss of dissolved and particle-bound phosphorus.

Stream bank erosion is a major source of diffuse phosphorus loss, and it has previously been shown that the phosphorus content in the stream banks in many landscape types is high. However, since systematic sampling with repetitions has not been carried out the variation and thus the uncertainty of the existing estimates for phosphorus contents are unknown. A study involving 360 stream bank samples from three watercourse stretches within the same landscape type (younger moraine) confirmed the earlier estimate but showed that there is a very large variation in the phosphorus content of stream banks even within the same stream stretch, which is why further sampling and analyses are needed to consolidate the estimates.

Three new measures against diffuse phosphorus loss have been developed and described in terms of effect, potential and costs: re-meandering of streams and raising the stream bed, both of which target phosphorus loss through stream bank erosion, and sand traps, which capture phosphorus that is transported in streams. The measures can thereby be incorporated into the TargetEcon-P model.

Potentials for integrated buffer zones and for phosphorus wetlands have been calculated nationwide for use in TargetEcon-P. The potential for integrated buffer zones has been determined in collaboration with the *Second Opinion project, phase III* and amounts to 25,000 ha. The potential for phosphorus wetlands has previously been calculated for a number of lake catchments, while the nationwide potential calculated on the basis of a number of fixed criteria amounts to 130,000 ha.

Prior to setting up and calculations with the cost-minimization model TargetEcon-P, reductions in the loss of phosphorus were calculated for the catchment areas of 447 lakes by using several measures, with full utilization of the potentials. These calculations highlight the absolute, theoretical possibility for reducing the diffuse phosphorus loss. The results can be used, among other things, in gap-analyses, i.e. cases where TargetEcon-P, with the modeled dosage and composition of mitigation measures, cannot reach target fulfillment in terms of phosphorus reduction for a given lake. The calculations have been made at ID15 catchment level and then aggregated to the respective lake catchments. The methods are the same as used in the project *Second Opinion, phase III*, but are used here in a finer, spatial resolution.

1 Baggrund

Med det foreslåede indsatsprogram for søer i tredje vandplanperiode 2021-2027 imødekommes kun en mindre del af indsatsbehovet for fosfor. Frem mod 2027 skal det resterende indsatsbehov håndteres så omkostningseffektivt som muligt.

Der er i 2020 udviklet en landsdækkende kortlægning over risikoområder for de mest betydende diffuse fosfortab med en tilhørende estimering af fosfortab fra risikoområderne (Andersen og Heckrath, 2020). Ligeledes er der udviklet et katalog over virkemidler mod diffuse fosfortab (Andersen et al., 2020). Fosfor-risikoområder og fosforvirkemidler er knyttet sammen i en økonomisk omkostningsminimeringsmodel, TargetEcon-P (Hasler et al., 2022). I et tidligere projekt er der med TargetEcon-P foretaget økonomiske analyser af, hvor langt man kan nå i forhold til en indsats baseret på de arealvirkemidler, hvor der kan beregnes en omkostning for at reducere fosfortab og virkemidlernes potentiale til søer og indsatsbehov i forhold til vandområdeplanen for anden planperiode.

2 Formål

Formålet med denne del af udviklingssporet er at videreudvikle baggrundsviden til placering af en omkostningseffektiv fosforindsats. Projektet vil derfor omfatte opdatering af fosforrisikokortet, operationalisering af en række nye virkemidler til reduktion af diffuse fosfortab udviklet i tidligere projekter samt fastlæggelse af potentialer for disse virkemidler. Det opdaterede fosforrisikokort, de nye virkemidler og deres potentialer indarbejdes i modellen TargetEcon-P med henblik på at beregne omkostningseffektiv opfyldelse af fosfor-indsatskrav til søer. Opsætning af den opdaterede model afrapporteres i delprojektet *Udviklingsspor for fosfor: omkostningseffektiv fosforindsats og testoplande*. De bagvedliggende værktøjer skal kunne levere resultater, der kan anvendes til implementering direkte i forvaltningen ved at udpege omkostningseffektive virkemidler, dosering og placering i søoplande. Vurderinger af egnede incitament (reguleringsinstrumenter) til implementering (fx tilskud) vurderes ikke. Modellen TargetEcon-P sættes op for alle målsatte søer (2021-2027) samt søer i kæder med disse søer.

3 Projektindhold

Elementerne i projektbeskrivelsen er beskrevet nedenfor. En detaljeret gennemgang af metoder findes under de enkelte kapitler.

Opdatering af fosforrisikokort

Dyrkede, dræned, organiske jorde

Der inkluderes målinger fra flere dyrkede, dræned, organiske jorde end tidligere gjort, så tabsestimatet fra disse jorde kan baseres på et større grundlag og dermed med større sikkerhed.

Udvikling af model til beregning og kortlægning af fosfortab ved makroporetransport

Der er gennemført talrige kolonneudvaskningsforsøg hos Institut for Agroøkologi på forskellige jordtyper ifm. udviklingen af modellen for makroporeafstrømning. Udover hydrauliske målinger er der indsamlet data over fosforkoncentrationer i afstrømningen samt generelle jordegenskaber. Disse data anvendes til at udvikle et udtryk til estimering af fosfortabspotentiale ved makroporetransport under hensyntagen af jordens indhold af mobiliserbart fosfor. Udtrykket vil kunne knyttes til det eksisterende kort over risiko for makroporeafstrømning, hvorved fosfortab ad denne transportvej kan estimeres kvantitativt og geografisk distribueret.

Virkemidler mod diffuse fosfortab

Tre nye virkemidler mod brinkerosion

Ved hjælp af en nyudviklet model kan fosforeffekten af tre tiltag i forbindelse med vandløbsprojekter kvantificeres: slyngning af vandløb, hævning af vandløbsbund, og ændret brinkhældning (Kronvang og Larsen, 2023). De tre tiltag skal formuleres som fosforvirkemidler, potentialer for anvendelsen skal udredes og kortlægges, og der skal laves omkostningsberegninger. Mht. potentialer tages der udgangspunkt i de vandløbsindsatser, der er planlagt i tredje vandplansperiode. For at kunne beregne omkostningerne skal der etableres data for etablerings- og driftsomkostninger.

Etablering af sandfang i vandløb formuleres som et fosforvirkemiddel

Fra et tidligere projekt leveres kvantitative data på fosforeffekten af sandfang i vandløb (Andersen og Nilsson, 2023). Som for ovenstående gælder, at potentialer skal udredes, og der skal laves omkostningsberegninger. Mht. potentialer tages der udgangspunkt i de vandløbsindsatser, der er planlagt i tredje vandplansperiode. For at kunne beregne omkostningerne skal der etableres data for etablerings- og driftsomkostninger.

Fosfor-drænfilter

Der findes nu i et vist omfang kvantitative testdata på fosforfjernelsen i kompakte drænfiltre, hvilke er principielt beskrevet i fosforvirkemiddelkataloget

(Andersen m.fl., 2020). Der skal laves omkostningsberegninger for dette virkemiddel. For at kunne beregne omkostningerne skal der etableres data for etablerings- og driftsomkostninger for drænfiltrene, samt levetider. Potentialet for virkemidlet er drænede marker med højt fosfortab via udvaskning eller makroporer.

Integrerede bufferzoner

Der eksisterer et udkast til potentialekort. Dette genbesøges og gøres operationelt, så integrerede bufferzoner kan inkluderes i virkemiddelplanlægningen.

Fosfor-vådområder

Potentialet for dette virkemiddel skal genbesøges og funderes i en bredere, faglig kreds.

Integration af risikokortlægning og virkemidler, økonomisk modellering

Indsatskrav fra tredje vandplanperiode 2021 – 2027 skal indlægges i modellen, og modellen opdateres med de søer, der ikke er indlagt i modellen. Det skal afklares, hvilke søer der skal være med i modellen, og data vedrørende eventuelle nye søer og søoplande med tilhørende kæder for fosfortransport forudsættes leveret af Miljøstyrelsen.

Omkostninger ved nye virkemidler skal estimeres og indarbejdes i modellen.

Reviderede effekter fra fosforrisikokort og potentialer for integrerede bufferzoner og fosfor-vådområder samt for de nye virkemidler sandfang, slyngning af vandløb, hævnning af vandløbsbund, ændret brinkhældning skal indarbejdes i modellen.

Søer uden afløb og oplande hertil skal vurderes med henblik på indarbejdelse i modellen.

Virkemidler mod punktkilder, som udvikles i projektet 'Second opinion, fase III: styrket modelgrundlag' (Erichsen et al., 2022), skal indarbejdes i modellen.

4 Opdatering af fosforrisikokort

4.1 Fosfortab fra dyrkede, drænede, organiske jorde

Fosfortab fra dyrkede, drænede, organiske jorde er i den nuværende fosforrisikokortlægning estimeret på baggrund af alle brugbare målinger, som dog kun omfatter ni områder (Andersen & Heckrath, 2020). I en række projekter foregår der pt. målinger af fosfortab fra yderligere en række områder. En gennemgang af materialet (april 2024) viser imidlertid, at tidsserierne for en del af de nye områder endnu er korte, hvorfor det vurderes som mest korrekt først at ændre det eksisterende tabsestimat, når alle tidsserier er minimum to år.

4.2 Udvikling af model til beregning og kortlægning af fosfortab ved makroporetransport

En af de vigtigste tabsveje for fosfor på landbrugsarealer er makroporetransport til dræn. Kilden til dette tab er mobiliserbart fosfor i pløjelaget. Mens risikoen for makroporetransport er blevet kortlagt for landbrugsjord i Danmark (Andersen & Heckrath, 2020), mangler vi operationelle modeller, der kan knytte fosformobilisering og makroporestrømning sammen og dermed kvantificere fosfortab på markniveau. For at undersøge denne sammenhæng nærmere har vi i nærværende projekt samlet eksisterende data fra standardiserede kolonneudvaskningsforsøg, der simulerede makroporeafstrømning i overjord fra forskellige lokaliteter i Danmark. Udover generelle kemiske og fysiske jordegenskaber og forskellige fosforpuljer i jorden er der målt vand- og fosfortransport i store uforstyrrede jordkolonner. Datasættet er blevet suppleret med nye målinger af jordegenskaber. Disse data er blevet brugt til at undersøge relationer mellem fosfortab og jordegenskaber under forhold med makroporeafstrømning vha. forskellige statistiske metode.

Figur 4.1. Kort over lokaliteter, hvor de uforstyrrede jordkolonner blev udtaget til udvaskningsforsøget. Under projektets forløb blev to lokaliteter, Årup og Røgen, droppet pga manglende data.



I nærværende studie indgår data fra udvaskningsforsøg på 193 jordkolonner fra 11 lokaliteter i Danmark efter to lokaliteter blev fravalgt pga. manglende data (figur 4.1). De uforstyrrede kolonner på 20 cm længde og 20 cm diameter blev udtaget i pløjelaget af dyrkede marker i perioden 2004 til 2019. På de enkelte lokaliteter er mellem ca. 10 og 60 kolonner taget i et 15-m kvadratnet. Desuden blev der udtaget almindelige jordprøver fra pløjelaget i samme prøvepunkt. Lokaliteterne repræsenterer en gradient i jordtekstur og fosforindhold. I laboratoriet er der gennemført kolonneudvaskningsforsøg under standardiserede forhold. Vandindholdet i kolonnerne blev indstillet til nær-mættede forhold, før de blev udsat for simuleret regn i typisk 12 til 24 timer med en intensitet på 10 mm t⁻¹. Disse forhold fremmer sandsynligheden for makroporeafstrømning. Vand, der blev udvasket fra kolonnerne, blev opfanget kontinueret i fraktioner efter faste tidsintervaller svarende til mellem <50 og >250 ml per fraktion. I alt blev der udvasket vand svarende til mindst 80 mm nedbør. De hydrauliske forhold og sammensætning af det udstrømmende vand fra kolonnerne blev analyseret. En detaljeret beskrivelse af metoderne kan findes hos Nørgaard mfl. (2013) og Kotlar mfl. (2020). Der er bla. målt hydraulisk ledningsevne, tritium-sporstof-gennembrud, samt pH, suspenderet stof, opløst (TDP) og partikelbundet fosfor (PP) i vandet. Tritium er et ureaktivt sporstof, der kan bruges til at karakterisere strømningsmønstrene i kolonnerne. Til fosforanalyserne blev et større antal prøver kombineret for at reducere analyseomfanget. I dataanalysen indgår kun vandfraktioner fra et standardiseret udvaskningsinterval. De første 5 mm blev ikke inkluderet, da denne fraktion kan indeholde løse partikler fra kolonnens bundside, hvorimod 80 mm er den største udvaskningsmængde alle kolonner har til fælles. Desuden er der bestemt en række jordegenskaber på de tilsvarende jordprøver. Et udvalg af disse ses i tabel 4.1.

Tabel 4.1. Oversigt over nøgletal for udvalgte jordegenskaber.

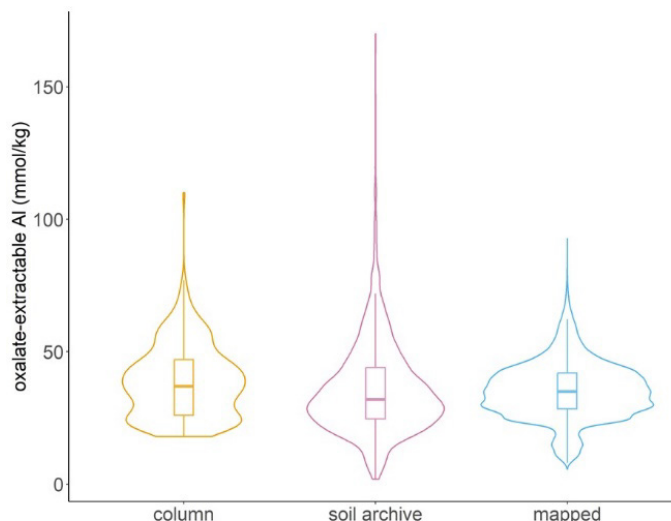
	Min	Maks	Middel	Median	Antal
Ler (%)	3.3	41.3	11.7	12.2	191
pH (pH)	5.6	7.6	6.6	6.5	172
Elektrisk ledningsevne (Lt) (mS/cm)	<0.1	3.9	0.4	0.4	171
Oxalat-ekstraherbart fosfor (Pox) (mg kg ⁻¹)	124	1177	413	341	193
Oxalat-ekstraherbart jern (Feox) (mg kg ⁻¹)	464	10611	2375	2122	193
Oxalat-ekstraherbart aluminium (Alox) (mg kg ⁻¹)	486	2968	977	917	193
P sorption indeks (PSI) [#]	0.03	0.34	0.18	0.19	193
Olsen P (mg kg ⁻¹) [§]	9	100	44	40	190
Vand-ekstraherbart fosfor (P _w) (mg kg ⁻¹)	1	17	9	9	193
Volumenvægt (BD) (g/cm ³)	1.02	1.84	1.44	1.45	185
Mættet hydraulisk ledningsevne (Ksat) (cm d ⁻¹)	<1	55779	2226	679	140
Nærmættet hydraulisk ledningsevne ved matrikspotentiale -10 cm (K10) (cm d ⁻¹)	<0.1	781	32	2	113
Tid for 5% udvaskning af tritiummasse (AT5) (h)	0.63	7.65	3.06	2.50	190

[#] Molært forhold mellem oxalat-ekstraherbart P og summen af oxalat-ekstraherbart Al og Fe som indeks for jordens P-mætningsgrad; [§] fosfortallet svarer til Olsen P divideret med 10;

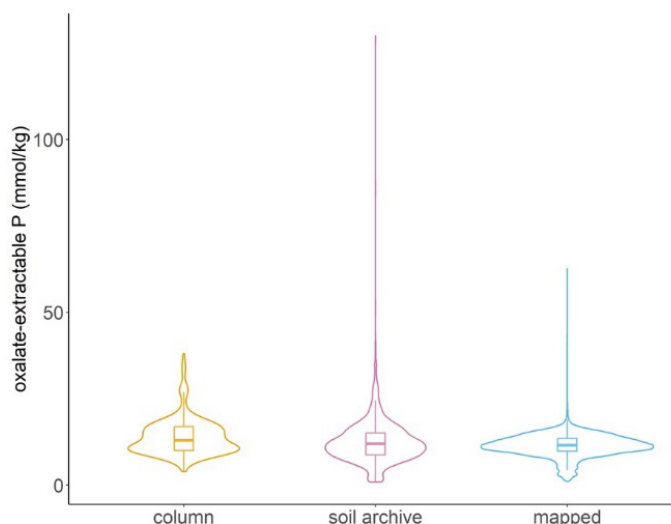
Jordkolonnerne viste typisk store gradienter i jordegenskaberne. Jordtekstur varierede mellem grovsand (JB1) og tung lerjord (JB8). Spektret i jordtekstur og -struktur afspejles i store variationer i den mættede og nærmættede hydraulisk ledningsevne (tabel 4.1.). Oxalat-ekstraherbart aluminium og jern er et udtryk for fosforbindingskapaciteten i jord (Møller mfl. 2023), og et molært

forhold til oxalat-ekstraherbart P er brugt som indeks for jordens fosformætningsgrad (PSI). Disse parametrene var ligeledes stærkt varierende i vores dataset, hvor mætningsgraden spænder fra lave til høje værdier. Tilsvarende stort er intervallet for Olsen P (fosfortal) og vandekstraherbart P. Kun jordens pH ligger inden for et snævert interval pga. den typiske kalkning af landbrugsjord. Figur 4.2 og 4.3 sammenholder variationen af oxalat-ekstraherbart Al og P i form af violin-plots for tre forskellige dataset, nemlig nærværende kolonnestudie, AUs jordarkiv og fra en landsdækkende kortlægning (Møller mfl., 2023). Sidstnævnte er baseret på analyserne af jordarkivprøverne. Tilsvarende sammenholdes fordelingen af P_w -målingerne i kolonnestudiet og jordarkivet i figur 4.4.

Figur 4.2. Violinplot over variation af Al_{ox} i jordprøver fra kolonnestudiet ("column"; N = 193), jordarkivet ("soil archive"; N = 1415) samt fra et repræsentativt udvalg af den landsdækkende kortlægning ("mapped"; N = 100.000). Bokseplottene i midten af violinerne viser nedre og øvre kvartil samt medianen og halvdelen gange interkvartilspændet som streger. Det ydre omrids af hvert violinplot viser fordelingen af værdierne over dataintervallet.

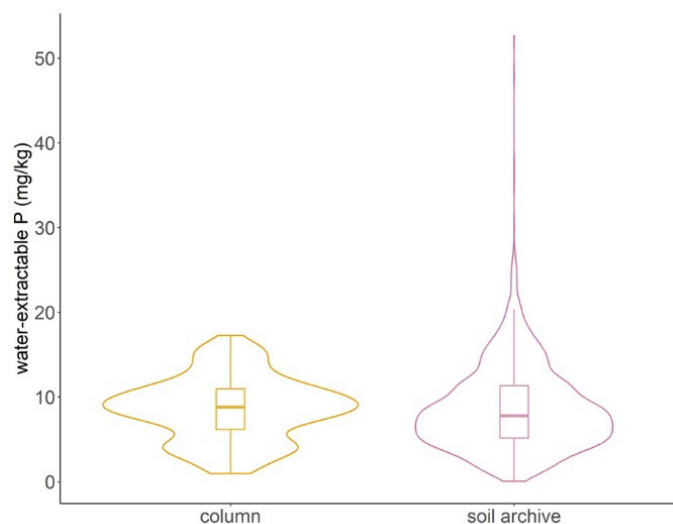


Figur 4.3. Violinplot over variation af P_{ox} i jordprøver fra kolonnestudiet ("column"; N = 193) og jordarkivet ("soil archive"; N = 1415) samt fra et repræsentativt udvalg af den landsdækkende kortlægning ("mapped"; N = 100.000). Boksene i midten af violinplottet viser nedre og øvre kvartil samt medianen og halvdelen gange interkvartilspændet som streger. Det ydere omrids af hver figur viser fordelingen af værdierne over dataintervallet



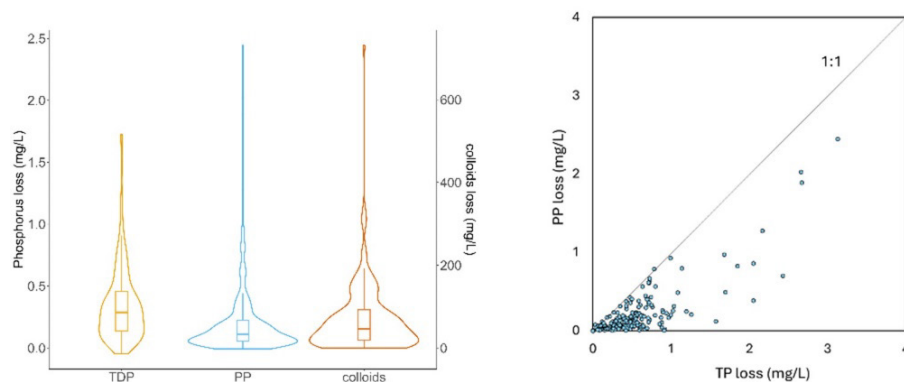
Selvom jordarkivprøverne har det største dataspænd, svarer målingerne af Al_{ox} og P_{ox} i kolonneprøverne til et repræsentativt og bredt udsnit af fordelingen af jordarkivdata, således er både medianerne og interkvartil-områderne inden for samme størrelsesorden. Et lignende billede tegner sig for P_w (figur 4.4) og andre variable (data ikke vist). Derfor forventes det, at der opnås en rimelig repræsentativitet af jordene i kolonnestudiet.

Figur 4.4. Violinplot over variation af P_w i jordprøver fra kolonnestudiet ("column"; N = 193) og jordarkivet ("soil archive"; N = 1415). Boksene i midten af violinplottet viser nedre og øvre kvartil samt medianen og halvanden gange interkvartilspændet som streger. Det ydere omrids af hver figur viser fordelingen af værdierne over dataintervallet.



Resultater for udvaskning af TDP og PP samt kolloider er opgjort som gennemsnitskoncentrationer for hver kolonne (figur 4.5) og desuden som akkumuleret masse for det analyserede udvaskningsvolumen svarende til 75 mm i forbindelse med de statistiske analyser. Median TDP- og PP-koncentrationerne var hhv. 0,29 og 0,11 mg P l⁻¹ (figur 4.5a). Dette svarer til en moderat høj TDP- og forholdsvis lav PP-udvaskning sammenholdt med målinger fra monitoreringen af drænstationer fordelt over landet (Andersen mfl. 2016; Andersen og Heckrath, 2020). For 25% af kolonnerne var de gennemsnitlige TDP-koncentrationer større end 0,46 mg P l⁻¹. De forholdsvis få danske studier, der har undersøgt fosforudvaskning til dræn, rapporterer en andel af PP i TP varierende mellem ca. 30 og 70% (f.eks. Laubel mfl. 1999; Schelde mfl. 2006). I nærværende studie udgør PP op til 12% af TP i en fjerdedel af målingerne imens andelen af PP er større end 45% i en anden fjerdedel (figur 4.5b).

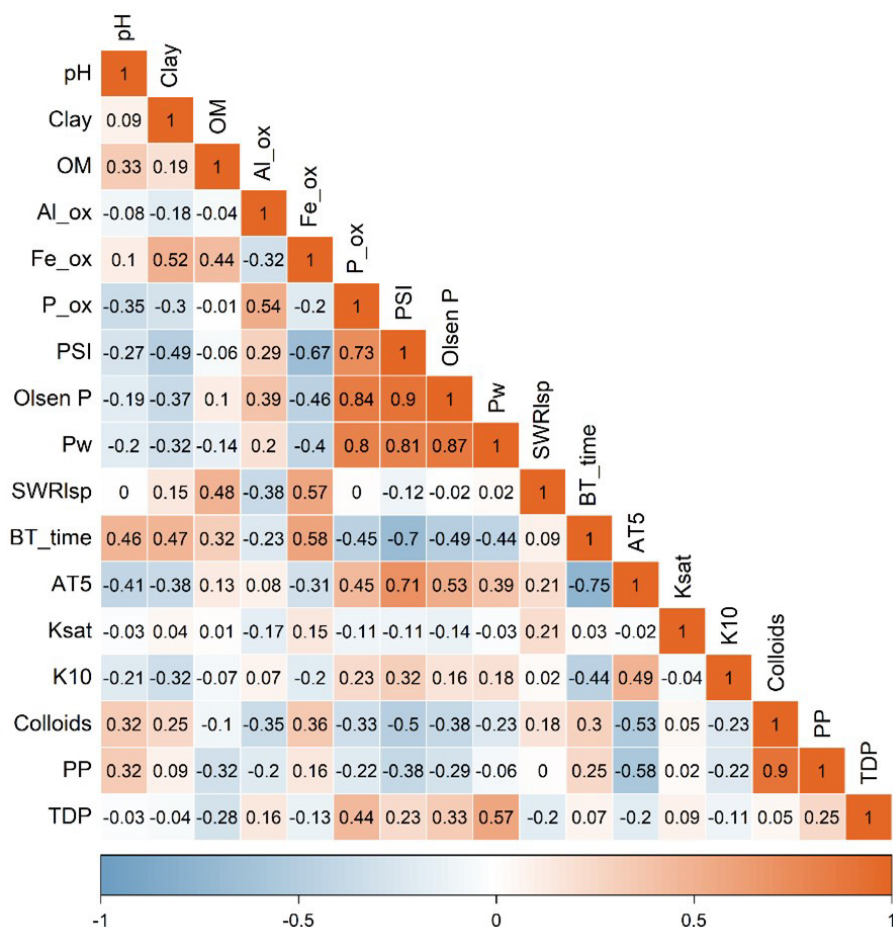
Figur 4.5. a) Violinplot over målt TDP og PP samt kolloidudvaskning opgjort som gennemsnitskoncentrationer i udvaskningsvolumen for 193 jordkolonner. Boksene i midten af violinplottet viser nedre og øvre kvartil samt medianen og halvanden gange interkvartilspændet som streger. Det ydere omrids af hver figur viser fordelingen af værdierne over dataintervallet. b) Forholdet mellem gennemsnitlig PP- og total P- (TP-) koncentrationerne i udvaskningsvolumen af de samme jordkolonner.



Relationer mellem fosfortab i opløst samt partikelbundet form og jordegenskaber er undersøgt ved hjælp af korrelationsanalyse og multipel lineær regression, som er en fleksibel og robust teknik, der også kan adressere den hierarkiske struktur i dataene. Modellerne tager højde for tilfældige effekter, der kan tilknyttes lokaliteten, og de blev tilpasset for et udvalg af jordene med et mindre antal *missing values*. Forskellige modelkonstruktioner er blevet testet med udgangspunkt i korrelationerne og evalueret mht. balancen mellem modelkompleksitet og god tilpasning. Under processen blev variable udelukket

og modellerne successivt forsimplet. AIC-værdien (Akaike information criteria) blev brugt til at vælge den bedste model. Den resulterende model blev vurderet visuelt i forhold til antagelserne om en lineær model og med 'goodness of fit'-indekser (R^2 , RMSE). Figur 4.6 viser en oversigt over Pearson-korrelationerne for vigtige variable.

Figur 4.6. Diagram over Pearson-korrelationerne for udvalgte jordegenskaber og fosfor- (PP, TDP) samt kolloidudvaskning (colloids) i kolonnestudiet. Mørke-røde farver viser en høj positiv korrelation, mørkeblå farver en høj negativ korrelation. Antallet af observationerne varierer mellem 113 (K10) og 193 (for en række parametre, se tabel 4.1). SWRlsp – volumen af store porer i jorden (baseret på vandretentionsmålingen); BT_time – tid mellem start af nedbør og udvaskningen.



Resultaterne af de multiple lineære regressioner viser acceptable modeltilpasninger for TDP- og PP- tab. Imidlertid er der en nævneværdig del af variationen, der ikke forklares af modellerne (figur 4.7). De bedste modeller er givet af henholdsvis ligning (1) og (2).

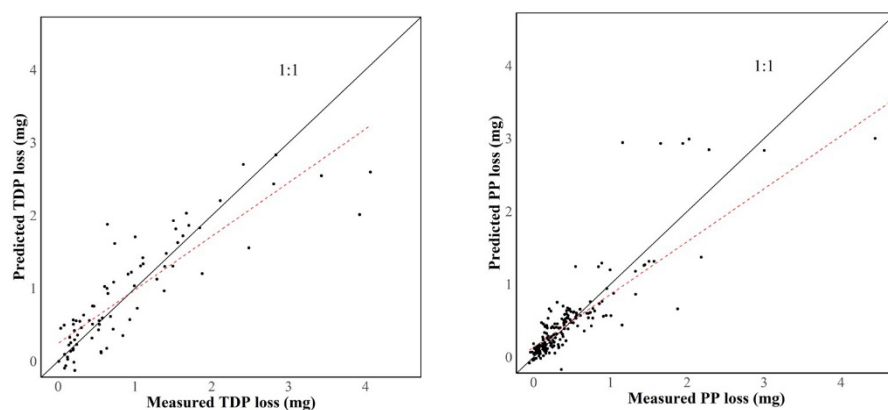
$$TDP_{tab} = 0,90^{***} + 0,63^{***} P_w + 0,27^{***} \log(Ksat) - 0,32^{***} \log(K10) + 0,11^{***} Al_{ox} \quad (1)$$

Variablene er forklaret i tabel 4.1. Stjerner indikerer signifikansniveauet, hvor en til tre stjerner svarer til P-værdierne 0,1, 0,01 og 0,001. Modellen for TDP-tabet er tilpasset for data fra 113 kolonner svarende til antallet af observationerne for variablen K(10). De tilfældige effekter af lokaliteterne tegnede sig for 30% af den samlede varians i TDP-tabet, hvilket indikerer en betydelig variabilitet mellem de forskellige lokaliteter, der er ikke forklaret af de herværende jordegenskaber. Overordnet er modellen stærkt signifikant ($P < 0,001$) og forklarer 68% af variationen ($R^2 = 0,68$; fixed og random effekter) med en RMSE på 0.44 mg l⁻¹. Alle fire variable, P_w , $\log(Ksat)$, $\log(K10)$ og Al_{ox} , er stærkt signifikante med $P < 0,001$ (***). Vandekstraherbart P (P_w) er den vigtigste forklarende variabel, hvilket er i overensstemmelse med fosformobilisering til jordvand ved desorption (Andersen mfl., 2016). Selvom korrelationen mellem P_w og Olsen P er høj (figur 4.6) er sidstnævnte ikke en signifikant forklarende variabel i vores studie.

$$PPtab = 0,68^{**} - 0,42^{***} \log(AT5) \quad (2)$$

Modellen for PP-tabet er tilpasset for 190 observationer og er mere enkel end TDP-modellen med kun en højt signifikant variabel, AT5 (tid for 5% udvaskning af tritiumsporstoffet). Ingen anden variabel i vores dataset har en yderligere forklarende effekt på PP-tabet. Således har jordens fosforstatus, f.eks. fosfortallet, ingen direkte betydning for PP-tabet for det anvendte datasæt. Yderligere undersøgelser er nødvendige for at kunne bekræfte dette. Overordnet er modellen signifikant med $P < 0,01$ og forklarer 76% af variationen ($R^2 = 0,76$; fixed og random effekter) med en RMSE på $0,46 \text{ mg l}^{-1}$. For PP-tabet er de tilfældige effekter knyttet til lokaliteterne høje og udgør 77% af den totale varians i PP-tabet. AT5 er et udtryk for graden af afstrømning i makroporer i jorden, hvilken aftager med stigende AT5. PP-modellen er i direkte overensstemmelse med litteraturen (de Jonge mfl. 2004) og understreger den centrale betydning af makroporetransport for PP-tabet. Den manglende effekt af jordens fosforstatus for PP-tabet tyder dog på, at de mobile kolloiders fosforindhold er ret ens og svagt korreleret med fosforfraktioner i jord i nærværende dataset.

Figur 4.7. Sammenligning mellem model-estimeret og målt fosfortab for den størst mulige delmængde af jorde i kolonneudvaskningsdatabasen. a) TDP-tab, b) PP-tab.

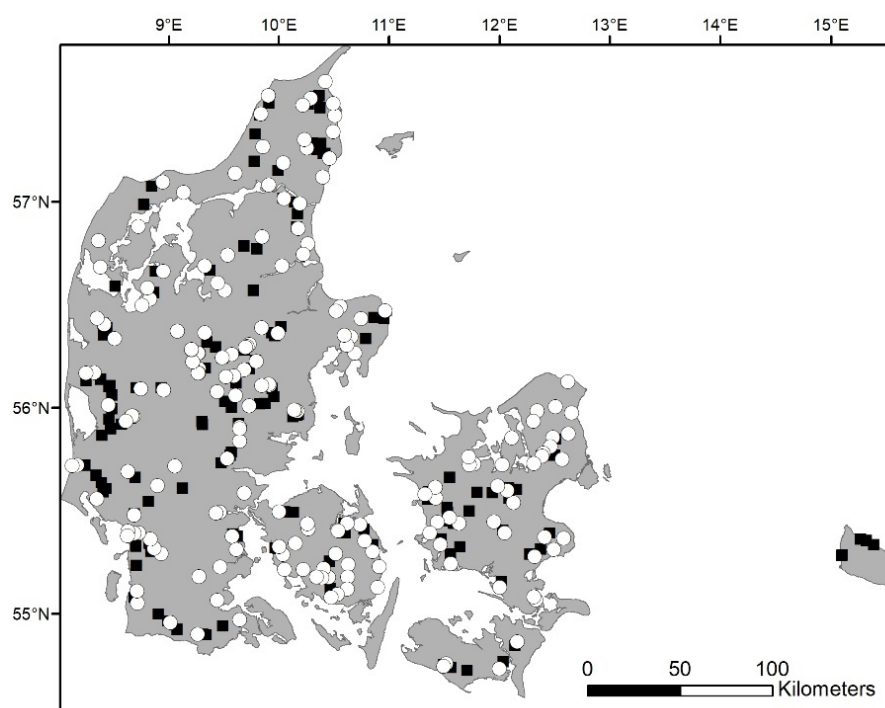


De statistiske analyser viser, at fosfortabet i opløst og partikelbundet form fra store kolonner under makroporeafstrømningsscenarier i rimelig grad kan forklares ud fra forskellige jordegenskaber, der enten er kortlagt i Danmark eller har potentialet til at blive kortlagt. Enkelte variable, såsom AT5, forventes at kunne estimeres ved hjælp af pedotransferfunktioner. Dette ligger dog uden for nærværende projekts muligheder. De komplekse vekselvirkninger mellem jordvariable indbyrdes og fosfortabet stiller store krav til datasæts størrelse og gør modeludviklingen til en udfordrende proces. Den forholdsvis store betydning af lokaliteternes tilfældige effekter for variationen af P-tabet indikerer nogle ulemper i vores datagrundlag. For at forbedre modellernes prædiktioner er det nødvendigt at inkludere målinger fra flere lokaliteter med større rumlig spredning. Nærværende analyser viser dog en mulig vej mod en bedre forståelse af P-tabet på danske landbrugsjorde med makroporetransport.

4.3 Fosforindhold i vandløbsbrinker

Forud for den nuværende fosforrisikokortlægning (Andersen & Heckrath, 2020) var der kun meget sporadisk viden om fosforindhold i danske vandløbsbrinker fra få, afgrænsede studier (Laubel m.fl., 2003; Veihe m.fl., 2011; Kronvang m.fl., 2012). I fosforrisikokortlægningen blev der derfor anvendt en betydelig ressource på en landsdækkende målekampagne, figur 4.2. I alt blev der foretaget knap 900 analyser af totalfosforindhold i vandløbsbrinker.

Figur 4.8. Lokalteter for prøve-tagning af vandløbsbrinker. Cirkler viser lokaliteter, hvor jordprøver blev udtaget i fire forskellige dybder (0-25, 25-50, 50-75, og 75-100 cm), mens kvadrater viser lokaliteter, hvor en enkelt jordprøve blev udtaget midt mellem brinkkrone og vandspejlet.



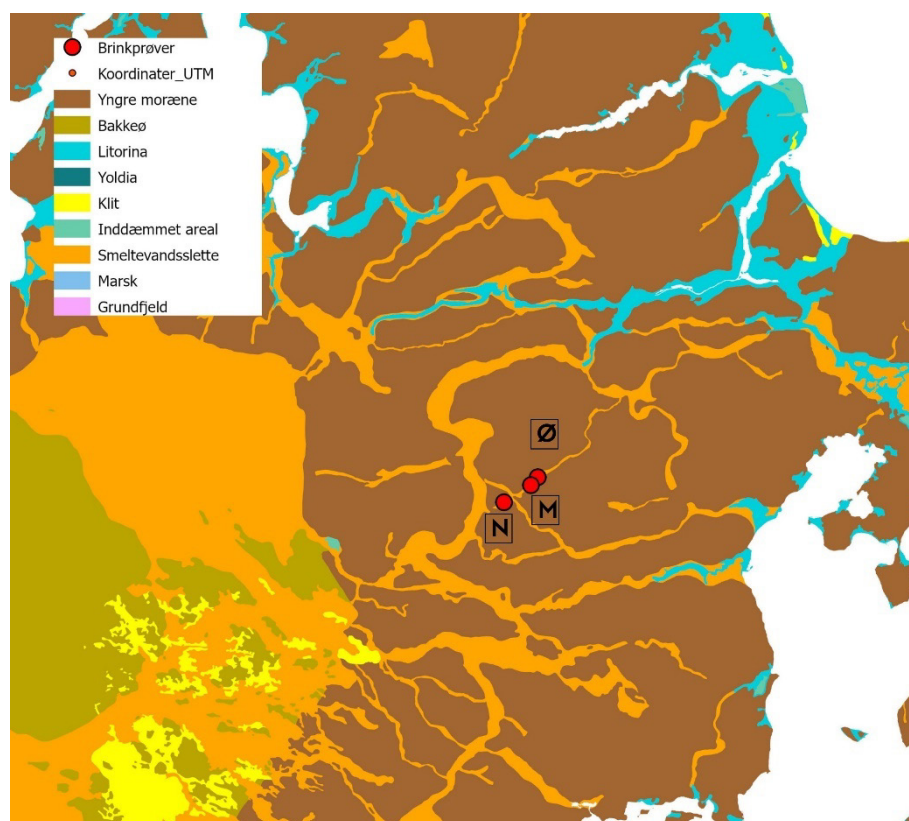
Data blev kortlagt på landskabstype-niveau, tabel 4.2. Som det fremgår af tabellen, er der for visse landskabstyper meget få målinger. Formålet med undersøgelsen var at få så stor viden som muligt over fosforindhold i danske vandløbsbrinker indenfor den afsatte ressource. Prøvetagningen blev derfor ikke gennemført med systematiske gentagelser.

Tabel 4.2. Fordeling af brinkprøver per landskabstype (n), totalt areal dækket af hver landskabstype samt median (med), gennemsnit (gns) og standardafvigelse (std) for volumenvægt (BD) samt gravimetrisk (TP) koncentration af total-fosfor i de analyserede brinkprøver.

Landskabstype	n	Areal km ²	BD [g cm ⁻³]			TP[mb kg ⁻¹]		
			med	gns	std	med	gns	std
Yngre moræneaflejringer	93	18154	1,4	1,4	0,2	541	663	545
Bakkeø	24	4727	1,2	1,1	0,4	537	803	767
Hedeslette	86	4675	1,4	1,3	0,3	502	745	802
Markant dødislandskab	18	3470	1,4	1,4	0,2	441	500	192
Litorina eller yngre	38	2937	1,4	1,3	0,3	520	597	444
Klit (æoliske aflejringer)	6	1628	1,5	1,4	0,1	132	150	100
Markant sammenhængende randmorænelandskab	4	1377	1,4	1,4	0,2	483	502	134
Yoldiaaflejringer	16	986	1,4	1,4	0,1	565	729	456
Mindre markant eller usammenhængende randmoræne	1	938	1,4	1,4	-	451	451	-
Mindre markant dødislandskab	2	924	1,4	1,4	0,0	646	646	105
Tunneldal	23	703	1,3	1,1	0,4	487	751	641
Tørlagt inddæmmet areal	3	502	1,5	1,4	0,1	532	426	304
Marsk	5	419	1,4	1,3	0,1	721	1090	777
Klit og bakkeø	2	200	0,9	0,9	0,6	941	941	120
Issølavning	3	199	1,4	1,4	0,0	567	611	183
Klit og hedeslette	2	164	1,5	1,5	0,1	227	227	165
Klit og Littorina	1	107	1,5	1,5	-	529	529	-
Hedeslette, yngre moræne og markant dødislandskab	2	50	0,7	0,7	0,1	514	514	234
Hedeslette og yngre moræne	1	49	0,8	0,8	-	792	792	-
Ås	2	41	1,1	1,1		906	906	69
Grundfjeld	1	17	1,0	1,0	-	624	624	-
Total	333	41331	1,4	1,3	0,3			

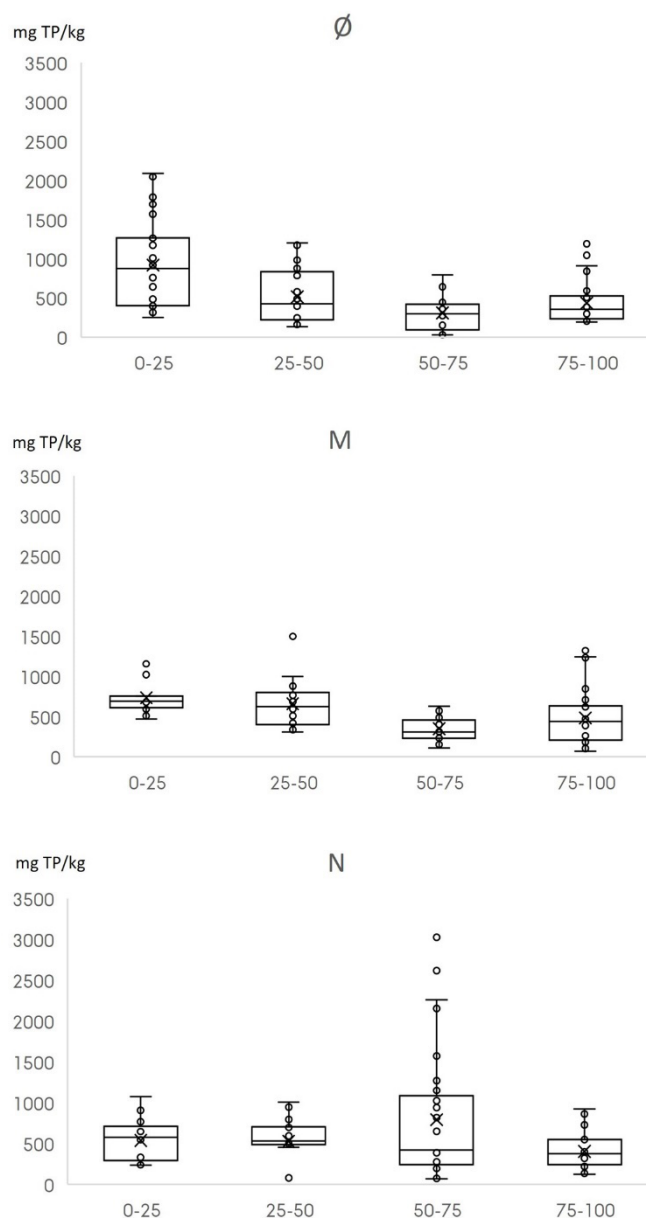
I dette projekt har vi gennemført en systematisk prøvetagning med gentagelser for at belyse variationen på fosforindholdet i vandløbsbrinkerne: Indenfor en enkelt landskabstype (yngre moræne) og på samme vandløbssystem (Gjern Å) har vi udvalgt tre strækninger, hhv. på et 1. ordens tilløb til Gjern Å ('Ø'), på Gjern Å, hvor denne er et 3. ordensvandløb ('M') samt på den nedre del af Gjern Å ca. 3 km før udløb i Gudenå ('N'), figur 4.3. På hver af de tre strækninger er der udlagt fem lokaliteter med ca. 100 m's mellemrum. På hver af de 15 lokaliteter er der indenfor ca. 1 m² udført seks prøvetagninger. I hver af de 90 prøvetagninger er der udtaget prøver fra fire dybdeintervaller, hhv. 0-25 cm, 25-50 cm, 50-75 cm og 75-100 cm.

Figur 4.9. Placering af de tre strækninger med prøvetagning for fosforindhold i vandløbsbrinker: Ø: 1. ordens tilløb til Gjern Å; M: Gjern Å som 3. ordens vandløb; N: den nedre del af Gjern Å 3 km før udløb i Gudenå.



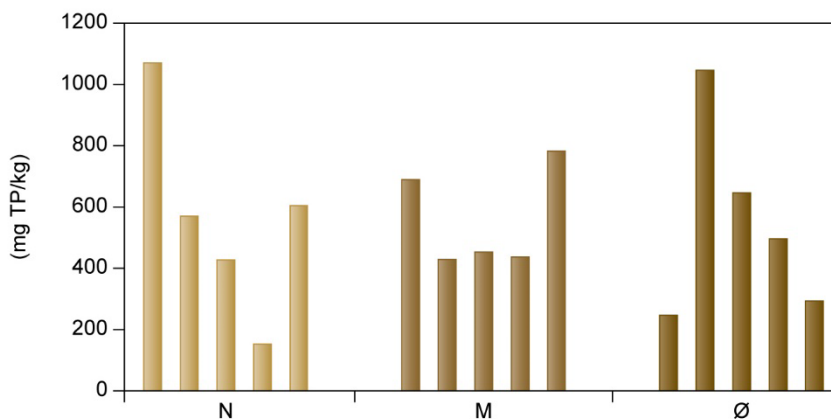
Figur 4.3 viser analyseresultaterne i grafisk form som boxplots for hver af de tre strækninger opdelt på de fire dybder. Hver dybde på plottene er således repræsenteret af 30 analyser. Det fremgår af figur 4.3, at der på tværs af strækningerne er en tendens til, at fosforkoncentrationen falder med dybden, men også at der er stor variation indenfor de tre strækninger. Eksempelvis varierer indholdet af totalfosfor på den øvre strækning i dybdeintervallet 0-25 cm mellem 251 mg P kg⁻¹ og 2088 mg P kg⁻¹. Det er ikke kun i den øverste dybde, at der er stor variation og eksempler på meget høje fosforindhold; på den mellemste strækning varierer fosforindholdet i dybden 75-100 cm mellem 67 mg P kg⁻¹ og 3023 mg P kg⁻¹, mens indholdet på den nederste strækning i intervallet 50-75 cm varierer mellem 69 mg P kg⁻¹ og 1324 mg P kg⁻¹.

Figur 4.10. Boxplots over fosforindhold på de tre strækninger Ø, M og N, hvor der for hver strækning er prøvetaget på fem lokaliteter med seks gentagelser. Hver dybde pr. strækning i plottene er således repræsenteret af 30 analyser.



Det er relevant at se på det gennemsnitlige fosforindhold over dybden, da brinkerosion kan foregå over hele brinkprofilet. Figur 4.4 viser de gennemsnitlige fosforindhold over dybden på hver af de fem lokaliteter på de tre strækninger, hvor hver søjle således repræsenterer seks gentagelser.

Figur 4.11. Gennemsnitligt fosforindhold (mg TP kg⁻¹) over dybden på de fem lokaliteter indenfor de tre strækninger Ø, M og N. Hver søjle repræsenterer seks gentagelser.



Det fremgår af figur 4.4, at der er stor variation indenfor de enkelte strækninger. Fosforindholdet på den nedre strækning varierer således mellem 153 mg TP kg⁻¹ og 1070 mg TP kg⁻¹. En statistisk analyse (beskrevet i bilag 1) kan ikke påvise signifikant forskel mellem strækningerne. Deimod er der signifikant forskellige fosforindhold over dybderne (P<0,0001). Alle parvise sammenligninger over dybder er signifikante på nær sammenligningen 50-75 cm mod 75-100 cm, som med P=0,055 er tæt på at være signifikant.

Variansestimaterne (se bilag 1) kan anvendes til at beregne det samlede antal nødvendige antal prøvetagninger pr. dybde for at opnå en given sikkerhed på f.eks. 50%. Med sikkerhed forstås, at 95% konfidensintervallet for middelværdien μ skal være

$$[\mu * (1 - L); \mu * (1 + L)]$$

hvor $L = 0,5$.

I det specifikke tilfælde med den variation, der findes indenfor de forskellige dybder, skal der udtages hhv. 30, 20, 74 og 2 prøver for at opnå en sikkerhed på 50%.

Tabel 4.3 viser de gennemsnitlige fosforindhold over dybderne med 95% konfidensinterval. Det gennemsnitlige fosforindhold over hel dybden 0 – 100 cm er 556 mg P kg⁻¹. Ved sammenligning med tabel 4.2 ('Yngre moræneaflejringer') ses det, at nærværende undersøgelsesresultater er i god overensstemmelse med det tidligere estimat over fosforindholdet i vandløbsbrinker i denne landskabstype. Den store variation, vi her har fundet indenfor en enkelt landskabstype understreger imidlertid, at der er behov for flere målinger af fosforindhold i vandløbsbrinker på alle landskabstyper for at konsolidere estimaterne i tabel 4.2.

Tabel 4.3. Gennemsnitligt fosforindhold (mg TP kg⁻¹) for de fire dybder

Dybde	Gennemsnit	95% konfidensinterval
	mg TP kg ⁻¹	mg TP kg ⁻¹
0-25 cm	731	701 – 762
25-50 cm	568	535 – 602
50-75 cm	484	436 – 537
75-100 cm	442	422 – 463

5 Virkemidler mod diffuse fosfortab

5.1 Introduktion

I dette afsnit introduceres en række virkemidler, der ikke indgår i fosfor-virkemiddelkataloget (Andersen et al., 2020). Virkemidlernes effekt og omkostningerne ved brug samt indarbejdelse i modellen TargetEconP beskrives. Virkemidlerne integreret bufferzone (IBZ) og fosfor-ådale er dog allerede beskrevet i fosfor-virkemiddelkataloget. Her beskrives derfor udelukkende, hvordan potentialet for anvendelse af disse to virkemidler bestemmes.

5.2 Virkemidler mod brinkerrosion

Beregning af effekter

Kronvang & Larsen (2023) har gennem statistiske analyser af et omfattende, tidligere indsamlet datamateriale om brinkerrosion i danske vandløbstyper fra Odense Å og Skjern Å udarbejdet forslag til fire nye virkemidler mod brinkerrosion og det medfølgende fosfortab til vandløb. Arbejdet har muliggjort særskilt beregning af effekterne af hhv. genslyngning af vandløb, hævning af vandløbsbunden, ændring af brinkhældningen og plantering af træer på vandløbsbrinken.

Ved restaurering af vådområder i ådale foretages der ofte en samtidig genslyngning af vandløbet i ådalen, samtidig med at vandløbsbunden hæves, og dræn eller grøfter afskæres for at sikre en højere grundvandsstand i området og gentagne oversvømmelser af de vandløbsnære arealer. I forbindelse med afskæring af dræn/grøfter og oversvømmelser i ådale sker der nemlig en øget fjernelse af nitrat-N samt en tilbageholdelse af partikulært fosfor (Kronvang et al., 2009). Når vandløbet genslynges, etableres der et længere forløb i ådalen, som alt andet lige vil efterlade et større brinkareal for erosion. Generelt er der dog ikke stor forskel mellem brinkerrosion i udrettede og mæandrerende vandløb i morænelandskabet, hvorimod forskellen er forholdsvis stor i vandløb i hedeslette- og bakkeø-landskabet (Kronvang & Larsen, 2023). Den forøgede brinkerrosion ved mæandring modvirkes ved en hævning af vandløbsbunden, da det mindsker brinkarealet, der udsættes for vandets eroderende kræfter, samt ved at der etableres nye tværprofiler af vandløbet med en mindre brinkhældning.

Andersen & Nilsson (2023) har operationaliseret beregningsrutinerne over de fire virkemidler mod brinkerrosion hhv. til beregning på data fra opmålinger på vandløb og en generaliseret beregning til overslag eventuelt forud for en vandløbsrestaurering. Beregningsrutinerne er dokumenteret i form af to excelprogrammer, som er overdraget til Miljøstyrelsen.

Til beregning af effekter af virkemidlerne for et konkret projekt kræves der information enten fra opmålinger eller fra en projektering om:

1. Vandløbets beliggenhed i forhold til landskabstype (yngre morænelandskab eller hedeslette/bakkeø)
2. Beliggenhed i forhold til georegion
3. Vandløbets Strahler-orden
4. Vandløbets form (kanaliseret eller slynget)
5. Vandløbets længde

6. Brinkhældninger/brinkanlæg langs vandløbet
7. Brinkhøjder langs vandløbet
8. Graden af træagtig vegetation på brinkerne langs vandløbet

Information om punkterne 1, 2, 3, 4, 5 og 8 udtrækkes ved hjælp af GIS fra tilgængelige kort. Brinkanlæg og brinkhøjder beregnes på grundlag af opmålte eller projekterede tværprofiler. Der kan laves beregninger af effekten af virkemidlerne enkeltvis, ligesom effekten af en kombination af virkemidlerne kan beregnes.

For at muliggøre overslagsberegninger over effekten af virkemidlerne er der udviklet en generaliseret beregningsrutine til anvendelse f.eks. forud for projektering af et vandløbsprojekt eller til beregning af virkemiddelscenarier. Beregningerne kan foretages for vandløb et vilkårligt sted i Danmark og kræver information om vandløbets planform og beliggenhed i forhold til landskabstype og georegion samt et estimat over oplandets størrelse. Vandløbets længde, slyngningsgrad, brinkanlæg, eventuel bundhævning og graden af træagtig vegetation kan varieres i scenario-betragtninger. Beregningen baserer sig på en forudsætning om, at et genslynget vandløb har naturlige dimensioner mht. bredde og dybde, og at disse kan beregnes på grundlag af landskabstype og oplandsareal (Mernild, 2001). Desuden er det forudsat, at afstanden mellem to meanderbuer kan beregnes som syv gange bredden af vandløbet (Kronvang et al., 2011).

Omkostningsberegninger

Genslyngning:

Omkostningerne forbundet med virkemidlet består af to overordnede delelementer: anlægsomkostninger og indkomsttab fra landbrugsdrift på det areal, som virkemidlet beslaglægger. Der eksisterer på nuværende tidspunkt ikke grundlag for at estimere eventuelle løbende vedligeholdelses- og tilsynsomkostninger.

Genslyngning er en større strækningsbaseret restaurering, og et egnet virkemiddel i type 1, 2 og 3 vandløb (BEK nr 1207 af 26/08/2022). Med ophæng i Kriteriebekendtgørelsen har Miljøstyrelsens virkemiddelspriser fra it-værktøjet til vandrådsindberetningen af vandløbsindsatser i VP3 i 2019 dannet det faglige grundlag for anlægsomkostninger i nærværende analyse. Her er de strækningsbaserede middel-indsatspriser ved genslyngning inklusive detailprojektering opgjort til henholdsvis 90 kr./meter for Type 1 vandløb og 343 kr./meter for Type 2/3 vandløb (se tabel 5.1). Omregningen fra totale til årlige omkostninger (kr./år) er baseret på en tidshorisont på 20 år, og en diskonteringsrente på 4%.

Tabel 5.1. Anlægsomkostninger for genslyngning (inkl. detail projektering) fordelt på vandløbstyper, hhv. samlede (kr./meter) og annuierede (kr./meter/år) omkostninger.

	Anlægsomkostninger i alt (kr./m) *			Kr./m/år (20 år; 4%)		
	Type 1	Type 2	Type 3	Type 1	Type 2	Type 3
Lav	45	171	171	3	13	13
Middel	90	343	343	7	25	25
Høj	134	514	514	10	38	38

*Kilde: bekendtgørelserne BEK nr 1117 af 28/08/2023 og BEK nr 1116 af 28/08/2023

Dertil kommer der potentielt andre mulige driftsomkostninger, for hvilke der på det eksisterende faglige grundlag imidlertid ikke er dokumentation for. Det er værd at bemærke, at det i Andersen et al. (2020) antages, at der for fosfor-ådale ikke forventes et fremadrettet behov for pleje/tilsyn eller vedligehold efter etablering, hvorfor det samme muligvis gør sig gældende for genslyngning.

Der vil givetvis være et arealkrav ved anvendelse af dette virkemiddel, idet vandløbet genslynges med en meanderlængde på mellem 10 og 14 gange vandløbets originale bredde (BEK nr 1207 af 26/08/2022). Genslyngningen vil således inddrage eventuelle omkringliggende landbrugsarealer i projektområdet, og medføre årlige omkostninger i form af tabte indtægter fra landbrugsarealerne der ikke kan dyrkes mere. Arealkravet per meter vandløb er estimeret i tabel 5.2 fordelt på vandløbstype (dvs. vandløbstypologi). Til dette formål anvendes den i BEK nr 1207 af 26/08/2022 bestemte vandløbstypologi:

- a) Typologi 1 - vandløb med en bredde på op til 2 meter.
- b) Typologi 2 - vandløb med en bredde større end 2 meter og op til 10 meter.
- c) Typologi 3 - vandløb med en bredde større end 10 meter.

Tabel 5.2. Arealkrav opgjort som den bredde af vandløb (m) per løbende meter vandløb ved virkemidlet genslyngning

	Type 1 (Bredde ≥ 2 m*)			Type 2 (Bredde $< 2-10$ m*)			Type 3 (Bredde $10 < m^*$)		
	Min	Middel	Maks	Min	Middel	Maks	Min	Middel	Maks
Bredde før (m)	0,1	1,0	2,0	2,1	6,0	10,0	10,1	15,0	20,0
Efter (x10m)	1,0	10,0	20,0	21,0	60,0	100,0	101,0	150,0	200,0
Efter (x14m)	1,4	14,0	28,0	29,4	84,0	140,0	141,4	210,0	280,0

Egen udregning. Approksimeret jf. Kriteriebekendtgørelsen – genslynges med 10-14 gange vandløbets originale bredde. Tal ganges med længden på vandløbet før det er genslynget for at udregne arealkravet.

**Definition på vandløbstypologien fordelt på vandløbstyper.*

Bredde før (m) er arbitrært fastlagte bredder for de forskellige vandløbstyper i udgangspunktet (dvs. ex ante) med en minimum-, middel- og maksimumbredde. Efter (x10m) og Efter (x14m) er det approksimerede arealkrav per løbende meter vandløb ex post. Arealkravet kan herefter estimeres ved at gange dette med længden på vandløbet, før vandløbet er genslynget. Indkomsttabet herved kan estimeres med udgangspunkt i dækningsbidraget for dyrkning af landbrugsjord.

De samlede årlige budget- og velfærdsøkonomiske omkostninger ved anvendelse af dette virkemiddel er præsenteret tabel 5.3. 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 af en nettoafgiftsfaktor 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.

Tabel 5.3. Samlede årlige omkostninger over en 20-årig periode (kr./m/år)

	Type 1 vandløb	Type 2 vandløb	Type 2 vandløb
Budgetøkonomiske omkostninger			
Anlæg (kr./m/år)	7	25	25
Indkomsttab landbrugsdrift (kr./år)	X	X	X
I alt (kr./år)	7	25	25
Velfærdsøkonomiske omkostninger			
I alt (kr./år)	8,4	32,3	32,3

Egen udregning. De velfærdsøkonomiske omkostninger fås ved at gange de budgetøkonomiske omkostninger med nettogiftsfaktoren på 1,28.

Med reference til effektestimatet af genslyngning kan reduktionsomkostningerne for dette virkemiddel nu udregnes.

Omkostningerne forbundet med virkemidlet består af to overordnede delelementer: anlægsomkostninger og indkomsttab fra landbrugsdrift på det areal, som virkemidlet beslaglægger. Der har dog for sidstnævnte ikke været muligt at opdrive et estimat for arealkravet ved dette virkemiddel. Ligeledes eksisterer der på nuværende tidspunkt heller ikke grundlag for at estimere eventuelle løbende vedligeholdelses- og tilsynsomkostninger.

Hævning af vandløbsbunden:

Hævning af vandløbsbund uden genslyngning er en mindre strækningsbaseret restaurering, og et egnet virkemiddel i type 1, 2 og 3 vandløb (BEK nr 1207 af 26/08/2022). Med ophæng i Kriteriebekendtgørelsen har Miljøstyrelsens virkemiddelspriser fra it-værktøjet til vandrådsindberetningen af vandløbsindsatser i VP3 i 2019 dannet det faglige grundlag for anlægsomkostninger i nærværende analyse. Her er de strækningsbaserede middel-indsatspriser ved hævning af vandløbsbund uden genslyngning inklusive detailprojektering opgjort til henholdsvis 67 kr./meter for Type 1 vandløb, 112 kr./meter for Type 2 vandløb og 258 kr./meter for Type 3 vandløb (se tabel 5.4). Omregningen fra totale til årlige omkostninger (kr./år) er baseret på en tidshorisont på 20 år, og en diskonteringsrente på 4%.

Tabel 5.4. Anlægsomkostninger for hævning af vandløbsbunden (inkl. detail projektering) fordelt på vandløbstyper, hhv. samlede (kr./meter) og annuierede (kr./meter/år) omkostninger.

	Anlægsomkostninger i alt (kr./m) *			Kr./m/år (20 år; 4%)		
	Type 1	Type 2	Type 3	Type 1	Type 2	Type 3
Lav	34	56	129	2	4	9
Middel	67	112	258	5	8	19
Høj	101	168	386	7	12	28

*Kilde: Priserne kan findes i bekendtgørelserne BEK nr 1117 af 28/08/2023 og BEK nr 1116 af 28/08/2023.

Dertil kommer der potentielt andre mulige driftsomkostninger, for hvilke der på det eksisterende faglige grundlag, imidlertid ikke er dokumentation for.

Der vil muligvis også være et arealkrav ved anvendelse af dette virkemiddel, idet dræningen på de tilgrænsende arealer kan være reduceret som følge af forhøjet vandstand i vandløbet. Dette forelægger der dog i øjeblikket ikke dokumentation for.

De samlede årlige budget- og velfærdsøkonomiske omkostninger ved anvendelse af dette virkemiddel er præsenteret tabel 5.5.

Tabel 5.5. Samlede årlige omkostninger over en 20-årig periode (kr./m/år)

	Type 1 vandløb	Type 2 vandløb	Type 2 vandløb
Budgetøkonomiske omkostninger			
Anlæg (kr./m/år)	5	8	19
Indkomsttab landbrugsdrift (kr./år)	X	X	X
I alt (kr./år)	5	8	19
Velfærdsøkonomiske omkostninger			
I alt (kr./år)	6,3	10,5	24,3

Egen udregning. De velfærdsøkonomiske omkostninger fås ved at gange de budgetøkonomiske omkostninger med nettogiftsfaktoren på 1,28.

Med reference til effektestimatet af hævnings af vandløbsbunden kan reduktionsomkostningerne for dette virkemiddel nu udregnes.

Ændring af brinkhældning

Der er ikke foretaget omkostningsberegninger af dette virkemiddel.

Indarbejdelse i TargetEconP

Træer på vandløbsbrinken

Ifølge Kronvang & Larsen (2023) er reduktionen af brinkerrosion ved træer på brinken på ca. 27% i Strahler-orden 1&2 vandløb i morænelandskabet, stigende til 43% og 38% i Strahler-orden 3&4 og 5 vandløb. I Strahler-orden 1&2 vandløb på hedeslette og bakkeø er reduktionen større, nemlig 53%. Datamaterialet i Kronvang & Larsen (2023) tillader ikke direkte beregning af effekten af træer på brinken på de større vandløb på hedeslette og bakkeø. Kronvang & Larsen (2023) foreslår derfor at anvende effekten fra 1. og 2. ordens-vandløbene også på de større vandløb. Effekten af træplantning er indarbejdet i TargetEconP som en modifikation af den allerede beregnede brinkerrosion ifølge Andersen & Heckrath (2020).

Hævning af vandløbsbunden

Den relative effekt på fosfortab ved brinkerrosion af en hævnings af vandløbsbunden beregnes efter Andersen & Nilsson (2023) gennem en sammenligning af fosfortabet før og efter hævnings af bunden. Den relative effekt overføres på det forlods beregnede fosfortab ved brinkerrosion på strækningen (beregnet i Andersen & Heckrath, 2020). Der kræves information om landskabstype, vandløbsbredde og længden af vandløbsstykket, hvor bunden hæves. Til brug for indarbejdelse i TargetEconP er der beregnet effekt af hævnings af vandløbsbunden for seks kombinationer af landskabstype og vandløbsbredde: hhv. vandløb i moræne og vandløb på hedeslette/bakkeø opdelt på små vandløb (0 – 2 m), mellemstore vandløb (2 – 10 m) og store vandløb (større end 10 m). Det forudsættes i alle tilfælde, at vandløbsbunden hæves 40 cm. Effekterne af at hæve vandløbsbunden i morænevandløb er en reduktion i brinkerrosion på hhv. 52%, 37% og 27% for små, mellemstore og store vandløb. For vandløb på hedesletten er de tilsvarende reduktioner hhv. 39%, 33% og 28%.

Genslyngning

Den relative effekt på fosfortab ved brinkerrosion af en genslyngning af vandløbet beregnes ligeledes efter Andersen & Nilsson (2023) gennem en sammenligning af fosfortabet før og efter genslyngning. Den relative effekt overføres på det forlods beregnede fosfortab ved brinkerrosion på strækningen (beregnet i Andersen & Heckrath, 2020). Der kræves information om landskabstype, vandløbsbredde og længden af vandløbsstykket, der genslynges. Til brug for indarbejdelse i TargetEconP er der beregnet effekt af genslyngning af vandløb for seks kombinationer af landskabstype og vandløbsbredde: hhv. vandløb i moræne og vandløb på hedeslette opdelt på små vandløb (0 – 2 m), mellemstore vandløb (2 – 10 m) og store vandløb (større end 10 m). Det forudsættes, at slyngningsgraden er 1,4, at brinkanlæg før genslyngning er 1:1, mens det efter genslyngning er 1:1,25 og med anlæg i indersiden af meanderbuer på 1:3, samt at vandløbsbunden hæves 40 cm. Effekterne af genslyngning af morænevandløb er en reduktion i brink-erosion på hhv. 47 og 39% for små, mellemstore og store vandløb. For vandløb på hedeslette/bakkeø er de tilsvarende reduktioner alle negative, dvs. at brinkerrosionen øges ved genslyngning. For hedeslette/bakkeø-vandløb er det derfor i TargetEconP forudsat, at der kun gennemføres en hævnings af vandløbsbunden uden genslyngning og med anvendelse af de effekter af hævnings af vandløbsbunden, der er beskrevet ovenfor. Der kan være andre naturmæssige fordele ved genslyngning af hedeslettevandløb, men i dette projekt er der kun fokuseret på effekten på fosfortab.

Ændring af brinkhældning

Dette virkemiddel er ikke indarbejdet i TargetEconP.

5.3 Sandfang

Beregning af effekter

Andersen & Nilsson (2023) har på grundlag af en rundspørge med deltagelse af 76 kommuner estimeret dels den gennemsnitlige størrelse af et sandfang, dels hvor meget sediment, der gennemsnitligt fjernes årligt fra et sandfang. Den gennemsnitlige størrelse af et sandfang er ca. 75 m². Sandfangene tømmes i gennemsnit 1,2 gange årligt, og der fjernes gennemsnitligt ca. 52 m³ sediment om året per sandfang. Med henblik på at beskrive sandfang som et virkemiddel beregnede Andersen & Nilsson (2023) sedimentfjernelsesraten pr. georegion og fandt, at georegion 2 og 3 adskiller sig signifikant fra de øvrige regioner:

Georegion 2 (Nordjylland) 1,1 m³ m⁻² (antal kommuner i undersøgelsen: 4)

Georegion 3 (Vestjylland) 0,5 m³ m⁻² (antal kommuner i undersøgelsen: 7)

Øvrige georegioner 0,3 m³ m⁻² (antal kommuner i undersøgelsen: 45)

Andersen & Nilsson (2023) udtog endvidere sedimentprøver fra 40 sandfang til analyse for volumenvægt og indhold af totalfosfor. Af disse blev 24 prøver anvendt til statistiske test. Testene viser, at der ikke er statistisk signifikant forskel i sedimentets koncentration af totalfosfor mellem hverken georegioner eller vandløbstyper. For sedimentets volumenvægt er der heller ikke statistisk signifikant forskel mellem georegioner eller vandløbstyper. Gennemsnits- og medianværdierne i det undersøgte sediment er for totalfosfor: gennemsnit 221 mg P kg⁻¹ og median 248 mg P kg⁻¹. For volumenvægt er gennemsnit 1,41 kg l⁻¹ og median 1,45 kg l⁻¹.

Omkostningsberegninger

Omkostningerne forbundet med virkemidlet består af to overordnede delelementer: anlægsomkostninger og løbende vedligeholdelsesomkostninger. Der formodes ikke at være et såkaldt arealkrav ved dette virkemiddel, som kan medføre eventuelle tab af indkomst fra landbrugsdrift på det areal.

Sandfang er et egnet virkemiddel i type 1 og 2 vandløb, men ikke i store vandløb (type 3) (BEK nr 1207 af 26/08/2022, Kriteriebekendtgørelsen). Med ophäng i Kriteriebekendtgørelsen har Miljøstyrelsens virkemiddelspriser fra it-værktøjet til vandrådsindberetningen af vandløbsindsatser i VP3 i 2019 dannet det faglige grundlag for anlægsomkostninger i nærværende analyse. Her er de samlede middelomkostninger til etablering af sandfang inklusive detailprojektering opgjort til henholdsvis 33.600 kr./styk for Type 1 vandløb og 76.160 kr./styk for Type 2 vandløb (se tabel 5.6). Omregningen fra totale til årlige omkostninger (kr./år) er baseret på en tidshorisont på 20 år, og en diskonteringsrente på 4%.

Tabel 5.6. Anlægsomkostninger for etablering af sandfang (inkl. detail projektering) fordelt på vandløbstyper, hhv. samlede (kr./styk) og annuierede (kr./år) omkostninger.

	Anlægsomkostninger I alt (kr./styk) *		Kr./år (20 år; 4%)	
	Type 1	Type 2	Type 1	Type 2
Lav	16.800	38.080	1.236	2.802
Middel	33.600	76.160	2.472	5.604
Høj	50.400	114.240	3.709	8.406

*Priserne kan findes i bekendtgørelserne BEK nr 1117 af 28/08/2023 og BEK nr 1116 af 28/08/2023

Bemærk, at priser jf. Kriteriebekendtgørelsen indeholder såvel forundersøgelser- som gennemførselsomkostninger. Ved ansøgning om tilskud til forundersøgelse eller gennemførelse af et projekt om sandfang bliver det maksimale tilskudsbeløb, beregnet på baggrund af den vejledende referenceværdi for maksimalt 2 sandfang (BEK nr. 1207 af 26/08/2022).

Beregningsforudsætninger til estimering af driftsomkostninger for sandfang er baseret på input fra Herning kommune. Herning har 34 sandfang i kommunen (2020) og det anslås at disse tømmes en til to gange om året tilsvarende en oprensningsfrekvens på 1,5 om året. Herning bruger samlet 155.160 kr./år på tømning af disse sandfang, hvilket er fordelt på 41 individuelle tømninger af sandfang. Dette estimat er baseret på en tilbudsliste på tømning af sandfang modtaget hos Herning kommune i 2020, og som IFRO har fået tilsendt af kommunen.

Det har som udgangspunkt ikke været muligt at skelne mellem sandfang placeret i henholdsvis type 1 og type 2 vandløb, og der udregnes derfor en gennemsnitspris for hver enkelt tømning ved at dele de 155.160 kr./år med (41 tømninger). Under forudsætning af den givende oprensningsfrekvens, ganges dette estimat med 1,5, hvilket annuieres over en 20-årig tidshorisont. Den samlede udgift til tømning af sandfang beregnes ved fremskrive tømningssomkostningerne med en inflation på 2% for at beregne størrelsen af udgiften på tømningstidspunktet. Nutidsværdien af oprensningssomkostningerne beregnes herefter ved at tilbagediskontere de prisjusterede beløb over den relevante tidshorisont med en diskonteringsrente på 4%. Efterfølgende fordeles den beregnede nutidsværdi af tømningssomkostningerne ud over den 20-årige periode med en rente på 4%. De beregnede tømningssomkostninger fremgår af tabel 5.7, hvor både de totale og de tilsvarende årlige tømningssomkostninger er angivet.

Tabel 5.7. Oprensningssomkostninger, hhv. samlede (kr. i alt) og annuierede (kr./år) omkostninger

	Tømningsomkostninger i alt (kr.)	Tømningsomkostninger (kr./år; 20 år, 4%)
Anlæg (kr./år)	93.173	6.856

De samlede årlige omkostninger i forbindelse med etablering af sandfang er vist i tabel 5.8, hvor omkostningerne er opgjort i både budgetøkonomiske og velfærdsøkonomiske termer. De velfærdsøkonomiske omkostninger er beregnet ved at forhøje de budgetøkonomiske omkostninger med en nettoafgiftsfaktor på 1,28.

Tabel 5.8. Samlede årlige omkostninger over en 20-årig periode (kr./år)

	Type 1 vandløb	Type 2 vandløb
Budgetøkonomiske omkostninger		
Anlæg (kr./år)	2.472	5.604
Oprensning (kr./år)	6.856	6.856
I alt (kr./år)	9.328	12.460
Velfærdsøkonomiske omkostninger		
I alt (kr./år)	11.940	15.949

Med reference til effektestimatet af sandfang kan reduktionsomkostningerne for dette virkemiddel nu udregnes.

Indarbejdelse i TargetEconP

Sedimentfjernelsesraten ($\text{m}^3 \text{ m}^{-2}$) fastlægges på grundlag af den georegion, sandfanget befinder sig i (Georegion 2 (Nordjylland) $1,1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2}$, Georegion 3 (Vestjylland) $0,5 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2}$, øvrige georegioner $0,3 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2}$). Arealet af sandfanget ganges på sedimentfjernelsesraten. I beregningerne i TargetEconP er den gennemsnitlige størrelse af et sandfang (75 m^2) benyttet. Det beregnede sedimentvolumen er derefter omsat til en vægt ved at gange volumenvægten på (gennemsnit $1,41 \text{ t m}^{-3}$), mens den mængde fosfor, der fjernes med sedimentet, er fundet ved at gange sedimentets fosforkoncentration (gennemsnit $221 \text{ mg P kg}^{-1} = 0,221 \text{ kg P t}^{-1}$) på vægten af sedimentet.

5.4 Fosfor-drænfiltre

Institut for Agroøkologi har i de senere år sammen med partnere undersøgt kompakte drænfiltreløsninger for fosfor (Andersen mfl. 2020). Ved start af nærværende projekt var det forventet, at eksisterende data samt data fra et nystartet GUDP-projekt ville være tilstrækkeligt til at foretage indledende vurderinger af omkostningseffektiviteten af kompakte fosforfiltersystemer. Imidlertid har det vist sig, at tilbageholdelseseffektiviteten i pilotsystemerne har været kraftigt svingende samtidig med, at tekniske udfordringer har begrænset perioden for dataindsamlingen. Det blev derfor vurderet, at en økonomisk analyse af filtereffektiviteten ikke er hensynsmæssig i en fase, hvor filterteknologien stadig udvikles betydeligt.

5.5 Integrerede bufferzoner

Beregning af potentiale

Integrerede 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. Fosfortilbageholdelse i IBZ'er er beskrevet som et virkemiddel af Kronvang et al. (2020), hvor også omkostningerne ved etablering og drift fremgår. En IBZ består af en dybere grøft og en lavvandet infiltrationszone. Den integrerede 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. IBZ-anlæg kan ansues 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 synergi med arbejdet vedrørende 'Second Opinion, fase III (styrket modelgrundlag)' (Højbjerg et al., 2024) har Institut for Agroøkologi og Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet foretaget en estimering af potentialet for IBZ (Bach, 2023). Potentialekortlægningen er nærmere beskrevet i Bilag 2. Der er i alt kortlagt 4656 potentielle IBZ'er med et areal på i alt 1608 ha. Hver IBZ har et drænet oplandsareal, hvorfra der ledes drænvand igennem IBZ'en. Det potentielle behandlingsareal udgør 24.513 ha for hele landet.

5.6 Fosfor-vådområder

Beregning af potentiale

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 (Hoffmann et al., 2020). 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. 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, strømningsmønstret på det oversvømmede areal og åens morfologi (geometri, hældning, sinuositet). Da etablering af fosfor-ådale ydermere i praksis sker ved genslyngning af kanaliserede vandløb og hævnings af vandløbsbunden, er det kun muligt at foretage en overordnet screening af potentialet.

Potentialet for fosfor-vådområder har tidligere været estimeret indenfor oplandene til 435 søer (Hasler et al., 2023). I nærværende arbejde er der foretaget en landsdækkende vurdering ud fra følgende kriterier:

- Kun mellemstore og store vandløb inddrages (bredde mindst 2,5 m)
- Hældningen på vandløbsstrækningerne må ikke overstige 0,5 promille
- Oversvømmelser antages at kunne ske op til 75 meter fra vandløbsstrækninger med en bredde på 2,5 til 12 meter og op til 100 meter fra vandløbsstrækninger med en bredde på over 12 meter
- Arealerne skal ligge indenfor en afgrænsning af ådalen som angivet på kortet over potentialet for minivådområder (https://pure.au.dk/ws/portalfiles/portal/211496838/Nyt_potentialekort_2402_2021rev.pdf).

Det samlede kortlagte areal med potentielle oversvømmelser er på omkring 130.000 ha. En detaljeret beskrivelse af udledning af potentialet findes i bilag 3.

6 Integration af risikokortlægning og virkemidler

6.1 Introduktion

Forud for opsætning og beregninger med optimeringsmodellen TargetEconP er der for oplandene til 447 søer (tema: 'view_deloplande_Soer_GIS_aggreg.shp' fremsendt af Miljøstyrelsen 10.11.2023) beregnet effekten på reduktion i oplandstab af fosfor af en række virkemidler ved fuld udnyttelse af virkemiddelpotentialerne. Disse beregninger belyser den absolutte, teoretiske mulighed for reduktion af det diffuse fosfortab. Beregningerne kan blandt andet anvendes i gap-analyser; dvs. tilfælde hvor TargetEconP med den modellerede dosering og sammensætning af virkemidler ikke kan anvise målopfyldelse mht. fosforreduktion til en given sø. Beregningerne er foretaget på ID15-oplandsniveau og derefter aggregeret til de respektive søoplande. Metoderne er de samme som anvendt i projektet 'Second Opinion, fase III, styrket modelgrundlag. Delrapport 3: Diffus bidrag og virkemidler.' (Højbjerg et al., 2024), men er her anvendt i en finere, rumlig opløsning.

Nedenfor følger en kort beskrivelse af estimering af potentialer og effekter af virkemidlerne til reduktion af det diffuse fosforbidrag. Resultaterne for de 447 søer er overdraget til Miljøstyrelsen i form af en excel-fil den 19.11.2023. Resultaterne inddrages i arbejdet i det parallelle delprojekt *Udviklingsspor for fosfor: omkostningseffektiv fosforindsats og testoplande* (Hasler et al., 2024).

6.2 Effekt ved fuld udnyttelse af virkemiddelpotentialer

Kildeopsplitning

For hvert søopland er der foretaget en kildeopsplitning af det samlede diffuse fosfortab på de mest betydende transportveje: erosion, udvaskning, tab via makroporer, tab fra dyrket organisk jord og brinkerrosion. Dette giver en indikation af, hvilke virkemidler der i det enkelte opland vil være effektive. Fosfortabet opgjort for perioden 2012 - 2021.

Skovrejsning

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. Det er estimeret, at fosfortabet ved erosion reduceres 100%, og at fosfortab via makroporer til dræn reduceres 25 - 50% (Rubæk et al., 2020).

Risikoarealer for fosfortab via erosion og via makroporer til dræn er kortlagt i Andersen & Heckrath (2020). Som potentielt skovrejsningsareal er anvendt kommunernes indmelding om arealer, hvor skovrejsning er ønsket. Temaet er downloadet fra [Miljøgis \(mim.dk\)](https://mim.dk).

Randzoner

Måltrettede, brede og tørre randzoner designes, så de matcher den overfladiske afstrømning, der strømmer gennem randzonen fra den ovenliggende mark ned mod vandløbet eller søen. Det betyder, at randzonens bredde fra kronekanten af vandløbet kan varieres fra de f.eks. pligtige 2 m 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. Den væsentligste effekt af en 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 jordens frie bindingsflader, når vandet infiltrerer i randzonen. Tilbageholdelsen af fosfor i randzoner sker altså 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. Kronvang et al. (2020) beskriver randzonens effekt på fosfortransporten ind i randzonen som en funktion af randzonens bredde. En 10 m bred randzone kan således tilbageholde 62% af den tilførte totalfosfor, mens en 20 m bred randzone kan tilbageholde 75%.

Risikoarealer for fosfortab via erosion og via makroporer til dræn er kortlagt i Andersen & Heckrath (2020). Kortet anviser rumligt, hvor sedimenttransporten med associeret fosfor til vandløb foregår. På grundlag af kortlægningen er alle 50 m vandløbsstrækninger, hvor sedimenttransporten overstiger 1 tons sediment pr. år, identificeret. Med et antaget fosforindhold på 600 mg fosfor pr. kg sediment svarer en sedimenttransport til vandløbet på 1 ton til 0,6 kg fosfor. Sedimentets fosforkoncentration kan dog variere kraftigt og den internationale litteratur rapporterer om tilfælde af betydeligt højere koncentrationer. I beregningerne i nærværende projekt er det antaget, at der udlægges 20 m brede randzoner langs alle de identificerede 50 m vandløbsstrækninger.

Træer på vandløbsbrinker

Træer langs vandløbets brinker har i mange undersøgelser vist sig at medvirke til at stabilisere vandløbsbrinken og dermed reducere brinkerrosionen og tilskuddet af sediment og partikulært bundet fosfor. 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.

Kronvang & Larsen (2023) har udviklet en metode til beregning af effekten af træer på vandløbsbrinken. Beregning af effekten kræver information om vandløbets beliggenhed i landskabstype (moræne- eller hedeslettelandskab) og i georegion samt information om vandløbets størrelse (bredde mindre end 2 m, 2 – 10 m eller større end 10 m). Effekten af træer er en reduktion af brinkerrosion på 27 – 53%.

Brinkerosion i alle danske vandløb er kortlagt i Andersen & Heckrath (2020) opgjort på 100 m vandløbsstrækninger. Kortlægningen indeholder desuden information om vandløbets beliggenhed i hhv. landskabstype og georegion samt vandløbets bredde. Ydermere er vegetationen i en 2 m's zone på hver side af vandløbet kortlagt og inddelt i hhv. lav vegetation (græs, urter, mindre buske) og høj vegetation (træer). Potentialet for træplantning på vandløbsbrinker udgøres således af de vandløbsstrækninger, hvor der for nuværende er lav vegetation.

Vedvarende græs

Etablering af striber med permanent græs og urteagtig vegetation på dyrkede marker kan reducere tab af jord og fosfor med overfladisk afstrømmende vand. Både på 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. Heckrath et al. (2020a) angiver, at permanent græsdække kan reducere fosfortab med erosion op til 100%.

I den landsdækkende modellering af erosionsbetinget fosfortab til vandmiljø (Heckrath et al., 2020b) er arealanvendelsen beskrevet på grundlag af markblokdatabasen for perioden 2005-2014. Arealvægtede afgrødefaktorer blev beregnet for markblokkene, midlet over 10 års-perioden og til sidst kortlagt på et 1-km² raster. Afgrøde-faktorkortet repræsenterer således lokalt karakteristiske dyrkningssystemer i Danmark, men individuelle marker med den faktiske afgrøde fremgår ikke. For at undersøge effekten af vedvarende græs på erosionsbetinget fosfortab har vi anvendt de faktiske marker med vedvarende græs i 2021 som et potentiale og overlagt disse marker på de kortlagte erosionsarealer. Hvor en mark med vedvarende græs overlapper et erosionsområde, antager vi, at fosfortabet reduceres 100%.

Sandfang

Et sandfang anlægges ved at udvide vandløbets bredde og dybde på en kort strækning. Derved nedsættes vandets hastighed, og sandet transporteres ikke igennem sandfanget under almindelige afstrømningsforhold. Som tommelfingerregel udvides vandløbets bundbredde til 2-3 gange normal bredde, og bunden sænkes til ca. 1 m under normal bund. Sandfangets længde graves til ca. 10 gange vandløbets bredde, afhængigt af sandtransportens størrelse (Wandall et al., 2000).

For at bevare sin funktionalitet skal sandfanget jævnligt tømmes for aflejet sediment. Sedimentet indeholder fosfor, hvorfor sandfang har en reducerende effekt på fosfortransporten i vandløbet. I en undersøgelse af sandfangs effekt på fosfortransport i vandløb (Andersen & Nilsson, 2023) er det vist, at den gennemsnitlige størrelse af et sandfang er 75 m², men med stor variation, og at sedimentfjernelsesraten (m³ m⁻² år⁻¹) varierer mellem georegioner: georegion 2 (Nordjylland) 1,1 m³ m⁻² år⁻¹, georegion 3 (Vestjylland) 0,5 m³ m⁻² år⁻¹, øvrige georegioner 0,3 m³ m⁻² år⁻¹. Der er ikke statistisk signifikant forskel mellem georegioner på sedimentets volumenvægt (gennemsnit 1,41 kg l⁻¹) eller sedimentets indhold af totalfosfor (gennemsnit 221 mg P kg⁻¹).

Fosforeffekten af et sandfang findes ved først at gange arealet af sandfanget på sedimentfjernelsesraten. Det beregnede sedimentvolumen omsættes til en vægt ved at gange volumenvægten på (gennemsnit 1,41 t m⁻³). Den mængde fosfor, der fjernes med sedimentet, findes ved at gange sedimentets fosforkoncentration (gennemsnit 221 mg P kg⁻¹ = 0,221 kg P t⁻¹) på vægten af sedimentet. Et sandfang med en størrelse på 75 m² beliggende i Nordjylland vil således kunne fjerne ca. 26 kg P år⁻¹ fra vandløbet, mens de tilsvarende tal for sandfang af samme størrelse i hhv. Vestjylland og i de øvrige georegioner er ca. 12 kg P år⁻¹ og ca. 7 kg P år⁻¹.

Sandfang kan principielt anlægges i alle vandløb og med vilkårlig afstand. Der er således ikke nogen teoretisk øvre grænse for mængden af sandfang. Der findes allerede mere end 1000 sandfang i danske vandløb (Andersen & Nilsson, 2023). Som potentiale for etablering af nye sandfang er anvendt de foreslåede indsatser i vandområdeplanerne for tredje planperiode (data downloadet fra <https://miljoegis.mim.dk/spatialmap?profile=vandrammedirektiv3-2022>).

Okkerfældningsanlæg

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 drænudløb. Effekten på reduktion af fosfortransport kan være op til 140 kg P ha⁻¹ år⁻¹ (Jensen et al., 2020). En gennemgang af publicerede okkerfældningsanlæg viser en gennemsnitlig størrelse af et anlæg på 1,0 ha. Denne størrelse er anvendt i beregning af fosforeffekten af okkerfældningsanlæg i nærværende projekt.

Okkerfældningsanlæg etableres kun i okkerpotentielle områder som lavbunds-jorde i Vest- og Sønderjylland. Disse områder vurderes at udgøre 300.000 ha svarende til 10% af Jyllands areal (Kjærgaard og Forsmann 2014). Som potentiale for etablering af nye okkerfældningsanlæg er anvendt de foreslåede indsatser i vandområdeplanerne for tredje planperiode (data downloadet fra <https://miljoegis.mim.dk/spatialmap?profile=vandrammedirektiv3-2022>).

Mindre strækningbaserede restaureringer af vandløb

Mindre, strækningbaserede restaureringer kan ifølge Miljøministeriet (2021) omfatte udlægning af groft materiale, udskiftning af bundmateriale, hævning af vandløbsbunden uden genslyngning og plantning af træer langs vandløb. Vi har ikke mulighed for at estimere en eventuel effekt på fosfortransporten i vandløb af hhv. udlægning af groft materiale og udskiftning af bundmateriale. Plantning af træer langs vandløb behandles som et selvstændigt virkemiddel mod fosfortab ved brinkerosion. Hævning af vandløbsbunden har også en reducerende effekt på brinkerosion ved at mindske den flade, der kan eroderes. Her har vi antaget, at alle udpegede strækningbaserede restaureringer foretages som en hævning af vandløbsbunden. Herved overestimerer vi med stor sandsynlighed potentialet, da kommunerne i mange tilfælde undgår at hæve vandløbsbunden for at overholde vandløbsregulativet.

Den relative effekt på fosfortab ved brinkerrosion af en hævnings af vandløbsbunden beregnes efter Andersen & Nilsson (2023) gennem en sammenligning af fosfortabet før og efter hævnings af bunden. Den relative effekt overføres på det forlods beregnede fosfortab ved brinkerrosion på strækningen (beregnet i Andersen & Heckrath, 2020). Der kræves information om landskabstype, vandløbsbredde og længden af vandløbsstykket, hvor bunden hæves. I nærværende projekt er der beregnet effekt af hævnings af vandløbsbunden for seks kombinationer af landskabstype og vandløbsbredde: hhv. vandløb i moræne og vandløb på hedeslette opdelt på små vandløb (0 – 2 m), mellemstore vandløb (2 – 10 m) og store vandløb (større end 10 m). Det forudsættes i alle tilfælde, at vandløbsbunden hæves 40 cm. Effekterne af at hæve vandløbsbunden i morænevandløb er en reduktion i brinkerrosion på hhv. 52%, 37% og 27% for små, mellemstore og store vandløb. For vandløb på hedesletten er de tilsvarende reduktioner hhv. 39%, 33% og 28%.

Mindre strækningsbaserede restaureringer kan principielt anlægges i alle vandløb og med vilkårlig afstand. Som potentiale for etablering af nye strækningsbaserede restaureringer er anvendt de foreslåede indsatser i vandområdeplanerne for tredje planperiode (data downloadet fra <https://miljoegis.mim.dk/spatialmap?profile=vandrammedirektiv3-2022>).

Genslyngning af vandløb

Genslyngning af vandløb kan foretages med det formål, at vandløbets naturlige morfologiske processer kan udfoldes (Miljøministeriet, 2021). Genslyngning medfører et længere vandløb, hvorved et større brinkareal kan udsættes for erosion. Ydermere er brinkerossionsraten (antal millimeter eroderet brink per år) for vandløb på hedeslette markant større for slyngede vandløb end for udrettede vandløb (Kronvang & Larsen, 2023). Genslyngning af vandløb kan derfor suppleres med hævnings af vandløbsbunden, ændret brinkhældning eller plantning af træer på brinken for at reducere brinkerrosion.

Den relative effekt på fosfortab ved brinkerrosion af en genslyngning af vandløbet beregnes efter Andersen & Nilsson (2023) gennem en sammenligning af fosfortabet før og efter genslyngning. Den relative effekt overføres på det forlods beregnede fosfortab ved brinkerrosion på strækningen (beregnet i Andersen & Heckrath, 2020). Der kræves information om landskabstype, vandløbsbredde og længden af vandløbsstykket, der genslynges. I nærværende projekt er der beregnet effekt af genslyngning af vandløb for seks kombinationer af landskabstype og vandløbsbredde: hhv. vandløb i moræne og vandløb på hedeslette opdelt på små vandløb (0 – 2 m), mellemstore vandløb (2 – 10 m) og store vandløb (større end 10 m). Det forudsættes, at slyngningsgraden er 1,4, at brinkanlæg før genslyngning er 1:1, mens det efter genslyngning er 1:1,25 og med anlæg i indersiden af meanderbuer på 1:3, samt at vandløbsbunden hæves 40 cm. Effekterne af genslyngning af morænevandløb er en reduktion i brinkerrosion på hhv. 47%, 0% og 39% for små, mellemstore og store vandløb. For vandløb på hedesletten er de tilsvarende reduktioner alle negative, dvs. at brinkerossionen øges ved genslyngning. For hedeslettevandløb er det derfor i beregningerne forudsat, at der kun gennemføres en hævnings af vandløbsbunden uden genslyngning og med anvendelse af de effekter af hævnings af vandløbsbunden, der er beskrevet ovenfor.

Genslyngning kan principielt foretages på alle udrettede vandløb. Som potentiale for genslyngning er anvendt de foreslåede indsatser i vandområdeplanerne for tredje planperiode (data downloadet fra <https://miljoegis.mim.dk/spatialmap?profile=vandrammedirektiv3-2022>).

Mini-vådområder

Minivådområder med åben vandflade er et drænvirkemiddel, som anvendes som en end-of-pipe-løsning, der etableres på et areal beliggende umiddelbart før drænets udløb. Fosfor på både opløst og partikelbundet form kan tilføres drænvandet via udvaskning og transport gennem makroporer. Et åbent minivådområde består af et sedimentationsbassin efterfulgt af et bassin med skiftende dybe og lavvandede vegetationszoner. Det nuværende design viser god effekt på retention af fosfor. Hoffmann et al. (2020) angiver en tilbageholdelse af den tilførte mængde totalfosfor på 25 – 65%. Risikoarealer for fosfortab via udvaskning til dræn og via makroporer til dræn er kortlagt i Andersen & Heckrath (2020). Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet har for Landbrugsstyrelsen udarbejdet et potentialekort, der viser områder, hvor minivådområder kan etableres (Børgesen et al., 2019). I nærværende analyse inddrages arealer med lerindhold >12% samt kortlagt drænet areal med lerindhold <12% som egnede og potentielt egnede arealer. Potentialekortet for minivådområder er overlagt med hhv. kortet, der viser områder med fosforudvaskning til dræn og kortet, der viser områder, hvor der forekommer fosfortab via makroporer til dræn. Det er i maksimalscenariet antaget, at hele fosfortabet med udvaskning og via makroporer indenfor det potentielle minivådområdeareal kan behandles i minivådområder med ovenstående renseseffekt.

Integrerede bufferzoner

Integrerede 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. Den integrerede 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. 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. Til forskel fra minivådområder er oplandsarealet til IBZ'erne kortlagt, dvs. det areal, der potentielt kan bidrage med drænvand til en IBZ. Der antages, at en IBZ kan behandle vand fra et drænet areal i størrelsesforhold på op til 1:50 af IBZ-arealet. Kronvang et al. (2020) vurderer, at et IBZ-anlæg kan tilbageholde 30 – 70% af den tilførte fosfor.

GLM 5

Med implementeringen af EU's landbrugsreform for 2023-27 (CAP) gælder nye GLM-krav (krav om god landbrugsmæssig og miljømæssig stand af landbrugsjord), som omfattes af konditionalitet (det nuværende krydsoverensstemmelseskrav). Disse krav kan medvirke til at begrænse erosionsrisikoen fra landbrugsarealet. Med GLM 5 følger et pløjeforbud fra 1. oktober til 15. februar på kortlagte, sammenhængende arealer på mindst 0,75 ha inden for en markblok med en estimeret erosionsrate på over 7,5 tons jord pr. ha. pr. år. Ophør af pløjning på erosionstruede arealer antages at nedsætte fosfortabet med erosion med 50% (Munkholm et al., 2020). I projektet er GLM 5-arealerne kortlagt og overlagt på kortlagte risikoområder for erosion.

7 Konklusion

Som et led i arbejdet med at anvise en omkostningseffektiv opfyldelse af indsatsbehovet for søer med hensyn til fosfor er muligheden for at forbedre den eksisterende fosforrisikokortlægning og for at udvikle nye virkemidler til reduktion af diffuse fosfortab undersøgt i projektet.

Mens risikoen for makroporetransport er blevet kortlagt for landbrugsjord i Danmark, savnes der modeller, der kan knytte fosformobilisering og makroporestrømning sammen og dermed kvantificere fosfortab på markniveau. Sammenhænge mellem jordkarakteristika og fosfortab blev undersøgt på et stort datasæt omfattende eksperimentelt bestemt udvaskning af opløst og partikelbundet fosfor fra 193 intakte jordsøjler fra 11 lokaliteter i Danmark. Der er udviklet modeller for hhv. tab af opløst fosfor og tab af partikelbundet fosfor. Modellerne forklarer hhv. 68% og 76% af variationen i datamaterialet. Modellerne drives af forskellige jordegenskaber, der enten er kortlagt i Danmark eller har potentialet til at blive kortlagt, men endnu ikke er det. Fosforrisikokortet er derfor endnu ikke opdateret med modellerne for makroporetabs af fosfor.

Brinkerosion udgør en stor kilde til diffuse fosfortab, og det er tidligere påvist, at fosforindholdet i brinkerne i mange landskabstyper er højt. Imidlertid er der ikke udført systematiske prøvetagninger med gentagelser, hvorfor der ikke er viden om variationen og dermed usikkerheden på de eksisterende estimater for fosforindhold. En undersøgelse omfattende udtagning af 360 brinkprøver fra tre vandløbsstrækninger indenfor den samme landskabstype (yngre moræne) bekræftede det tidligere estimat, men viste, at der er meget stor variation i fosforindholdet i brinker selv indenfor samme vandløbsstrækning, hvorfor der er behov for yderligere prøvetagninger og analyser for at konsolidere estimaterne. Analyserne har resulteret i anbefalinger til det nødvendige antal gentagelser ved prøvetagning i forhold til en ønsket sikkerhed på data. Fosforrisikokortet er ikke opdateret med nye data for vandløbsbrinkers fosforindhold.

Tre nye virkemidler mod diffuse fosfortab udviklet i tidligere projekter er her operationaliseret og beskrevet med hensyn til effekt, potentiale og omkostninger: genslyngning af vandløb og hævning af vandløbsbunden, som begge retter sig mod fosfortab ved brinkerosion, og sandfang, som opfanger fosfor, som transporteres i vandløb. Virkemidlerne er dermed forberedt til at blive inkluderet i en eventuel opdatering af fosforvirkemiddelkataloget. Virkemidlerne er indarbejdet i modellen TargetEcon-P.

Potentialer for integrerede bufferzoner og for fosfor-vådområder er opgjort landsdækkende med henblik på anvendelse i TargetEcon-P. Potentialet for integrerede bufferzoner er fastlagt i samarbejde med projektet *Second Opinion, fase III (styrket modelgrundlag)* og udgør 25.000 ha. Potentialet for fosfor-vådområder har tidligere været opgjort for en række søoplande, mens det landsdækkende potentiale opgjort på grundlag af en række fastlagte kriterier udgør 130.000 ha.

Forud for opsætning og beregninger med optimeringsmodellen TargetEcon-P er der for oplandene til 447 søer beregnet reduktioner i oplandstab af fosfor ved anvendelse af en række virkemidler ved fuld udnyttelse af virkemiddelpotentialerne. Resultaterne er overdraget til Miljøstyrelsen og vises ikke i denne rapport, men anvendes i delprojektet *Udviklingsspor for fosfor: omkostningseffektiv fosforindsats og testoplande*.

8 Referencer

- Andersen, H.E., Baatrup-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>
- Andersen, H.E., Rubæk, G.H., Hasler, B. & Jacobsen, B.H. (redaktører). 2020. Virkemidler til reduktion af fosforbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 284 s. - Videnskabelig rapport nr. 379 <http://dce2.au.dk/pub/SR379.pdf>
- Andersen, H. E. & Heckrath, G. (redaktører). 2020. Fosforkortlægning af dyrkningsjord og vandområder i Danmark. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 340 s. - Videnskabelig rapport nr. 397.
- Andersen, H.E. & Nilsson, I-E.F. 2023. Fosforeffekt af vandløbsvirkemidler. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 108 s. - Teknisk rapport nr. 272
- Bach, E.O. 2023. Analyse af P virkemiddeleffekt af IBZ på ID15 oplandsniveau. Upubliceret notat fra Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet.
- Brian Kronvang, Beate Strandberg, Marianne Bruus, Nicholas Hutchings, Louise Martinsen og Berit Hasler. 2020. Målrettede, brede og tørre randzoner. I: Andersen, H.E., Rubæk, G.H., Hasler, B. & Jacobsen, B.H. (redaktører). 2020. Virkemidler til reduktion af fosforbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 284 s. - Videnskabelig rapport nr. 379.
- De Jonge, L.W., Kjærgaard, C., Moldrup, P. 2004. Colloids and colloid-facilitated transport of contaminants in soils: an introduction. *Vadoze Zone Journal* 3, 321-325.
- DHI, 2014. Status for okkerrensning. Vurdering af behovene for og effekterne af alternative rensnings-metoder for okker. Teknisk notat, Naturstyrelsen.
- Finansministeriet 2019: Dokumentationsnotat om opgørelse af nettoafgiftsfaktoren. Notat 26. april 2019
- Hasler, B., Filippelli, R., Levin, G., Andersen, H.E., Heckrath, G., Martinsen, L., Nainggolan, D. 2023. Omkostningseffektiv placering af fosforvirkemidler i forhold til søer. Indarbejdelse af fosfor i TargetEconN_P samt eksempler på resultater. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 69 s. - Videnskabelig rapport nr. 560.
- Hasler, B., Filippelli, R., Levin, G., Andersen, H.E., Nainggolan, D., Laage-Thomsen, T., Heckrath, G. 2025. Omkostningseffektiv fosforindsats i søoplande. Dokumentation og opdatering af modellen TargetEconP (under forberedelse).

Heckrath, G., Olsen, P., Strandberg, B., Bruus, M., Hutchings, N., Jacobsen, B.H. 2020a. Permanent plantedække på erosionstruede arealer og som barriere i landskabet. I: Andersen, H.E., Rubæk, G.H., Hasler, B. & Jacobsen, B.H. (redaktører). 2020. Virkemidler til reduktion af fosforbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 284 s. - Videnskabelig rapport nr. 379.

Heckrath, G., Onnen, N., Van Oost, K. 2020b. Kortlægning af potentielt fosfortab fra landbrugsjord ved vanderosion. I: Andersen, H. E. & Heckrath, G. (redaktører). 2020. Fosforkortlægning af dyrkningsjord og vandområder i Danmark. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 340 s. - Videnskabelig rapport nr. 397.

Hoffmann, C.C., Kronvang, B., Strandberg, B., Bruus, M., Hutchings, N., Martinsen, L., Hasler, B. Fosfor-vådområder (P-ådale). I: Andersen, H.E., Rubæk, G.H., Hasler, B. & Jacobsen, B.H. (redaktører). 2020. Virkemidler til reduktion af fosforbelastningen af vand-miljøet. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 284 s. - Videnskabelig rapport nr. 379.

Højberg, A.L., Børgesen, C.D., Andersen, H.E., Heckrath, G.J. 2024. Second opinion, fase III, Styrket modelgrundlag. Delrapport 3: Diffus bidrag og virkemidler. De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland. GEUS Specialrapport.

Jensen, H., Egemose, S., Reitzel, K., Martinsen, L., Hasler, B. 2020. Okkerfældningsbassiner. I: Andersen, H.E., Rubæk, G.H., Hasler, B. & Jacobsen, B.H. (redaktører). 2020. Virkemidler til reduktion af fosforbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 284 s. - Videnskabelig rapport nr. 379.

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.

Kotlar, A.M; Q. de Jong van Lier; T. Nørgaard, H.E. Andersen, B.V. Iversen 2020. Quantification of macropore flow in Danish soils using near-saturated hydraulic properties. Geoderma 375, doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114479.

Kriteriebekendtgørelsen (BEK nr 1207 af 26/08/2022)

Kronvang, B. & Larsen, S.E. 2023. Virkemiddel for brinkerrosion og fosfortab ved restaurering af vådområder og vandløb. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 22 s. - Teknisk rapport nr. 263 <http://dce2.au.dk/pub/TR263.pdf>

Kronvang B, van't Veen SGW, Zak D, Strandberg B, Bruus M, Hutchings N, Martinsen L, Hasler B, 2020. Intelligente Buffer Zoner (IBZ). I: Andersen, H.E., Rubæk, G.H., Hasler, B. & Jacobsen, B.H. (redaktører). 2020. Virkemidler til reduktion af fosforbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 284 s. - Videnskabelig rapport nr. 379.

Laubel, A., Jacobsen, O.H., Kronvang, B., Grant, R. and Andersen, H.E. (1999). Surface drainage loss of particles and phosphorus from field plot experiments and a tile-drained catchment. *J. Environ. Qual.*, 28 (2), 576-584.

Miljøstyrelsen (2023). Virkemiddelspriser fra it-værktøjet til vandrådsindberetningen af vandløbsindsatser i VP3 i 2019. Sendt på mail til Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi (IFRO).

Møller, A.B., Heckrath, G., Hermansen, C., Nørgaard, T., de Jonge, L.W., Greve, M.H. 2023. Mapping the phosphorus sorption capacity of Danish soils in four depths with quantile regression forests and uncertainty propagation. *Geoderma* 430, 116316.

Nørgaard, T., Møldrup, P., Olsen, P., Vendelboe, A.L., Iversen, B.V., Greve, M.H., Kjær, J., de Jonge, L.W. 2013. Comparative mapping of soil physical-chemical and structural parameters at field scale to identify zones of enhanced leaching risk. *Journal Environmental Quality*, 42, 271-283.

Schelde, K., de Jonge, L.W., Kjaergaard, C., Laegdsmand, M. and Rubæk, G.H. 2006. Effects of Manure Application and Plowing on Transport of Colloids and Phosphorus to Tile Drains. *Vadose Zone J* 2006 5: 445-458.

Wandall, K., Levesen, B., Landsfeldt, P & Frandsen, S.B. 2000. *Bedre vandløb – en praktisk håndbog*. Vejle Amt.

Bilag 1. Fosforindhold i brinker: Statistisk analyse

Til de statistiske analyser er variabelen TP_mg_kg anvendt. Variabelen er transformeret med den naturlige logaritme, så lad $X = \log(TP_mg_kg)$ i det følgende. Variabelen X er observeret på 3 forskellige strækninger (Ø, M, N), på hver strækning er der 5 lokaliteter, og for hver lokalitet er der foretaget 6 forskellige stik i et 2x3 gitter og taget prøver i 4 dybder: 0-25; 25-50; 50-75; 75-100 cm.

Den statistiske analyser består i estimering af de forskellige varianskomponenter i det nestede design. Varianskomponenterne anvendes til at bestemme de nødvendige samlede antal prøvetagninger for at opnå en vis procentdel sikkerhed. Desuden foretages der et antal forskellige statistiske tests i middelværdistrukturen i forsøgsdesignet.

Varianskomponenter:

Antag, at vi har følgende nestede model for den stokastiske variabel X

$$X_{ijk} = \mu + A_i + B_{ij} + C_{ijk},$$

hvor

$$i: \text{strækning}, i = 1, 2, 3 = a$$

$$j: \text{lokalitet}, j = 1, 2, 3, 4, 5 = b$$

$$k: \text{prøve}, k = 1, 2, 3, 4, 5, 6 = c.$$

Denne model anvendes for hver dybde for sig. Endvidere antages det at

$$A_i \stackrel{iid}{\sim} N(0, \sigma_A^2)$$

$$B_{ij} \stackrel{iid}{\sim} N(0, \sigma_B^2)$$

$$C_{ijk} \stackrel{iid}{\sim} N(0, \sigma_C^2).$$

Her står *iid* for at de enkelte variable er uafhængige og identisk fordelte. Denne antagelse er nok ikke helt korrekt for prøverne i 2x3 gitteret, men det er en antagelse vi gør os i alle de statistiske analyser. Denne model har 4 parametre og de estimeres på følgende måde:

$$\begin{aligned}\hat{\mu} &= \frac{1}{abc} \sum_i \sum_j \sum_k X_{ijk} \\ \hat{\sigma}_A^2 &= \frac{1}{a-1} \sum_i (\bar{X}_{i..} - \hat{\mu})^2 \\ \hat{\sigma}_B^2 &= \frac{1}{a-1} \sum_i (\bar{X}_{i..} - \hat{\mu})^2 \\ \hat{\sigma}_B^2 &= \frac{1}{a(b-1)} \sum_i \sum_j (\bar{X}_{i..} - \bar{X}_{i.})^2 \\ \hat{\sigma}_C^2 &= \frac{1}{ab(c-1)} \sum_i \sum_j \sum_k (X_{ijk} - \bar{X}_{ij.})^2,\end{aligned}$$

hvor

$$\bar{X}_{..} = \frac{1}{bc} \sum_j \sum_k X_{ijk}$$

$$\bar{X}_{ij.} = \frac{1}{c} \sum_k X_{ijk}.$$

Estimatet for μ har følgende teoretiske varians, som også definerer opdelingen af variansen i komponenter

$$Var[\hat{\mu}] = \frac{\sigma_A^2}{a} + \frac{\sigma_B^2}{ab} + \frac{\sigma_C^2}{abc}.$$

Beregner man estimerne for de 3 varianskomponenter får man følgende estimat for variansen $Var[\hat{\mu}]$ for de 4 dybder

0-25 cm:

$$S_X^2 = \frac{0,01156}{3} + \frac{0,25106}{15} + \frac{0,01872}{90}$$

25-50 cm:

$$S_X^2 = \frac{-0,04737}{3} + \frac{0,43463}{15} + \frac{0,04365}{90}$$

50-75 cm:

$$S_X^2 = \frac{-0,0034563}{3} + \frac{0,76100}{15} + \frac{0,14585}{90}$$

75-100 cm:

$$S_X^2 = \frac{-0,06622}{3} + \frac{0,32589}{15} + \frac{0,11509}{90}.$$

Ud fra denne beregning kan man se, at for en minimering af variansen bør man inddrage flere lokaliteter og færre strækninger i prøvetagningsdesignet. Data viser, at den største variation er på 100 meter niveau, hvilket måske er overraskende, fordi man måske ville forvente den største variation mellem strækninger. Det kan være en tilfældighed, men kunne også antyde, at midlet over de 5 lokaliteter på en strækning, så har man cirka samme niveau af TP. På de korte distancer, 20-40 cm er variansen betydeligt mindre end på 100 meter distancen.

Variansestimaterne kan anvendes til at beregne det samlede antal nødvendige antal prøvetagninger pr. dybde (n) for at opnå en sikkerhed på henholdsvis 10, 20 og 50%. Med sikkerhed vil vi forstå, at 95% konfidensintervallet for parameteren μ skal være

$$[\mu * (1 - L); \mu * (1 + L)]$$

hvor $L = 0,1; 0,2; 0,5$. Antallet n kan beregnes som

$$n = \frac{4\hat{\sigma}^2}{L^2},$$

hvor $\hat{\sigma}^2 = abc \cdot S_X^2$.

Det giver følgende nødvendige antal prøvetagninger for de 4 forskellige dybder og de 3 forskellige niveauer af sikkerheder (tabel 1).

Tabel 1. Det samlede nødvendige antal prøvetagninger for at opnå en sikkerhed på hhv. 10%, 20% og 50%.

Dybder	$L = 0,1$	$L = 0,2$	$L = 0,5$
0-25 cm	749	188	30
25-50 cm	492	123	20
50-75 cm	1844	461	74
75-100 cm	34	9	2

Tabel 1 viser, at der har været ret stor variation i TP i dybden 50-75 cm fordi der kræves ret mange prøvetagninger for at opnå en given sikkerhed, se også tabel 4.3. Beregningerne er baseret på 90 prøvetagninger i alt, og med dem kan man kun opnå en sikkerhed på 50% i alle dybder.

Test i middelværdistrukturen

Næste punkt i den statistiske analyse er at teste om de TP på de 3 strækninger er statistisk signifikant forskellige. Så lad os antage følgende model

$$X_{ijk} = \mu + a_i + B_{ij},$$

hvor a_i står for bidraget fra hver af de 3 strækninger. De 6 prøver pr. strækning er midlet før analysen. Testen fortages pr. dybde.

Tabel 2. Resultater, her har F-testen (2,14) frihedsgrader.

Dybde	F-test værdi	P-værdi
0-25	1,23	0,33
25-50	0,46	0,64
50-75	0,98	0,40
75-100	0,04	0,96

For hver dybde finder man ingen parvise forskelle, hvilket vil sige, at der ikke er statistisk signifikant forskel mellem de tre strækninger.

Endelig er der foretaget en statistisk analyse af om TP er signifikant forskellige over dybder. I denne analyse er de 6 prøver pr. dybde ikke midlet. Testen viser at TP er signifikant forskellig over dybder ($F_{3,342}=36,78$; $P<0,0001$). Alle parvise sammenligninger over dybder er signifikante på nær sammenligningen 50-75 mod 75-100 hvor $P=0,055$. Men altså tæt på at være signifikant.

TP-indholdet beregnes til at være følgende værdier i gennemsnit pr. dybde:

0-25 cm: 731,13

25-50 cm: 568,11

50-75 cm: 484,30

75-100 cm: 442,18

Bilag 2. Beregning af potentialet for fosfortilbageholdelse i integrerede bufferzoner

Integrerede bufferzoner (IBZ) er et drænvirkemiddel (Andersen mfl. 2020), 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. Den integrerede 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 sorption 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. IBZ-anlæg kan ansues 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.

Til estimering af potentialet antages det, at IBZ'er etableres indenfor en 30 m eller 40 m bred zone langs vandområder afhængig af vandløbets bredde. En række forhold i denne zone udelukker etableringen såsom jord med >12% kulstofindhold, Natura 2000 eller §3-områder, klassificering som byzone eller bebygget areal samt terrænhældning >12%. Højbjerg et al. (2024), bilag B indeholder en detaljeret beskrivelse af inputdata og beslutningstræ ift. placering af IBZ. I kortlægningen af potentielle IBZ'er anvendes en minimumsstørrelse på 800 m². Til forskel fra minivådområder er der kortlagt oplandsarealet til IBZ'erne (figur 1), dvs. det areal der potentielt kan bidrage med drænvand til en IBZ. Der antages, at en IBZ kan behandle vand fra et drænet areal i størrelsesforhold på op til 1:50 af IBZ-arealet. I kortlægningen bruges en minimumsstørrelse for oplandsareal på 2 ha svarende til et minimumsstørrelsesforhold 1:25 af IBZ-arealet. I alt er der kortlagt 4656 potentielle IBZ'er. Kronvang et al. (2020) vurderer, at et IBZ-anlæg kan tilbageholde 30 – 70% af den tilførte fosfor. I nærværende analyse antages en tilbageholdelseseffektivitet på 50% Det potentielle oplandsareal til IBZ-anlæg udgør i alt 24.513 ha i Danmark.

Figur 1. Potentialet for anlæg-gelse af IBZ-anlæg. Kortet viser drænede oplandsarealer til IBZ (Bach, 2023).



Bilag 3. Estimering af potentiale for fosfor-våd-områder (P-ådale)

Figuren illustrerer den anvendte metode i et kortudsnit. Fra kortet over vandløbsstrækninger (GeoDanmark, 2021) blev alle vandløbsstrækninger splittet op i strækninger på ca. 100 meters længde. For hver 100 meters strækning, blev vandløbets højde ved startpunktet og ved endepunktet trukket ud fra Danmarks digitale terrænmodel (SDFE 2021). For at tage højde for evt. uoverensstemmelser mellem kortet over vandløbsstrækninger og terrænmodellen, blev den laveste højde inden for en søgeradius på 20 meter valgt. For hver 100 meters-strækning blev hældningen i promille beregnet ved at dividere højdedifferencen mellem start- og slutpunkt (i meter) med vandløbets strækning (i meter) og gange dette med 1000. Alle vandløbsstrækninger blev efterfølgende inddelt i strækninger med en hældning under eller lig med 0,5 promille og strækninger med en hældning på over 0,5 promille (a). Efterfølgende blev alle vandløbsstrækninger med en hældning under eller lig med 0,5 promille inddelt i strækninger med bredder på 2,5 – 12 meter og over 12 (b). For strækninger med en bredde på 2,5 til 12 meter, blev arealer inden for 75 meter fra vandløbet og inden for ådalsafgrænsningen (AU Agrosience og Ecoscience 2021) udpeget. For strækninger med en bredde på over 12 meter, blev arealer inden for 100 meter fra vandløbet og inden for ådalsafgrænsningen udpeget (c). Det samlede kortlagte areal med potentielle oversvømmelser (d) er på omkring 130.000 ha. Til modelberegninger i TargetEcon, blev arealprocenten af dette potentialekort beregnet for hver mark.

Det skal bemærkes, at etablering af P-ådale i praksis sker ved genslyngning af kanaliserede vandløb og hævnning af vandløbsbunden, hvorved der sker en ændring af faldforholdene. Det er derfor ikke muligt uden en egentlig dimensionering og modelberegning at forudsige den fremtidige oversvømmelse. Ovenstående er et forsøg på ud fra et teoretisk grundlag at indkredse det reelle potentiale for P-ådale, som derfor er behæftet med stor usikkerhed.

Kilder:

AU Agrosience og Ecoscience, 2021: Nyt potentialekort til minivådområdeordningen, af Christen Duus Børgesen, Mogens H. Greve, Eva O. Bach, Gasper Laurent Sechu, Ane Kjeldgaard, Carl Christian Hoffmann. Modtaget fra AU Ecoscience i maj 2021.

Geodanmark, 2021: Kort over vandløbsstrækninger 2021. Hentet på <https://download.kortforsyningen.dk/>

SDFE, 2021: Danmarks Digitale Højdemodel. Hentet på kortforsyningen i maj 2021.

a) Beregning af hældning for 100 meters vandløbsstrækninger

Vandløbshældning

— $\leq 0,5$ promille

— $> 0,5$ promille

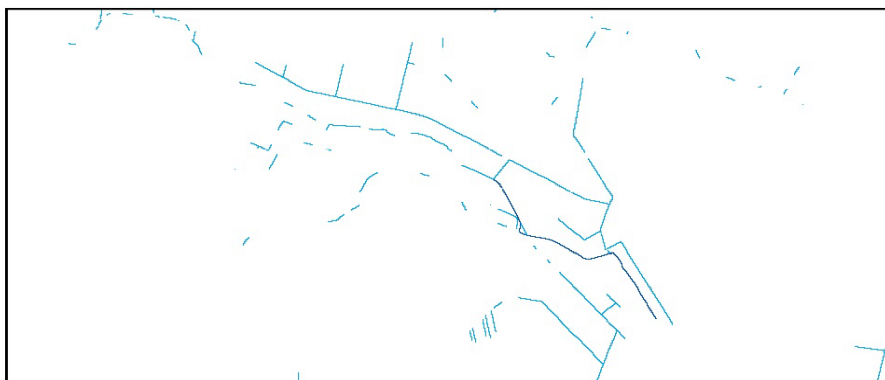


b) Vandløbsstrækninger med hældning $\leq 0,5$ promille og bredde $\geq 2,5$ meter

Vandløbsbredde

— < 12 meter bredde

— 2,5 - 12 meter bredde

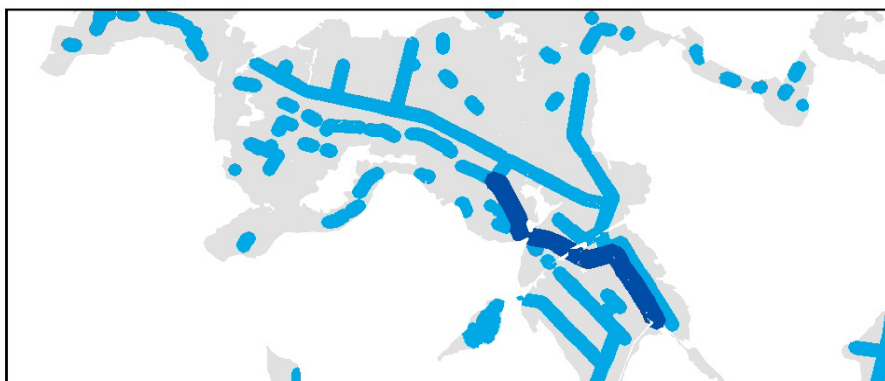


c) Kortlægning af potentielle oversvømmelser fra vandløb inden for ådalsafgrænsning

■ 100 meter fra vandløbsbredde > 12 meter

■ 75 meter fra vandløbsbredde 2,5 - 12 meter

■ Ådalsafgrænsning



d) Samlet kort over potentielle oversvømmelser inden for ådalsafgrænsning og langs vandløbsstrækninger med en bredde $\geq 2,5$ meter og en hældning $\leq 0,5$ promille

■ Oversvømmet areal



0 750 1,500 3,000 m

Figur 2. Illustration af metoden til kortlægning af potentielle oversvømmelsesområder langs vandløb.

UDVIKLINGSSPOR FOR FOSFOR: FOSFORRISIKOKORT OG VIRKEMIDLER

I rapporten præsenteres resultaterne af det første af to delprojekter vedrørende videreudvikling af fosforrisikokortlægningen og udvikling af yderligere virkemidler til reduktion af diffuse fosfortab.